

# Modellering av läckage genom bottentätningen i Tagenedeponins södra randområde

Modelling of Leakage through the Bottom  
Liner of the Tagene Landfill

---

Anna Vickman

## REFERAT

### Modellering av läckage genom bottentätningen i Tagenedeponins södra randområde

*Anna Vickman*

Deponier har tidigare ofta anlagts på platser där det ansetts vara lämpligt för landskapsbilden snarare än ur föroreningsynpunkt. Under 1900-talets andra hälft ökade miljöhänsynen successivt och år 2001 kom förordningen (2001:512) om deponering av avfall. Denna ställer nya krav på deponiers konstruktion till vilka deponier som ska vara i bruk efter år 2008 måste anpassas. Ett av de krav som ställs är att deponier ska ha en bottentätning som uppfyller vissa täthetskrav. Äldre deponier som inte kan anpassas till den nya lagstiftningen måste avslutas.

Tagene avfallsanläggning i Göteborg drivs av Renova AB och deponiverksamhet har pågått här sedan 1972. Länsstyrelsen i Västra Götalands län har för denna anläggning begärt att det ska utredas om de befintliga jordlagren under avfallsanläggningen i den södra kanten uppfyller det krav som ställs på en bottentätning. Då Tagenedeponin klassificeras som en deponi för icke-farligt avfall får bottentätningen släppa igenom maximalt 50 liter vatten per kvadratmeter och år.

Syftet med detta arbete är att bedöma om kravet på bottentätningen uppfylls. Detta har gjorts genom att grundvattenflöden i Tagenedeponins närområde har modellerats med hjälp av Visual Modflow 4.0.

Modellen är kalibrerad för att representera ett normaltillstånd i området. Som hjälp vid modelleringen har resultat från undersökningar av mark och vatten använts. Information om markytans nivå samt jordartskartor har också använts. För kalibrering har data från grundvattennivåmätningar samt data från yt- och lakvattenflödesmätningar använts.

Resultaten visar ett läckage som överstiger de 50 liter per kvadratmeter och år som lagen föreskriver på den östra sidan av deponins södra spets. Som mest uppgår läckaget till 350 liter per kvadratmeter och år. På den västra sidan visar simuleringarna däremot inget läckage ut från deponin. Här sker istället ett inläckage från omgivande mark.

Läckaget orsakas inte i första hand av bristande täthet i bottnen utan av att det kommer in för mycket vatten i förhållande till hur mycket som avleds via lakvattensystemet.

Det är inte självklart att ett högt läckage från deponin ger en stor påverkan på omgivningen då kemin i vattnet som läcker ut inte är känd. Simulering av transporten från deponin skulle ge en bild av var det är störst risk för föroreningar. Mätningar av grundvattenkemin kan därefter visa om påverkan på omgivningen sker.

Nyckelord: Grundvattenmodellering, deponi, bottentätning, Modflow

## ABSTRACT

### **Modelling of Leakage through the Bottom Liner of the Tagene Landfill**

*Anna Vickman*

In earlier years the location of a landfill was chosen primarily according to what is beneficial from a landscaping point of view. During the second half of the 20<sup>th</sup> century more and more environmental considerations have been taken and in the year 2001 new legislation made new demands on landfills. Among other things new landfills need to be constructed with a bottom liner to prevent leakage of water to the surroundings. Landfills that are not adapted to the new legislation at the end of year 2008 will have to be closed down.

The Tagene landfill in Gothenburg is run by Renova AB and it has been in use since 1972. The County Administrative Board of Västra Götaland has requested that it be investigated if the function of the bottom liner is fulfilled by the existing soil layers underneath the southern border of the Tagene landfill. As this landfill is classed as a landfill for non-hazardous waste the leakage through the bottom liner is to be no more than 50 litres per square metre and year.

The purpose of this report is to find out if the function of bottom liner is fulfilled. This has been done by modelling the groundwater in and around the Tagene landfill in Visual Modflow 4.0.

The model has been calibrated to reflect a normal state of the area. In the modelling process data from investigations of soil and water have been used, as well as data on the level of the ground surface and maps of soil types. Calibration data were groundwater surface levels as well as flows of leachate and surface water.

The model shows a leakage that far exceeds the 50 litres per square metre and year prescribed by the law at the eastern side of the southern border. In the areas with the most leakage it is as much as 350 litres per square meter and year. At the western side of the investigated area the leakage from the landfill to the underlying soil is below 50 litres per square metre and year. Here water flows from the soil into the landfill.

The leakage is caused mostly by too great an inflow and too little leachate being gathered in the leachate system, not by the hydraulic conductivity of the soil layers.

Since the chemistry of the leaking water is unknown, a high leakage does not automatically mean a great impact on the surroundings. Simulating the transport from the landfill would give information about where pollutants are most likely to be present. Investigating the groundwater chemistry can show if the landfill has an impact on the surroundings.

Keywords: Groundwater modelling, landfill, bottom liner, Modflow

## FÖRORD

Detta är mitt examensarbete från Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik, vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng (ECTS).

Arbetet har utförts på konsultföretaget WSP i Göteborg på uppdrag av Renova AB. Handledare har varit Johan Alm på avdelningen Mark och vatten på WSP och kontaktperson på Renova har varit Sara Boström. Lars-Christer Lundin på institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet har varit ämnesgranskare.

Många personer har hjälpt mig att göra detta arbete möjligt både i det stora och i det lilla. Till att börja med vill jag tacka Johan Alm och Sara Boström för att de har gett mig chansen att genomföra ett riktigt intressant examensarbete och för alla givande diskussioner och den handledning som de båda har bidragit med. Dessutom vill jag rikta ett extra stort tack till Patrik Lissel på WSP i Halmstad för ovärderlig hjälp med modelleringen.

Tack även till Lars-Christer Lundin för vägledning i rapportskrivandet och till övriga på Uppsala universitet som hjälpt mig med diverse praktiska frågor.

Tack till Erik Ivarsson på Tagene avfallsanläggning för utförandet av mätningar. Tack också till Camilla Svensson (platsansvarig på Tagene) och Sofia Widengren (tidigare anställd på Renova) för att jag har fått hjälp när jag som bäst behövt det.

Jag vill tacka alla som har bidragit med data och som hjälpt mig med tillgång till utrustning och programvara. Dessutom vill jag tacka er som varit mina arbetskamrater på WSP och på Renova under den gångna tiden. Ni har gjort tunga stunder mindre tunga och glada stunder gladare.

Sist men inte minst: Tack till min sambo Erik för många av rapportens bilder, för granskning av rapporten och för såväl moraliskt som praktiskt stöd i hektiska perioder.

Göteborg, 2008



Anna Vickman

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Renova AB driver Tagene avfallsanläggning på Hisingen i Göteborg. På avfallsanläggningen pågår, förutom deponering, sortering och annan hantering av avfall. Deponiverksamheten har pågått sedan år 1972 och började med deponering av avloppsslam. Nu för tiden deponeras inget slam. Huvuddelen av det avfall som deponeras på Tagene avfallsanläggning är istället restprodukter från avfallsförbränning.

Kraven på miljöhänsyn vid mänskliga ingrepp i naturen, både från myndigheter och från allmänheten, har ökat enormt de senaste årtiondena. Avfallshantering är inte undantaget från denna utveckling och bland annat kom Förordningen (2001:512) om deponering av avfall år 2001 som ställer nya krav på hur avfall får deponeras. Före utgången av år 2008 ska alla deponier endera vara anpassade till de nya kraven eller så ska deponeringen vara avslutad. Ett av de krav som ställs för att en deponiverksamhet ska kunna fortsätta är att deponin måste ha en bottentätning med en viss täthet. Bottentätningen kan vara konstgjord, men den kan också bestå av de ursprungliga jordlagren utan åtgärd om dessa uppfyller täthetskravet.

I förordningen delas deponier in i tre kategorier: deponier för farligt avfall, deponier för icke-farligt avfall och deponier för inert avfall. Deponin på Tagene avfallsanläggning räknas som en deponi för icke-farligt avfall. Det täthetskrav som ställs på bottentätningen i en sådan deponi är att den maximalt får släppa igenom 50 liter vatten per kvadratmeter och år.

För anpassning av Tagene avfallsanläggning till de nya kraven har Länsstyrelsen i Västra Götalands län begärt att det ska undersökas om de befintliga jordlagren under deponin uppfyller funktionen av en bottentätning. Mer specifikt efterfrågas en undersökning av deponins södra kant.

Syftet med detta arbete är att ta reda på hur stort läckaget genom bottnen på Tagenedeponin är i den södra kanten. Undersökningen har genomförts genom att grundvattenförhållandena för deponin och dess närområde modellerats.

Programmet som använts för modelleringen heter Visual Modflow 4.0. Principen för programmet bygger på att det aktuella området delas in i tredimensionella celler (med rektangulära sidor). Varje sådan cell tilldelas egenskaper motsvarande den typ av jord som bedöms finnas i det område som cellen representerar. In- och utflöden till och från området programmeras för att motsvara de flöden som finns i verkligheten.

När varje cell har tilldelats egenskaper och alla in- och utflöden har definierats kan modellen användas för att simulera grundvattennivåer och grundvattenflöden. Resultaten som simuleringen ger jämförs med uppmätta värden från det verkliga området. Sådana värden kan vara nivåer på grundvattenytan i vissa punkter eller vattenflöden i vissa delar av området. De uppmätta värdena måste vara från samma period som den nederbörd som används. De egenskaper som cellerna tilldelats kan sedan justeras tills resultaten från simuleringen stämmer tillräckligt bra överens med de uppmätta värdena. Denna process kallas kalibrering.

Om det finns ytterligare uppmätta värden som inte använts i kalibreringen och som motsvarar andra nederbördsförhållanden kan dessa användas för att kontrollera att modellen fungerar för andra situationer än den som användes i kalibreringen. Processen kallas validering och innebär att de nya nederbördsförhållandena används för nya simuleringar. Resultaten från dessa simuleringar kontrolleras mot denna periods uppmätta värden. Om överensstämmelsen är tillräckligt bra så är modellen färdig för att ge tillförlitliga resultat.

Modellen kan användas för att ta reda på hur grundvattennivåer och flöden i det aktuella området skulle påverkas om förhållandena (oftast nederbörden) förändras. Den kan också användas för att svara på frågor om hur grundvattnet beter sig i delar av det undersökta

området där direkta mätningar inte kan genomföras. De flöden från deponi till underliggande mark som grundvattenmodellen över Tagenedeponin är tänkt att ge som resultat kan inte enkelt mätas.

De mätvärden som fanns att tillgå för Tagenedeponin var inte tillräckligt omfattande för att spegla säsongsvariationer, varför modellen fick representera ett normaltillstånd för grundvattensituationen. Ingen validering av modellen kunde göras då det inte fanns värden för någon annan nederbördssituation än den som använts i kalibreringen att jämföra med.

Osäkerheterna i en färdig grundvattenmodell brukar, så även i detta fall, analyseras genom att alla egenskaper som tilldelats cellerna och alla flöden som skapats varieras. Ofta vet man inte säkert hur det ser ut i marken och genom att variera de egenskaper som tilldelats kan man få en bild av hur stora konsekvenser för resultatet ett felaktigt antagande skulle få.

Grundvattenmodellen över Tagenedeponin uppvisade inga osäkerheter om påverkade tolkningen av resultaten. Rimliga variationer i parametrar och indata ger samma huvudresultat och slutsatser. Detta styrker säkerheten i modellens resultat.

Simuleringsresultaten visar att det läcker ut för mycket vatten i den östra delen av det undersökta området. I det område som har högst läckage ligger detta på 350 liter per kvadratmeter och år. I den västra delen av området ligger läckaget under 50 liter per kvadratmeter och år. Därmed klarar den västra delen förordningens krav. I väster sker istället ett inläckage från omgivande mark till deponin.

Läckaget från deponin orsakas inte i första hand av bristande täthet i jordlagren under deponin. Det största problemet är att det kommer in för mycket vatten via regn och från deponins nordligare delar i förhållande till hur mycket vatten som avleds i lakvattensystemet. Om botten på deponin vore tillräckligt tät för att ge ett läckage under 50 liter per kvadratmeter och år så skulle läckaget istället ske i sidled, genom ytliga marklager.

Hur allvarligt det är att det sker ett stort utläckage skulle kunna undersökas genom att modellen användes för att simulera förorenings-spridning från deponin. Utifrån en sådan simulering skulle kemiska mätningar kunna utföras där det är störst risk för förorening.



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING .....	1
1.1	METODVAL .....	2
1.2	RAPPORTENS UPPLÄGG .....	3
2	BAKGRUND .....	3
2.1	ALLMÄNT OM DEPONIER .....	3
2.2	LAGSTIFTNING .....	3
2.2.1	Krav på geologisk barriär och botten tätning .....	4
2.3	EXEMPEL PÅ DEPONIER .....	5
3	TEORI .....	6
3.1	HYDRAULISK KONDUKTIVITET .....	6
3.1.1	Hydraulisk konduktivitet i olika geologiska material .....	6
3.2	VATTENSTRÖMNING .....	7
3.3	GRUNDVATTENBILDNING .....	8
3.4	TUNNLAR I BERG .....	8
3.5	VATTENBALANS .....	9
4	MATERIAL .....	10
4.1	PROGRAM .....	10
4.1.1	Randvillkor och begynnelsevillkor .....	11
4.1.2	Modellparametrar .....	12
4.2	FÖRHÅLLANDENA PÅ TAGENE AVFALLSANLÄGGNING .....	12
4.2.1	Allmän beskrivning av geologin och hydrologin .....	12
5	TILLVÄGAGÅNGSSÄTT .....	20
5.1	INSAMLING OCH BEHANDLING AV DATA .....	20
5.1.1	Hydraulisk konduktivitet .....	20
5.1.2	Nederbörd och avdunstning .....	21
5.1.3	Grundvattennivåer och flöden .....	22
5.2	MODELLERINGSPROCESSEN .....	23
5.2.1	Konceptuell modell .....	24
5.2.2	Digital modell .....	25
5.2.3	Kalibrering .....	28
5.2.4	Simulering och känslighetsanalys .....	31
6	RESULTAT .....	32
6.1	ÖVRIGA OBSERVATIONER .....	34
6.2	KÄNSLIGHETSANALYS .....	34
7	DISKUSSION .....	35
7.1	BEGRÄNSNINGAR .....	35
7.2	KOMMENTARER TILL ANTAGANDEN OCH FÖRENKLINGAR .....	35
7.3	OSÄKERHETER I DATA .....	37
7.4	JÄMFÖRELSER MED TIDIGARE RESULTAT .....	38
7.5	VIDARE UNDERSÖKNINGSMÖJLIGHETER .....	38
8	SLUTSATSER .....	39
	REFERENSER .....	40

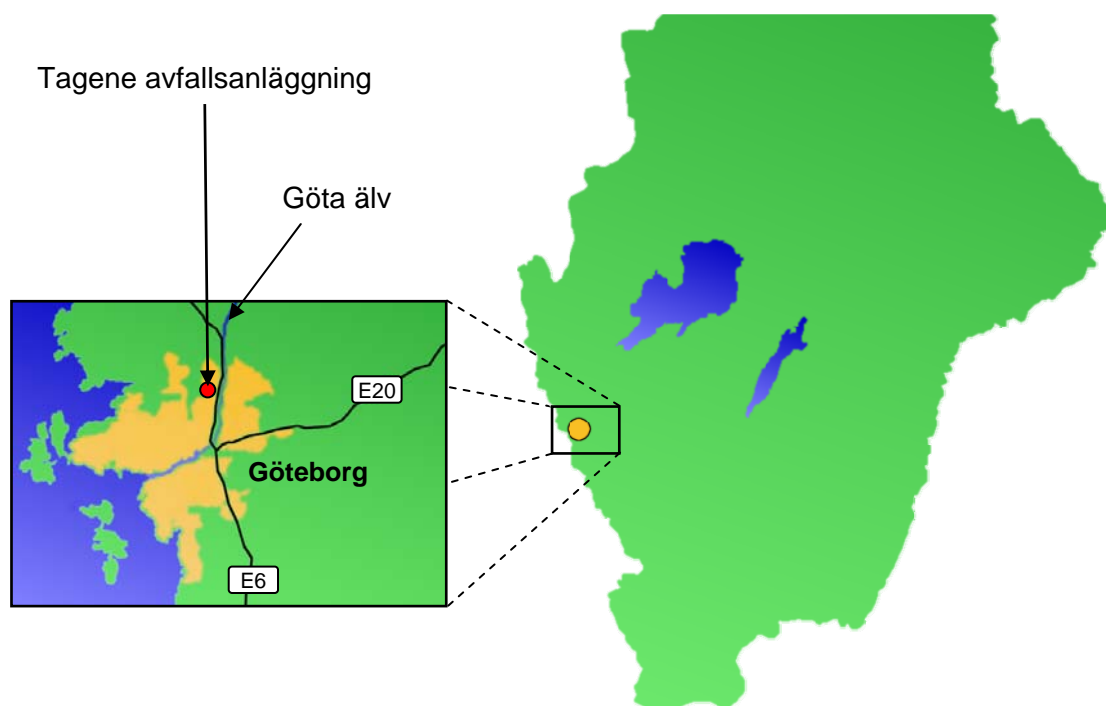




# 1 INLEDNING

På grund av en ny förordning från 2001 måste deponier som är i drift i Sverige anpassas till nya krav före utgången av 2008. En av de deponier som berörs av detta är Tagenedeponin som drivs av Renova AB. Renova ägs av ett antal kommuner i Göteborgsområdet.

Tagenedeponin är en del av verksamheten på Tagene avfallsanläggning som ligger på Hisingen, cirka 1 mil norr om centrala Göteborg (se figur 1). Förutom deponering innefattar verksamheten till exempel en återvinningscentral för allmänheten, viss sortering av avfall och tillfällig lagring av brännbart avfall under sommaren då behovet av förbränning inte är lika stort som på vintern. (Miljöförvaltningen, Göteborgs stad, 2006)



**Figur 1.** Tagene avfallsanläggningens geografiska läge i Göteborg, Sverige.

Renova AB har lämnat in en plan till Länsstyrelsen i Västra Götalands län för hur anpassningen av Tagenedeponin ska genomföras. Länsstyrelsen har godkänt anpassningsplanen under vissa förutsättningar och med undantag av vissa områden i norr. Funktionen av en bottentätning (se avsnitt 2.2) anser Länsstyrelsen uppfylls av markens lerlager i deponins centrala delar. I det södra randområdet menar dock Länsstyrelsen att bottentätningen bör utredas, vilket är tanken med detta arbete. Vid eventuella brister ska bottentätningen i det södra randområdet säkerställas före utgången av år 2008. (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006)

Syftet med detta arbete är att bedöma om bottentätningen i deponins södra randområde uppfyller de krav som Förordningen för deponering av avfall ställer för en bottentätning. Med ”bedöma” menas här dels att presentera ett troligt värde på hur mycket vatten som läcker igenom bottentätningen, dels att göra en bedömning av hur säker detta värde är. Säkerheten i värdet avser hur säkert det är att värdet ligger under respektive över det krav på läckage genom bottentätning som ställs i och med den nya förordningen.

För att uppfylla syftet konstruerades en grundvattenmodell över deponin i modelleringsprogrammet Modflow och utifrån den studerades vattenflöden, med fokus på det södraandområdet. Större delen av de data som använts i grundvattenmodellen kommer ur Renovas arkiv. Arkivmaterialet har kompletterats med mätningar av grundvattennivåer i deponin.

Alla koordinater i denna rapport anges i Göteborgs koordinatsystem. I detta koordinatsystem ligger havsytan på +10 meter.

## 1.1 METODVAL

Undersökningar av läckage från deponier innebär ofta mätningar av eventuella föroreningar. Ett exempel på en utredning av föroreningsspridning är en undersökning av Ekebodadeponin i Hörby (Johansson och Jones, 2007). Undersökningen utfördes med hjälp av geofysiska mätningar som till exempel resistivitetsmätningar (resistiviteten påverkas av joninnehållet i marken) samt med hjälp av kemiska analyser. Någon tydlig föroreningsspridning från deponin kunde inte påvisas, men vissa tecken fanns på lakvattenspridning nedströms deponin.

Uppskattning av föroreningsspridning med metoder liknande de som användes av Johansson och Jones (2007) fyller en viktig funktion. Kemiska analyser ger väldigt noggrann information i vissa geografiska punkter vid tidpunkterna för provtagning. Geofysiska mätningar kan snabbare ge information om större områden, men med jämförelsevis låg noggrannhet. Gemensamt för dessa är att de ger information endast om de rådande kemiska förhållandena.

Det krav som ställs på botten tätning i förordningen om deponering av avfall (se avsnitt 2.2.1) är formulerat som ett vattenflöde, vilket inte kan beräknas genom kemiska mätningar. Mätningar av vattenkemin ger inte heller möjlighet att uppskatta vilken inverkan eventuella förändringar som till exempel en ökning av nederbörden skulle ha på deponins omgivningspåverkan.

Det finns exempel på utredningar som fokuserat just på vattenflödet från en deponi till underliggande mark. Axelsson (2004) uppskattade hur föroreningsspridning sker från en deponi utanför Löddeköpinge i Kävlinge kommun. Detta skulle ge en bedömning av huruvida kommunen måste fortsätta genomföra kontrollmätningar av vattenkemin runt deponin. För att undersöka förutsättningar för föroreningsspridning gjordes en kartläggning av geologin och hydrogeologin under och kring deponin. Axelsson kom fram till läckage från deponin uttryckta i flödes hastigheter och konstaterade att ytterligare undersökningar behövdes för att bedöma behovet av kontrollmätningar. Ingen datorsimulering gjordes, men Axelssons undersökning bygger på samma typ av data som en digital grundvattenmodell och skulle kunna utgöra en grund för en sådan.

En digital grundvattenmodell är således inte nödvändig för att komma fram till ett läckage i form av ett vattenflöde från det deponerade materialet till underliggande mark. Att en sådan modell ändå görs över Tagenedeponin beror dels på att detta lägger en bättre grund för vidare undersökningar, dels på att en datormodell kan ta hänsyn till fler flöden än enklare beräkningar och därmed ge ett tillförlitligare resultat.

## **1.2 EN KOMMENTAR OM RAPPORTENS UPPLÄGG**

En viktig målgrupp för denna rapport är anställda på Renova AB samt på Länsstyrelsen i Västra Götalands län, för vilka rapporten utgör ett beslutsunderlag. Det är av stor vikt att de som ska använda undersökningens resultat har möjlighet att sätta sig in i hur resultaten uppnåtts. Därför är teori- och metodbeskrivningar anpassade för att de ska kunna förstås oberoende av om läsaren själv är insatt i grundvattenmodellering eller läst hydrologi på universitetsnivå. En rimlig allmänbildning och ett naturvetenskapligt intresse ska vara tillräckligt för att den genomförda modelleringsprocessen ska förstås i stora drag.

## **2 BAKGRUND**

### **2.1 ALLMÄNT OM DEPONIER**

Den tid då verksamhet sker på en deponi kallas aktiv fas. Tiden efter detta är den passiva fasen, under vilken verksamheten är helt avslutad. Den aktiva fasen består av driftfasen och efterbehandlingsfasen. Driftfasen sträcker sig från verksamhetens start till dess att sluttäckningen är avslutad. Under efterbehandlingsfasen genomförs åtgärder för utsläpps begränsning och kontroll. (Golder Associates AB, 2002a)

Åtgärder för att skydda omgivningen från föroreningar från en deponi inriktas främst på närmaste skyddsvärda recipient. Med skyddsvärd recipient menas grundvatten, ytvatten eller markområde som anses behöva skydd. Grunden till skyddsbehovet kan vara att föroreningar skulle kunna skada människors eller andra levande varelsers hälsa, alternativt att andra intressen som anses berättigade kan tänkas ta skada av eventuell förorening. (Naturvårdsverket, 2004)

### **2.2 LAGSTIFTNING**

Innan krav om begränsning av miljöpåverkan började ställas på deponier placerades dessa ofta utan tanke på föroreningsspridning. SGI (2005) menar att många deponier från första halvan av 1900-talet ligger i topografiska sänkor där grundvattenytan ligger högt, ibland till och med över markytan. Detta ger stora risker för föroreningsspridning om fluktuationer i grundvattenytan gör att vatten först stiger upp i det deponerade materialet för att sedan sjunka ner i marklagren tillsammans med föroreningar. Någon tätning under det deponerade materialet förekom i stort sett inte och uppsamling av lakvatten var ovanligt. Hänsyn till miljöpåverkan vid anläggning av deponier har under 1900-talets senare hälft successivt ökat. Störst förändringar har skett under 2000-talet.

Enligt ny lagstiftning från år 2001 ska en deponi konstrueras med de lager som visas i figur 2. I botten ska det finnas en geologisk barriär vars syfte är att fördröja transport av ämnen från deponin och därmed öka fastläggningen och nedbrytningen av dessa ämnen. Den geologiska barriären utgörs av den mark som ligger mellan deponin och skyddsvärd recipient. Under driftfasen ska en bottentätning finnas ovanpå den geologiska barriären för att lakvatten ska samlas upp. Efter driftfasen finns inget krav på bottentätning, eftersom inget lakvatten då tas omhand. Det anses bättre att det lakvatten som bildas rinner ner i jorden där det föroreningar kan fastläggas, brytas ner och så vidare än att lakvatten rinner ut i sidorna och snabbt når recipient. (Naturvårdsverket, 2004)

På bottentätningen ska finnas ett dränerande skikt. Via detta ska det lakvatten som samlas på bottentätningen ledas bort för att omhändertas (RVF, 2006). När deponiverksamheten avslutas täcks avfallet med en sluttäckning som består av ett antal lager och som ska uppfylla samma täthetskrav som bottentätningen (Naturvårdsverket, 2004).

Sluttäckning
Avfall
Dräneringslager
Bottentätning
Geologisk barriär

**Figur 2.** Lager som en deponi ska konstrueras med (Naturvårdsverket, 2004)

Avfall som får deponeras delas in i kategorierna: farligt avfall, icke-farligt avfall och inert avfall. Beroende på avfallskategori som deponeras gäller olika regler för tätning mot lakvattenläckage. (SFS 2001:512)

Deponier som var i drift den 16 juli 2001 skulle till tillsynsmyndigheten, som är Länsstyrelsen om ansvaret inte överlåtits till kommunen (SFS 1998:900), senast den 1 juli 2002 lämna in en plan för endera avslutning av deponin eller anpassning till de nya villkoren. Vid utgången av 2008 ska godkänd plan vara genomförd.(SFS 2001:512.)

### 2.2.1 Krav på geologisk barriär och bottentätning

Den geologiska barriären ska enligt de nya bestämmelserna uppfylla minst ett av två villkor. Det första villkoret är att det ska ta minst en viss tid för lakvatten att nå skyddsvärd recipient. För deponier för farligt avfall är denna tid 200 år, för deponier för icke-farligt avfall gäller 50 år och för deponier för inert avfall 1 år. Det andra villkoret säger att deponin ska vara lokaliserad på ett marklager (eller konstgjord barriär) som är minst 0,5 m tjockt och ger en effekt motsvarande minst följande: För deponier för farligt avfall och deponier för icke-farligt avfall ska barriären motsvara ett marklager med permeabilitet<sup>1</sup> (se avsnitt 3.1) på  $10^{-9}$  m/s och en tjocklek på 5 respektive 1 meter. För deponier för inert avfall ska barriären motsvara ett marklager med en permeabilitet på  $10^{-7}$  m/s och en tjocklek på 1 meter. (SFS 2001:512)

En bottentätning ska finnas i deponier för farligt avfall och i deponier för icke-farligt avfall. Bottentätningen får, för deponier för farligt avfall, släppa igenom maximalt 5 liter per m<sup>2</sup> och år under drifttiden. För deponier för icke-farligt avfall får bottentätningen släppa igenom maximalt 50 liter per m<sup>2</sup> och år under drifttiden. (SFS 2001:512)

Avsteg från kraven på geologisk barriär och bottentätning får medges av tillståndsmyndigheten om inte miljö eller människors hälsa riskerar att skadas. (SFS 2001:512)

<sup>1</sup> Den enhet för permeabilitet som anges i förordningen är enheten för hydraulisk konduktivitet.

## 2.3 EXEMPEL PÅ DEPONIER

För att ge perspektiv på hur deponier påverkas av den nya lagstiftningen kan sägas att av de 53 deponier som finns i Västra Götalandsregionen idag beräknas endast 15 stycken kunna anpassas till de nya kraven (www.renova.se, 2008-01-07). Resterade deponier får fortsätta deponering som längst till utgången av år 2008 och de måste därefter sluttäckas (2001:512). Några exempel på svenska deponier som på olika sätt har påverkats av de nya reglerna följer:

Vid Övreskogs avfallsanläggning i Ulricehamns kommun finns en deponi för icke-farligt avfall. Deponin ligger på jordlager bestående av morän och siltig sand och uppsamlingsystemet för lakvatten utgörs av diken runt deponin. En anpassningsplan för avfallsanläggningen lämnades in år 2002, men deponin bedömdes inte klara kraven som ställs på geologisk barriär och botten tätning. Anpassningsplanen arbetades därför slutligen om till en avslutningsplan. (Ulricehamns kommun, 2005)

En deponi vars anpassningsplan har godkänts är Karlslunds deponeringsanläggning i Avesta kommun. Anpassningsplanen godkändes i december år 2002 och godkännandet innebar att verksamheten kunde fortsätta, men att nytt tillstånd måste sökas. Karlslunds deponeringsanläggning ska anpassas till de nya reglerna genom att det tidigare deponerade materialet sluttäcks. Denna täckning ska sedan utgöra botten för fortsatt deponering.

I Vänersborgs kommun, cirka 350 meter från Göta älv, ligger deponin Mjölksberget som är en deponi för farligt avfall. På denna deponi uppfylls inte kravet som ställs på geologisk barriär. Det finns också saker som tyder på att läckaget ner till underliggande jordlager är större än de 5 l per m<sup>2</sup> och år som utgör kravvärdet för deponier för farligt avfall. Vargön Alloys AB som driver deponin har föreslagit förbättringar i deponeringstekniken och i lakvattenuppsamlingen samt en etappvis avslutning som minskar lakvattenmängderna. Miljodomstolen konstaterade i januari 2007, utifrån en bedömning av påverkan på miljö och människors hälsa, att det på Mjölksberget finns förutsättningar att medge avsteg från förordningens krav. (Holmstrand och Jansson, 2007)

Ett exempel på en deponi som från början byggts för att klara de krav som ställs i förordningen är Fläskebodeponin, som liksom Tagenedeponin drivs av Renova AB (www.renova.se, 2008-01-07). Fläskebo ligger i Härryda kommun öster om Göteborg och invigdes år 2003 (www.harryda.se, 2008-01-07).

Fläskebodeponin är en deponi för icke-farligt avfall och har en geologisk barriär som består av den ursprungliga marken. Transporttiden genom den geologiska barriären beräknas vara 120 år. Botten tätningen består av en tät duk genom vilken läckage endast kan ske om den utsätts för kemisk eller mekanisk skada. Så länge eventuella skador på duken inte överstiger 9 % av totalytan beräknas kravvärdet på 50 l/(m<sup>2</sup>·år) inte heller överstigas. Fläskebodeponins dräneringslager är över 0,5 m tjockt och består av slaggrus och makadam. I detta lager finns dräneringsrör som leder vatten till ett lakvattenmagasin. Diken runt deponin med ett djup på 1,5 meter ska hindra yt- och grundvatten att tränga in i deponin. (GF Konsult AB, 2002)

SRV återvinning i Huddinge driver Sofielunds återvinningsanläggning och menar att på denna anläggning finns en av landets modernaste deponier. Omgivningen skyddas här från påverkan genom en geologisk barriär som förutom de naturliga jordlagren utgörs av en blandning av stenmjöl, bentonitlera och torv i ett 50 cm tjockt lager. Botten tätningen utgörs av en polyetenduk och över denna finns ett 50 cm tjockt dränerande lager med dräneringsledningar för lakvattenuppsamling. (www.srv-atervinning.se, 2008-01-07)

## 3 TEORI

### 3.1 HYDRAULISK KONDUKTIVITET

Genomsläppligheten med avseende på vatten i en viss jord anges ofta i form av hydraulisk konduktivitet. Den hydrauliska konduktiviteten varierar med jordens vattenmättnad, men då begreppet används i denna rapport avser det genomsläppligheten vid mättade förhållanden – mättad hydraulisk konduktivitet. (Grip och Rodhe, 2003)

Ett annat mått på genomsläpplighet är permeabilitet, vilket är det begrepp som används i Förordningen om deponering av avfall. Enheten för permeabilitet<sup>2</sup> är m<sup>2</sup> och den beror endast av egenskaperna hos jordens fasta material. (Kresic, 2007)

Den hydrauliska konduktiviteten kan variera beroende på riktning. Vanligast är att man skiljer på horisontell och vertikal hydraulisk konduktivitet. Horisontell hydraulisk konduktivitet avser genomsläppligheten för flöden i horisontalled och vertikal hydraulisk konduktivitet avser följaktligen genomsläppligheten i vertikalled. Om jorden är skiktad med material som har olika hydraulisk konduktivitet kommer den horisontella hydrauliska konduktiviteten att vara större än den vertikala. Vatten kan i horisontell riktning flöda främst i de mest genomsläppliga lagren. I vertikal riktning måste däremot vattnet flöda i lika stor utsträckning genom alla lager, vilket ger en totalt sett lägre hydraulisk konduktivitet. Konduktiviteten i vertikalled antas ofta, om inga mätningar som bestämmer den finns, vara en tiondel så stor som konduktiviteten i horisontalled (Kresic, 2007).

Beräkning av hydraulisk konduktivitet i vertikalled och horisontalled kan göras enligt ekvationerna 1 och 2. (Fetter, 2001)

$$K_h = \sum_i \frac{K_{hi} \cdot b_i}{b_{tot}} \quad (1)$$

$$K_v = b_{tot} \sum_i \frac{b_i}{K_{vi}} \quad (2)$$

$K_h$  och  $K_v$  är den hydrauliska konduktiviteten i horisontal- respektive vertikalled.  $b$  betecknar lagertjocklek.

#### 3.1.1 Hydraulisk konduktivitet i olika geologiska material

Jord klassificeras ofta efter dess kornstorleksfördelning. För att göra en sådan klassificering används en korngruppsskala. Ett exempel på en sådan är Atterbergs korngruppsskala från 1908 som fortfarande används i Sverige. På senare tid har tillkommit en skala anpassad till brittiska och tyska skalor. Denna har utformats av Sveriges geotekniska förenings laboriekommitté (SGF). Båda dessa skalor visas i figur 3. (Eriksson m.fl., 2005)

Olika kornstorlekar ger olika hydraulisk konduktivitet. Ungefärliga värden på den hydrauliska konduktiviteten för olika kornstorleksklasser redovisas i figur 3.

---

<sup>2</sup> I lagtexten anges permeabiliteten i m/s, vilket är enheten för hydraulisk konduktivitet.

<b>Kornstorlek</b>	2	0,6	0,2	0,06	0,02	0,006	0,002	[mm]
	Sand		Mo		Mjåla		Ler	
	Sand			Silt			Ler	
<b>Hydraulisk konduktivitet</b>	1·10 <sup>-3</sup>		1·10 <sup>-7</sup>			1·10 <sup>-8</sup>		[m/s]

**Figur 3.** Två olika skalor för klassificering av jord efter kornstorlek (diameter). Den övre skalan är Atterbergs skala och den undre är SGF:s (Eriksson m.fl., 2005). Ungefärliga hydrauliska konduktiviteter anges enligt Fetter (2001).

Genomsläppligheten i berg minskar med djupet, då sprickbildning och vittring är mer framträdande närmare ytan. Typiska värden på den hydrauliska konduktiviteten i sprickigt berg ligger mellan  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s och  $1 \cdot 10^{-3}$  m/s och för massivt berg kan den hydrauliska konduktiviteten vara upp till  $1 \cdot 10^{-8}$  m/s (Kresic, 2007). Ett exempel från svenskt urberg visar en genomsnittlig hydraulisk konduktivitet på  $1 \cdot 10^{-7}$  m/s på 50 meters djup och  $1 \cdot 10^{-10}$  m/s på 500 meters djup (Grip och Rodhe, 2003).

### 3.2 VATTENSTRÖMNING

Rörelse hos vatten i mark orsakas dels av lägeskillnader, dels av tryckskillnader. Vattnet rör sig från ett högt läge till ett lågt läge och från högt tryck till lågt tryck. För att beskriva den sammanlagda effekten av tryck och läge används begreppet potential. Allmänt kan sägas att potential är det arbete som skulle krävas för att ändra tillståndet hos en massa från ett referenstillstånd till det aktuella tillståndet (Grip och Rodhe, 2003). Vid beräkningar av vattenströmning anges vanligtvis potentialen i meter vattenpelare. Tryckpotentialen för stillastående grundvatten blir lika med djupet under grundvattenytan, det vill säga antal meter vatten som står ovanför den aktuella punkten. Lägespotentialen blir det vertikala avståndet (i meter) från en för det aktuella fallet lämplig referensnivå. Om tryck- och lägespotential adderas blir resultatet totalpotential.

Vid grundvattenytan är totalpotentialen lika med ytans nivå (i förhållande till vald referensnivå). Djupare ner i grundvattnet gör vattnets rörelse att samma nivå kan ha olika tryck och därmed olika totalpotential.

Totalpotential benämns även trycknivå i många sammanhang. I ett grundvattenrör motsvarar totalpotentialen (räknat i meter enligt ovan) där röret har sitt intag av vatten nivån på vattenytan i röret.

Vattnets rörelse beskrivs ofta med hjälp av ordet flöde, vilket används dels som en allmän beteckning för vattentransport, dels mer precist som vattenföring per enhet tvärsnittsarea. Vattenföringen för ett visst tvärsnitt anger volymen vatten som flödar genom detta per tidsenhet. Enheten för vattenföring är m<sup>3</sup>/s och flödets enhet är följaktligen m/s. Vattenföringen,  $Q$ , ges av Darcys lag:

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{dh}{dx} \quad (3)$$

$K$  [m/s] är den hydrauliska konduktiviteten,  $A$  är tvärsnittsarean och  $dh/dx$  är förändringen i totalpotential per längdenhet, den hydrauliska gradienten. Vattnet rör sig från högre till lägre totalpotential, därav minustecknet till höger om likhetstecknet. (Grip och Rodhe, 2003)



### 3.3 GRUNDVATTENBILDNING

En del av nederbörden avdunstar, evaporerar, tillbaka till atmosfären. Ytterligare en del av nederbörden tas upp av växter och avges till atmosfären via klyvöppningarna, vilket kallas transpiration. Summan av dessa två företeelser kallas evapotranspiration. Den totala nederbörden minus evapotranspirationen ger avrinningen. En del av avrinningen kan under vissa förhållanden rinna på markytan till närmaste vattendrag, medan resten av vattnet infiltrerar i marken. I normala fall är dock infiltrationskapaciteten i svenska jordar så pass hög att all avrinning infiltrerar och bildar grundvatten (Grip och Rodhe, 2003). Snabb avrinning sker då inte på ytan utan i de ytliga jordlagren som oftast är mer genomsläppliga än underliggande jordlager. Anledningen till att ytliga lager har högre genomsläpplighet är makroporer (större hålrum) som till exempel maskhål, rothål och torrsprickor.

### 3.4 TUNNLAR I BERG

Ekvation 4 anger ett sätt att beräkna läckaget in i en djupt belägen injekterad (tätad) tunnel i berg.

$$q = \frac{2\pi K_i H L}{\ln\left(\frac{r+t}{r}\right) + \frac{K_i}{K_b} \ln\left(\frac{2H}{r+t}\right) + \frac{K_i}{K_b} \xi} \quad (4)$$

$q$  [ $\text{m}^3/\text{s}$ ] är vattenföringen in i  $L$  meter av tunneln.  $H$  är höjden från tunneln upp till grundvattenytan,  $r$  är ekvivalentradie för tunneln (det vill säga den radie som motsvarar tunnelns tvärsnittsarea) och  $t$  är tjockleken på det tätade området i berget runt tunneln.  $\xi$  kallas skinfaktorn och beskriver en nedsättning av genomsläppligheten i sprickorna i berget närmast tunneln. Nedsättningen av genomsläppligheten beror att tunneln ger förändringar i spänningar i berget och på grund av utfällningar av i vattnet transporterat material i sprickor. Skinfaktorn är en empirisk parameter som ofta anges ligga i mellan 2 och 5.  $K_b$  är den hydrauliska konduktiviteten i berget runt omkring tunneln och  $K_i$  är den hydrauliska konduktiviteten i det tätade området. (Eriksson och Stille, 2005. Damgaard, 2006)

Ekvation 4 kan under vissa förutsättningar användas för att uppskatta  $K_b$ . Alla parametrar utom de hydrauliska konduktivitetererna måste då vara kända eller kunna antas. Dessutom måste ett förhållande mellan  $K_b$  och  $K_i$ , till exempel enligt ekvation 5, antas.

$$K_i = x \times K_b \quad (5)$$

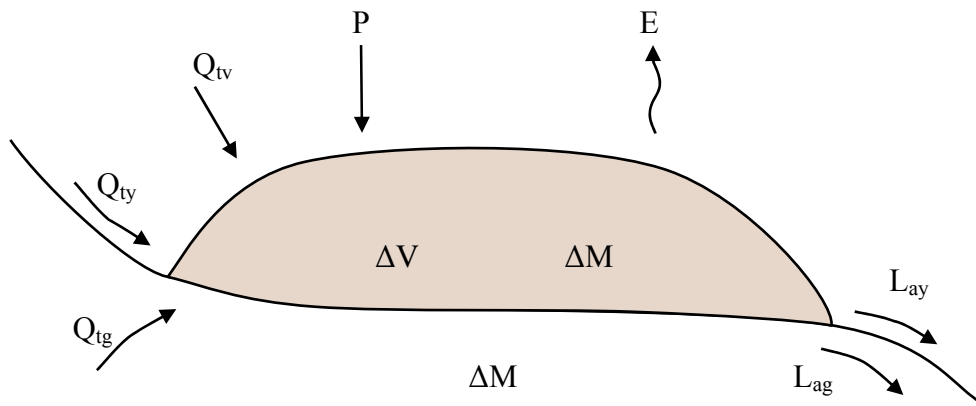
Ekvation 5 beskriver hur  $K_i$  beror av  $K_b$ , där  $x$  är ett tal mellan noll och ett som anger hur fullständig tätningen är. (Personlig kommunikation: Lissel (november 2007), Hydrogeolog på WSP i Halmstad)

### 3.5 VATTENBALANS

Svenska renhållningsverksföreningen (RVF) presenterade 1993 en vattenbalansekvation för deponier. Ekvationen ger en översikt över vad som behöver tas hänsyn till vid undersökning av vattenförhållanden i en deponi:

$$P + Q_{ty} + Q_{tg} + Q_{tv} = L_{ay} + L_{ag} + \Delta V + E + \Delta M \quad (6)$$

$P$  är nederbörds mängden över deponiområdet.  $Q_{ty}$ ,  $Q_{tg}$  och  $Q_{tv}$  är mängden tillrinnande ytvatten, mängden tillrinnande grundvatten respektive mängden tillfört vatten via avfall. Termerna  $L_{ay}$  och  $L_{ag}$  avser mängden avrinnande lakvatten på ytan respektive den mängd lakvatten som avrinner i form av grundvatten.  $\Delta V$  är förändringen i mängden vatten i avfallet,  $E$  är den avdunstate vattenmängden och  $\Delta M$  är förändringen i mängden vatten i magasin (det vill säga lakvattendammar, grundvattenmagasin och markvattenmagasin). Figur 4 illustrerar ekvation 6 visuellt. (RVF, 1993)



Figur 4. Vattenbalans för en deponi. ( $P$  = nederbörds mängd;  $Q_{ty}$  = mängd tillrinnande ytvatten;  $Q_{tg}$  = mängd tillrinnande grundvatten;  $Q_{tv}$  = mängd tillfört vatten via avfall;  $L_{ay}$  = mängd avrinnande lakvatten på ytan;  $L_{ag}$  = mängd avrinnande lakvatten i form av grundvatten;  $\Delta V$  = förändring i mängden vatten i avfallet;  $E$  = avdunstate vattenmängd;  $\Delta M$  = förändring i mängden vatten i magasin.) (RVF, 1993)

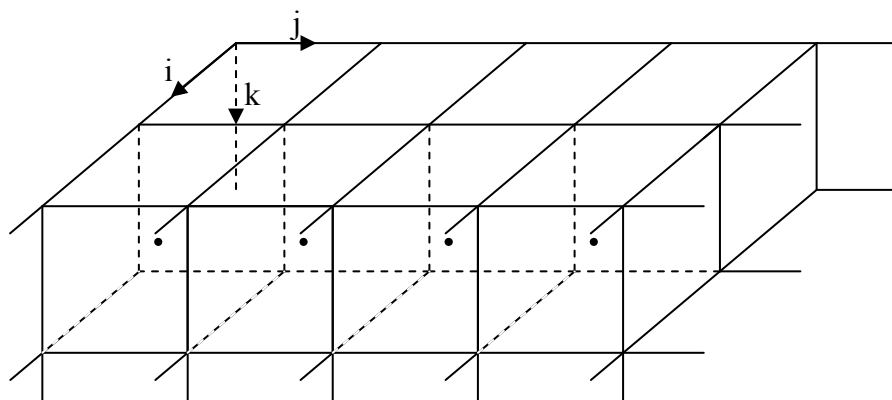
En grundvattenmodell är i stort sett en avancerad vattenbalansberäkning där tillfört vatten via nederbörd och eventuellt via tillfört avfall är indata. Övriga termer i vattenbalansen beräknas i modellen. För dessa beräkningar behövs värden på jordmaterialets och det deponerade materialets hydrauliska egenskaper och information om inflöden från omkringliggande områden.

## 4 MATERIAL

### 4.1 PROGRAM

Det program som använts för att bygga grundvattenmodellen över Tagenedeponin är Modflow som har öppen källkod och har utvecklats av USGS (U.S. Geological Survey). Modflow har uppdaterats av USGS ett antal gånger och den version som använts i detta fall är Modflow 2000. En rad användargränssnitt, för vilka licens behövs, har utvecklats av olika företag. Visual Modflow 4.0 har använts för denna modell.

Modellen byggs upp av ett tredimensionellt rutnät bestående av celler som ordnas i ett koordinatsystem. Detta visas schematiskt i figur 5. Storleken på cellerna kan bestämmas av användaren. Beräkningar sker för en punkt mitt i varje cell, markerade i figur 5, och resulterar i uppskattningar av till exempel vattnets totalpotential och flöde. (Kresic, 2007. U.S. Geological Survey, 2005)



**Figur 5.** Grundvattenmodellens rader, kolumner och lager indexeras med  $i$ ,  $j$  respektive  $k$ . Mitt i varje cell ligger den punkt för vilken beräkningarna sker. Här är några sådana punkter markerade med svarta prickar.

Den ekvation (7) som Modflow löser för att beräkna totalpotentialen ger att förändringen i cellens vatteninnehåll är lika med skillnaden mellan den mängd vatten som flödar in och den mängd vatten som flödar ut ur cellen. Kort kan sägas att modellen beräknar en vattenbalans för varje cell.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (7)$$

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  och  $K_{zz}$  är konduktiviteterna i riktning med koordinatsystemets axlar och  $h$  är totalpotentialen. En jämförelse med Darcys lag visar att de tre första termerna i ekvation 7 ger förändringen av flödet med avseende på sträckan. Med andra ord ger dessa termer skillnaden mellan cellens in- och utflöde.  $W$  representerar flöden från eller till källor (som tillför vatten till modellen) respektive sänkor (som tar vatten ut ur modellen).  $S_s$  är den specifika magasinskoefficienten, en konstant som talar om hur mycket vatten som avges ur porerna vid en enhets förändring av totalpotentialen. Eftersom  $S_s$  multipliceras med totalpotentialens förändring med tiden,  $t$ , ger ekvationens högerled förändringen i lagrad vattenmängd. (U.S. Geological Survey, 2005)

Ekvation 7 kan inte annat än för väldigt enkla fall lösas analytiskt. Modflow löser ekvationen numeriskt genom att derivator byts mot förändringen mellan bestämda punkter. De tidpunkter som beräkningen ska ske mellan bestäms av användaren och de rumsliga punkter som används är de punkter som visas i figur 5. (U.S. Geological Survey, 2005)

Simulering kan ske både för stationära förhållanden (inflöden = utflöden, det vill säga ingen förändring i vatteninnehållet sker) och för situationer då markens vatteninnehåll tillåts variera. Det senare brukar kallas transienta simuleringar. (Kresic, 2007)

Vid simulering av stationära förhållanden kan kontrolleras att den lösning som hittats verkligen är stationär. I resultatet av en simulering ingår vattenföringen in i och ut ur av användaren definierade områden. Om skillnaden mellan vattenföring in och vattenföring ut är hög innebär det att programmet inte har hittat en enda lösning utan pendlar mellan olika lösningar, vilket innebär en potentiellt stor osäkerhet. Denna icke-stationäritet benämns i resten av denna rapport som instabilitet.

Modflow simulerar inte flöden ovanför grundvattenytan, men nivån på grundvattenytan simuleras i och med att vattnets totalpotential ges som ett resultat av simuleringen.

#### 4.1.1 Randvillkor och begynnelsevillkor

Randvillkoren styr flöden in i och ut ur modellen. Den enklaste formen av randvillkor anger att inget flöde sker. Om inget annat anges utgör rutnätets yttre gränser ett sådant villkor. Enskilda celler kan också inaktiveras, vilket gör att inget vatten flödar in i eller ut ur dem. (U.S. Geological Survey, 2005)

För att skapa ett flöde in i eller ut ur modellen kan vissa celler tilldelas en konstant totalpotential (med hjälp av funktionen kallad *General head boundary*). Detta gör att vatten endera tillförs eller avleds från modellen beroende på potentialskillnaden mellan dessa och de närliggande cellerna. Det finns även möjlighet att tilldela en cell ett konstant flöde. (Kresic, 2007)

Modflow innehåller en funktion anpassad för att simulera dränering (*Drain boundary*). Dräneringsfunktionen fungerar så att när grundvattenytan ligger på eller över dräneringens nivå flödar vatten ut ur modellen. Hur stort flödet är beror på hur högt över dräneringen totalpotentialen ligger samt på en genomsläpplighet till dräneringen som sätts av användaren. Genomsläppligheten till någon form av verklig dränering kan vara mindre precis i gränzonen mellan jorden och dräneringen (ledning, dike eller dylikt). Ofta beror detta på igensättning av sedimenterat material, mikroorganismer med mera. Det begrepp (*conductance*) som Modflow använder för detta har i denna rapport översatts till konduktans. Storleken på konduktansen bestäms ofta i kalibreringen. (Kresic, 2007)

Nederbörd anges som ett inflöde i modellens översta lager. Detta inflöde är oberoende av totalpotentialen i de celler där tillförseln sker.

Begynnelsevillkoren utgörs av ett startvärde för totalpotentialen i varje aktiv cell, från vilken beräkningarna utgår. För simulering under stationära förhållanden påverkar begynnelsevillkoren i normalfallet inte slutresultatet. För transienta simuleringar kan resultaten påverkas något av hur begynnelsevillkoren sätts och det blir därför viktigare att sätta den initiala totalpotentialen nära den verkliga. Startvärdena kan tas fram utifrån mätningar eller utifrån en genomförd simulering. (U.S. Geological Survey, 2005)

### **4.1.2 Modellparametrar**

De parametrar som behövs för flödessimulering kan delas in i tre kategorier som beskriver tid, rumsliga dimensioner respektive hydrogeologiska egenskaper. (Kresic, 2007)

Vid transienta simuleringar delas den tidsperiod som simuleras in i tidssteg. Ju fler steg som används desto exaktare och desto mer tidskrävande blir beräkningarna. När stationära förhållanden simuleras används ingen tidsdimension. Modellen beräknar då ett jämviktsläge för grundvattennivåerna och grundvattenflödena utifrån aktuella parametrar och indata.

Användaren bestämmer de rumsliga dimensionerna genom att bestämma antal kolumner, rader och lager som grundvattenmodellens rutnät ska ha. Lagertjockleken kan bestämmas individuellt för varje cell och bredden i horisontalplanet på kolumner och rader bestäms för hela kolumnen respektive raden. För att få modellens form att likna formen på det område som ska modelleras görs celler utanför området av intresse till inaktiva. I inaktiva celler sker inget flöde och ingen totalpotential beräknas. (U.S. Geological Survey, 2005)

Den hydrauliska egenskap som påverkar resultatet av en simulering mest är den hydrauliska konduktiviteten. Varje aktiv cell i modellen tilldelas hydraulisk konduktivitet i x-led, i y-led och i z-led. Utifrån konduktiviteten och celldimensioner beräknar programmet andra hydrauliska egenskaper som behövs för ekvationslösningen. (U.S. Geological Survey, 2005)

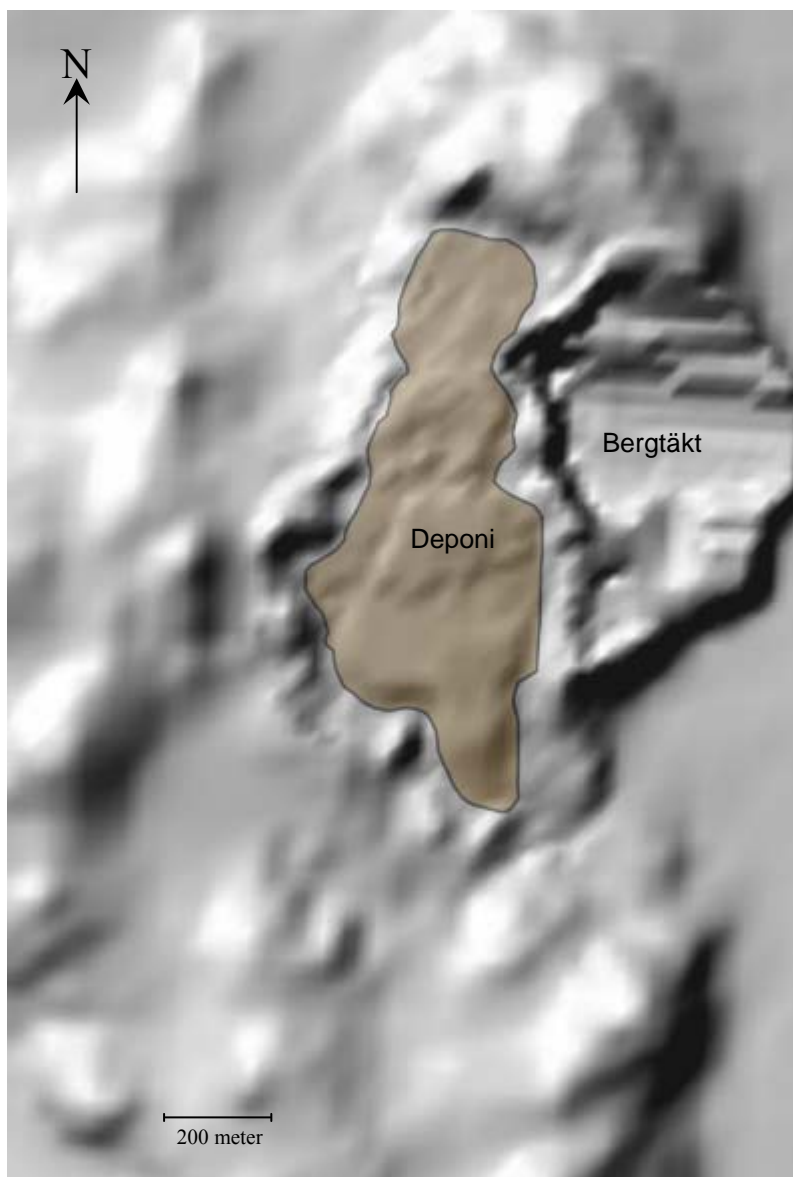
## **4.2 FÖRHÅLLANDENA PÅ TAGENE AVFALLSANLÄGGNING**

Verksamheten på Tagene avfallsanläggning påbörjades 1972 med deponering av slam från Ryaverket (reningsverk) (Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen, 1986). Deponeringen av slam fortsatte till och med år 1978 (Renova AB, 2000b). År 1974 påbörjades deponering av aska och slagg från avfallsförbränning. Sedan dess har ytterligare tillstånd tillkommit och reglerna för vad som tillåts deponeras har ändrats. Under 2006 deponerades fortfarande främst aska och slagg, men också ett flertal andra avfallskategorier (Renova AB, 2006). En redogörelse av dessa kategorier ges i Renovas miljörapport för Tagene avfallsanläggning från år 2006 (Renova AB, 2006). Tagenedeponin räknas som en deponi för icke-farligt avfall (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006) och framtida verksamhet kommer i stort att vara samma som den nuvarande (Golder Associates AB, 2002a). Sluttäckning av den sista delen av deponin beräknas ske om 23 år (Ramböll Sverige AB, 2007b).

Deponin är anlagd i en dalgång med sträckning i nord-sydlig riktning. Det översta jordlagret består mestadels av lera. Närmaste skyddsvärda recipienter anser Golder Associates AB (2002a) vara Göta älv och det djupa grundvattnet i den norra delen av området. I norr finns bergborrade brunnar som gör att grundvattnet bedöms som skyddsvärt. Göta älv är skyddsvärd eftersom den används som Göteborgs stads huvudråvattentäkt (Miljöförvaltningen, Göteborgs stad, 2006). Tagene avfallsanläggning ligger i Göta älvs vattenskyddsområde (Golder Associates AB, 2002a).

### **4.2.1 Allmän beskrivning av geologin och hydrologin**

Hydrologin och geologin för Tagene avfallsanläggning beskrivs av VIAK (1973) i den tekniska beskrivningen för anläggningen. Dalgången var före deponiverksamheten runt 20 meter djup, vilket innebar att den låg på en nivå på cirka 35 meter över Göta älv. Höjdpartierna runt dalen utgörs till stor del av bergryggar och mindre, uppstickande bergpartier. Figur 6 visar en reliefkarta över deponin med omgivande områden.



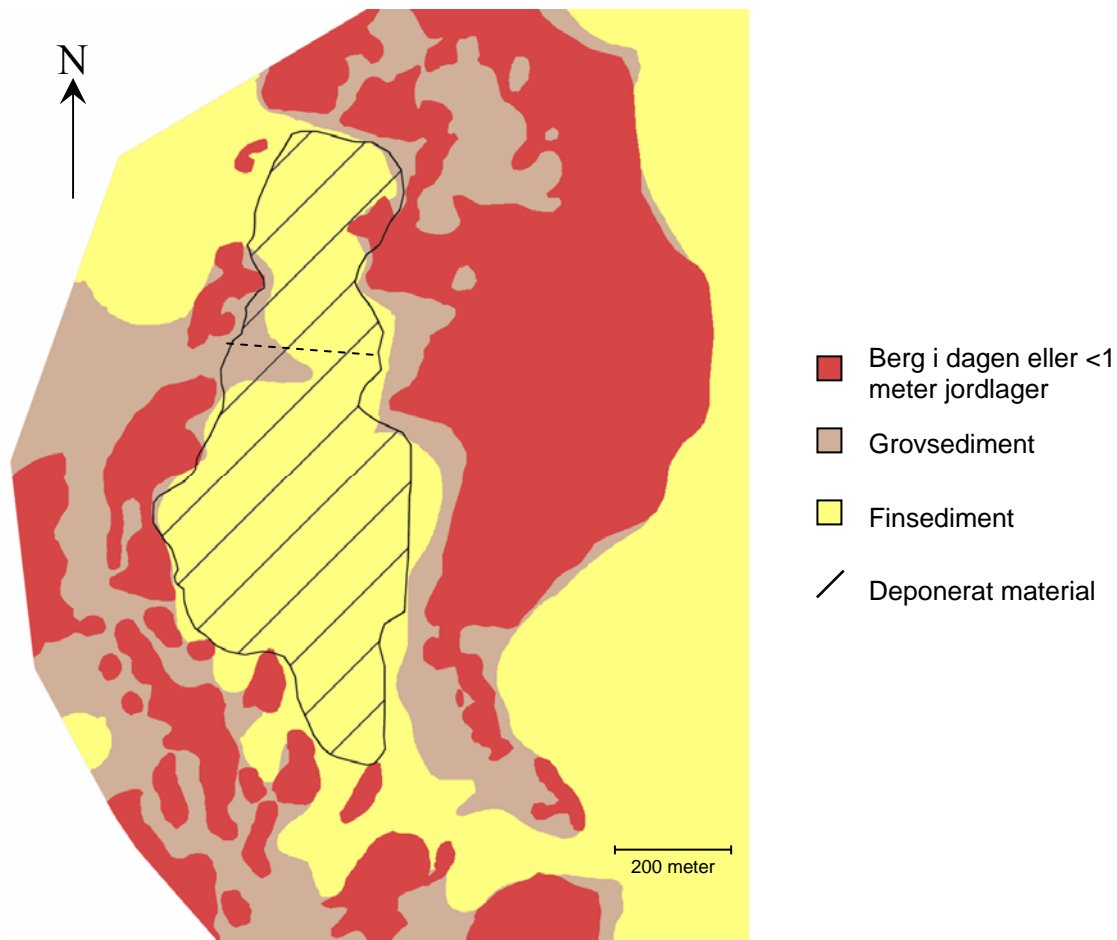
**Figur 6.** Bild av markytan på och kring deponin så som den såg ut 2004. Över deponin är upplösningen i data som ligger till grund för bilden 2 meter (WSP, 2004). Omgivande mark är ritad utifrån data med en upplösning på 10 meter (data genom personlig kommunikation: Klarquist, augusti 2007). Bergtäkten öster om deponin är i den västra kanten i samma upplösning som deponin. Resten av bergtäkten är extrapolerad från detta. Höjden på bilden är överdriven med faktor 4.

Jordlagren under Tagenedeponin har i tidigare undersökningar utforskats i ett antal punkter. Dessa punkter finns markerade i bilaga 2. Undersökningar av jordlagren under deponin gjordes främst före verksamhetens start (VIAK, 1973; VIAK, 1975). Utöver detta utförde Golder Associates AB:s borrhningar år 2004 i punkter längs sektioner<sup>3</sup> markerade i bilaga 2. Längs dessa sektioner finns uppritade tolkningar av jordlagren. I den tekniska beskrivningen finns också uppritade tolkningar längs sektioner<sup>4</sup> utifrån borrhål och seismiska mätningar (VIAK, 1973). Jordartskartor från SGU (1985) och VIAK (1973) har också givit information om jordlagren. Jordarterna enligt VIAK (1973) återges i figur 7.

<sup>3</sup> A-A, B-B, C-C och D-D i bilaga 2

<sup>4</sup> a-a och c-c i bilaga 2

En tolkning av nomenklaturen som används i figur 7 är att finsediment består mestadels av lera medan grovsediment har en högre halt mo och mjåla. Utifrån borrhundersökningar som VIAK (1973) gjort kan man också sluta sig till att grovsedimentet innehåller en del sand och i vissa begränsade områden till och med grus.



**Figur 7.** Jordarter i området för Tagene avfallsanläggning så som de tolkas av VIAK (1973). Den streckade linjen markerar gränsen mellan det som kallas den södra delen och det som kallas den norra delen av deponin.

Berggrunden under Tagenedeponin består av till stora delar av gnejs som visar tecken på att ha vittrat till grus i vissa partier. Gångar med pegmatit förekommer i gnejsen. I de södra delarna av området dominerar berggrunden av amfibolit. Sprickzoner är vanligt förekommande, vilket gör berggrunden i stor utsträckning vattenförande. (VIAK, 1973)

På berggrunden finns ett moränlager som i allmänhet är tunt, men i ett band tvärs över dalgången uppgår moränens tjocklek till cirka 15 meter. Detta utgör gränsen mellan det som kallas den norra delen och det som kallas den södra delen av deponin och markeras av den streckade linjen i figur 7. Under resten av deponin överlagras moränen av sediment som utgörs av 2 till 5 meter mo och mjåla samt ovanpå detta 12 till 16 meter lera. De översta 2 till 4 metrarna bedömdes vara torrskorpa och därmed ha annorlunda hydrauliska egenskaper än resten av leran för anläggning av deponin. Lerlagret är tunt (1 till 2 meter) över moränen i gränsen mellan det södra och det norra området (över den 15 meter tjocka moränryggen). Längs dalgångens sluttningar finns grövre material i markytan. I vissa delar av dessa områden har grövre material möjligen svallats ut och ligger på finsedimenten. (VIAK, 1973)

Figur 8 utgörs av ett tvärsnitt genom jordlagren, enligt VIAK (1973).

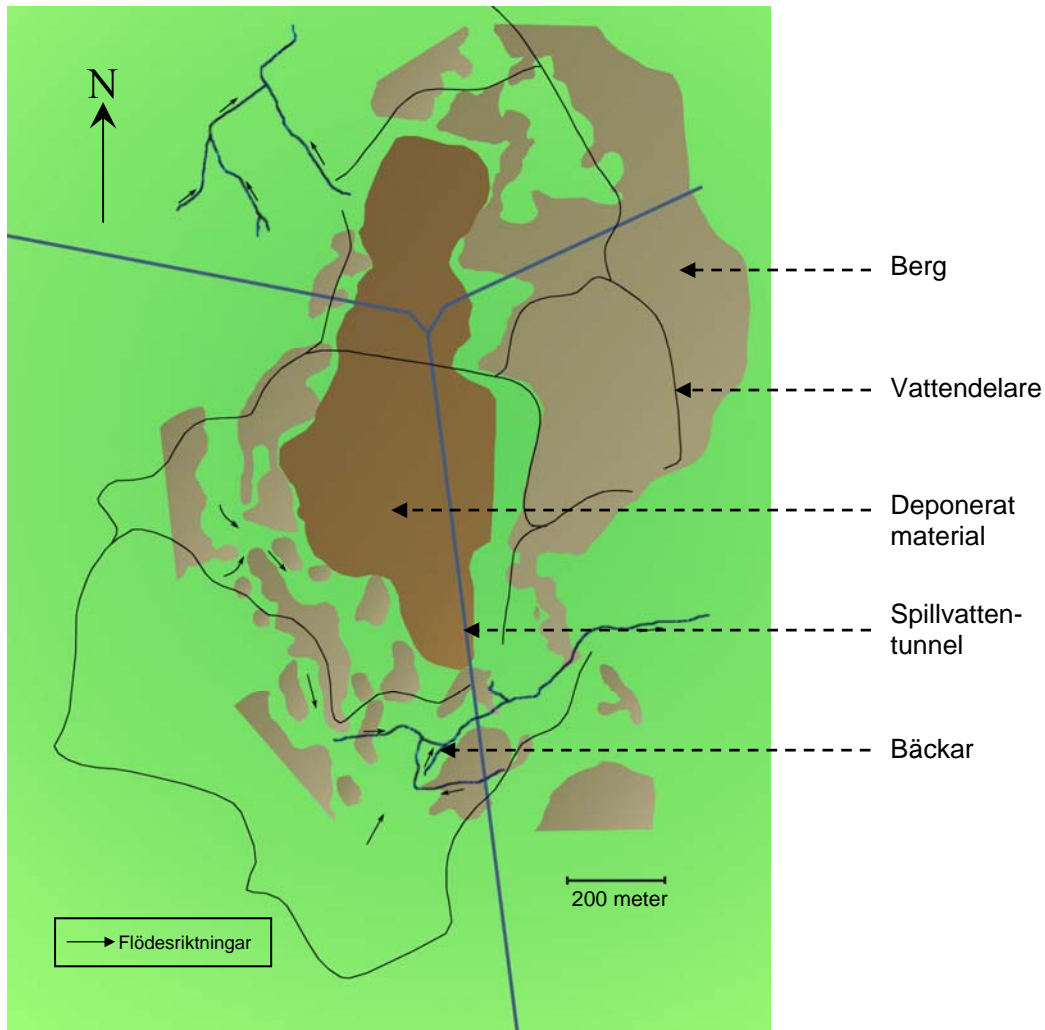


**Figur 8.** Den dominerande lagerfördelningen i marken under Tagenedeponin, enligt VIAK (1973).

Spillvattentunneln, som syns i figur 9, är en bergborrad tunnel som leder avloppsvatten från delar av Göteborg till Ryaverket för rening. Tunneln fanns vid deponeringens start och har alltså inte byggts med tanke på deponin. På +10 meter, det vill säga i höjd med havsytan och 40 till 45 meter under deponin, ligger tunnelns botten och tunneln är cirka 3 meter hög och 2 meter bred (VIAK, 1973). När tunneln byggdes tätades tunnelväggarna för att minska inläckaget av grundvatten, men VIAK (1973) konstaterade att inläckage sker även efter tätningen. Under Göteborg finns 80 km liknande tunnlar och in i dessa läcker årligen runt 3,73 miljoner kubikmeter vatten, vilket motsvarar i medeltal 8,9 l/(min·100m) (Personlig kommunikation: Malm, september 2007).

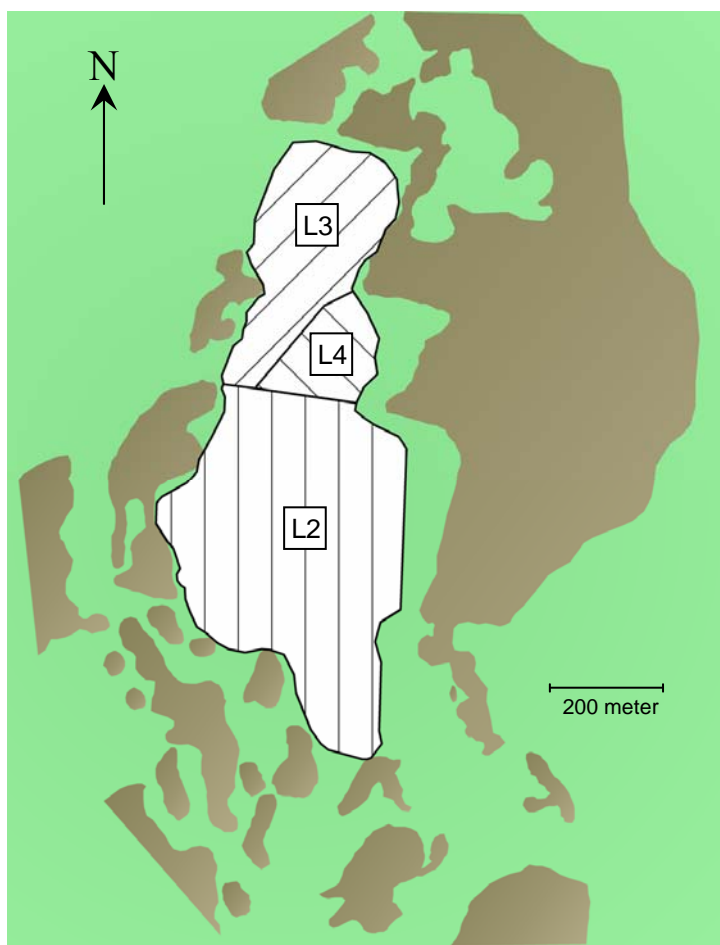
Då leran som utgör det översta jordlagret är väldigt tät skedde grundvattenbildning, enligt VIAK (1973), nästan uteslutande från dalens randzoner före anläggningen av deponin. Även moränen visar, i undersökningarna före verksamhetens start, tecken på att ha förhållandevis låg genomsläpplighet. Grundvattendelare bedömdes av VIAK (1973) sammanfalla med ytvattendelare och i en hydrogeologisk översikt visar de var dessa antogs ligga samt vattnets flödesriktningar (se figur 9). I de områden som ligger utanför själva deponin finns inte anledning att anta att förhållandena med vattendelarna skulle ha ändrats sedan 1970-talet.





**Figur 9.** Hydrologin runt Tagene avfallsanläggning i form av spillvattentunnel, bäckar, vattendelare och flödesriktningar så som de har angivits av VIAK (1973).

Runt deponin finns bitvis avskärande diken som ska avleda yttlig avrinning från kringliggande områden. På den ursprungliga markytan i deponin finns dräneringsledningar och dräneringsdiken som leder bort lakvatten via tre huvudflöden till en spillvattentunnel under deponin. Genom denna leds vattnet till Ryaverket för rening. Uppsamlingsområden för de tre huvudlakvattenflödena visas i figur 10. Uppsamlingsområde L2 utgörs av hela den södra delen av deponin. (Renova, 2000b)



**Figur 10.** Uppsamlingsområden för huvudlakvattenflödena L2, L3 och L4, ungefärligt utritade enligt Renova (2000b). De gråbruna områdena markerar ytligt berg.

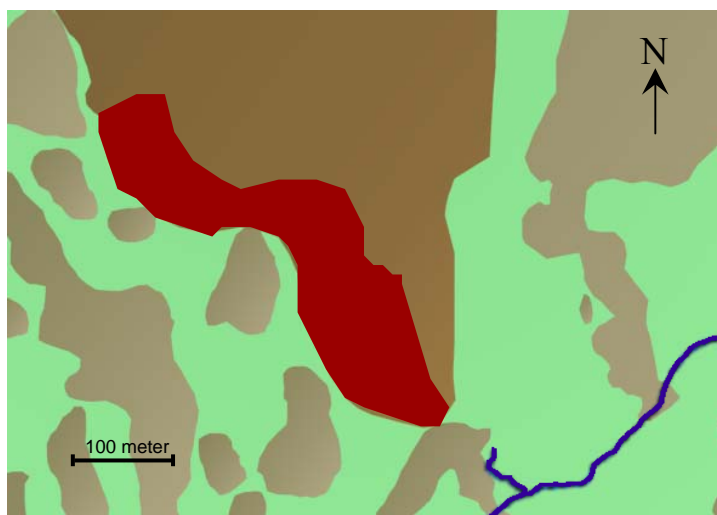
Lakvattensystemets utformning i uppsamlingsområdet L2 redogörs för i figur 11.



**Figur 11.** Skiss av lakvattensystemet i uppsamlingsområdet L2 enligt Renova (2000b). De blå linjerna inom L2-området markerar dränering liggande på den ursprungliga markytan. De gråbruna områdena markerar ytligt berg.

Hydrologin påverkas även av den bergtäkt som ligger strax öster om deponin. Bergytan i denna täkt låg i slutet av 1980-talet på mellan +40 och +55 meter (VIAK, 1988). År 2004 låg bergytan på mellan +20 och +42 meter (WSP, 2004). Täktillståndet medger brytning ner till +24 meter i norr och till +16 meter i söder (Personlig kommunikation: Martinsson, oktober 2007).

I början av år 2002 sluttäcktes den sydvästligaste delen av deponin i syfte att testa det använda sluttäckningsmaterialet. Den yta som täcktes har ofta benämnts ”provytan” och kommer att benämnas så även i denna rapport. Provytan är konstruerad för att släppa igenom maximalt 50 l/(m<sup>2</sup>·år) enligt det krav som förordningen ställer på sluttäckning av deponier för icke-farlig avfall. I samband med att provytan sluttäcktes anlades även ett ytvattendike längs den sluttäckta ytan. Dränering lades också längs med deponikanten under täckningen. Ungefärlig utsträckning av provytan visas i figur 12. (J&W, 2002)



**Figur 12.** Det rödmarkerade området i deponins sydvästra del markerar (skissartat) den sluttäckta delen, provytan (Ramböll, 2007b).

Under den tid som verksamhet har pågått på Tagene avfallsanläggning har mätningar gjorts både av grundvattennivåer och av ytvattenflöden. En karta över de mätpunkter som har använts för skapandet av grundvattenmodellen finns i bilaga 1.

Grundvattennivåer i berg mättes under år 1973 och -74 samt -78 till -83 i tre rör<sup>5</sup>. Mätningar fortsatte i två av dessa<sup>6</sup> till 1986 (GRAAB, 1988). Under vintern år 1987/88 genomfördes en serie mätningar av grundvattennivåerna i bergtäkten, vilket gav en grundvattennivåkarta över täkten (VIAK, 1988). De uppmätta nivåerna i berg uppvisar stora variationer mellan mätpunkterna.

Mätningar av grundvattennivåer i jord påbörjades år 1969 i två rör<sup>7</sup>. 1973, i samband med starten av deponiverksamheten, påbörjades mätningar i ytterligare några rör. Efter ett uppehåll (i den funna dokumentationen) i mitten av 1970-talet har mätningar pågått fram till idag. Vilka rör som har använts och med vilken frekvens mätningarna har utförts har varierat. På senare år har mätningar utförts enligt kontrollprogram<sup>8</sup> en gång varje vår och höst. (GRAAB, 1988; GRAAB, 1991; GRAAB, 1992; GRAAB, 1993; GRAAB, 1994; GRAAB, 1995;

<sup>5</sup> b1, b2 och b3 i bilaga 1

<sup>6</sup> b1 och b3

<sup>7</sup> 6909 och 6912 i bilaga 1

<sup>8</sup> I rören G1, G2, G3, G6 och G7

GRAAB, 1996; GRAAB, 1997; GRAAB, 1998; Renova AB, 1999; Renova AB, 2000a; Renova AB, 2001; Renova AB, 2002; Renova AB, 2003; Renova AB, 2004; Renova AB, 2005; Renova AB, 2006; Renova AB, 2007; Golder Associates AB, 2004)

I en punkt för grundvattenmätningar i deponins södra kant<sup>9</sup> har mätningar gjorts på tre djup (Golder Associates AB, 2004). Dessa mätningar ger en bild av att totalpotentialen minskar med djupet. Under 2003 mättes grundvattennivåer i det deponerade materialet längs en dräneringsledning<sup>10</sup> (Personlig kommunikation: Alm, september 2007; Personlig kommunikation: Boström, september 2007.).

Vattenföringen i de två bäckarna i norr och söder mäts två gånger om året. I den södra bäcken har detta pågått sedan år 2003 och i den norra har mätningar pågått sedan år 1973. I miljörapporter presenteras den totala mängd vatten som avletts till Ryaverket per år. Dessa data går tillbaka till år 1986. Av de tre huvudlakvattenflödena mättes två (L3 och L4) som samma flöde fram till 1997 och detta flöde tros ha underskattats. (GRAAB, 1991; GRAAB, 1992; GRAAB, 1993; GRAAB, 1994; GRAAB, 1995; GRAAB, 1996; GRAAB, 1997; GRAAB, 1998; Renova AB, 1999; Renova AB, 2000a; Renova AB, 2001; Renova AB, 2002; Renova AB, 2003; Renova AB, 2004; Renova AB, 2005; Renova AB, 2006; Renova AB 2007)

Jacobsson (1997) har gjort en vattenbalansberäkning över Tagene avfallsanläggning. I vattenbalansberäkningen uppskattades nederbörden över Tagenedeponin till 770 mm per år. Avdunstningen bedömdes ligga på 280 mm per år för bevuxna ytor och 240 mm per år för öppna ytor. Jacobson kom fram till en uppskattning av lakvattenproduktionen på 97 300 m<sup>3</sup> per år för det norra området och 134 600 m<sup>3</sup> per år för det södra området. Tagene avfallsanläggning bedömdes vara hydrologiskt sett väl fungerande eftersom ingen spridning av föroreningar till omgivningen hade kunnat påvisas.

I vattenbalansberäkningen gjorde Jacobsson (1997) en uppskattning av det totala läckaget genom leran i deponins botten. Med de termer som används i Förordningen (2001:512) om deponering av avfall uppskattades läckaget genom bottenläggningen. I värsta fall, antog Jacobsson, hade 75 % av det södra området en meter vatten stående på jordlagren som utgör deponins botten. Lerans konduktivitet antogs högst vara  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s. Detta gav en uppskattning av det högsta troliga bottenläckaget på 15 l/(m<sup>2</sup>·år) i det södra området som helhet.

Den geologiska barriären under Tagenedeponin har undersökts av Golder Associates AB (2002b). Undersökningen rörde transporttiden genom den geologiska barriären över hela deponin. Den hydrauliska konduktiviteten som användes baserades på uppgifter från litteratur. I det södra området antogs att transporten från deponins kant till den bäck som leder till Göta älv sker uteslutande i morän. Den resulterande transporttiden gavs i form av ett intervall mellan drygt 20 år och 100 år. För det norra området beräknades två olika transportvägar: den ena vertikalt ner till bergrunden och den andra genom ytliga lerlager till Böneredsbäcken som mynnar i Göta älv. Slutsatsen blev att transporttiden överstiger 50 år för hela den norra delen möjligen bortsett från områden nära deponikanten.

År 2004 undersökte Golder Associates AB det södra området närmare. Transporttiden genom ytliga jordlager till den bäck som leder till Göta älv beräknades. Jorden delades in i tre lager, ett moränlager, ett lager med silt och sand och ett lager med lera och silt. Den hydrauliska konduktiviteten mättes i de två övre lagren vilket gav värden på  $10^{-8}$  till  $10^{-6}$  m/s för lagret med silt och sand och  $10^{-8}$  till  $10^{-7}$  m/s för lagret med lera och silt. I ett av de sju rör som mätningarna utfördes i var leran så tät att det konstaterades att tillgängliga metoder inte kunde

---

<sup>9</sup> Rör 0403 i bilaga 1

<sup>10</sup> I bilaga 1 har dessa rör beteckningarna: A1, A2, A3, A4, B1, B2, B3, B4, C1, C2, C3 och C4.

användas och mätningen avbröts. Mätningar av grundvattennivåer genomfördes också vid två tillfällen under september månad. Beräkningar resulterade i att transporttiden med en sannolikhet på över 95 % överstiger 50 år.

Inom ramen för Golder Associates AB:s undersökning från 2004 redovisades resultaten från sonderingar i två borrhål. Jordartsklassificeringen för dessa borrhål visar att under det översta lerlagret varvas lager av silt med lager av lera och lager av sand. Det kan konstateras att portrycket (det vill säga vattentrycket i markens hålrum) varierar dels mellan de olika lagren, dels inom varje lager. Särskilt tydliga variationer uppvisas inom vissa av lerlagren. Dessa variationer är av intresse eftersom de tyder på att olika lager i jorden har olika hydraulisk konduktivitet. Därmed bör den vertikala hydrauliska konduktiviteten vara lägre än den horisontella hydrauliska konduktiviteten.

## **5 TILLVÄGAGÅNGSSÄTT**

### **5.1 INSAMLING OCH BEHANDLING AV DATA**

#### **5.1.1 Hydraulisk konduktivitet**

För bestämning av den horisontella hydrauliska konduktiviteten för de olika lagren användes mätningar gjorda av Golder Associates AB (2004) och av Ramböll Sverige AB (2007a). Dessa värden jämfördes med litteraturvärden för de spann inom vilka den hydrauliska konduktiviteten bör ligga för respektive jordart. Utifrån detta gjordes en rimlighetsbedömning av mätvärdena som resulterade i en omvärdering av vilken jordart två av mätningarna gjorts i. Rör som, enligt de profiler som ritats i samband med mätningarna, placerats i silt-sand-lagret visade i två fall värden på den hydrauliska konduktiviteten som var orimliga för jordarten. Mätvärdena från dessa tolkades därför som liggande i lera-silt-lagret.

Eftersom ler-, silt- och sandlagren är glaciala avlagringar kan de antas vara varviga och ha en lägre vertikal än horisontell hydraulisk konduktivitet. Detta stöds av de resultat av borrhundersökningar (Golder Associates AB, 2004) som presenteras i avsnitt 4.2.1 (sista stycket). Dels visar borrhundersökningarna på många tunna lager med olika jordarter, dels tyder variationerna i portrycket inom särskilt lerlagren på variationer även i den hydrauliska konduktiviteten. För att hitta en rimlig storleksordning för den vertikala hydrauliska konduktiviteten användes ekvationerna 1 och 2. Rimliga värden för de olika lagren sattes utifrån litteraturvärden och mätvärden. Dessa justerades sedan inom rimliga gränser så att den horisontella hydrauliska konduktiviteten motsvarade tillgängliga mätvärden för det aktuella blandlagret (till exempel silt-sand-lagret).

Den hydrauliska konduktiviteten i det deponerade materialet antogs endast utifrån vad som subjektivt upplevdes som rimligt. Något annat angreppssätt fanns inte utrymme för då ingen vet exakt vad för sorts material som ligger var i deponin eller vilken hydraulisk konduktivitet olika troliga material har. Vilket värde som i slutändan skulle tilldelas det deponerade materialets hydrauliska konduktivitet blev alltså till stor del en kalibreringsfråga (se avsnitt 5.2).

Ovan beskrivna process resulterade i utgångsvärdena för modelleringsprocessen som redovisas i tabell 1.

**Tabell 1.** Utgångsvärden på den hydrauliska konduktiviteten inför modelleringsprocessen.  $K_h$  är den horisontella hydrauliska konduktiviteten och  $K_v$  är den vertikala hydrauliska konduktiviteten.

Lager	Hydraulisk konduktivitet	
	$K_h$	$K_v$
Morän	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$2.5 \cdot 10^{-6}$
Silt-sand-morän	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-7}$
Lera-silt	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$
Deponerat material	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$

Den hydrauliska konduktiviteten i berget antogs till att börja med efter vad som utifrån litteraturvärden antogs rimligt. Berget delades in i tre lager: det ytligaste från bergytan och runt 10 meter ner, det mellanliggande lagret ner till ett djup av runt 30 meter under bergytan och det djupast liggande lagret därunder. Rimliga hydrauliska konduktiviteter för lagren bedömdes vara:  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s för det ytligaste lagret,  $5 \cdot 10^{-7}$  m/s för det mellanliggande lagret och  $5 \cdot 10^{-8}$  m/s för det djupast liggande lagret.

### 5.1.2 Nederbörd och avdunstning

Bortsett från i sluttäckta områden antogs hela avrinningen över Tagenedeponin med omgivning bilda grundvatten. Avrinningen uppskattades utifrån SMHI:s klimatkartor för perioden 1961 till 1991. En klimatperiod är alltid 30 år och den använda perioden är den senaste avslutade perioden. Direkt från en avrinningskarta kunde avläsas en årsavrinning på mellan 380 och 500 mm/år. På en nederbörds-karta (Alexandersson, 2003) identifierades en nederbördsstation som låg i samma förhållande till isolinjerna för avrinning som Tagene avfallsanläggning. Medelvärde av den korrigerade nederbörden (SMHI har korrigerat data för troliga mätfel) för denna station, 870 mm/år, antogs som normalvärde för Tagene avfallsanläggning. Ett värde på evapotranspirationen för Göteborg på 400 mm/år erhöles genom personlig kontakt med SMHI (Personlig kommunikation: Wingqvist, 2007-09). Värdet för evapotranspirationen subtraherades från värdet för nederbörden, vilket gav en avrinning på 470 mm/år. Kontroll mot det intervall som avlästes från SMHI:s avrinningskartering ger att detta är en rimlig siffra.

Då deponin till stora delar inte är bevuxen och obevuxna ytor ger en lägre evapotranspiration beräknades en högre avrinning för deponiområdet. Denna sattes till 530 mm/år utifrån den procentuella skillnad mellan evapotranspiration på bevuxna och obevuxna ytor i Tagene som Jacobssons (1997) resultat visar. Över den provtäckta ytan (se avsnitt 4.2.1) antogs infiltrationen vara lika med det värde på 50 mm/år som ytan är gjord för att inte överskrida.

Den enhet som används för nederbörd – mm/år – är samma som den enhet för maximalt bottenläckage –  $l/(m^2 \cdot \text{år})$  – som används i förordningen om deponering av avfall.

### 5.1.3 Grundvattennivåer och flöden

Den tillgängliga informationen om grundvattennivån i deponerat material var inte tillräcklig. Därför utfördes mätningar i två befintliga rör inne på deponiområdet en gång i veckan från början av september till början av november 2007. Dessa mätningar utfördes av personal på avfallsanläggningen och resultaten redovisas i bilaga 4.

Den normala nivån på grundvattenytan för varje grundvattenrör (från arkivstudien såväl som från ovan nämnda rör) uppskattades för att användas i kalibreringen. En bedömning av vilken nivå som kunde anses vara den mest typiska gjordes utifrån ett medelvärde för varje rörs mätserie i kombination med diagram över varje mätserie. Diagrammen gav möjlighet att bortse från extrema värden samt att upptäcka perioder och enstaka tillfällen då mätfel eller andra typer av fel i dataserien kunde misstänkas. En jämförelse gjordes också mellan grundvattenrören för att ta reda på om någon mätserie som helhet gav orimliga värden och röret därmed inte kunde användas i kalibreringen.

De grundvattennivåer som antagits som normalnivåer för varje rör i jord och i deponerat material visas i bilaga 3 där de jämförs med motsvarande med modellen beräknade värden.

I och med sluttäckningen i sydväst och det dike som gjordes i samband med denna ändrades förutsättningarna för lakvattenbildning i den södra delen av deponin i början av år 2002. Därför användes värden från 2002 och framåt för att uppskatta lakvattenflödet L2 (se figur 10, avsnitt 4.2.1, för en översikt över lakvattenflödenas uppsamlingsområden). Under en stor del av denna period har mätaren för ackumulerat flöde för L2-flödet visat fel, de årliga värdena har därför uppskattats utifrån momentana flödesmätningar (Renova AB, 2007). På grund av att L3 och L4 sannolikt underskattats fram till år 1997 har värden från 1997 och framåt använts för att uppskatta dessa lakvattenflöden. Uppskattningarna gjordes genom att medelvärden beräknades för de nämnda perioderna och resultaten av detta redovisas i tabell 2.

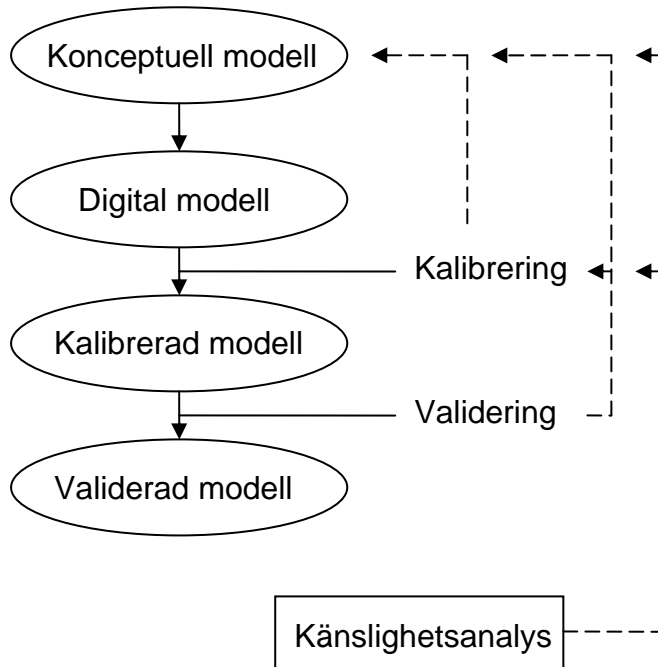
**Tabell 2.** Uppskattade värden på de tre huvudlakvattenflödena.

<b>Benämning</b>	<b>Flöde [m<sup>3</sup>/år]</b>
L2	90 600
L3	48 000
L4	19 300

Ytvattenflöden uppskattades genom beräkning av medelvärden för varje mätpunkts mätserie. Då vissa månader var överrepresenterade i det tillgängliga materialet beräknades först ett medelvärde för varje kalendermånad och sedan, utifrån dessa, ett medelvärde för ett helt år. Bäckarnas flöde varierar kraftigt mellan mätningarna, men ger ändå viss information om hur stora flöden som är rimliga.

## 5.2 MODELLERINGSPROCESSEN

Modellering sker allmänt i de steg som visas i figur 13. Hur dessa steg genomförts i modelleringen av Tagenedeponin beskrivs i avsnitt 5.2.1 till och med avsnitt 5.2.4. Läsare med erfarenhet av grundvattenmodellering går med fördel direkt vidare till 5.2.1.



**Figur 13.** Modelleringsprocessens olika steg. Den konceptuella modellen lägger grunden för den digitala modellen som sedan kalibreras och valideras. Slutligen utförs en känslighetsanalys. Under processens gång kan det visa sig att modelleraren måste gå tillbaka till ett tidigare steg och omarbeta vissa delar.

En konceptuell modell är en sammanställning och tolkning av de hydrogeologiska förhållandena i det område som ska undersökas. Denna tjänar som grund för den digitala modellen och för rimlighetsbedömningar av de resultat som den digitala modellen ger. (Kresic, 2007)

När den konceptuella modellen implementerats i den digitala modellen utförs en kalibrering. Randvillkor och hydrologiska parametrar justeras så att resultatet stämmer tillräckligt bra överens med uppmätta värden. Vad som är tillräckligt bra beror på hur modellen ska användas. Om en tillräckligt bra återgivning av verkligheten inte uppnås kan det vara nödvändigt ändra något i den konceptuella modellen.

Kalibrering kan endera utföras manuellt genom att man provar sig fram eller automatiserat via något datorprogram. Det kan vara bra att utföra åtminstone någon del av kalibreringen manuellt, menar Kresic (2007), eftersom detta ger en bättre inblick i hur modellen fungerar. Automatiserad kalibrering har den fördelen att den inte påverkas av förutfattade meningar.

Validering innebär att den kalibrerade modellen testas på andra uppmätta data än de som den kalibrerades mot. Syftet med detta är att kontrollera att modellen ger tillräckligt bra resultat även för en situation annan än den som kalibreringen utförts för. Om resultatet inte är tillfredsställande måste ytterligare kalibrering ske och eventuellt kan det vara nödvändigt att modifiera den konceptuella modellen.



Att validering kan genomföras förutsätter att dataunderlaget är tillräckligt stort för att det ska kunna delas upp i två delar. De två delarna ska representera olika nederbördssituationer. Två olika tidsperioder med data brukar användas där den ena används i kalibreringen och den andra i valideringen.

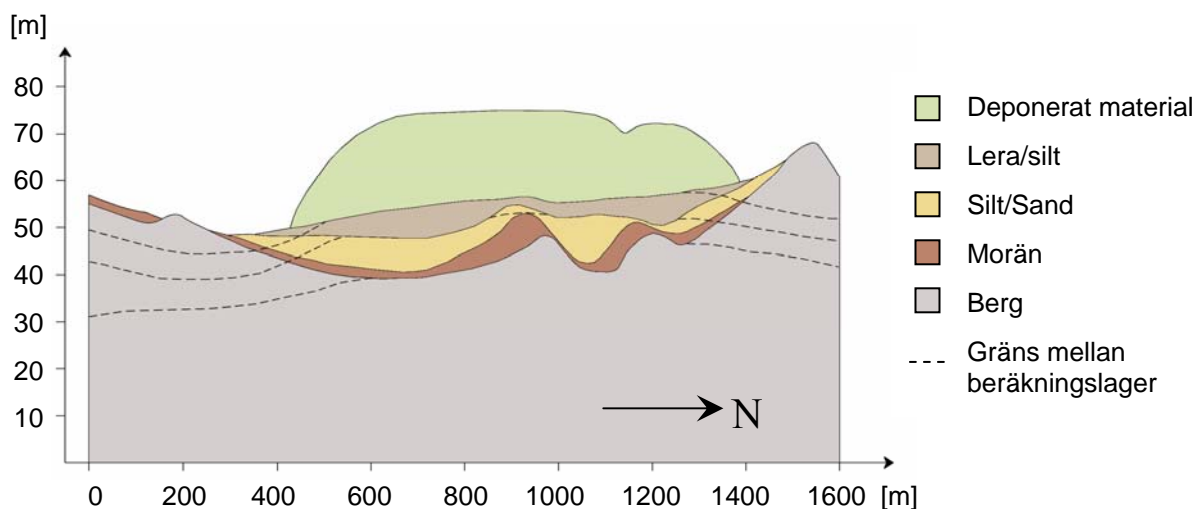
När grundvattenmodellen är kalibrerad och (om möjligt) validerad görs en känslighetsanalys. Detta innebär att förändringen i simuleringsresultaten vid ändring av modellens parametrar och indata bestäms. Detta ger en bild av hur mycket ett felaktigt antaget parametervärde eller felaktigt antagen indata påverkar resultatet.

Den enklaste utformningen av en känslighetsanalys går ut på att en parameter i taget varieras medan allt annat hålls konstant. Syftet är att ta reda på hur en rimlig ändring av en viss parameter påverkar simuleringens resultat. Denna metod förkortas OAAT från *one at a time*. (Beres och Hawkins, 2001)

### 5.2.1 Konceptuell modell

Viktig data för den konceptuella modellen är resultat från borrhundersökningar. Dessa beskrivs i form av en mängd olika jordarter. För att jorden skulle kunna delas in i lager behövde de olika jordarterna delas in i kategorier. Golder Associates AB (2004) har delat in jorden i tre lager. Dessa är morän, silt och sand samt lera och silt. För att ge tydliga lager till grundvattenmodellen delades de andra undersökningarnas resultat också in i dessa kategorier utifrån tillgängliga beskrivningar. Jordlagren kallas i fortsättningen morän, silt-sand och lera-silt.

För den konceptuella modellen interpolerades geologiska lager i programmet Surfer utifrån den information som presenterades i avsnitt 4.2.1. Interpoleringen gav en tredimensionell bild av deponin. Utifrån denna skissades ett fåtal tvådimensionella sektioner för att ge en tydligare bild av jordlagren. Skisserna av sektionerna utvecklades till skisser av tänkt utformning på beräkningslagren (det vill säga den digitala modellens lager), vilka tjänade som hjälp när den digitala modellen konstruerades. Figur 14 visar en skiss av deponin i genomskärning i nord-sydlig riktning. Tvärsnittet är centrerat i öst-västlig riktning. De beräkningslager som visas i figuren motsvarar de lager som tagits fram i den konceptuella modellen. Dessa lager finns även i den slutgiltiga modellen, men där har ytterligare uppdelning av lagren gjorts (se avsnitt 5.2.2).



**Figur 14.** Geologiska lager och beräkningslager. Höjden anges i Göteborgs koordinatsystem, medan den horisontella positionen anges på en godtyckligt placerad längdskala.

Den ursprungliga markytan byggdes upp genom att en nivåkarta från 1973 (VIAK) digitaliserades. Denna nivåkarta omfattade deponiområdet och de närmast intilliggande områdena. För de områden som inte omfattades av nivåkartan (vilket endast var områden utanför själva deponin) användes höjdmätningar i punkter med mellanrum på 10 meter (Personlig kommunikation: Klarquist, augusti 2007). För att ge överytan på fyllnadsmassan användes den högsta föreslagna sluthöjden för deponin, vilken ligger på +75 meter (WSP, 2005). Delar av grundvattenmodellen som ligger över grundvattenytan påverkar inte resultaten. Då deponins överyta förväntades ligga över grundvattenytan kunde denna sättas godtyckligt högt och någon förändring i höjden togs inte hänsyn till.

Bergytan och jordlagren interpolerades utifrån geologiska data presenterade i avsnitt 4.3. Jordartskartor användes för att identifiera vilket lager som låg i markytan. Den beskrivna moränryggen sattes till en höjd på 53 meter över dalgången, vilket i dalgångens mitt gav en tjocklek på runt 15 meter. Silt-sand-lagrets tjocklek sattes till 4 meter i de områden under deponin där ingen annan information fanns. Detta innebär att silt-sandlagrets tjocklek sattes i den övre delen av det intervall (2 till 5 m) som beskrivs i avsnitt 4.2.1. Syftet med detta var att undvika att överskatta tjockleken på lerlagret och därmed minska risken att underskatta läckaget genom bottenytningen.

Den del av lerlagret som i början av 1970-talet var torrskorpa och som nu ligger under det deponerade materialet antogs vara uppblött och ha samma egenskaper som övrig lera.

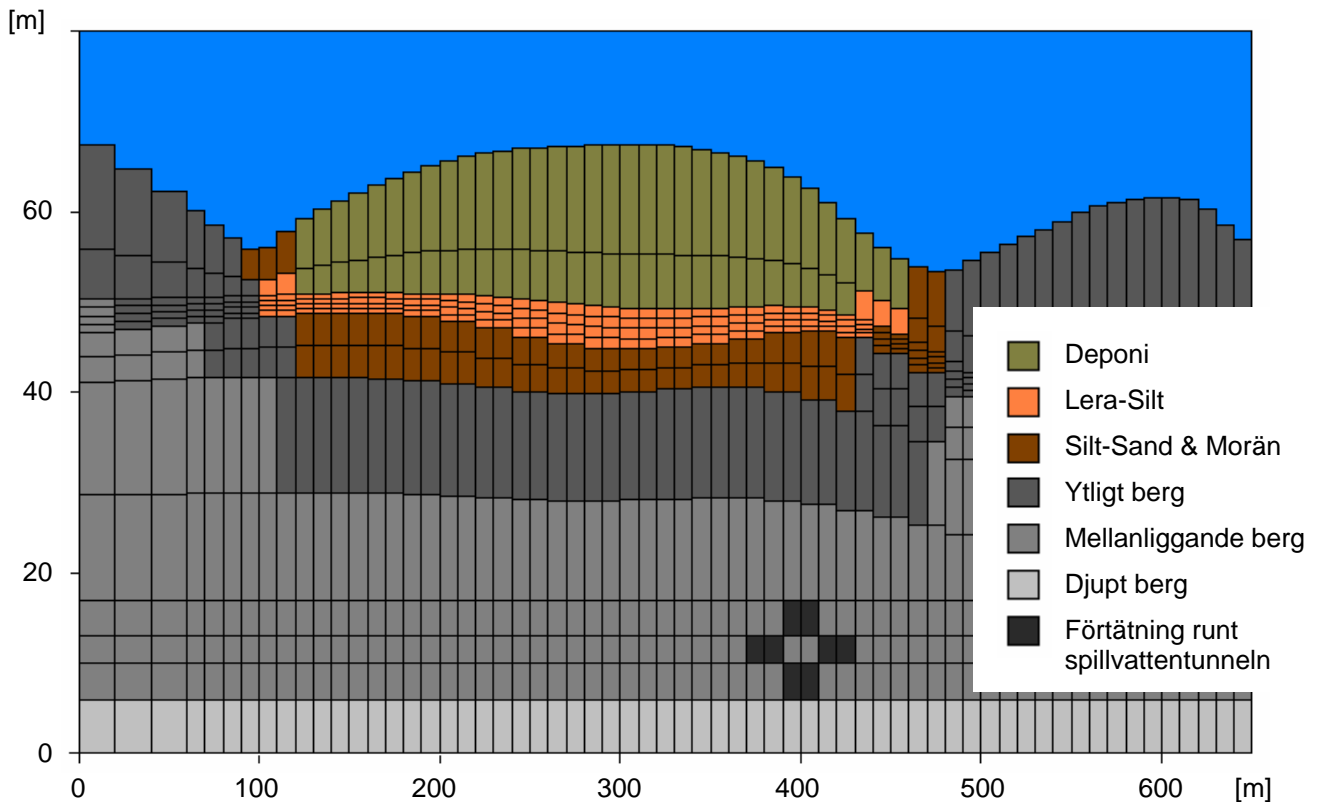
Då kategoriseringen av jordarter skiljer sig mellan jordartskartorna (SGU, 1985 och VIAK, 1973) kunde de komplettera varandra och ge möjlighet till en mer nyanserad tolkning tillsammans än var för sig.

## 5.2.2 Digital modell

Modellområdet delades in i celler på 20 gånger 20 meter i horisontalplanet. Närmast deponins södra kant minskades cellstorleken till 10 gånger 10 meter för ökad noggrannhet.

Beräkningslager konstruerades i Surfer utifrån bland annat den skiss som gjordes i den konceptuella modellen (finns i avsnitt 5.2.1). Lagren importerades sedan till Modflow. Utanför det område som omfattas av profilerna i den konceptuella modellen lades beräkningslagren så att det skulle vara troligt att grundvattenytan låg i det översta lagret. För att vara på den säkra sidan lades underytan på det översta beräkningslagret upp till 20 meter under markytan i partier med ytligt berg. Anledningen till att grundvattenytan borde ligga i det översta beräkningslagret är att det kan leda till beräkningsproblem om grundvattenytan ligger nära gränsen mellan två lager.

För att inte beräkningslagren skulle vara onödigt tunna sattes botten på varje beräkningslager till den lägsta ytan av den interpolerade ytan och en yta som låg två meter under det aktuella lagrets överyta. Väldigt tunna beräkningslager kan leda till vissa beräkningsproblem och dessutom gör modellen mindre lättöverskådlig. Eftersom jordlagren är relativt täta kan stora förändringar i totalpotentialen ske mellan lagrets överyta och dess underyta. För att ge tillräcklig upplösning för att återge dessa förändringar visade det sig nödvändigt att dela upp jordlagren. Det beräkningslager som innefattade större delen av lera-silt-lagret delades in i tre lager och det beräkningslager som innefattade större delen av silt-sand-lagret delades in i två lager. Ett exempel på de resulterande beräkningslagren redovisas i figur 15.



**Figur 15.** Beräkningslager i ett tvärsnitt ur modellen. Höjden anges i Göteborgs koordinatsystem och längden i en godtyckligt placerad längdskala.

Markytan utgjorde överytan på det översta beräkningslagret och i deponiområdet har deponins överyta använts som markyta. Då bergtäktens nivåförändring kan tänkas påverka grundvattenflödena användes tre olika varianter för markytan där. Den första varianten representerar markytan under sent 80-tal och åstadkoms genom digitalisering av en nivåkarta över tåkten (VIAK, 1988). Den andra varianten representerar den nutida markytan och för denna har höjddata från WSP:s flygmätning från 2004 använts. Den tredje varianten representerar lägsta möjliga markyta i tåkten och utgörs av det djup som tåktillståndet medger.

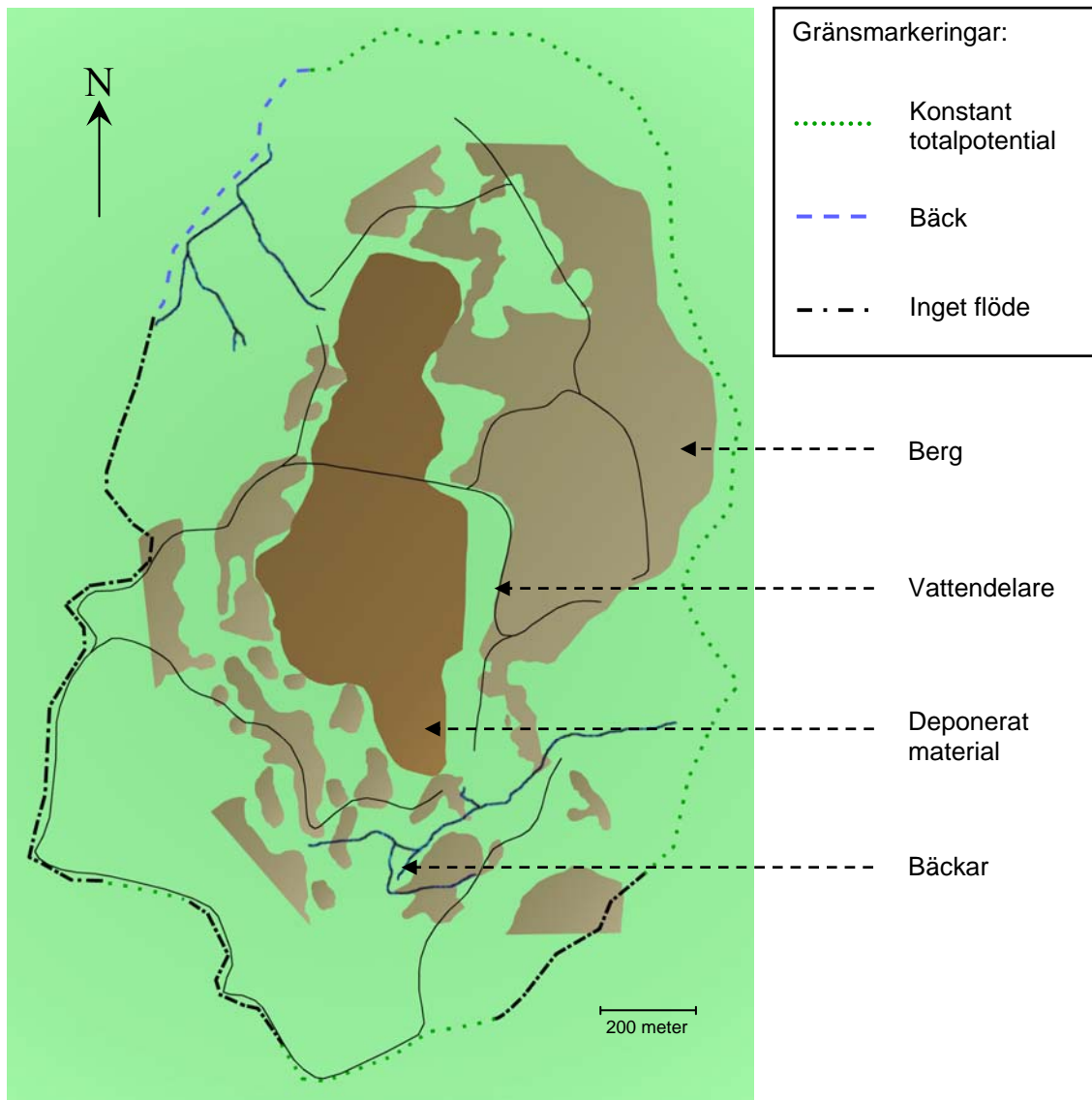
För att simulera spillvattentunneln lades ett beräkningslager med tunnelns höjd (3 meter) och nivå (+10 meter) in direkt i Modflow. Direkt över och under detta lager lades 4 meter tjocka lager i syfte att kunna simulera en zon intill tunneln med tätare berg. Förtätningen skulle bero dels på den tätning av berget som gjordes när tunneln byggdes, dels på viss igensättning av tunnelväggarna (skinfaktor, se avsnitt 3.4).

Då den hydrauliska konduktiviteten i berget bör minska med djupet lades ett extra beräkningslager in mellan tunneln och bergöverytan. (Lagergränsen ligger på cirka +30 meter i figur 15). Berget över tunneln kunde då delas in i två olika värden på den hydrauliska konduktiviteten och ytterligare ett värde kunde användas för berget under tunneln.

Modflows dräneringsfunktion användes för att simulera några olika företeelser. En sådan är dräneringen i botten på deponin. Då noggrannheten i markytans nivå inte var tillräcklig för att spegla nivån för bäckar representerades även dessa som dränering på bäckens nivå. Denna nivå uppskattades från en i Teknisk beskrivning (VIAK, 1973) bifogad nivåkarta.

För att simulera att snabb avrinning (på grund av rothål, sprickor m.m.) sker när grundvattenytan når upp till den övre delen av jorden lades en dränering 1,5 meter under markytan. Även spillvattentunneln modellerades som dränering. I detta fall sattes konduktansen in till dräneringen så hög att motståndet enbart skulle bero på den hydrauliska konduktiviteten i den tätare zonen som modellerades runt tunneln.

Grundvattenmodellens geografiska avgränsning gjordes utifrån den hydrogeologiska översigtskarta som presenteras i VIAK (1973). Bedömningar utifrån trolig påverkan på området av intresse gav de gränser som visas i figur 16.



**Figur 16.** Grundvattenmodellens geografiska avgränsningar utgörs av celler med konstant totalpotential, dräneringsceller och celler utan flöde. Dräneringscellerna ligger i översta beräkningslagret och representerar en bäck. I undre lager ligger då celler med konstant totalpotential.

Till att börja med avgränsades modellområdet genom att celler utanför området inaktiverades. I områden där gränsen bedömdes utgöras av en vattendelare gjordes inget ytterligare. Genom dessa delar av gränsen kan alltså, i modellen, inget flöde ske.

I delar av gränsen där ingen eller en mindre framträdande grundvattendelare fanns användes konstanta totalpotential, vilket ger ett potentialberoende flöde genom modellgränsen. Utöver detta användes också en bäck som gräns. Där användes dräneringsfunktionen i ytan och konstant totalpotential i alla lager utom det översta. Totalpotentialen sattes i dessa fall till samma värde i alla lager. I horisontalld varierades potentialen motsvarande variationer i markytans nivå.

Det grundvatten som bildas av nederbörd i modellen tillförs det översta aktiva lagret och eventuell tillförsel av vatten via tillfört avfall har bortses ifrån då detta antas vara en relativt sett mycket liten vattenmängd. Det vatten som kommer in i modellen utgörs alltså av nederbörd och grundvatten som strömmar in från gränser med konstant totalpotential när denna ligger högre än intilliggande cellers totalpotential.

Grundvattenytan sattes initialt i nivå med markytan. När modellen körts minst en gång kunde tidigare körningars resultat användas som initial grundvattennivå för fortsatta körningar. Detta minskade modellens körtid något.

### 5.2.3 Kalibrering

Grundvattenmodellen kalibrerades för stationära förhållanden eftersom dataunderlaget var för litet för att med tillräcklig noggrannhet spegla tidsvariationer. Detta innebär att lagringsparametrar ( $S_s$  i avsnitt 4.1) är irrelevanta för resultatet då detta beräknas utifrån att ingen förändring i lagrad mängd vatten sker. Någon validering av modellen kunde inte göras eftersom inga data som kunde representera någon annan nederbördssituation än medelnederbörden fanns att tillgå.

Kalibreringen av modellen började i berget. Markytan i bergtäkten sattes till nivån från slutet av 1980-talet eftersom de senaste tillgängliga värdena på grundvattennivåer i berg är från den tidsperioden.

Utifrån bedömt inläckage till spillvattentunneln kunde ekvationerna 4 och 5 utnyttjas för en uppskattning av genomsläppligheten i berglagret innehållande tunneln. Olika parameterkombinationer gav olika värden på bergets genomsläpplighet. Dessa genomsläppligheter användes sedan i modellen i syfte att ta reda på hur väl inläckaget stämde med det som använts i beräkningarna. Den parameterkombination som gav bäst överensstämmelse i inläckaget användes i den fortsatta kalibreringen. Efter detta anpassades den hydrauliska konduktiviteten i övriga berglager samt nivån för modellgränsen på den östra sidan för att ge rätt nivå på grundvattenytan i berget. Under hela denna process kontrollerades värdena på den hydrauliska konduktiviteten mot dem som bedömts som rimliga (i avsnitt 5.1.1).

Den parameterkombination som bedömdes ge bäst värde på inläckaget i spillvattentunneln var en höjd till grundvattenytan på 35 meter (över tunneln), en skinfaktor på 3 och hydraulisk konduktivitet i den tätade zonen 0,7 gånger så stor som i det omgivande berget. Detta gav ett inläckage på  $10,1 \text{ l}/(\text{min} \cdot 100 \text{ m})$  i den färdiga modellen, vilket ligger en bit över det uppskattade inläckaget på  $8,9 \text{ l}/(\text{min} \cdot 100 \text{ m})$ .

I modellen representeras både injektering (tätning) och skinfaktor av en lägre hydraulisk konduktivitet i berget närmast tunneln. Värdet på denna lägre konduktivitet är dock satt enbart med hänsyn till injekteringen och det är därför för högt. Det högre inläckaget till tunneln i modellen jämfört med det beräknade beror alltså till stor del på att skinfaktorn bortsetts från.

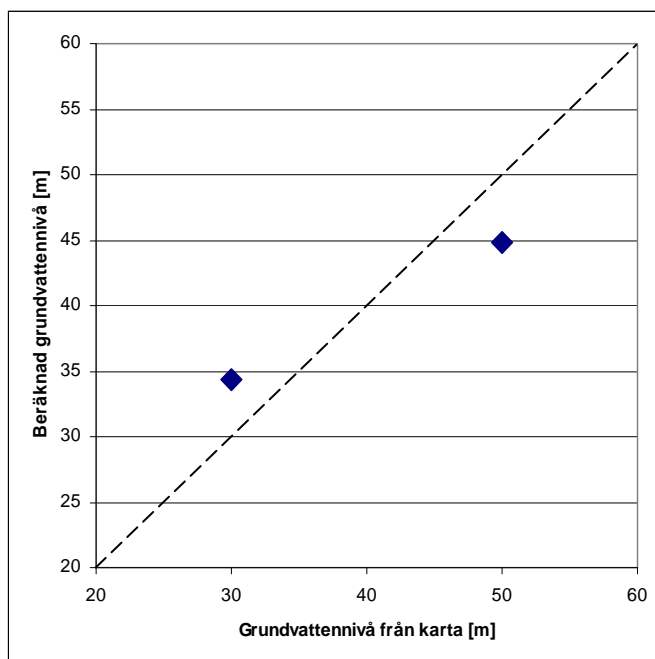
Under bergtäkten modellerades inte spillvattentunneln då den bedömdes tillföra modellen onödig komplexitet. De övre beräkningslagren går ner till tunnelns nivå under bergtäkten, vilket innebär att tunneln skulle skära flera beräkningslager. Då denna del av tunneln ligger långt ifrån det södra randområdet antogs nämnda förenkling inte ha någon effekt på slutresultatet.

De hydrauliska konduktiviteter i berget som gav bäst resultat i kalibreringen visas i tabell 3.

**Tabell 3.** De hydrauliska konduktiviteter i berg som gav bäst anpassning till grundvattennivåer och inläckaget i spillvattentunneln. Den hydrauliska konduktiviteten anges i m/s.

Berg	Hydraulisk konduktivitet
Ytligt	$4 \cdot 10^{-6}$
Mellan	$6 \cdot 10^{-8}$
Djupt	$1 \cdot 10^{-8}$

Dessa hydrauliska konduktiviteter gav en avvikelse från de nivåer som avlästs från grundvattennivåkartan över bergtäkten på upp till drygt 5 meter. I figur 17 visas uppmätta nivåer i förhållande till beräknade nivåer för de valda punkterna för kalibrering av bergets hydrauliska konduktivitet.

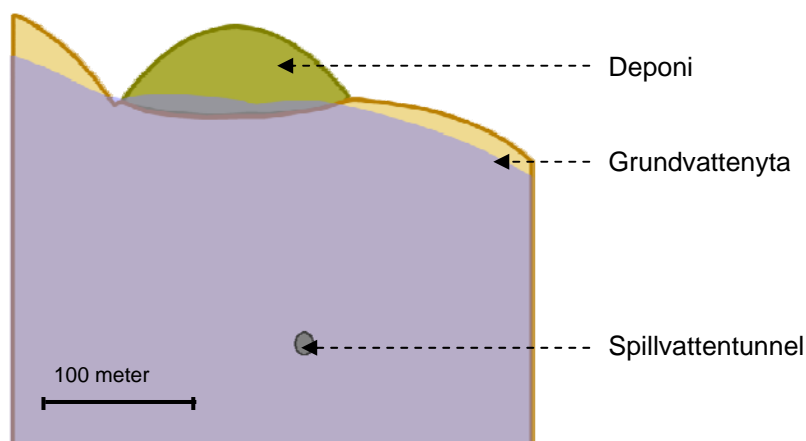


**Figur 17.** Anpassning av grundvattenmodellen till grundvattennivåer i berg. Fyrkanterna representerar de två punkter som valts för kalibrering och den streckade linjen markerar var punkterna ska ligga för att den beräknade nivån ska stämma med den uppmätta.

För kalibrering mot grundvattenmätningar i jord sattes bergtäktens yta till 2004 års nivåer. Då det fanns mätvärden på de hydrauliska konduktiviteterna i jordlagren användes medelvärden av dessa för respektive jordart som utgångspunkter för kalibreringen av grundvattennivåer. Dessa justerades sedan något för att ge den minskning av totalpotentialen med djupet som uppvisades i punkt 0403 (se bilaga 1). Minskningen kunde inte helt återges av modellresultaten. Dessutom gjordes Anpassningar för att modellen allmänt bättre skulle återge

grundvattennivåer i jorden i söder. I övrigt gjordes inga korrektioner av hydrauliska konduktiviteter för att anpassa de beräknade grundvattennivåerna till de uppmätta. En anledning till detta är att mätningarna i många fall genomförts för många år sedan, vilket innebär att det är svårt att ta reda på hur de genomförts och därmed hur säkra de är.

Grundvattenytan i det södra randområdet som resulterade av kalibreringen representeras av figur 18. Den lokala sänkning av grundvattenytan som syns inne i det deponerade materialet beror på ett dräneringsstråk på deponins botten.



**Figur 18.** Grundvattenytan i det södra randområdet. Bilden är en genomskärning av deponin i öst-västlig riktning. Det vertikala avståndet från spillvattentunneln till deponins botten är drygt 30 meter.

Då varken mätvärden eller litteraturvärden fanns att tillgå för det deponerade materialet fick ett värde på den hydrauliska konduktiviteten antas för detta. Det antagna värdet kontrollerades mot och justerades i förhållande till den påverkan på grundvattennivån i deponin som erhöles. Framst användes för detta nivån i ett rör i södra delen av deponin<sup>11</sup> eftersom detta ligger nära området av högst intresse.

Tabell 4 visar medelvärden från mätningar av hydraulisk konduktivitet i jord samt det antagna värdet för den hydrauliska konduktiviteten i det deponerade materialet. Dessa var de värden som sattes som utgångspunkter för kalibreringen. Dessutom visas de slutvärden som kalibreringen ledde till. Eftersom de siffror som kalibreringen utgår ifrån grundar sig på uppmätta värden har de en hög säkerhet jämfört med värden som enbart tas fram med hjälp av kalibrering. Därför har de justeringar som gjorts i kalibreringen varit relativt små.

**Tabell 4.** Jämförelse mellan de ursprungligen antagna värdena och de i kalibreringen justerade värdena för horisontell ( $K_h$ ) och vertikal ( $K_v$ ) hydraulisk konduktivitet. Den hydrauliska konduktiviteten anges i m/s.

Lager	Antaget		Kalibrerat	
	$K_h$	$K_v$	$K_h$	$K_v$
Morän	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$
Silt-sand-morän	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Lera-silt	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$
Deponerat material	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$

<sup>11</sup> GW-dS i bilaga 1

I bilaga 3 tabelleras grundvattentrörens i jord med enligt avsnitt 5.1.3 uppskattade och med den kalibrerade modellen beräknade grundvattennivåer.

Konduktanser (genomsläpplighet i gränsen mellan cellerna) till celler med dräneringsfunktion anpassades för att ge flöden motsvarande de uppmätta. Vid behov anpassades också den hydrauliska konduktiviteten i områden som påverkade flödet till dräneringen. Ändring av konduktanser och konstanta totalpotentialen gav inga större skillnader i flöden och nivåer. Därför lämnades totalpotentialer och nivåer orörda. Konduktanserna anpassades för så att beräkningarna i modellen kunde ske problemfritt då detta kunde göras utan märkbara skillnader i flöden.

I celler med konstant totalpotential ändrades denna i syfte att hitta den nivå som gav bäst anpassning till mätvärden.

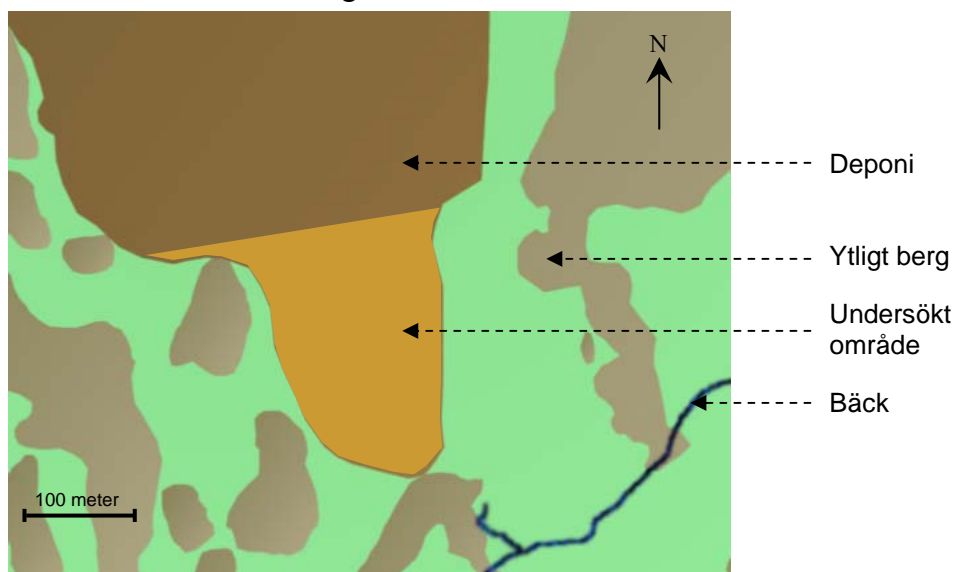
En anpassning gjordes även för att göra modellen stabilare då behov av detta fanns och den aktuella anpassningen inte bedömdes påverka det södra randområdet. Denna anpassning innebar att berget mot bergtäckten i ett tunt skikt gjordes tätare för att undvika allt för stora flöden till täkten (vilka riskerade att skapa instabilitet i beräkningarna).

En annan anpassning innebar att leran i deponins nordligaste del gjordes något tätare för att det över huvud taget skulle bli något flöde i lakvattensystemet där. För övrigt har de norra delarna av deponin inte kalibrerats för att korrekt återge de avledda lakvattenmängderna eftersom detta inte bedömdes påverka resultatet.

Lakvattenflödena L3 och L4 ligger långt under de uppmätta lakvattenflödena. Det södra lakvattenflödet (L2) ligger på 93 000 m<sup>3</sup>/år, vilket är mycket nära medelvärdet av de uppmätta flödena.

#### 5.2.4 Simulering och känslighetsanalys

Det område som undersökts är markerat i figur 19. För simulering delades området in i ett antal olika zoner med areor från 500 m<sup>2</sup> och uppåt. För dessa zoner beräknades läckaget från deponin vertikalt ner till det översta jordlagret. Ett flygfoto över deponin med det undersökta området markerat finns i bilaga 5.



**Figur 19.** Undersökningsområdet är markerat med orange färg och omfattar hela deponins södra spets.



Känslighetsanalysen utfördes enligt OAAT-metoden. Resultaten jämfördes med resultaten från den kalibrerade grundvattenmodellen och analyserades för att ge en beskrivning av modellens osäkerheter.

De hydrauliska konduktiviteterna varierades mellan värden strax över och strax under det högsta respektive det lägsta uppmätta värdet för varje jordart. För de geologiska lager där mätningar saknades varierades de hydrauliska konduktiviteterna med en tiopotens åt vardera hållet.

Nivåer på bäckar, diken dränering samt de konstanta totalpotentialen längs modellens yttre gränser varierades uppåt och neråt. Ändringen sattes till en eller två meter i respektive riktning, beroende på hur stora fel i den antagna nivån som bedömdes rimliga.

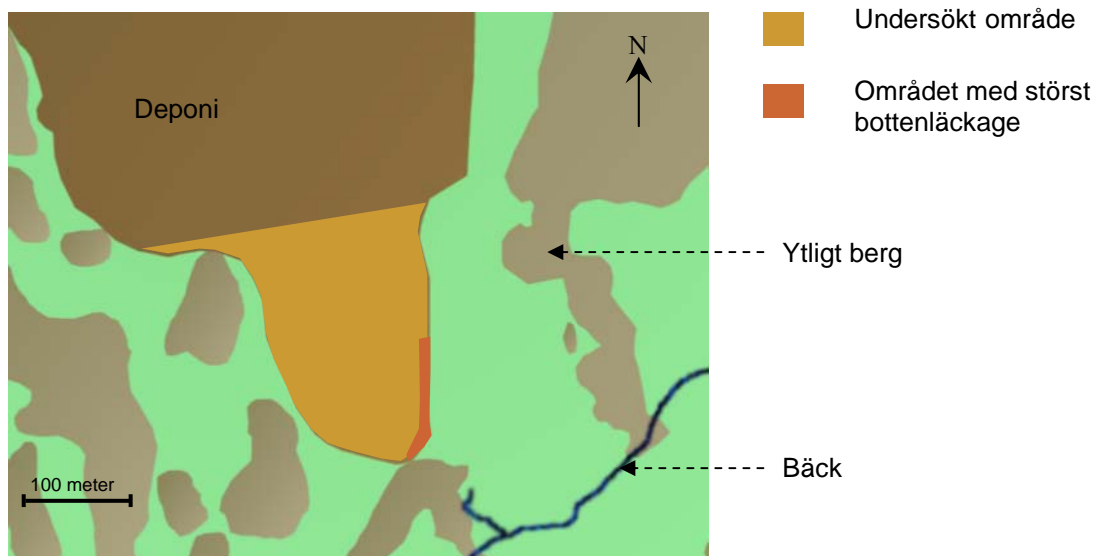
Nettonederbörden över området ökades med 20 %, vilket bedömdes vara högre än rimlig ökning av årsnederbörden under deponins drifttid. SMHI presenterar på sin hemsida ([www.smhi.se](http://www.smhi.se), 2008-01) klimatscenarier för Sverige. I Västra Götaland räknar de med att nederbörden kommer att öka med upp till 30 % längst ute vid kusten och längre inåt landet med drygt 15 % till år 2100. Då deponins verksamhet beräknas pågå i bara drygt 20 år från år 2007 är en nederbördsökning på 20 % väl tilltagen. Den innefattar inte bara ökning av nederbörd utan även en rejäl marginal för fel i uppskattningar.

Provytans begränsning av infiltrationen i söder togs bort liksom tunneln. Detta för att ge en bild av dessa företeelsers påverkan på systemet. De korrigeringar som gjorts för att öka modellens stabilitet togs även de bort för att uppskatta eventuell påverkan på intresseområdet.

Gränsen mellan deponimassorna och höjden i väster misstänktes vara något grov i sin utformning. Det översta jordlagret hade möjligen större kontaktyta i horisontalled mot deponin i modellen än i verkligheten. För att undersöka eventuell påverkan av detta gjordes denna gräns i det översta beräkningslagret ogenomtränglig. Detta innebar att inget vatten kunde komma in i deponin från omgivande jord- och berglager utan att passera lera.

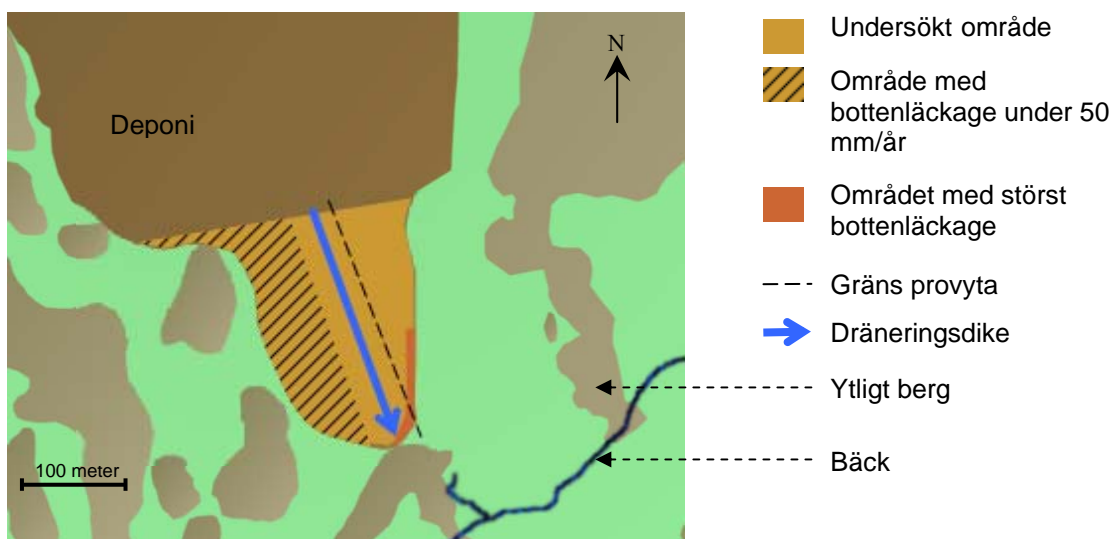
## 6 RESULTAT

Simulering med den kalibrerade grundvattenmodellen visar att utläckaget genom botten tätningen längst i väster ligger på noll för att successivt öka åt öster. I det område där läckaget är som störst uppgår det vertikala läckaget till 350 l/(m<sup>2</sup>·år). Detta område är markerat i figur 20. Det sker även ett läckage i horisontalled genom jordens översta metrar. Om detta läckage fördelas jämnt över en 10 meter bred kant närmast deponigränsen och räknas blir siffran för det totala läckaget i storleksordningen 1000 till 2000 l/(m<sup>2</sup>·år). Om det totala läckaget (genom botten och i sidled) fördelas över bottenytan av det undersökta området blir resultatet drygt 200 l/(m<sup>2</sup>·år). Sidoläckaget är störst längs kanten norr om det i figur 20 markerade området med störst bottenläckage.



**Figur 20.** Det område som har högst läckage genom botten tätningen, i deponins sydvästra kant, är markerat med mörkorange färg.

Gränsen mellan de delar som klarar förordningens krav på  $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$  och de delar som inte klarar kravet är markerad i figur 21. Hur denna gräns ligger i förhållande till provytan och i förhållande till det dräneringsdike som skär genom undersökningsområdet på deponibotten kan också utläsas av figuren.



**Figur 21.** Det undersökta området med läckage samt hydrologiskt viktiga konstruktioner markerade. Provytan ligger till väster om den streckade linjen.

Mellan den gräns som markerar  $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$  och dräneringsdiket ligger läckaget i medeltal på  $65 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ .

## 6.1 ÖVRIGA OBSERVATIONER

Inget vatten transporteras från den västra sidan av dräneringsdiket till den östra sidan. Området öster om diket får 80 % av sitt vatten via nederbörden, 15 % av vattnet kommer från de nordligare delarna av deponin och resterade vatten läcker in från omgivande mark.

I området väster om lakvattendiket sker ett stort inläckage av vatten. Det totala inläckaget från omgivande mark i det området ligger runt  $18 \text{ m}^3/\text{dygn}$ , vilket motsvarar  $250 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$  om vattnet fördelas över hela det undersökta området. Så gott som allt detta vatten tas upp av dräneringen och större delen av inläckaget sker i de allra västligaste delarna.

## 6.2 KÄNSLIGHETSANALYS

Känslighetsanalysen visar inga större variationer i flödena när genomsläppligheterna varieras. Mönstret som beskrevs ovan kvarstår. Samma sak gäller när nivåer på de valda konstanta totalpotentialerna samt nivåer på bäckar, diken och dränering varieras. Inte heller sänkning av bergtäkten till den nivå som dess tillstånd medger påverkar resultaten nämnvärt.

Den tätning som gjordes i väster i modellen för att förhindra inläckage från ytliga marklager gör ingen större skillnad för läckaget genom botten. Några större skillnader åstadkoms inte heller när den tätning av berget mot täkten som gjordes av stabilitetsskäl tas bort.

De högsta hydrauliska konduktiviteterna i berg gav inte ens i kombination nivåer på totalpotentialen i berg som nådde ner till de mätningar som bortsetts ifrån. Högsta genomsläppligheten från känslighetsanalysen i alla lager gav nivåer i berget på mellan +40 och +45 meter, vilket är cirka 25 meter över det som mätts i rör i berg inne på deponiområdet. Inläckaget till spillvattentunneln blir då nästan  $20 \text{ l}/(\text{min} \cdot 100 \text{ m})$ .

Ett antal värden från känslighetsanalysen som gör förhållandevis stor skillnad eller av annan anledning kan vara intressanta presenteras i tabell 5.

**Tabell 5.** Det största vertikala läckaget och det största horisontella läckaget för olika alternativ testade i känslighetsanalysen. "Lera enligt Jacobsson" anger den täthet som Niclas Jacobsson antog som högsta K för leran i sin vattenbalansberäkning 1997.

	Största vertikala läckage [ $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ ]	Största horisontella läckage [ $\text{m}^3/\text{år}$ ]
Resultat av den kalibrerade modellen	350	1460
Mindre tät lera ( $K_v = 8\text{E}-7 \text{ m/s}$ , $K_h = 8\text{E}-8 \text{ m/s}$ )	570	600
Tät lera ( $K_v = 6\text{E}-8 \text{ m/s}$ , $K_h = 6\text{E}-9 \text{ m/s}$ )	280	1760
Lera enligt Jacobsson ( $K = 1\text{E}-9 \text{ m/s}$ )	90	2590
Mindre tät avfall ( $K = 1\text{E}-5 \text{ m/s}$ )	380	2360
Tätt avfall ( $K = 1\text{E}-7 \text{ m/s}$ )	450	300
Utan spillvattentunneln	290	1960
20 % ökning av nederbörden	370	2400
Utan provtäckningen	400	1720

Påpekas bör att när provtäckningen tas bort ur modellen kommer även de västra delarna av området upp över kravvärdet. Läckaget där blir runt  $100 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ .

En observation som framgår av tabell 5 är att tätare jord under deponin minskar det vertikala läckaget och ökar det horisontella läckaget. Detta innebär att om marken är tätare än vad som antagits i modellen så rinner mer vatten av ytligt och bör då också vara enklare att ta omhand.

## 7 DISKUSSION

Den exakta siffran på läckaget genom bottenytningen är osäker, men känslighetsanalysen visar att det står klart att det är ett för högt läckage i sydöst.

Hur ytan delats in, det vill säga hur små eller stora områden som läckage medelvärdesbildats över, påverkar naturligtvis den exakta siffran på läckaget. Modellen har inte en detaljnivå som ger möjlighet att hitta punktläckage och någon väldigt detaljrik indelning av ytan är därför inte motiverad. Om resultatet beräknats som ett medelläckage över hela deponin, eller hela den södra delen av deponin, är det möjligt att det skulle ligga under  $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ .

### 7.1 BEGRÄNSNINGAR

Då simuleringen har genomförts för stationära förhållanden med en normal årsnederbörd är resultaten normala grundvattennivåer och flöden. Säsongsvariationer och perioder av exceptionellt mycket eller lite nederbörd behandlas alltså inte.

Grundvattenmodellen är inte kalibrerad för att återge deponins norra del. Bäst kalibreringsdata har funnits i området kring det södraandområdet. Om modellen ska kunna ge tillförlitliga resultat för de nordligaste delarna av det södra området eller för det norra området, krävs ytterligare data för kalibrering.

### 7.2 KOMMENTARER TILL ANTAGANDEN OCH FÖRENKLINGAR

Grundvattenmodellen är som helhet en förenkling av verkligheten, det ligger i definitionen av en modell. Hur stor osäkerhet detta leder till i det enskilda fallet kan känslighetsanalysen bidra till att uppskatta. Känslighetsanalysen visar i detta fall att resultatet påverkas så pass lite av förändringar i parametervärdena att även om dessa skulle väljas mycket annorlunda skulle troligen resultaten leda till samma slutsatser. Det visar att modellens resultat är tillförlitliga. Som beskrivs nedan finns stora osäkerheter i kalibreringsdata, men knappast så stora att de skulle kunna ha påverkat mönstret i resultatet.

Ett val har gjorts av vilka hydrogeologiska företeelser som ska tas hänsyn till. Företeelser som bedöms vara obetydliga nog att inte ge utslag i resultatet, med tanke på de osäkerheter som ofrånkomligen finns, tas inte med.

Indelningen av det område som ska modelleras i rutnät innebär en nödvändig förenkling. Valet av rutnätets upplösning är en avvägning mellan noggrannhet i beräkningar och den tid det tar att simulera. Rutnätets upplösning på 10 gånger 10 meter i det mest intressanta området ger en hanterbar simuleringstid på cirka 6 minuter. Upplösningen bör vara tillräcklig med tanke på att osäkerheter till exempel i avfallens sammansättning ändå gör det svårt att uttala sig med större noggrannhet än den som denna upplösning ger.

En annan förenkling som gjorts är sammanslagning av jordarter. Till att börja med delades den mängd jordarter som gavs av tidigare genomförda undersökningar in i tre kategorier: morän, silt-sand och lera-silt. I vissa delar av modellen slogs morän och silt-sand samman och cellerna tilldelades en blandning av de två kategoriernas egenskaper. För att modellen ska vara hanterbar och matematiskt stabil måste den här typen av förenklingar göras.

Utsträckningen på de geologiska lagren har antagits utifrån punktundersökningar, vilket också var nödvändigt eftersom det inte är möjligt att undersöka exakt hur hela jordlagren ser ut utan att ändra på jordlagren. Känslighetsanalysen visar att rimliga variationer av den hydrauliska

konduktiviteten inte ändrar det mönster som uppvisas av resultaten. Därför finns ingen anledning att tro att det sätt på vilket som dessa förenklingar har genomförts påverkar resultatet i betydande utsträckning.

De hydrauliska konduktiviteterna har alla antagits utifrån ett mer eller mindre bra dataunderlag. Hydraulisk konduktivitet är, tillsammans med vattentillförsel och förekomsten av bottendränering, det som har störst påverkan på bottenläckaget. En lägre genomsläpplighet i leran skulle troligen, utan att den sätts lägre än vad som är möjligt på platsen, kunna innebära att läckaget genom bottenläggningen blir tillräckligt lågt. Problemet är att det då sker läckage horisontellt istället.

Den del av spillvattentunneln som ligger under bergtäckten togs bort ur modellen. Anledningen till detta var att den tillförde komplexitet till modellen som inte speglade verkligheten. Denna del av tunneln bedömdes ligga så långt från området av intresse att den inte nämnvärt påverkar flödena där. Höjden från tunneln upp till markytan i bergtäckten är förhållandevis liten, vilket gav ett jämförelsevis litet inläckage i tunneln där. Att ta bort den delen av tunnel förde därmed med sig det positiva att det inläckage per meter som modellen gav bättre speglade inläckaget just under det mest intressanta området.

Bottendräneringen har antagits vara lika effektiv överallt och har tilldelats genomgående samma egenskaper. Om någon del av dräneringen fungerar sämre än övriga kan detta innebära en stor påverkan på läckaget i den aktuella delen av deponin. Då det inte varit möjligt att undersöka om någon del av dräneringen fungerar dåligt är det antagande som gjorts det rimligaste att göra.

Nivåer och egenskaper hos konstanta totalpotential och dräneringsceller innebär ytterligare antaganden. Värdena på dessa visade sig i känslighetsanalysen i stort sett inte påverka resultatet när de varierades inom rimliga gränser.

Avfallet har antagits vara homogent, vilket kan uteslutas att det i verkligheten är. Den exakta fördelningen av avfallstyper i deponin kan inte med rimliga medel undersökas och någon information om vilka hydrauliska egenskaper de olika avfallssorterna har finns inte att tillgå. Avfallsets hydrauliska konduktivitet har, i känslighetsanalysen, visat sig påverka vilken väg vattnet tar. Därmed skulle heterogeniteter i avfallet kunna innebära att läckaget är något annorlunda fördelat jämfört med det som modellen beskriver. Heterogeniteter i avfallet kan inte ändra det faktum att det sker ett stort läckage. Det är heller inte troligt att mönstret med lågt läckage i väster och högt läckage i öster skulle påverkas av heterogeniteter i avfallet om inte större områden är extremt täta eller extremt genomsläppliga.

Den geografiska utformningen av deponin i grundvattenmodellen är skissartad eftersom olika dokument har visat något olika gränser mellan deponerat material och omgivande mark. Även utsträckningen av provytan är skissartad och i syd öst är dess utsträckning snarast något underskattad i modellen. Det innebär att det verkliga läckaget genom bottenläggningen kan vara en aning mindre än det beräknade.

### 7.3 OSÄKERHETER I DATA

Hur osäkra uppmätta grundvattennivåer är har varit svårt att uppskatta. Mätningarna är i de flesta fall över 10 år gamla och informationen om hur de gjorts är bristfällig. I de fall det finns mer sentida mätningar är dessa ofta genomförda endast under en kort period. Undantaget är de rör som ingår i kontrollprogrammet för deponin (ett i söder och fyra i norr) där mätningar görs två gånger om året, vilket har pågått under ett antal år. Tre av grundvattenrören i jord<sup>12</sup> ansågs avvika för mycket från övriga mätningar för att kunna användas i kalibreringen.

Av de grundvattenmätningar som gjorts i berg är ingen från senare än 1988 och det finns väldigt kraftiga variationer mellan mätningarna. I de centrala delarna av deponin ligger grundvattnet på runt +55 meter. Grundvattenytan (totalpotentialen) i berget under deponins centrala delar ligger enligt mätningarna på runt +20 meter. En sådan skillnad är allt för stor för att kunna orsakas av spillvattentunneln eller någon annan företeelse i området. Därför kunde inte de mätningar av grundvattenyta fram till slutet av 80-talet gjorts inom deponiområdet användas i kalibreringen. Grundvattenvattenkartan i bergtäkten uppvisade inom vissa områden stora variationer i grundvattennivåerna. De mest avvikande mätningarna bedömdes vara orimliga och så kraftiga variationer som uppvisades kan heller inte återges av modellen, då berget i den simuleras i homogena lager. På grund av detta valdes två nivåer i bergtäkten som verkade representativa från grundvattennivåkartan över täkten. Dessa var de enda punkter i berg som kalibreringen grundades på. Underlaget för kalibrering av bergets genomsläpplighet i form av grundvattennivåer har med andra ord varit knapphändig. Att inläckaget i spillvattentunneln också använts för kalibrering av hydrauliska konduktiviteter i berget minskar osäkerheten mycket jämfört med kalibrering endast mot grundvattennivåer i berget.

Det uppskattade inläckaget i spillvattentunneln har en ganska stor osäkerhet eftersom det är ett medelvärde av inläckaget i alla spillvattentunnlar i Göteborg. Dock bör det vara av rätt storleksordning och därmed fungera bra som vägledning i kalibreringen av bergets hydrauliska konduktivitet. Inläckaget ligger i grundvattenmodellen högre än det uppskattade, vilket minskar risken för att underskatta utläckaget från deponin. Detta eftersom den hydrauliska gradienten ökar med djupet från deponin och ner i marken, vilket ger ett ökat flöde i simuleringen. Detta bekräftas av känslighetsanalysen där flödena ner genom botten tätningen minskar om tunneln tas bort. Att tunneln påverkar flödena från deponin ner i marken kan betyda att en del av det lakvatten som läcker ut från deponin transporteras in i spillvattentunneln, där det ändå hade hamnat om det samlats upp i lakvattensystemet.

Känslighetsanalysen visar att de hydrauliska konduktiviteterna i berget måste höjas till orimligt höga värden för att totalpotentialen ska motsvara den i de rör som bortsetts från. Dessa värden ligger dessutom långt från den utifrån inläckaget i spillvattentunneln beräknade hydrauliska konduktiviteten i bergets mellanlager. Grundvattennivåerna i de bergrör som bortsetts från ger alltså inte bara orimliga hydrauliska konduktiviteter och en orimlig variation mellan grundvattennivåerna i berget utan även ett inläckage i tunneln som ligger långt över det uppskattade.

Den minskning av lerlagrets hydrauliska konduktivitet som gjordes i kalibreringen stöds av att det finns saker som tyder på att lerlagret egentligen är tätare än det medelvärde av mätningar som användes som utgångspunkt för kalibreringen. Det ena är den mätning som Golder Associates AB gjorde 2004 som de var tvungna att avbryta för att metoden de använde inte

---

<sup>12</sup> GW1, GW3 och GW6 i bilaga 1

lämpade sig för så tätt material. Det andra är att lerans täthet fick ökas i norr för att ge något lakvattenflöde i avledningssystemet över huvud taget.

De grundvattennivåer som Golder Associates AB mätte upp år 2004 ligger i vissa punkter långt under de med modellen beräknade värdena. Det är troligt att grundvattenytan sjunkit under sommaren och därför i september när mätningarna gjordes var lägre än vad som kan anses vara ett representativt långtidsmedelvärde. Skillnaden mellan modell och verklighet är alltså inte självklart så stor som simuleringsresultaten i bilaga 3 visar.

De uppskattade lakvattenmängderna bygger på en relativt kort tidsperiod, för L2-flödet så lite som 5 års uppskattningar av den totala årsvattenföringen, och måste därför ses som osäkra uppskattningar av de normala lakvattenmängderna. Dessutom är uppskattningarna av det uppsamlade lakvattenflödet i deponins södra del osäkra på grund av de problem med mätinstrumentet som beskrevs i avsnitt 5.1.3. Den exakta lakvattenmängden har dock inte visat sig avgörande för resultatet så länge den ligger inom ett, utifrån uppmätta värden, rimligt intervall. Däremot verkar avståndet mellan dräneringsledningarna ha betydelse.

#### **7.4 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE RESULTAT**

Jacobsson (1997), menar att ingen förorenings-spridning från deponin har kunnat påvisas i de mätpunkter där kemiska mätningar utförs kontinuerligt. Detta kan betyda att det höga läckaget från deponin inte når de skyddsvärda recipienterna i någon större omfattning, men utförda mätningar är inte tillräckliga för slutsatser om ifall någon betydande mängd föroreningar når Göta älv.

Enligt Jacobssons (1997) beräkning är läckaget genom botten i hela det södra området 15 l/(m<sup>2</sup>·år). Om denna uppskattning ligger nära det verkliga medelvärdet för området är de områden där problem uppstår ganska begränsade. Även om det höga läckaget i söder vägs upp av ett lågt läckage i norr är det inte troligt att problemet med omfattande läckage skulle vara begränsat till bara det nu undersökta området.

Golder Associates AB (2004) har konstaterat att transporttiden från det södra randområdet till bäcken i söder med stor sannolikhet (95 %) överstiger de 50 år som förordningen kräver av den geologiska barriären. Någon undersökning av denna transporttid i modellen har inte gjorts, men om det skulle göras kunde det ge en mer nyanserad bild av hur väl den geologiska barriären fungerar. På så sätt skulle en helhetsbild av skyddet mot föroreningsläckage ges och därmed skulle risken med det höga utläckaget bättre kunna bedömas.

#### **7.5 VIDARE UNDERSÖKNINGSMÖJLIGHETER**

Läckaget genom botten-tätningen skulle minska avsevärt om mängden vatten som infiltrerar i det deponerade materialet minskar. Detta kan åstadkommas genom att delar med stora utläckage sluttäcks tidigt. Det finns inte anledning att anta att det höga läckaget skulle vara helt och hållet begränsat till det undersökta området. Därför borde åtminstone hela den södra delen av deponin undersökas med avseende på läckage om sluttäckning av något område ska tidigareläggas.

För att avgöra om lerans täthet är tillräcklig under de hydrologiska förutsättningar som skulle skapas av eventuella åtgärder måste simulering göras med dessa förutsättningar. Inför sådana simuleringar är det att rekommendera att även göra någon ytterligare undersökning av lerans hydrauliska konduktivitet med tanke på att extrem täthet gjorde att en av de mätningar som tidigare utförts inte kunde slutföras och därmed inte på ett bra sätt kunnat tas hänsyn till.

Som tidigare påpekats är det möjligt för en länsstyrelse att bevilja dispens från förordningens krav om det ”kan ske utan risk för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön” (2001:512). Det kan, bland annat med anledning av denna formulering, tänkas vara ett alternativ att genomföra kemiska mätningar för att utröna om det har skett någon påverkan på omgivningen. Eftersom ingen egentligen vet vad för typ av massor som ligger i det södra randområdet kan det mycket väl vara inert avfall.

Om grundvattenmodellen användes för att simulera föroreningsspridning skulle den ge information om vart eventuella föroreningar tar vägen och därmed om de riskerar att orsaka skada. Kemiska mätningar skulle kunna sättas in i de områden där risken för förekomst av lakvatten är störst enligt simuleringen och därmed skulle man få tillförlitlig information om det läckande vattnets föroreningsgrad.

Inflödet från omgivande mark i väster innebär inget större problem i nuläget, eftersom det mesta samlas upp i lakvattensystemet. Om omhändertagandet av lakvatten avslutas när deponin i framtiden sluttäcks kommer detta inflöde troligen att få större betydelse. Extra åtgärder kan då behöva sättas in för att förhindra att stora mängder lakvatten kommer ut i omgivande mark. Påpekas bör att det är möjligt att det material som ligger i deponins södra spets är sådant att det inte släpper ifrån sig några större mängder föroreningar. Därför är det inte säkert att några åtgärder för att skydda omgivande mark behövs.

## 8 SLUTSATSER

Den östra delen av Tagenedeponins södra spets uppvisar ett läckage på i medeltal cirka 200 l/(m<sup>2</sup>·år) och lokalt upp till 2000 l/(m<sup>2</sup>·år). Läckaget ligger alltså avsevärt mycket över förordningens krav på 50 l/(m<sup>2</sup>·år). I den västra delen är utläckaget tillräckligt lågt för att uppfylla det krav som ställs. De exakta siffrorna är osäkra, men känslighetsanalysen visar att det övergripande mönstret i resultatet är tillförlitligt.

Det största problemet i det södra randområdet är att det tillförs för mycket vatten, främst via regn och från deponins nordligare delar, i förhållande till hur mycket lakvatten som avleds i lakvattensystemet. Detta visas av att om leran sätts tillräckligt tät för att klara förordningens krav så sker istället ett större horisontellt utläckage.

Det vore lämpligt att genom kemiska mätningar utröna hur stor påverkan läckaget har på omgivningen. Bästa placeringar för sådana mätningar kan hittas genom att utföra en transportmodellering i den skapade grundvattenmodellen. För att minska utläckaget skulle tidigarelagd sluttäckning av vissa områden kunna vara ett alternativ. Effekterna av en sådan åtgärd kan enkelt undersökas med hjälp av modellen.



## REFERENSER

Alexandersson, H. (2003). *Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik*. SMHI, Norrköping.

Axelsson, K. (2004). *Bedömning av potentiell förorenings-spridning från ett avfallsupplag utanför Löddeköpinge, Skåne*. Lunds universitet, Naturvetenskapliga fakulteten. Lund. Examensarbeten i Kvärtärgeologi, nr 170.

Beres, D. L., Hawkins, D. M. (2001). Plackett-Burman technique for sensitivity analysis of many-parametered models. *Ecological Modelling*, 141, sid 171-183.

Damgaard, P. (2006). *Station Triangelns hydrogeologiska egenskaper – Analys och jämförelse av fältundersökningar och verkligt utfall*. Chalmers tekniska högskola, Institutionen för bygg- och miljöteknik. Göteborg.

Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M. (2005). *Wiklanders marklära*. Studentlitteratur, Lund.

Eriksson, M., Stille, H. (2005). *Cementinjektering i hårt berg*. Stiftelsen Svensk bergteknisk forskning, Stockholm.

Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology*. 4th Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River.

GF Konsult AB. (2002). *Anpassningsplan för Fläskebo avfallsanläggning – enligt förordningen (2001:512) om deponering av avfall*.

Golder Associates AB. (2002a). *Anpassningsplan enligt förordningen (2001:512) om deponering av avfall*. Göteborg.

Golder Associates AB. (2002b). *Beskrivning av geologisk barriär enligt förordningen (2001:512) om deponering av avfall vid Tagene avfallsanläggning, Göteborg*. Göteborg.

Golder Associates AB. (2004). *Tagene avfallsanläggning, Göteborgs kommun – Transporttid i geologisk barriär enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall – Fältundersökning och teoretisk beräkning för södra deponiområdet*. Göteborg.

GRAAB. (1988). Utan titel. Rapport om grund-, yt- och lakvatten.

GRAAB. (1991). *Tagene deponeringsanläggning 1990 – Miljörapport – Årssammanställning*. Sävenäs.

GRAAB. (1992). *Tagene deponeringsanläggning 1991 – Miljörapport – Årssammanställning*. Sävenäs.

GRAAB. (1993). *Miljörapport 1992 – Tagene deponeringsanläggning*. Sävenäs.

GRAAB. (1994). *Miljörapport 1993 – Tagene*. Sävenäs.

GRAAB. (1995). *Miljörapport 1994 – Tagene*. Sävenäs.

GRAAB. (1996). *Miljörapport 1995 – Tagene*. Sävenäs.

- GRAAB. (1997). *Miljörapport 1996 – Tagene*. Sävenäs.
- GRAAB. (1998). *Miljörapport 1997 – Tagene*. Sävenäs.
- Grip, H., Rodhe, A. (2003). *Vattnets väg från regn till bäck*. 3:e reviderade upplagan. Hallgren & Fallgren studieförlag AB, Karlshamn.
- Holmstrand, O., Jansson, G. (2001). ”Livet efter 2008 – Flera undantag från deponireglerna har gjorts”. *Avfall och miljö* 5.07, 30-31.
- Jacobsson, N. (1997). *Vattenbalans för Tagene avfallsanläggning*. Göteborgs universitet. Göteborg.
- Johansson, B., Jones, S. (2007). *Ekebodadeponin i Hörby: utbredning, lakvattenspridning och påverkan på omgivning – En geofysisk undersökning med resistivitet och inducerad polarisation*. Teknisk geologi. Lunds universitet. Lund.
- J&W. (2002). Ritningar nr 20007845-2, 20007845-3 och 20007845-4.
- Kresic, N. (2007). *Hydrogeology and Groundwater Modeling*. 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län. (2006). *Godkännande av anpassningsplan m.m. för Tagene avfallsanläggning, Göteborgs kommun*. (Dnr Lst: 555-43912-2002, Jan Olofsson, Miljöskydds enheten)
- Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen. (1986). *Tagenetippen – En historik*. Göteborg. (Dnr GRAAB: 50003)
- Miljödepartementet. (1998). *Förordning (1998:900) om tillsyn enligt miljöbalken*. Sveriges regering, Stockholm.
- Miljödepartementet. (2001). *Förordning (2001:512) om deponering av avfall*. Sveriges regering, Stockholm
- Miljöförvaltningen, Göteborgs stad. (2006). *Miljörapport 2005 – En beskrivning av miljö tillståndet i Göteborg*. Göteborg. (Rapportnummer: R 2006:10)
- Naturvårdsverket. (2004). *Deponering av avfall – Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1008:808)*. (elektronisk publikation)
- Ramböll Sverige AB. (2007a). *Tagene – Utvärdering av grundvattenrör*, Reviderad upplaga, Göteborg.
- Ramböll Sverige AB. (2007b). *Etappvis avslutning – Tagene avfallsupplag*, Reviderad upplaga, Göteborg.
- Renova AB. (1999). *Miljörapport 1998 för Tagene Deponi*, Göteborg.
- Renova AB. (2000a). *Miljörapport 1999 för Tagene Deponi*. Göteborg.
- Renova AB. (2000b). *Lakvatten Tagene deponi*.

- Renova AB. (2001). *Miljörapport 2000 för Tagene Deponi*. Göteborg.
- Renova AB. (2002). *Miljörapport 2001 för Tagene Deponi*. Göteborg.
- Renova AB. (2003). *Miljörapport 2002 för Tagene Deponi*. Göteborg.
- Renova AB. (2004). *Miljörapport 2003 för Tagene avfallsanläggning*. Göteborg.
- Renova AB. (2005). *Miljörapport 2004 för Tagene avfallsanläggning*. Göteborg.
- Renova AB. (2006). *Miljörapport 2005 för Tagene avfallsanläggning*. Göteborg.
- Renova AB. (2007). *Miljörapport 2006 för Tagene avfallsanläggning*. Göteborg.
- RVF. (1993). *Kontrollprogram för avfallsupplag – Manual för utformning av ett användaranpassat kontrollprogram*. Combitryck. (publikation 93:10)
- RVF. (2006). *Drift vid deponeringsanläggningar – Handbok*. reviderad upplaga (under nuvarande organisationsnamnet Avfall Sverige).
- SGI. (2005). *Förorenings-spridning - Underlag för handlingsplan för att förutse och förebygga naturolyckor i Sverige vid förändrat klimat – Deluppdrag 3*. VARIA 560:3. Linköping .
- SGU. (1985). *Ser. Ae nr 72 Jordartskartan 7A Marstrand SO/7B Göteborg*. Uppsala.
- Ulricehamns kommun. (2005). Sammanträdesprotokoll 2005-04-04. Miljö- och byggnämnden. Dnr. 2002.0646.
- U.S Geological Survey. (2005). *MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model – the Ground-Water Flow Process*. Reston Virginia.
- VIAK AB. (1973). *Tagene – regional uppläggningsplats för slagg och slam - teknisk beskrivning*. Göteborg.
- VIAK. (1975). *Regional uppläggningsplats Tagene – Koncessionsansökan 1975-05-21, Komplettering – Teknisk redovisning*. Göteborg. (Bilaga 1 till Aktshandling Tagene koncessionsansökan)
- VIAK AB. (1988). *Bergtäkt Tagene – Vattenprovtagning 1988*. Göteborg.
- WSP. (2004). Flygmätning av marknivåer över Tagene avfallsanläggning.
- WSP. (2005). Förslag till sluthöjd för Tagene avfallsanläggning.
- www.harryda.se. (2008-01-07). Härryda kommuns hemsida. <http://www.harryda.se/byggaochbo/avfallshantering/flaskebodeponin.4.502819fc2bb67a077fff3011.html>
- www.renova.se. (2008-01-07). Renovas hemsida. [http://www.renova.se/t/Page\\_\\_\\_308.aspx](http://www.renova.se/t/Page___308.aspx)
- www.smhi.se. (2008-01-24). SMHI:s hemsida. <http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv>

www.srv-atervinning.se. (2008-01-07). SRV återvinnings hemsida. [http://www.srv-atervinning.se/templates/pages/StandardPage\\_\\_\\_\\_\\_626.aspx](http://www.srv-atervinning.se/templates/pages/StandardPage_____626.aspx)

**Personlig kommunikation:**

Alm, Johan (September 2007). Avdelningschef på WSP i Göteborg.

Boström, Sara. (September 2007). Utredare på avdelning Behandling, Renova AB.

Klarquist Jesper. (Augusti 2007). Lantmätare på WSP i Göteborg.

Lissel, Patrik. (November 2007). Hydrogeolog på WSP i Halmstad.

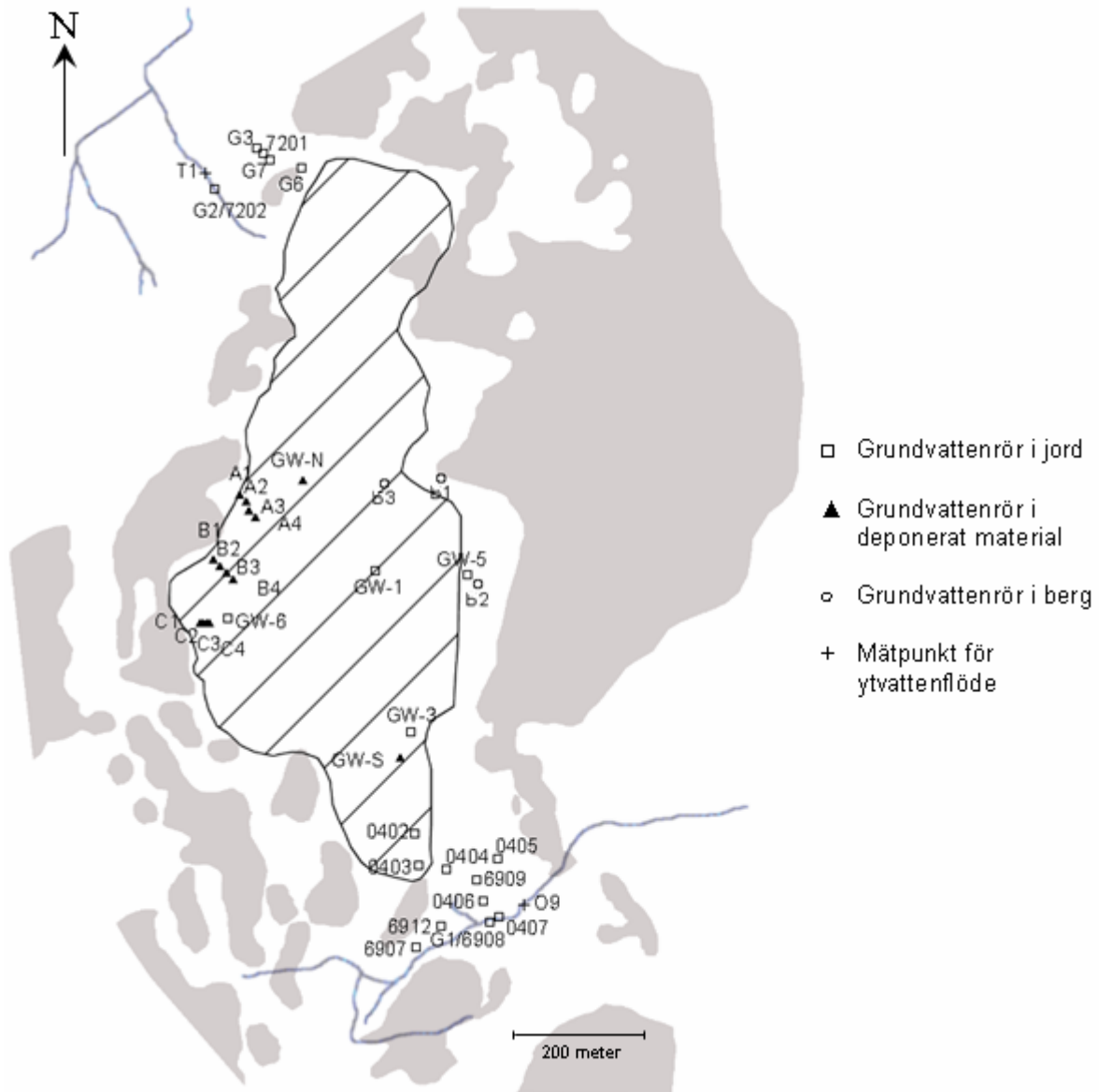
Malm, Annika. (September 2007). Sektionschef Avloppsavledning, Projekteringsavdelningen, Göteborg Vatten.

Martinsson, Per-Olof. (Oktober 2007). Handläggare av ansökningar om täktillstånd, Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Wingqvist, Else-Marie. (September 2007). Information och statistik, SMHI.

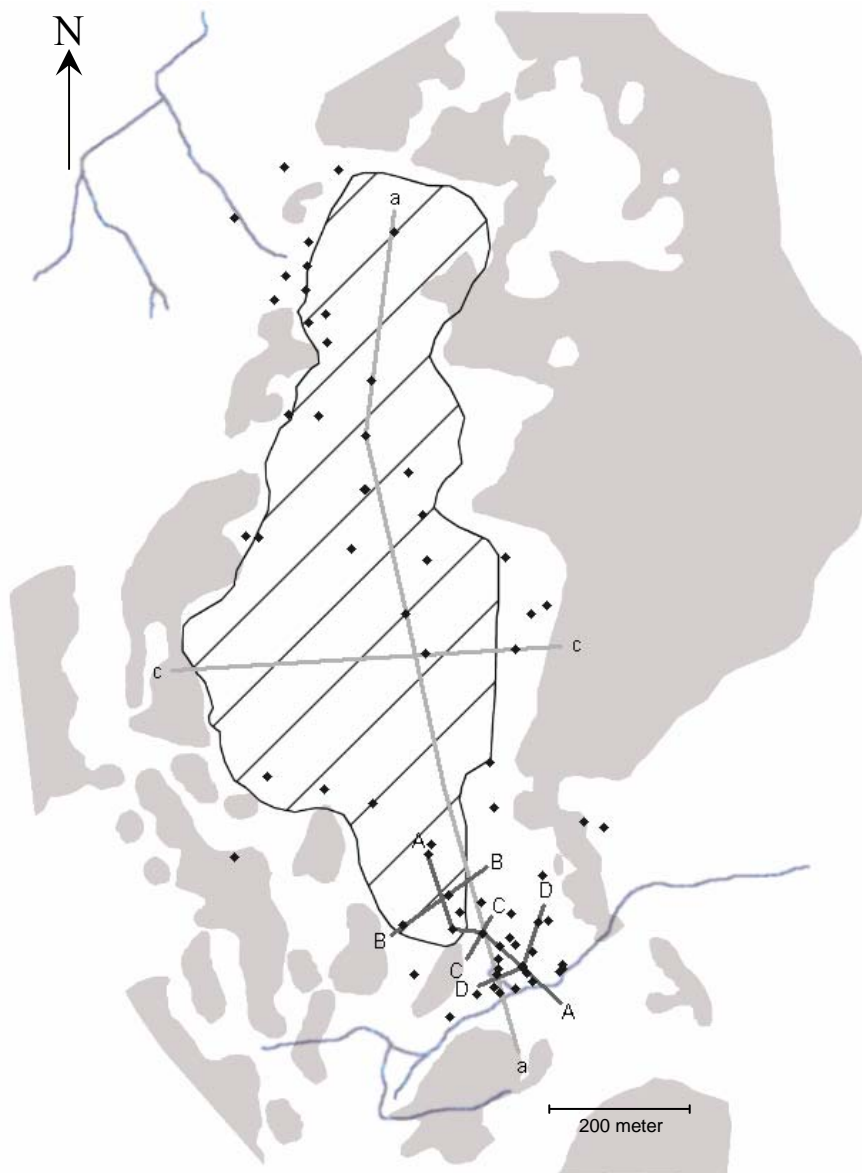
Åstrand, Jenny. (Mars 2008). Utredare på avdelning Behandling, Renova AB.

## BILAGA 1.



Grundvattenrör och punkter för flödesmätning i ytvatten som legat till underlag för grundvattenmodellen. De rör som börjar på 04 är de som Golder Associates satte år 2004 inför beräkningen av transporttiden genom den geologiska barriären. (VIAK, 1973; Ramböll Sverige AB, 2007a; Golder Associates AB, 2004; Renova AB, 2006; Personlig kommunikation: Alm, september 2007; Personlig kommunikation: Boström, september 2007.)

## BILAGA 2.



Punkterna markerar borrhål som givit information om jordlagren. De mörkare strecken (A-A, B-B, C-C och D-D) markerar de sektioner där Golder Associates AB (2004) ritat tolkningar av jordlagren. De ljusare strecken (a-a och c-c) markerar de sektioner där VIAK (1973) ritat tolkningar. (VIAK, 1973. VIAK, 1975. Golder Associates AB, 2004)

### BILAGA 3.

Jämförelse mellan uppmätta nivåer och beräknade nivåer (i Göteborgs höjdsystem) i grundvattenrör i jord och i det deponerade materialet.

Rör	Observerat värde [m]	Beräknat värde [m]	Skillnad [m]
0402-GW	35,9	42.0	6.1
0403-GW1	40,7	41.3	0.6
0403-GW2	36	40.3	4.3
0403-GW3	35,4	40.3	4.9
0404-GW	36,2	38.9	2.7
0406-GW	35,3	35.3	0.0
0407-GW	33	33.1	0.1
6907	37	39.1	2.1
6909	38,5	36.7	-1.8
6912	36,5	37.0	0.5
7201	38,5	45.1	6.6
7202	40,5	45.3	4.8
G1	35	33.5	-1.5
G3	42,5	44.2	1.7
G6	50	49.0	-1.0
G7	47,2	46.8	-0.4
GW-N	57	58.2	1.2
GW-S	48	48.9	0.9
GW1	41	53.4	12.4
GW3	34,5	46.9	12.4
GW5	49,5	51.5	2.0
GW6	42	58.4	16.4
A <sup>1</sup>	56	61.6	5.6
B	57,6	60.9	3.3
C	56,6	59.9	3.3

<sup>1</sup>A, B och C är medelvärden av de uppmätta nivåerna för A1, A2, A3 och A4; B1, B2, B3 och B4 respektive C1, C2, C3 och C4 som visas i bilaga 1. Läget för dessa rör har satts genom en visuell uppskattning av medelläget för respektive grupp av rör.

## BILAGA 4. – Mätningar gjorda inom ramen för detta arbete

**Tabell 1.** Grundvattennivåmätningar – från rörets överkant till grundvattenytan.

Datum	GW-N (vid skrotgård) Nivå [m]	GW-S (gasbacken) Nivå [m]
2007-09-07	9,22	10,77
2007-09-13	9,41	10,77
2007-09-20	8,98	10,74
2007-09-27	8,84	10,75
2007-10-04	8,80	10,75
2007-10-11	rör påkört	10,78
2007-10-18		10,78
2007-10-25		10,78
2007-11-01		10,78

**Tabell 2.** GPS-inmätning i Göteborgs koordinatsystem samt uppskattning av avståndet från markytan till rörets överkant. Mätningarna av z-koordinaten har enligt mätinstrumentet en osäkerhet på 1-2 dm. Mätningarna av avståndet mellan rörets överkant och markytan bedöms ha en osäkerhet på 1 dm.

	GW-N (vid skrotgård)	GW-S (gasbacken)
x-koordinat	36290	35470
y-koordinat	40156	40305
z-koordinat (markytan)	64,7	58,1
Markyta till rörets överkant [m]	0,7	0,5



## BILAGA 5.

Flygfoto över Tagenedeponin (Ramböll 2007 via personlig kommunikation: Åstrand (mars 2008). Det undersökta området är streckat.

