



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 22019

Examensarbete 30 hp

Juni 2022

# Lejsta vattentäkt

Modellering av områdets grundvattendynamik

---

Jakob Forsgren

# REFERAT

## Lejsta vattentäkt – modellering av områdets grundvattendynamik

*Jakob Forsgren*

Nordost om Uppsala finns sedan 1977 en av Uppsala Vatten och Avfall AB:s mindre grundvattentäkter, och inför en tillståndsansökan om ett ökat vattenuttag behöver den befintliga kunskapen om täkten utökas. Syftet med detta arbete är att ta fram en modell för att undersöka storleken på ett hållbart vattenuttag, om enskilda avlopp kan ligga bakom mikrobiella föroreningar i vattnet och om en alternativ placering av brunnen i så fall skulle åtgärda problemet. Sveriges Geologiska Undersökning har beräknat formen på grundvattenmagasinet och dess tillrinningsområde, ett område som består av en flack lertäckt dal omgiven av morän och berg. På 1960- och 1970-talen undersöktes området med slagsondering och rörsättning tillsammans med propumpning, vilket lade grunden för detta examensarbete.

I början av arbetet genomfördes ytterligare sonderingar och rördrivningar följt av en fyra veckor lång propumpning vars resultat användes för att kalibrera modellen. Denna modell byggdes i programmet FEFLOW som använder sig av finita element för att lösa ekvationer som beskriver flöde i porösa media. Modellen byggdes upp av lager som motsvarade jordlagerföljden, där markytan baserades på Lantmäteriets nationella höjdmödel. Bergytan och gränsen mellan friktionsmaterial och lera togs fram genom interpolering av sonderingsdata. Ytterligare vertikal uppdelning skedde utifrån jordarter och magasinform. Värden på hydraulisk konduktivitet, vattenavgivningstal och grundvattenbildning i lagren togs fram genom en litteraturstudie. Dessa parametervärden kalibrerades sedan med hjälp av mätvärden från propumpningen, följt av en känslighetsanalys. Ett tak för storleken på ett hållbart uttag beräknades utifrån grundvattenbildningen tillsammans med areorna för jordarterna i området. Påverkansområden modellerades för det nuvarande uttaget och två hypotetiska uttag. För det nuvarande uttaget undersöktes den kortaste transporttiden från det närmast liggande bostadsområdet till dricksvattenbrunnen.

Med grundvattenbildningen från den kalibrerade modellen blev taket för vattenuttaget 3 L/s, med initialvärdena blev taket i stället 4 L/s. Dessa värden är sannolikt underskattningar då den verkliga grundvattenbildningen troligtvis är högre. De beräknade påverkansområdena indikerar platser för närmare undersökning i framtiden. Det befintliga uttaget på 1,3 L/s hade pågått under lång tid utan kända negativa konsekvenser, och ligger därför sannolikt under gränsen för ett hållbart uttag. I modellen var transporttiden mellan bostadsområde och brunn dubbelt så lång som Havs- och vattenmyndighetens rekommendation. Modellen kan därför inte styrka att de mikrobiella föroreningarna skulle komma från enskilda avlopp, och någon alternativ brunnsplacering undersöktes därför inte närmare.

**Nyckelord:** grundvatten, FEFLOW, modellering, akvifer, jorddjup, känslighetsanalys

## **ABSTRACT**

### **The Lejsta well field – modelling its groundwater dynamics**

*Jakob Forsgren*

The Lejsta well field, located northeast of Uppsala, has supplied public drinking water since 1977 and is managed today by Uppsala Water and Waste AB. Further investigation of the aquifer is needed in preparation for increasing withdrawal of groundwater and application for required permits. The purpose of this thesis is to develop a model for investigating the size of a sustainable water yield, whether individual sewage treatment may be the source of microbial contaminants in the water and if an alternative location of the well would solve that problem. The Geological Survey of Sweden previously delineated the aquifer and its catchment basin, the basin consisting of a flat clay-covered valley surrounded by till and bedrock. In the 1960s and 70s the area was surveyed using test drilling and installation of observation wells combined with pumping tests, which laid the groundwork for this thesis.

At the beginning of the project, further test drillings and installations of observation wells were carried out followed by a four-week pumping test, the result of which was used to calibrate the model. This model was built in the program FEFLOW which uses finite element analysis to solve equations for flow in porous media. The model was constructed with layers corresponding to the soil layer sequence where the ground surface was based on the Swedish Mapping, Cadastral and Land Registration Authority's national height model. The bedrock surface and the boundary between clay and coarser material were constructed by interpolating borehole data. The layers were further divided vertically based on soil types and the aquifer delineation. Values for hydraulic conductivity, specific yield, and groundwater recharge in the layers were decided based on a literature review. These parameter values were then calibrated using measurements retrieved from the pumping test, followed by a sensitivity analysis. A limit for the size of a sustainable yield was calculated based on groundwater recharge and the areas of the different soil types. Areas of impact were modeled for the current yield and two hypothetical yields. For the current withdrawal, the shortest transport time from the nearest residential area to the drinking water well was examined.

When applying the groundwater recharge of the calibrated model, the water yield limit was 3 L/s, for the initial values the limit was 4 L/s. These values are likely underestimations as the actual groundwater recharge is likely higher. The estimated areas of impact indicate locations for closer examination in the future. The current withdrawal of 1.3 L/s had been sustained without any apparent negative consequences and is therefore likely below the limit of a sustainable yield. According to the model, the shortest transport time from the residential area to the well was twice the minimum time recommended by the Swedish Agency for Marine and Water Management. The model therefore cannot support that individual sewage treatment is the source of microbial contaminants, and no alternative well location was investigated.

**Keywords:** groundwater, FEFLOW, modelling, aquifer, soil thickness, sensitivity analysis

*Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA.  
ISSN 1401-5765.*

## FÖRORD

Detta examensarbete på 30 högskolepoäng avslutar min tid som student på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet har genomförts i samarbete med Uppsala Vatten och Avfall AB under handledning av Kristina Rasmusson och Eric Beal. Auli Niemi har varit ämnesgranskare och Fritjof Fagerlund examiner, båda verksamma på institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet. Dricksvattenproduktion är omgärdat av sekretess, och vissa resultat har därför behövt presenteras på ett sätt som anpassats efter dessa krav.

Jag vill rikta ett stort tack till mina båda handledare för all den tid och kunskap och allt det engagemang och stöd ni delat med er av under projektets gång. Till min ämnesgranskare för skarpa frågor och uppmuntrande ord längs vägen. Till Bo Fritz på Midvatten för förevisningen av hur sondering och rördrivning går till. Till personalen på Uppsala Vatten som hjälpt till med inmätning, flödesmätare, vattenprov och allt annat som möjliggjorde provpumpningen. Till personalen på SGU som tålmodigt svarat på alla mina olika frågor. Till alla de arkivarier på SGU, Stads- och Riksarkivet för deras outhärliga hjälp i det vindlande sökandet efter en väl gömd rapport. Till Ernst o Carl Tryggers fond för Iggesunds Bruk vars stipendium gjort hela min studietid enklare.

Stort tack Louise Bartek, Klara Bertils, Hanna Bäckström, Gunnar, Karin och Marianne Forsgren, Joar Lemhagen och Malin Ullberg för korrekturläsning av rapporten. Ett innerligt tack till alla kursare, vänner, släktingar och partners som stöttat mig längs min långa och vindlande väg genom utbildningen, utan er hade det inte blivit någon examen. Slutligen ett särskilt tack till Joar, något av det finaste jag skulle kunna önska någon är att de fick ha en vän som dig.

Jakob Forsgren

Uppsala, juni 2022

Copyright © Jakob Forsgren och Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

UPTEC W 22019, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad i DiVA, 2022, genom Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.  
(<http://www.diva-portal.org/>)

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Vatten finns i sprickor, håligheter och porer i jord och berg, och på det djup där dessa är helt fyllda definieras det som grundvatten. Olika sorters jord kan innehålla olika mycket vatten och leda vatten olika väl. I en jord som består av enbart sand finns stora porer där mycket vatten får plats och kan strömma snabbt, i en blandad jord med lera är porerna mindre och vattnet strömmar mycket långsammare. Grundvatten bildas då vatten från exempelvis regn eller snösmältning tränger ner genom markytan och sipprar vidare hela vägen ner till grundvattnet. Denna process renar vattnet från flera sorters oönskade substanser vilket bidrar till att göra grundvatten till en mycket viktig resurs, och i Sverige utgör det råvaran för hälften av allt dricksvatten som produceras. Uppsala Vatten och Avfall AB är ett kommunalägt bolag som producerar dricksvatten till en majoritet av befolkningen i Uppsala kommun. Ett par mil nordost om Uppsala ligger Lejsta, där man sedan 1977 utvunnit grundvatten för just detta syfte. Denna vattentäkt försörjer idag cirka 660 personer med dricksvatten, och till detta pumpar man i genomsnitt upp 1,3 liter vatten ur marken per sekund.

Uppsala Vatten ska söka miljö tillstånd för att öka utvinningen av grundvatten ur vattentäkten. Syftet med det här examensarbetet är därför att samla mer information om hur grundvattnet rör sig i området och hur mycket vatten som går att utvinna. Det går aldrig att utvinna mer vatten än vad som bildas i tillrinningsområdet – det område där grundvattnet som bildas kan rinna till brunnen. Genom att uppskatta hur mycket grundvatten som bildas i olika jordarter och hur stort tillrinningsområdet är går det att beräkna ett maximalt tak för hur mycket vatten som går att utvinna. En annan undersökningsmetod som använts i detta projekt är provpumpning, som innebär att man ökar vattenuttaget ur brunnen och ser hur mycket grundvattennivån sjunker i marken runtom. Hur mycket vattnet sjunker beror på hur lätt det rinner till, och man kan på så sätt få information om hur jorden under markytan är beskaffad. För att göra det möjligt att mäta grundvattentytans nivå i marken kan observationsrör drivas ner i jorden. I rörens nederdel finns hål som släpper in vatten så att vattennivån i röret ställer in sig efter den omgivande grundvattennivån. På så sätt blir de som titthål ner i marken där nivån på grundvattnet går att mäta.

Periodvis finns det skadliga bakterier i vattnet som pumpas upp från brunnen. De tas bort av vattenverkets reningsprocess och utgör därför ingen risk för de som dricker det renade vattnet, men man är ändå intresserad av att undersöka var bakterierna kan komma från. Detta projekt undersökte om de kan komma från enskilda avloppsanläggningar i närheten, där delvis renat avloppsvatten från enskilda hushåll leds ner i marken för fortsatt rening. Det finns rekommendationer för hur långt det lodräta avståndet ska vara från anläggningen ner till grundvattentytan. Det finns också rekommendationer för hur lång tid det får ta innan vattnet från anläggningen når en brunn för att vattnet ska hinna renas på vägen.

Genom att bygga en modell av området går det att testa vad som händer med grundvattnet om man ändrar vattenuttaget ur brunnen utan att faktiskt behöva testa det i verkligheten. Det går också att undersöka saker som inte går att ändra i verkligheten, till exempel vad som skulle hända om det skulle bildas mindre grundvatten. För att kunna lita på modellen behöver grundvattnet i den bete sig tillräckligt likt verkligheten. Detta går att undersöka genom att återskapa provpumpningen i modellen och jämföra med resultaten från den riktiga

provpumpningen. På så sätt kan modellen anpassas tills grundvattennivåerna i modellen och verkligheten reagerar så snarlikt som möjligt på det ökade vattenuttaget från brunnen.

Enligt modellen som togs fram är storleken på grundvattenbildningen i området mellan 3 och 4 liter per sekund. Detta utgör därmed ett absolut tak för hur mycket vatten som kan pumpas upp utan att grundvattennivåerna skulle sjunka på sikt. Det är dock möjligt att detta är en underskattning då grundvattenbildningen troligtvis är högre i verkligheten än i modellen. Modellen visar också var och hur mycket grundvattennivån skulle sjunka beroende på hur mycket vatten som pumpas upp, och hur detta område ökar då mer vatten pumpas upp. På så sätt visar den på vilka platser närmare undersökningar behöver göras i framtiden för att säkerställa att vattenuttaget från brunnen inte har någon negativ påverkan i området. Inga negativa konsekvenser är kända för de 1,3 liter vatten per sekund som pumpas upp idag, och det är därför sannolikt att detta vattenuttag ligger inom gränsen för vad som är hållbart.

I modellen är den kortaste tiden det tar för vatten att transporteras från de närmaste enskilda avloppen till brunnen dubbelt så lång som den tid som rekommenderas för att vattnet ska hinna renas. Modellen kan därmed inte styrka att det skulle komma bakterier till brunnen från enskilda avlopp. Det finns dock vissa osäkerheter i hur snabbt vattnet kan strömma genom aktuella jord- och berglager. Det är därför möjligt att den verkliga transporttiden är kortare. Kartläggningen av området och bygget av modellen har förbättrat förståelsen för grundvattnets dynamik i vattentäkten och är ett värdefullt bidrag i det fortsatta arbetet inför tillståndsansökan. Även om modellen har vissa brister lägger den tillsammans med det framtagna underlaget en god grund för framtida modellbyggen och undersökningar genom att visa på vad som behöver undersökas närmare.

# INNEHÅLL

Ordlista .....	1
1 Inledning .....	2
1.1 Syfte och frågeställningar .....	2
2 Bakgrund .....	2
2.1 Grundvatten .....	2
2.2 Geotekniska och hydrologiska undersökningsmetoder .....	3
2.3 Undersökningsområdet .....	3
2.3.1 Tidigare undersökningar .....	4
2.3.2 Mikrobiella föroreningar .....	5
2.4 Modellerings .....	6
3 Metod .....	7
3.1 Data .....	7
3.1.1 Tidigare platsundersökningar .....	7
3.1.2 Nya undersökningar och provpumpning .....	7
3.2 Konceptuell modell .....	8
3.2.1 Bergytan .....	9
3.2.2 Friktionsmaterialets utsträckning .....	10
3.2.3 Konduktivitet och vattenavgivningstal .....	11
3.2.4 Grundvattenbildning .....	12
3.3 Numerisk modellering .....	12
3.3.1 Lagerföljd .....	13
3.3.2 Randvillkor .....	14
3.3.3 Beräkningsnät .....	15
3.3.4 Kalibrering, känslighetsanalys och validering .....	15
3.4 Uttag och föroreningstransport .....	16
3.4.1 Hållbart uttag .....	16
3.4.2 Mikrobiell förorening .....	16
4 Resultat .....	16
4.1 Jorddjup och friktionslager .....	16
4.2 Numerisk Modell .....	18
4.3 Simulering .....	19
4.3.1 Kalibrering .....	19

4.3.2	Känslighetsanalys och validering.....	22
4.3.3	Hållbart uttag.....	24
4.3.4	Mikrobiella föroreningar .....	25
5	Diskussion.....	25
5.1	Jorrdjup .....	25
5.2	Numerisk Modell.....	25
5.2.1	Tillrinningsområde .....	25
5.2.2	Konduktivitet och magasinform.....	27
5.2.3	Vattendrag .....	27
5.2.4	Grundvattenbildning.....	28
5.3	Simulering .....	28
5.3.1	Kalibrering .....	28
5.3.2	Känslighetsanalys och validering.....	29
5.3.3	Transporttid.....	30
5.4	Framtida undersökningar och modellförbättringar .....	30
6	Slutsats .....	31
7	Referenser .....	32
	Bilaga A.....	34



## ORDLISTA

**Akvifer:** en geologisk formation där grundvatten förekommer i en sådan mängd och under sådana förhållanden att betydande mängder kan utvinnas.

**Evapotranspiration:** den kombinerade avdunstningen som orsakas av att vatten både förångas på fysikaliska grunder genom evaporation och tas upp av växter genom sin transpiration.

**Grundvattenmagasin:** enhet i marken som är avgränsad så att den kan betraktas som en hydraulisk enhet. Kan, men behöver inte, medge betydande grundvattenuttag.

**Infiltration:** den processen då vatten tränger genom markytan.

**Jordart:** jord med likartade egenskaper vad gäller bland annat fördelning mellan de olika kornstorlekar den består av.

**Mäktighet:** inom geologi använt som begrepp för den vertikala tjockleken på ett jord- eller berglager.

**Råvatten:** det vatten som tas in i ett dricksvattenverk för vidare rening innan det går ut till vattenkonsumenterna.

**Recipient:** del av miljön som är mottagare av en restprodukt, exempelvis ett vattendrag som tar emot renat avloppsvatten.

**Sekundärt tillrinningsområde:** jämfört med ett primärt tillrinningsområde bidrar ett sekundärt tillrinningsområde i låg grad till grundvattenbildning på den aktuella platsen.

# 1 INLEDNING

Vatten finns i sprickor, håligheter och porer i jord och berg, och på det djup där dessa är helt fyllda definieras det som grundvatten (Sparrebom & Jeppsson, 2022). Grundvatten är en mycket viktig resurs, och i Sverige står det som råvara för hälften av det dricksvatten som produceras (Svenskt Vatten, 2021). Uppsala Vatten och Avfall AB är ett kommunalägt bolag som producerar dricksvatten till en majoritet av befolkningen i Uppsala kommun. Nordost om Uppsala ligger Lejsta, där bolaget sedan 1977 har en av sina mindre grundvattentäkter. Med ett medeluttag på 1,3 L/s försörjer den idag cirka 660 personer med dricksvatten (Rasmusson, 2021). Inför arbetet med att söka miljötillstånd för ett ökat grundvattenuttag från tälkten behöver befintligt underlag kompletteras med mer kunskap om grundvattenmagasinet. Periodvis finns det också problem med mikrobiella föroreningar i det råvatten som tas in till vattenverkets reningsprocess. Därför finns ett behov av att utreda hur stort det hållbara grundvattenuttaget är, eventuell risk för påverkan av mikrobiella föroreningar och om en alternativ placering av dricksvattenbrunnen skulle kunna minska denna risk.

## 1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Arbetet syftar till att bygga en modell av undersökningsområdet i modelleringsprogrammet FEFLOW med hjälp av befintligt underlag och genom att utföra geotekniska undersökningar och en propumpning. Efter att modellen kalibrerats med resultat från den genomförda propumpningen simuleras olika scenarion för att ge svar på följande frågeställningar:

1. Hur stort är ett hållbart uttag från grundvattenmagasinet?
2. Kan korta hydrauliska transporttider mellan enskilda avlopp och dricksvattenbrunnen utgöra en potentiell källa för mikrobiella föroreningar till vattentälkten?
3. Skulle en alternativ brunnsplacering i så fall kunna minska förekomsten av de mikrobiella föroreningarna i råvattnet?

## 2 BAKGRUND

### 2.1 GRUNDVATTEN

Grundvatten bildas då nederbörd eller ytvatten infiltrerar genom markytan och sedan rör sig vidare ned och når grundvattenytan. Grundvattenbildningens storlek beror på ett antal samverkande faktorer såsom nederbörd, temperatur, växtsäsong, jordart och avrinning (Eveborn, et al., 2017). En metod för att uppskatta grundvattenbildningen baserad på SMHI:s HBV-modell har utvecklats av Rodhe, et al. (2006), som tagit fram kartor med typvärden för grundvattenbildningen i tre olika markklasser. Ett annat sätt att representera grundvattenbildningen är att subtrahera den genomsnittliga evapotranspirationen från den genomsnittliga nederbörden och på så sätt få vad som kallas den effektiva nederbörden (Sanner & Grahn, 1995 se Eveborn, et al., 2017). Hur mycket vatten som går att utvinna ur en jord beror dels på dess porositet, dels på hur hårt dessa porers kapillära krafter håller vattnet kvar. En användbar förenkling är att i stället använda begreppet vattenavgivningstal  $S_y$ , som anger hur

stor andel av en vattenmättad jord av en viss typ som består av dränerbart vatten (Sparrebom & Jeppsson, 2022).

En förutsättning för att ett vattenuttag ska vara hållbart i längden är att grundvatten i genomsnitt bildas i en snabbare takt än vatten tas ut. Ett hållbart vattenuttag kan därför aldrig vara större än grundvattenbildningen i ett tillrinningsområde. Det kan inte heller leda till att grundvattennivåer sjunker till den grad att det leder till negativ påverkan på närområdet. Enligt Eric Beal<sup>1</sup> är problem som kan uppstå vid en sänkning av grundvattennivån sinande brunnar, lägre avkastning från jordbruksmark samt inträngning av oönskade substanser såsom saltvatten och patogener. Ett sätt att undersöka sårbarheten för detta är att beräkna ett påverkansområde där avsänkningen är stor nog för att riskera negativ påverkan. En hållbarhetsbedömning kan sedan göras utifrån vilka objekt som återfinns inom påverkansområdet och deras känslighet.

## **2.2 GEOTEKNISKA OCH HYDROLOGISKA UNDERSÖKNINGSMETODER**

För att undersöka markegenskaper såsom jordlagers mäktighet och djup till berggrund är sondering en vanlig och väletablerad geoteknisk undersökningsmetod (SGF:s Fältkommitté, 2013). Det finns olika varianter såsom slag- och hejarsondering, vars gemensamma princip är att en sondspets drivs ner i marken med hjälp av sondstänger och motståndet mäts. Med hjälp av skillnader i detta motstånd går det att skilja lager med lösare material såsom lera från lager med friktionsmaterial såsom morän, sand och grus (SGF:s Fältkommitté, 2013).

För att få ytterligare information om jordlagerföljd och om vattenföring kan observationsrör installeras. En sedan länge använd standard i Sverige är 2" (51 mm) stålrör där bottenstycket är perforerat och avslutas med en spets (Sparrebom & Jeppsson, 2022). Under neddrivningen används med regelbundna intervall tryckluft för att spola upp material som trängt in i röret, vilket möjliggör en noggrannare jordartsbestämning vid olika djup. Figur A2 och Figur A3 i Bilaga A visar bilder från projektet på detta förfarande. Vatteninträngningen i de olika intervallen blir också ett mått på vattenföringen vid olika djup. Efter att ett rör installerats kan det sedan användas som observationsrör där den hydrauliska potentialen och dess förändring kan mätas över tid (Sparrebom & Jeppsson, 2022).

Provpumpning är också en både vanlig och väletablerad metod för att undersöka ett grundvattenmagasins dynamik (Sparrebom & Jeppsson, 2022). Normalt genomförs en provpumpning med ett konstant vattenuttag ur en pumpbrunn under flera veckor. Med hjälp av observationsrör kan grundvattenytans avsänkning i området runt pumpbrunnen mätas. De avsänkningskurvor som dessa mätningar producerar kan sedan användas som grund för en vidare analys av magasinets hydrauliska egenskaper (Sparrebom & Jeppsson, 2022).

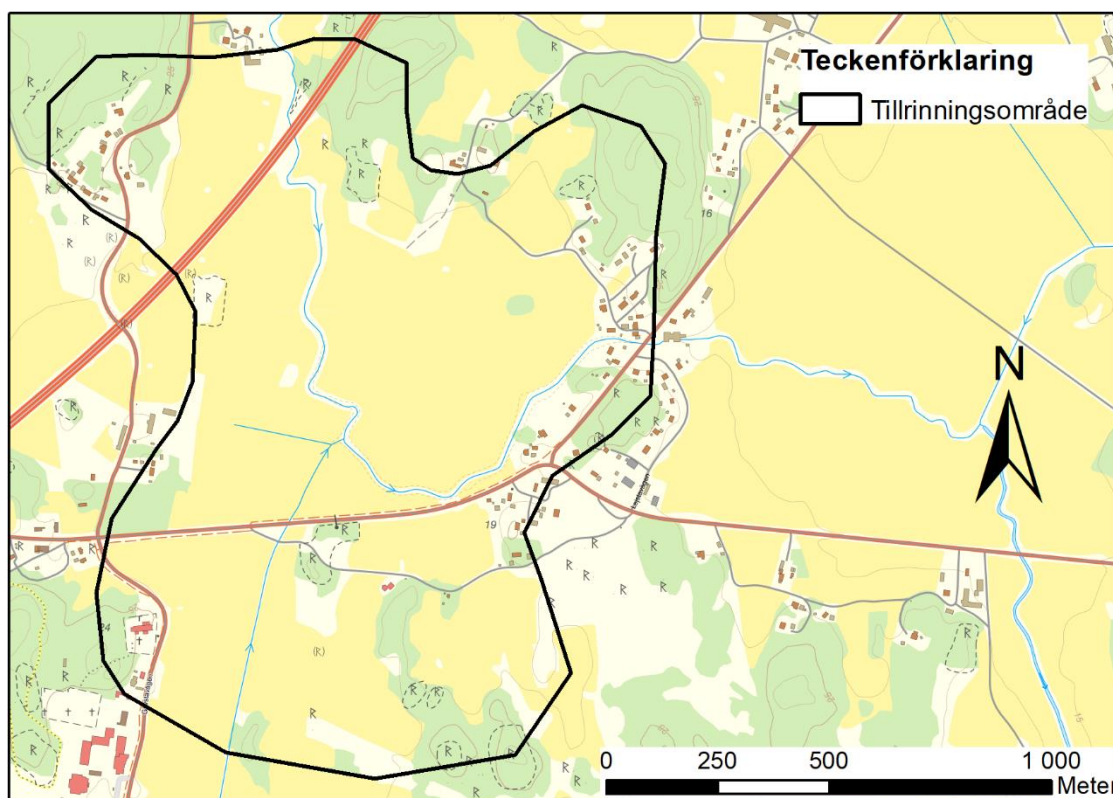
## **2.3 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET**

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) har uppskattat utsträckningen på grundvattenmagasinet vid Lejsta baserat på undersökningar från 1964–65 utförda av Kommunaltekniska Ingenjörbyrån AB (KIAB) (Söderholm, et al., 1983). Utifrån denna magasininform har SGU också beräknat ett primärt tillrinningsområde på strax över 1,6 km<sup>2</sup>

---

<sup>1</sup> Eric Beal, utredningsingenjör på Uppsala Vatten och Avfall AB, samtal april 2022.

enligt en metod som beskrivs av Lång, et al. (2003). Området utgörs av en flack dalgång som sträcker ut sig nordost om Rasbo kyrka, väster om byn Lejsta (Figur 1 **Figur 1**). De ytliga jordlagren består främst av glacial och postglacial lera med inslag av morän och hällar (SGU, 2022d), och berggrunden består av granit (SGU, 2022a). Markanvändningen är huvudsakligen jordbruk, där både öppna diken och täckdiken avvattnar ytskiktet på leran. Vid tidigare undersökningar har sorterat material påvisats under leran (Bergström & Wahlberg, 1965; Uppsala Gatukontor, 1977), och ett par kilometer öster om området ligger Stockholmsåsens nordligaste sträckning (SGU, 2022d).



**Figur 1:** Topografisk karta över tillrinningsområdet som beräknats av SGU. Grundvattenmagasin © SGU; Topografisk webbkarta, skalintervall 1:5 000 – 1:20 000 © Lantmäteriet.

På leran och finleran som täcker dalgången (SGU, 2022d) rinner Lejstaån, som får sitt vatten från ett nordligt sekundärt tillrinningsområde på 80 km<sup>2</sup> (SMHI, 2022). Ett mindre sekundärt tillrinningsområde återfinns åt sydväst där ett öppet dike rinner in och ansluter till Lejstaån. Förutom att avvattna jordbruksmark är diket även recipient för det renade avloppsvattnet från Gåvsta avloppsreningsverk, med ett genomsnittligt årsflöde på 2–3 L/s. Även detta dike rinner på ett mäktigt lerlager (SGU, 2022d).

### 2.3.1 Tidigare undersökningar

På 1960-talet började möjligheten att utvinna kommunalt dricksvatten ur akviferen undersökas, vilket ledde till att vattentäkten etablerades på 1970-talet efter kompletterande undersökningar. Även andra undersökningar som inte varit direkt relaterade till grundvattenmagasinet har gett information om relevanta mark- och grundvattenförhållanden i området.

Rasbo kommun beslutade 1964 att ta fram en generalplan för utbyggnad av området mellan Gåvsta och Lejsta. Som en del av denna process anlätades KIAB för att undersöka dricksvattentillgången i området. Denna undersökning genomfördes i form av hejarsondering, installation av observationsrör och propumpningar inom tre olika områden, varav två låg inom det aktuella tillrinningsområdet (Bergström & Wahlberg, 1965). Det södra av dessa två områden är platsen där dricksvattenbrunnar och vattenverk senare kom att anläggas. Undersökningen på denna plats påvisade grövre sorterat material överlagrat av 10 m lera, och en propumpning genomfördes från 10 juli 1964 till 19 april 1965. Flödet varierade något under pumpningen, men kontinuerligt togs 7 L/s vilket också bedömdes vara uttagsmöjligheten från tälken (Bergström & Wahlberg, 1965).

Rasbo kommun uppgick 1967 i Olands kommun, som i sin tur blev en del av Uppsala kommun 1974 (Andersson, 1993). Fortsatta undersökningar genomfördes därför av Uppsala Gatukontor. En ny kortare propumpning genomfördes mellan 26 januari och 9 februari 1976, med ett flöde på 3,5 L/s. Året därpå färdigställdes dricksvattenbrunn 1, som kompletterades 1992 då dricksvattenbrunn 2 anlades i närheten. Uppsala Gatukontor (1994) anger att akviferen klarar ett kontinuerligt uttag på 7 L/s, men att den minskade grundvattenbildningen under extrema torrår bör begränsa uttaget till 4 L/s. Grundvattenbildningen antogs främst ske i de moränholmar som omger den i övrigt lertäckta vattentälken.

Inför bygget av väg 288 som korsar den norra delen av området genomfördes 2007 ett antal geotekniska sonderingar längs den blivande vägsträckan. Precis som vid sonderingarna från 1964 påvisades friktionsmaterial överlagrat av lera (Vägverket, 2007). Tillsammans med andra undersökningar såsom brunnsborring ingår detta i underlaget för den jorddjupsmodell som SGU tagit fram (Daniels & Thunholm, 2014). De propumpningar som genomförts vid brunnsborring ligger också till grund för SGU:s modell för hydraulisk konduktivitet i berggrunden (Hjerne, et al., 2021).

### **2.3.2 Mikrobiella föroreningar**

Både KIAB och Uppsala Gatukontor påvisade vissa problem i råvattnet med koliforma bakterier, som används som indikator för mikrobiell förorening i dricksvatten. Bergström & Wahlberg (1965) bedömde att det berodde på att vattentälken är belägen inom jordbruksmark, och att problemet kunde åtgärdas med klorering. Uppsala Gatukontor (1994) noterade att kvaliteten lätt försämrades under vår och höst, något som antogs orsakas av inströmningsområden i morän. Även idag finns tidvis problem med förhöjda mikrobiella halter i det råvatten som sedan renas i vattenverket (Rasmusson, 2021).

En potentiell föroreningskälla som Uppsala Vatten är intresserad av att undersöka närmare är enskilda avlopp<sup>2</sup>. Havs- och vattenmyndigheten (2016) rekommenderar i sina allmänna råd om små avloppsanordningar ett vertikalt avstånd mellan infiltrationsnivå och högsta grundvattennivå på minst 1 m. De rekommenderar också ett horisontellt skyddsavstånd till närmsta vattentälkt som motsvarar minst två till tre månaders transporttid vid maximalt vattenuttag från tälkten.

---

<sup>2</sup> Kristina Rasmusson, utredningsingenjör på Uppsala Vatten och Avfall AB, samtal januari 2022.

## 2.4 MODELLERING

För att kunna förstå och förutse grundvattnets rörelser har ett antal matematiska beskrivningar utvecklats genom historien. En sådan beskrivning som ofta används är Darcys lag, som presenteras i (1) (Sparrebom & Jeppsson, 2022).

$$q = -K \frac{dh}{dl} \quad (1)$$

Den hydrauliska konduktiviteten  $K$  beskriver ett poröst materials vattenledningsförmåga och beror på faktorer såsom materialets porositet och porstorleksfördelning. Det specifika flödet, eller Darcy hastigheten, betecknas med  $q$  och den hydrauliska gradienten med  $dh/dl$ . Hur mycket vatten som en akvifer kan leda avgörs dock inte bara av konduktiviteten utan också av akviferens mäktighet. Därför används även begreppet transmissivitet  $T$  som är produkten av konduktiviteten och den vattenmättade mäktigheten i en akvifer. Den genomsnittliga hastigheten  $\bar{v}$  för en vattenmolekyl är större än Darcy hastigheten eftersom flödet bara kan ske i de flödesbärande porerna, betecknat av den kinematiska porositeten  $n_k$ . Den resulterande Ekvation 2 kan därmed också användas för att beskriva en advektiv transporthastighet.

$$\bar{v} = -\frac{K}{n_k} \frac{dh}{dl} A \quad (2)$$

Då systemen blir komplexare kan analytiska tillvägagångssätt bli otillräckliga, i stället kan numeriska metoder användas för att modellera grundvattnets dynamik. I detta projekt användes programmet FEFLOW (version 7.5, 2020) som står för Finite Element subsurface FLOW system. Detta program kan simulera grundvattenflöden, mass- och värmetransport i porösa material såsom jord och sprickigt berg (Diersch, 2014). FEFLOW började utvecklas 1979 av Hans-Jörg G. Diersch, och har fortsatt att utvecklas kontinuerligt sedan dess (Diersch, 2014).

För att beskriva grundvattenflödet i den mättade zonen av en akvifer kan Ekvation 1 användas tillsammans med lagen om massans bevarande och akviferens lagringsegenskaper. Utökas detta till tre dimensioner resulterar det i Ekvation 3.

$$S_o \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot q = Q \quad (3)$$

Den specifika lagringskapaciteten  $S_o$  beskriver akviferens förmåga att avge vatten vid en potentialsänkning  $\partial h/\partial t$ . Divergensen hos det specifika flödet  $q$  beskrivs genom multiplikation med nablaoperatoren  $\nabla$ . In- och utflöden ur elementet som orsakas av externa faktorer (till exempel en brunn) betecknas med  $Q$ . Principen bakom FEFLOW är att modellområdet delas upp i ett antal finita element, där programmet löser ekvationer såsom Ekvation 3 baserat på noderna mellan dessa element. Ur beräkningsperspektiv är det ideala elementet i två dimensioner en liksidig triangel, och ju mer ett element avviker från denna form desto större är risken för numeriska problem. Exempel på områden som är känsliga för numeriska fel är platser där stora hydrauliska gradienter förekommer, såsom vid brunnar. Att öka antalet element minskar generellt avvikelserna från den ideala formen, men kräver också mer beräkningskraft.

En optimering som är tillgänglig i FEFLOW är att variera upplösningen i en modell för att selektivt öka stabiliteten i känsliga områden.

För att hantera gränserna mot modellområdets ytterkanter används olika randvillkor, något som också kan hantera gränserna mot bland annat vattendrag och brunnar (Diersch, 2014). Dirichlets randvillkor används då den hydrauliska potentialen är konstant över tid. Neumans randvillkor används i stället då flödet är konstant över tid, vilket är lämpligt vid exempelvis brunnar där ett konstant uttag sker. Ett specialfall är då flödet sätts till noll, vilket används där modellområdet avgränsas av vattendelare eller andra gränser där inget flöde antas ske. Dessa randvillkor kan också kompletteras med ytterligare villkor för att efterlikna verkligheten. För att simulera ytavrinning kan ett Dirichletvillkor utformas så att endast utflöde är möjligt. Ett Neumanvillkor för en brunn kan exempelvis utformas så att flödet upphör vid en viss hydraulisk potential för att simulera hur brunnen inte kan pumpas om vattennivån är för låg.

### **3 METOD**

#### **3.1 DATA**

Modellens lagerföljd byggde till stor del på data från SGU och Lantmäteriet. Dessa källor kompletterades med ytterligare data som dels tagits från tidigare undersökningar, dels samlats som del av detta arbete.

##### **3.1.1 Tidigare platsundersökningar**

Rapporten av Bergström & Wahlberg (1965) innehåller en karta och ritningar över de slagsonderingar och rördrivningar som genomförts i området. Slagsonderingarna gav information om jorddjupet och mäktigheten hos lagren med lera och friktionsmaterial. Rördrivningarna gav ett minimivärde på jorddjupet och positionerna för de observationspunkter som sedan användes i simuleringsmodellen. Rapporten innehåller också diagram över den hydrauliska potential som uppmätts i områdets observationsrör under provpumpningen. Materialet från Uppsala Gatukontor (1977) innehöll en ritning över 9 sonderingar som gjorts i brunnsområdet. Från deras provpumpning fanns uppmätta potentialer i tre av de befintliga observationsrören, utifrån detta hade också magasinets transmissivitet beräknats. Ytterligare information om friktionsmaterialets mäktighet hämtades från fyra av de sonderingar som nått berggrunden under Vägverkets undersökningar inför 2007 års bygge av väg 288.

##### **3.1.2 Nya undersökningar och provpumpning**

För att täcka in blinda fläckar på kartan anlätades Midvatten AB som genomförde 12 nya slagsonderingar, vid 9 av dessa sattes också nya observationsrör. Dessa mättes sedan in med GPS för att få deras position och rörkantens höjd över havet i höjdsystemet RH 2000. Även fyra kvarvarande observationsrör från tidigare undersökningar mättes in med samma metod.

Som en del av detta arbete genomfördes en provpumpning under fyra veckor mellan 14 februari och 15 mars 2022 där brunn 1 kördes med ett genomsnittligt flöde på 5,1 L/s. Pump 2 användes

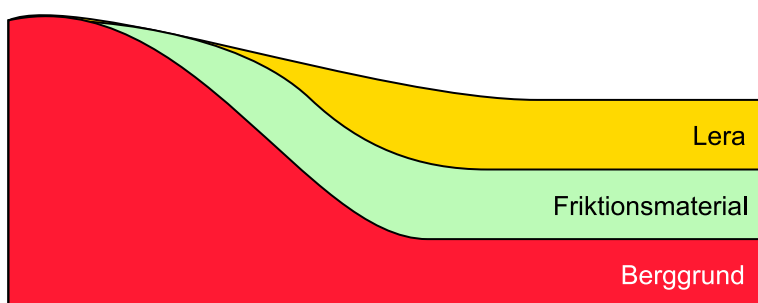
till dricksvattenproduktionen och växlade därför mellan på och av, med ett genomsnittligt flöde på 1,3 L/s. Samtliga nya och tre av de gamla observationsrören (Figur 12) utrustades med tryckgivare (Figur 2) som hängdes i snören långa nog för att givarna inte skulle hamna ovanför vattenytan efter den förväntade avsänkningen. Dessa loggade trycket med intervall mellan 1 timme och 5 minuter, med kortare intervall för tryckgivare belägna nära pumpbrunnarna. En givare i Uppsala loggade atmosfärstrycket som sedan subtraherades från de erhållna dataserierna, på så sätt återstod endast trycket från vattenpelaren ovanför givarna. Genom att göra nedmätningar från rörkanterna till grundvattenytan kunde trycket omvandlas till en höjd på grundvattenytan i RH 2000. Givaren i observationsrör 2207 i områdets östra del (Figur 12) fungerade inte, nivådata från denna punkt begränsades därför till sex manuella nedmätningar. Två veckor efter att pumpningen avbrutits avslutades datainsamlingen.



*Figur 2: En av tryckgivarna som användes under provpumpningen.*

### 3.2 KONCEPTUELL MODELL

Innan den numeriska simuleringsmodellen började byggas togs en konceptuell modell fram för att beskriva undersökningsområdets uppbyggnad och egenskaper. Modellområdet avgränsades till det tillrinningsområde som uppskattats av SGU (2022b). Modellen byggdes sedan upp av 3 huvudsakliga lager, där varje lager motsvarade en jordtyp eller berggrunden i ordningen som presenteras i Figur 3.



*Figur 3: Konceptuellt tvärsnitt med den generella lagerföljd som togs fram som underlag till modellen. I modellen delades sedan friktionsmaterialet upp i morän och sorterat material.*

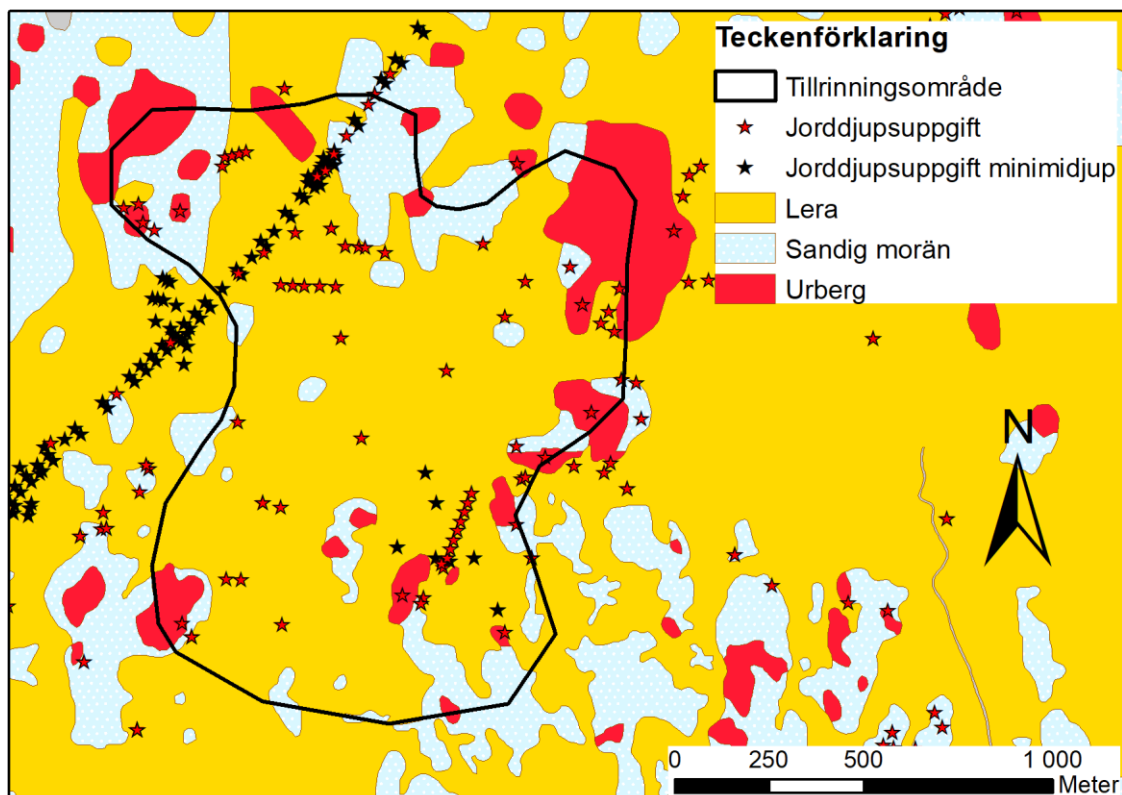
För höjden på markytan användes Lantmäteriets markhöjdmodell, grid 1+ som är baserad på Lantmäteriets nationella höjdmodell och har en upplösning på 1 m. För att behandla all geografisk data och beräkna övriga gränsskikt användes ArcGIS Desktop (version 10.7.1,



2019). Beräkningsprocessen för att ta fram dessa gränsskikt redovisas i följande avsnitt. Därefter följer en redovisning av de egenskaper de resulterande lagren tilldelades, där friktionsmaterialet genomgår en ytterligare uppdelning i morän och sorterat material.

### 3.2.1 Bergytan

Berggrundsytans höjd uppskattades genom att först ta fram en jorddjupsmodell. Denna process baserades på den metod SGU använde för att ta fram sin jorddjupsmodell, och som beskrivs av Daniels & Thunholm (2014). Som område för jorddjupsmodelleringen valdes en cirkel med centrum i tillrinningsområdet och 6,5 km radie. Från SGU (2022e) hämtades det underlag de använt till sin jorddjupsmodell. Detta underlag bestod av två typer av jorddjupsuppgifter: punkter med ett känt djup till berggrunden och punkter med ett minimidjup till berggrunden. Sju av jorddjupsuppgifterna i SGU:s underlag i närheten av tillrinningsområdet avvek från de ursprungliga uppgifterna från Vägverket. Björn Wiberg<sup>3</sup> på SGU bekräftade att de fått fel jorddjup, och de togs därför bort. SGU:s underlag kompletterades med data från de sonderingar och rördrivningar som redovisas i avsnitt 3.1. En förenkling av SGU:s jordartskarta togs fram, där de olika underkategorierna för respektive jordart slogs samman i grupperna lera, sandig morän och urberg. Figur 4 visar jorddjupsuppgifterna och den förenklade jordartsindelningen.



**Figur 4:** Underlaget till jorddjupsmodellen i och runt tillrinningsområdet i form av jorddjupsuppgifter och en förenklad jordartsindelning. Jorddjup, Jordartskartan 1:25 000 – 100 000, Grundvattenmagasin © SGU.

<sup>3</sup> Björn Wiberg, statsgeolog på SGU, mejl 1 april 2022

Jorrdjupsuppgifterna delades upp utifrån de förenklade jordarterna, och för en jordart i taget användes sedan följande procedur för att beräkna jorrdjupet. Ett jorrdjupsraster togs först fram genom interpolering av jorrdjupsuppgifterna med ett känt djup till berggrunden. Till detta användes ArcGIS-verktyget Inverse Distance Weighting, som skapade ett raster genom avståndsviktad interpolering av de 12 mest närliggande jorrdjupsuppgifterna. En närmare beskrivning av den formel och de variabler som använts till detta finns i Bilaga A. Fortsatt arbete begränsades till ett område i och upp till 500 m utanför tillrinningsområdet. Det interpolerade rastret jämfördes med punkterna med ett minimidjup. De punkter med ett minimidjup vars djup överskred det interpolerade jorrdjupet omvandlades till punkter med ett känt djup. I de fall där flera sådana punkter fanns på mindre än 200 m avstånd från varandra omvandlades endast den punkt som underskred det modellerade jorrdjupet mest. Denna process upprepades sedan tills inga nya minimidjup överskred det modellerade jorrdjupet. En slutlig interpolering gjordes därefter med oförändrade jorrdjups punkter men en mindre cellstorlek för att få en bättre upplösning på rastret. Detta resulterade i tre separata jorrdjupsraster, ett för varje jordart. Ur dessa tre raster klipptes sedan de områden som motsvarade respektive rasters jordart ut. Dessa sammanfogades till ett gemensamt jorrdjupsraster, och ett fåtal celler som saknade värden efter sammanfogningen gavs medelvärden av sina grannar med ArcGIS-verktyget Focal Statistics.

För att erhålla bergytans höjd subtraherades jorrdjupet från Lantmäteriets markhöjdmödel. För att undvika att vägbankar, diken och Lejstaåns fåra inte skulle projiceras på berggrunden anpassades först markhöjdmödel. De nämnda formationerna slätades ut genom att ge dem medelvärden av omgivande höjdvärden. I det resulterande rastret över bergytans höjd fanns skarpa kanter i övergången mellan olika jordarter. För att åtgärda detta användes återigen verktyget Focal Statistics, där varje cell gavs medelvärden av cellvärdena i en cirkel med tre cellers radie.

### **3.2.2 Friktionsmaterialets utsträckning**

En modell över mäktigheten på lagret med friktionsmaterial togs fram med samma metod som för jorrdjupet. Som grund för den nya beräkningen användes samma underlag som användes för att beräkna moränens jorrdjup. Detta utökades med friktionsmaterialets uppmätta mäktighet från de sonderingar som gjorts i detta projekt, samt tidigare av Vägverket, Uppsala Gatukontor och KIAB. Denna interpolering resulterade i ett raster med friktionsmaterialets mäktighet. Området som motsvarade lera i jordartskartan klipptes därefter ut och adderades till bergytans beräknade höjd, för att på så sätt erhålla nivån på gränsskiktet mellan friktionsmaterial och lera. I morän och berg antogs friktionsmaterial utgöra hela jordlagret, och friktionsmaterialets överyta i dessa områden gavs därför samma höjd som markytan. Sonderingarna hade visat att friktionsmaterialet bestod av både morän och sorterat material, en förenkling som gjordes var att endast dela upp dessa vertikalt. För att uppskatta det sorterade materialets utsträckning användes SGU:s beräknade magasininform som utgångspunkt. Allt friktionsmaterial utanför detta magasin antogs initialt vara morän.

### 3.2.3 Konduktivitet och vattenavgivningstal

För att återspegla de olika lagrens hydrauliska egenskaper tilldelades de olika konduktivitet och vattenavgivningstal i modellen. För att erhålla initialvärden för dessa parametrar genomfördes en litteraturstudie. Värdena på vattenavgivningstalen erhöles från Eveborn, et al. (2017), värdena på konduktiviteten erhöles från olika källor beroende på jordart. I litteraturen sträckte sig konduktiviteten i lera från  $10^{-8}$  m/s till i princip obefintlig (Sparrebom & Jeppsson, 2022). I andra grundvattenmodeller i liknande förhållanden har en högre konduktivitet på  $10^{-7}$  m/s använts (Dahlqvist, et al., 2017; Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017). Till denna modell användes den lägre av dessa två konduktiviteter som initialvärde. Konduktivitet i morän hade undersökts av Lind & Lundin (1990) som sammanställt 210 olika mätningar i svensk och norsk sandig-siltig morän. Värdena var lognormalt fördelade och sträckte ett spann från  $5 \cdot 10^{-9}$  m/s upp till  $2 \cdot 10^{-4}$  m/s. Medelvärdet på  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s användes som initialvärde i modellen. Det sorterade materialets konduktivitet baserades på en enkel uppskattning utifrån transmissiviteten  $T = 5,6 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  som beräknats av Uppsala Gatukontor (1977). Friktionsmaterialets mäktighet vid brunn 1 var cirka 2,5 m vilket gav följande resultat:

$$K_{sm} = \frac{5,6 \cdot 10^{-3}}{2,5} \approx 2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$$

Litteraturvärden på konduktiviteten för grus och sand låg mellan 1 och  $10^{-5}$  (Sparrebom & Jeppsson, 2022), det beräknade värdet bedömdes därför vara ett rimligt initialvärde.

Berggrundens konduktivitet på 100 m djup ( $K_n$ ) i området låg mellan  $K_n = 6,59 \cdot 10^{-7}$  och  $K_n = 2,62 \cdot 10^{-7}$  (SGU, 2022c). För att ta hänsyn till hur konduktiviteten varierar över djupet användes (4 (Hjerne, et al., 2021)).

$$K = K_n \cdot 10^{0,00275(100 - D_{tot})} \quad (4)$$

Avståndet från ytan till ett visst djup betecknas  $D_{tot}$ . Konduktiviteten vid detta djup betecknas  $K$  och konduktiviteten vid 100 m djup betecknas  $K_n$ . Av de tre olika värdena på  $K_n$  i tillrinningsområdet användes medelvärdet  $K_n = 4,28 \cdot 10^{-7}$  för fortsatta beräkningar. Konduktiviteten vid det genomsnittliga djupet för varje lager i berggrunden beräknades sedan och användes i modellen. En sammanställning av de resulterande initialvärdena presenteras i Tabell 1 för jord och Tabell 2 för berg.

**Tabell 1:** Initialvärden för konduktivitet och effektiv porositet i olika jordlager.

Jordart	Konduktivitet [m/s]	Vattenavgivningstal
Lera	$10^{-8}$	1 %
Sandig morän	$3 \cdot 10^{-6}$	5 %
Sorterat material	$2 \cdot 10^{-3}$	15 %

**Tabell 2:** Initialvärden för konduktivitet och vattenavgivningstal i berggrunden.

Berggrund, djup [m]	Konduktivitet [m/s]	Vattenavgivningstal
0–2	$8,0 \cdot 10^{-7}$	0,10 %
2–10	$7,8 \cdot 10^{-7}$	0,07 %
10–30	$6,9 \cdot 10^{-7}$	0,05 %
30–60	$6,7 \cdot 10^{-7}$	0,03 %

### 3.2.4 Grundvattenbildning

Enligt Rodhe, et al. (2006) var den genomsnittliga grundvattenbildningen i morän i den aktuella delen av Sverige cirka 225 mm/år under perioden 1962–2006. Beräkningen inkluderade även de områden som klassades som berg i jordartskartan. Som jämförelse låg den effektiva nederbörden i området på i genomsnitt 200–300 mm/år under perioden 1961–1990 (Sanner & Grahn, 1995 se Eveborn, et al., 2017). Eftersom moränens infiltrationsförmåga är mycket god (Eveborn, et al., 2017) bedömdes därför 225 mm/år vara ett rimligt initialvärde.

Rodhe, et al. (2006) gjorde ingen bedömning av grundvattenbildningen i endast lera, som i stället ingick en den större markklassen ”fin jord”. I denna markklass ingick även finmo, lerig morän samt moränlera, och grundvattenbildning i den aktuella delen av Sverige var cirka 150 mm/år. Det fanns dock flera skäl att anta att grundvattenbildningen i lera på platsen var lägre än detta. Av de ingående jordarterna var lera den finaste, och därmed den med lägst konduktivitet. Detta gör att mer nederbörd hinner evapotranspirera innan den når grundvattenytan. Lera i tillrinningsområdet bestod också nästan uteslutande av dränerad jordbruksmark, och det vatten som leds bort i täckdiken blir inte heller det till grundvatten. Om grundvattennivån är tillräckligt låg kan de öppna dikena och Lejstaån samtidigt bidra med en grundvattenbildning så länge de är vattenförande, även under perioder utan nederbörd. Som jämförelse användes en hydrologisk modellering på Gotland av SGU, där Dahlqvist, et al. (2017) satte grundvattenbildningen i lera till 15 mm/år. Grundvattenbildningen på Gotland var enligt Rodhe, et al. (2006) likvärdig den i Lejsta. Med alla dessa faktorer i åtanke sattes initialvärdet på grundvattenbildningen i lera till 20 mm/år.

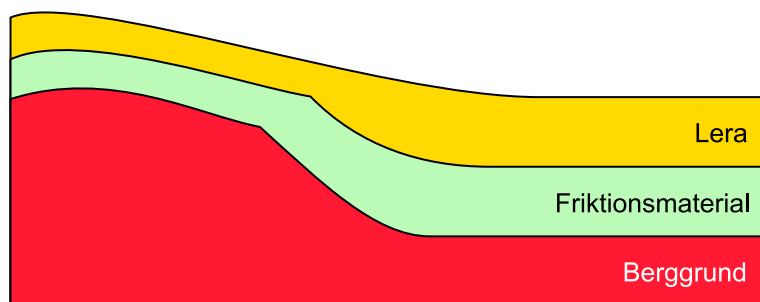
Grundvattenbildningen användes också för att beräkna ett tak för storleken på ett hållbart uttag. Genom att multiplicera areorna för dels summan av berg och morän, dels lera med respektive grundvattenbildning kunde det resulterande flödet användas som en uppskattning för ett sådant tak. Detta tak beräknades både för den grundvattenbildning som gavs av kalibreringen och för initialantagandet.

## 3.3 NUMERISK MODELLERING

En numerisk modell av grundvattenflöde och ämnestransport inom tillrinningsområdet implementerades i FEFLOW, som beskrevs tidigare i avsnitt 2.4. Nedan ges en beskrivning av hur denna modell byggdes upp indelat i avsnitten lagerföljd, randvillkor, beräkningsnät samt kalibrering, känslighetsanalys och validering.

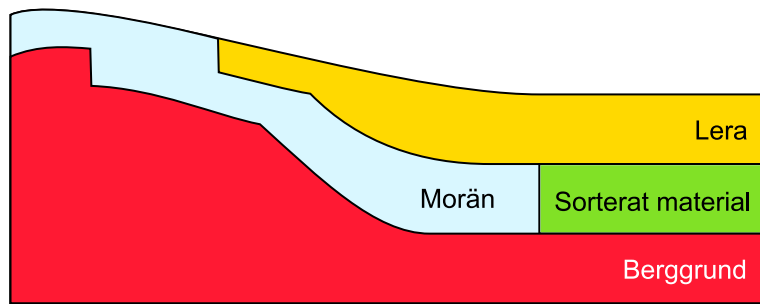
### 3.3.1 Lagerföljd

En modell byggdes upp i FEFLOW baserat på det framtagna underlaget. Som grund för modellen importerades tillrinningsområdet som polygon, Lejstaån och öppna diken som linjeobjekt och brunnarna som punktobjekt. Detta användes som grund för ett tvådimensionellt beräkningsnät (eng. mesh) över tillrinningsområdet, med en förfinad upplösning runt punkt- och linjeobjekt. För att ta fram beräkningsnätet användes den inbyggda algoritmen Triangle. Med hjälp av Lantmäteriets markhöjdmodell och de tidigare beräknade höjdmodellerna för berggrundens och friktionslagrets överytor omvandlades detta till en 3D-modell med två lager. För att modellen skulle bli numeriskt stabil kunde endast kontinuerliga och heltäckande lager skapas, utan möjlighet för ett undre lager att sticka upp genom ett övre. På de platser där två gränsskikt korsade eller kom mycket nära varandra sänktes därför det undre gränsskiktet så att avståndet mellan alla gränsskikt var minst 0,5 m i hela modellen. Figur 5 illustrerar resultatet av denna sänkning, och kan jämföras hur lagren såg ut i Figur 3 innan sänkningarna. De fyra berggrundslagren skapades sedan genom att kopior av bergytans gränsskikt lades till under bergytan på de avstånd som redovisas i Tabell 2.

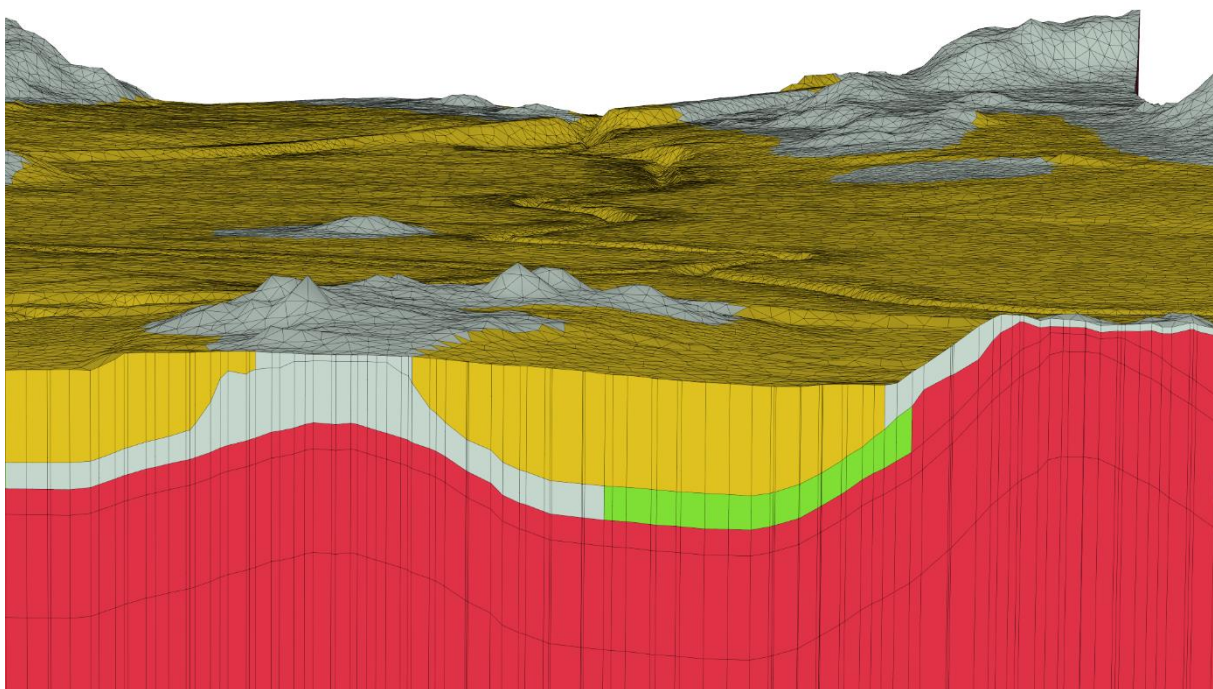


**Figur 4:** Konceptuellt tvärsnitt som illustrerar effekten av att skapa kontinuerliga lager genom att sänka de undre gränsskikten.

En finare uppdelning av de översta lagren behövdes för att omvandla de nu homogena lagren till något som överensstämde bättre med jordartskartan. Lerans jordartspolygon importerades därför till FEFLOW och användes för att välja ut områden i det översta lagret att klassa som lera. I jordartskartan betecknade berg områden där berggrunden antingen gick i dagen eller överlagrades av upp till 0,5 m morän, resten av det översta lagret antogs därför bestå av friktionsmaterial. I det andra lagret genomfördes en liknande justering, där jordartspolygonen för berg importerades och användes för att omklassa relevanta områden till berg. I samma lager användes också polygonen för magasinets utsträckning för att dela upp friktionsmaterialet i sorterat material och morän. Då inga gränsskikt sänkts i berggrundslagren krävde dessa ingen ytterligare uppdelning, resultatet illustreras av Figur 6 och Figur 7. De olika jordarterna och berggrundslagren tilldelades sedan de värden på konduktivitet och vattenavgivningstal som redovisas i Tabell 1 och Tabell 2.



*Figur 5: Konceptuellt tvärsnitt som illustrerar det slutliga resultatet av ytterligare uppdelning av jordartslagren utifrån jordartskarta och magasininform.*



*Figur 6: Jordlagerföljden i den resulterande modellen i FEFLOW.*

### 3.3.2 Randvillkor

För att representera avrinningen i området gavs noderna i Lejstaån och de öppna diken ett Dirichletvillkor där den hydrauliska potentialen  $h$  sattes till värdet på markytan, med tillägget att endast utflöde var möjligt. Ett liknande randvillkor gavs till alla övriga noder i lerans övre gränsskikt för att representera täckdiken, med skillnaden att  $h$  i stället sattes en halv meter under markytan. Flödet över modellens sidor och botten sattes till noll. Det översta gränsskiktet gavs däremot ett konstant inflöde för att representera grundvattenbildningen, anpassat efter jordartsindelningen enligt avsnitt 3.2.4. Brunnarna lades in som "multilayered wells" och gavs relevanta flöden utifrån simuleringsperiod. Observationsrören från propumpningarna lades in som observationspunkter på bergytan.

### 3.3.3 Beräkningsnät

Beräkningsnätets upplösning ökades successivt tills simuleringar i modellen gav konvergerande resultat. Under denna process användes konditionstalet som hjälp för att identifiera problemområden. Konditionstalet är ett mått på hur mycket ett element i beräkningsnätet avviker från sin ideala form, ju större avvikelse desto större risk för numerisk instabilitet (Diersch, 2014). Detta visade att morän- och bergsområdena med sina tunna lager hade de största numeriska problemen, och för att åtgärda detta förfinades beräkningsnätet extra mycket i dessa områden. Beräkningsnätet i den lera som inte låg i närheten av brunnar, diken eller Lejstaån hade bra konditionstal och förenklades i stället för ökad prestanda. Ytterligare en kompromiss som krävdes för att uppnå en numeriskt stabil modell var att använda en simuleringsmetod som utelämnade den omättade zonen ovanför grundvattenytan.

### 3.3.4 Kalibrering, känslighetsanalys och validering

För att kalibrera modellen användes den provpumpning som genomförts under projektet. Först simulerades det stationära tillståndet med enbart uttaget från brunn 2 för att etablera initialtillståndet för den hydrauliska potentialen. Uttaget från brunn 1 lades därefter till, och det genomförda pumptestet simulerades transient för de 28 dagar pumpningen pågått följt av 16 dagars återhämtning utan uttag från brunn 1. Den resulterande potentialen i observationspunkterna jämfördes sedan med de uppmätta värdena från provpumpningen, och den genomsnittliga avvikelsen beräknades för dag 0 (pumpstart), 14, 28 (pumpstopp), 36 och 44 (mätningar avslutade). Detta upprepades sedan för varje iteration i kalibreringen och känslighetsanalysen. Kalibreringen genomfördes manuellt genom att ändra parametervärden som bedömdes relevanta för att uppnå önskad effekt. Inledningsvis sänktes konduktiviteten i det sorterade materialet för att få simuleringen att bättre återspegla mätningarnas brantare avsänkning runt brunn 1. Även SGU:s ursprungliga magasininform anpassades så att modellen bättre skulle avspegla i vilka brunnar det uppmätts respektive inte uppmätts en avsänkning. Därefter kalibrerades grundvattenbildningen, för att spara tid simulerades endast det stationära tillståndet och jämfördes med de värden som uppmätts precis innan pumpstart. Avslutningsvis kalibrerades konduktiviteten i morän och vattenavgivningstalet i magasinet.

Då passformen bedömdes godtagbar genomfördes en känslighetsanalys. Parametrarna som analyserades var konduktiviteten i morän, lera, sorterat material och övre berggrund, vattenavgivningstalet i morän, magasin och övre berggrund samt grundvattenbildningen i lera och morän. I en simulering åt gången gavs parametrarna ett högre värde följt av ett lägre. För att få en tydlig effekt var utgångspunkten att dubblera och halvera de kalibrerade värdena, men för vissa parametrar frångicks denna princip baserat på erfarenheter från kalibreringen. Provpumpningen simulerades på samma sätt som vid kalibreringen så att de resulterande genomsnittliga avvikelserna kunde jämföras med den kalibrerade simuleringen. Detta kompletterades med en jämförelse där avsänkningen vid 28 dagar jämfördes med den kalibrerade simuleringen för tre olika delar av tillrinningsområdet. I denna jämförelse inkluderades även skillnaden i den totala avrinningen.

Som validering undersöktes slutligen hur bra modellen kunde simulera KIAB:s provpumpning från 1964–65. Tidsserierna med de hydrauliska potentialer som uppmätts under denna

provpumpning var inte digitaliserade. Därför gjordes jämförelsen endast visuellt mellan de båda tidsseriernas diagram, utan att beräkna några genomsnittliga avvikelser.

### **3.4 UTTAG OCH FÖRORENINGSTRANSPORT**

Modellen användes slutligen för att besvara frågeställningarna om storleken på ett hållbart uttag och källan till mikrobiella föroreningar.

#### **3.4.1 Hållbart uttag**

För att undersöka storleken på ett hållbart uttag genomfördes simuleringar med den kalibrerade modellen i stationärt tillstånd. För att etablera ett normaltillstånd kördes först en simulering utan något uttag, i efterföljande simuleringar ökades uttaget i brunn 2 till dagens flöde följt av två hypotetiska uttag med större flöden:

- Nuvarande uttag: 1,3 L/s.
- Hypotetiskt uttag I: 1,9 L/s.
- Hypotetiskt uttag II: 2,5 L/s.

Genom att subtrahera den resulterande potentialen vid normaltillståndet från potentialerna vid de olika uttagen kunde simulerade avsänkningar beräknas för de tre scenarierna. För att identifiera vilka områden de olika uttagen skulle kunna påverka togs en karta fram för att visa de områden där den resulterande avsänkningen var större än 1 m.

#### **3.4.2 Mikrobiell förorening**

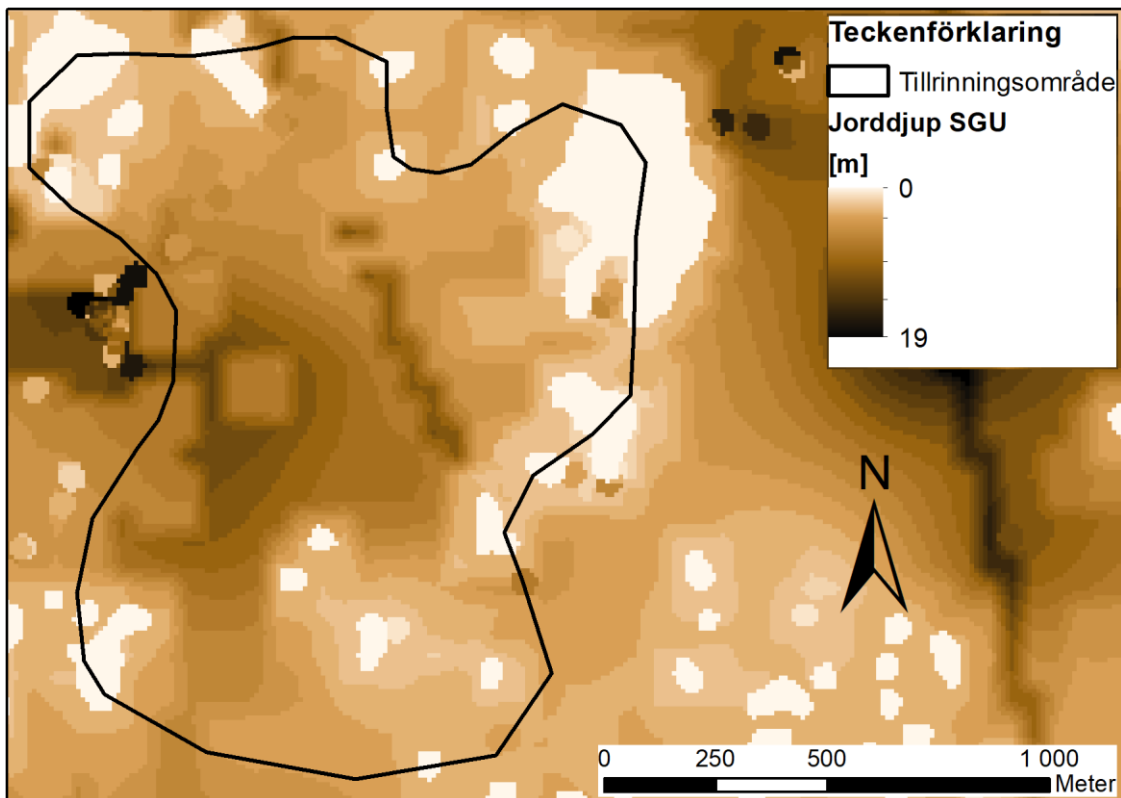
Den kortaste transporttiden mellan enskilda avlopp och brunn 2 undersöktes genom att använda FEFLOW-verktyget partikelspårning. Detta verktyg visar den genomsnittliga advektiva transporttiden genom att lösa ekvationer med motsvarande grund som Ekvation 2. En förenkling som gjordes var att vattenavgivningstalet  $S_y$  användes som kinematisk porositet  $n_k$ . Transporttiden till brunnen från det närmast belägna bostadsområdet med enskilda avlopp beräknades, och även minimiavståndet mellan mark- och grundvattenytan i detta område undersöktes. Denna beräkning genomfördes för den kalibrerade modellen och för samtliga simuleringar under känslighetsanalysen.

## **4 RESULTAT**

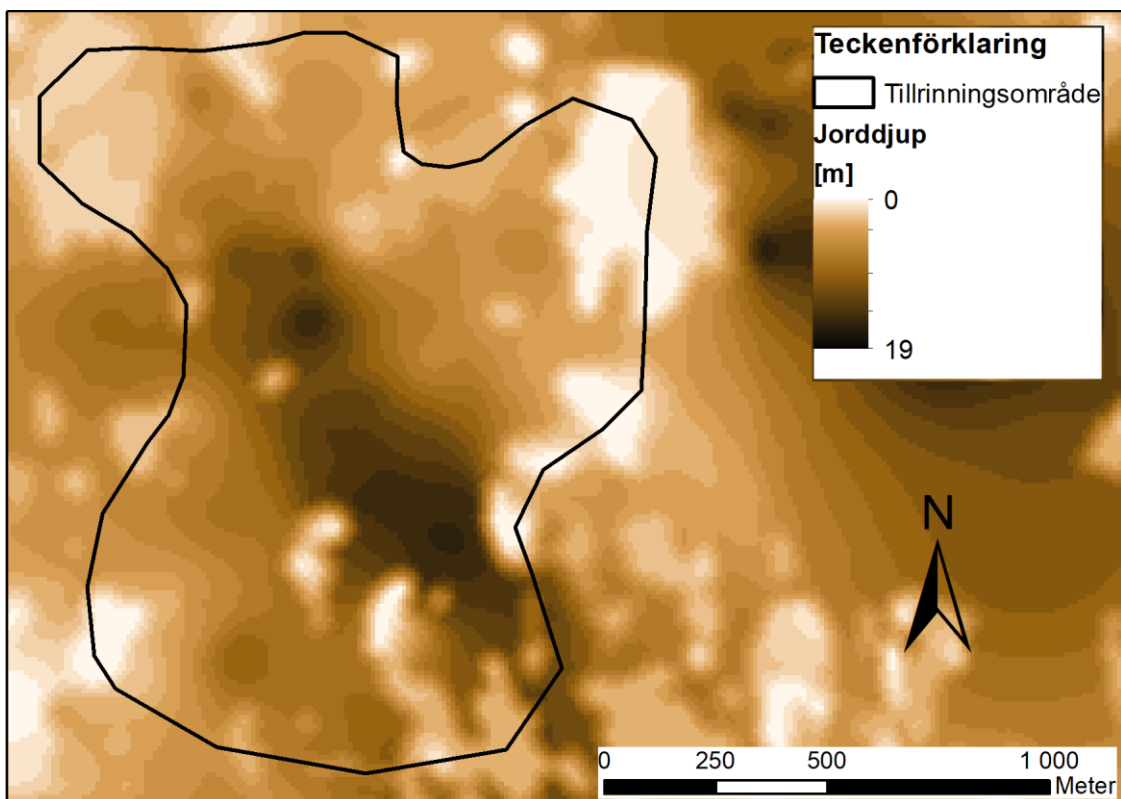
### **4.1 JORDDJUP OCH FRIKTIONSLAGER**

Figur 8 och Figur 9 visar en jämförelse mellan SGU:s jorddjupsmodell och jorddjupsmodellen som tagits fram i detta projekt. Figur 10 visar mäktigheten på friktionsmaterialet som uppskattats i projekt.

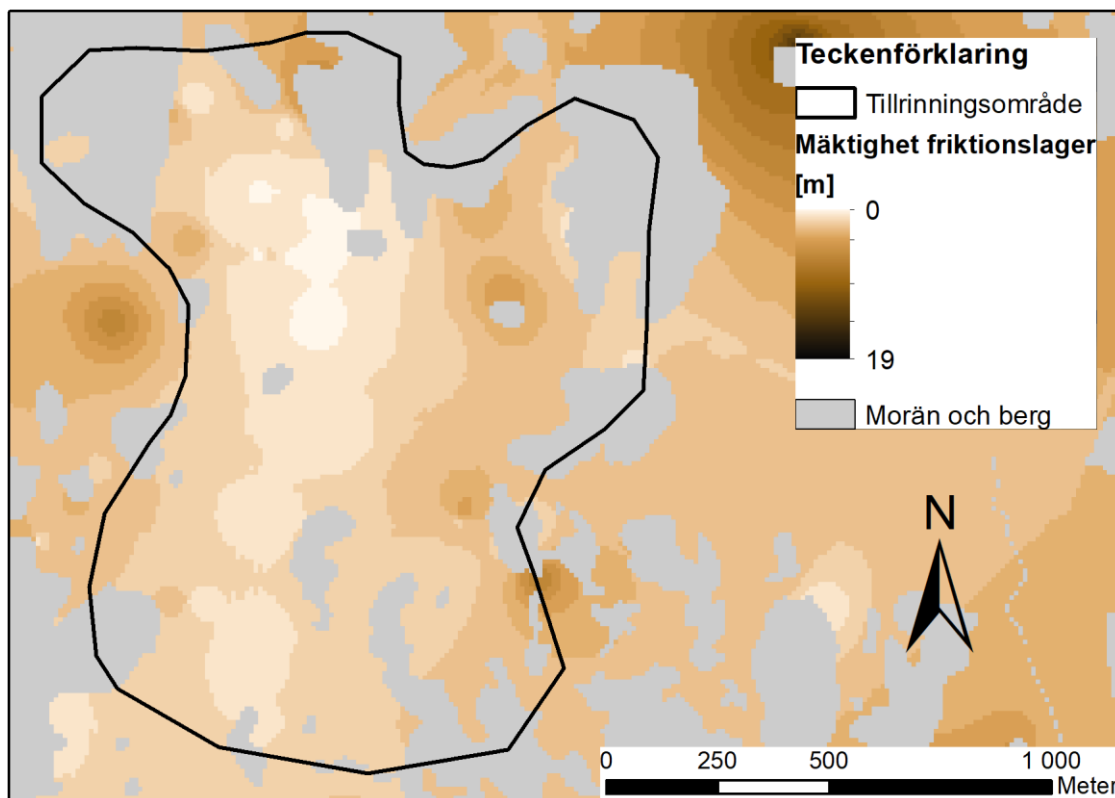




**Figur 7:** Jorddjupet i tillrinningsområdet enligt SGU:s jorddjupsmodell (SGU, 2022e). Jorddjup, Grundvattenmagasin © SGU.



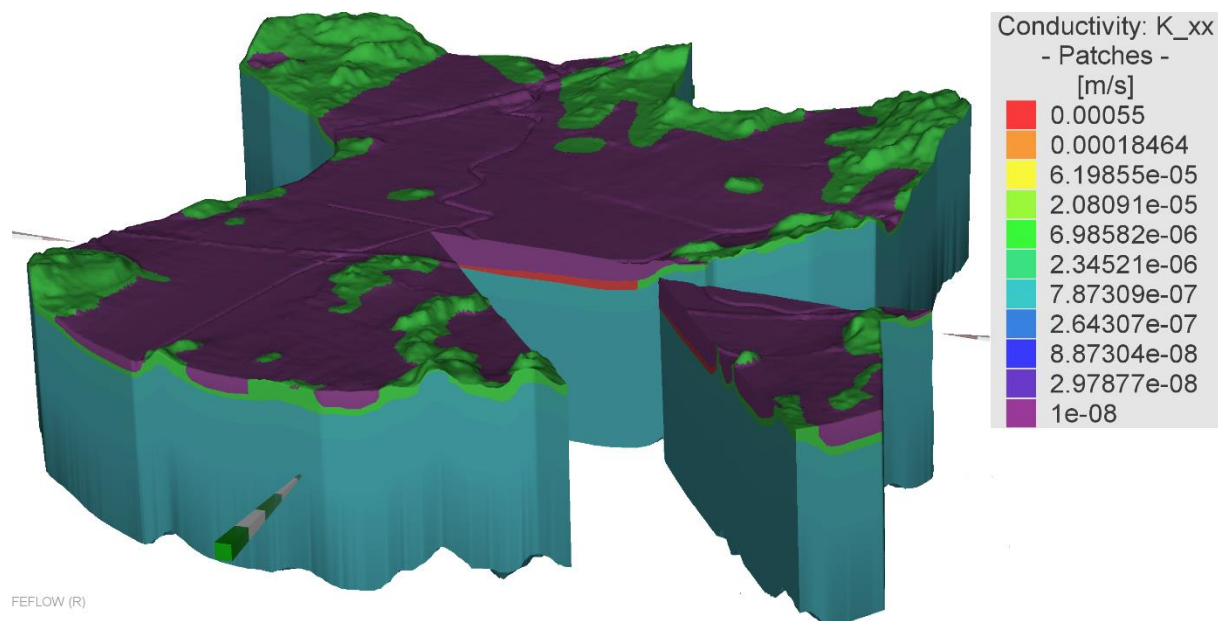
**Figur 8:** Jorddjupet enligt den jorddjupsmodell som tagits fram som en del av detta projekt. Grundvattenmagasin © SGU.



**Figur 9:** Friktionsmaterialets mäktighet i områden markerade som lera i jordartskartan. Grundvattenmagasin © SGU.

## 4.2 NUMERISK MODELL

Figur 11 visar ett exempel på hur den slutliga modellen såg ut i FEFLOW:s 3D-vy.



**Figur 10:** Den resulterande modellen med konduktiviteten i olika lager. En tårbit är utskuren för att ge en skymt av det sorterade materialet, Z-axeln är utdragen för att bättre synliggöra höjdvariationer.

## 4.3 SIMULERING

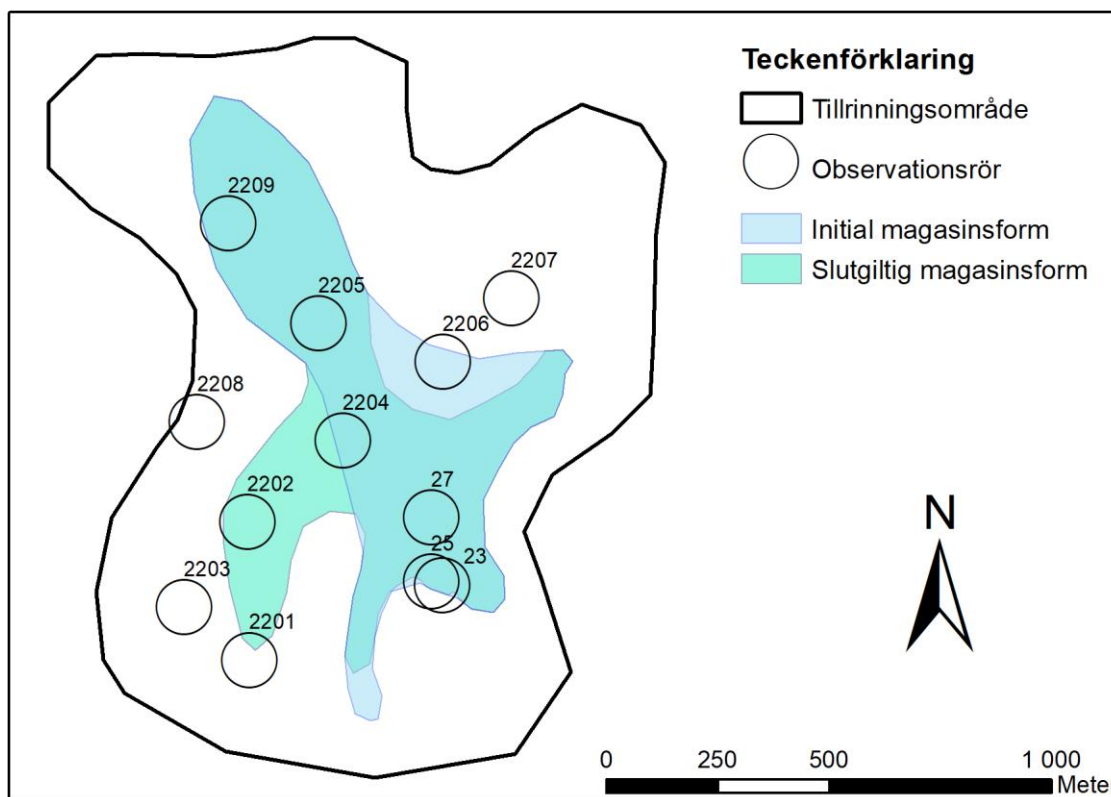
### 4.3.1 Kalibrering

Parametrar som fått nya värden efter kalibrering presenteras i Tabell 3, övriga parametrar behöll de initialvärden som presenteras i Tabell 1 och Tabell 2.

**Tabell 3:** Modellparametrar som tilldelats nya värden efter kalibreringen.

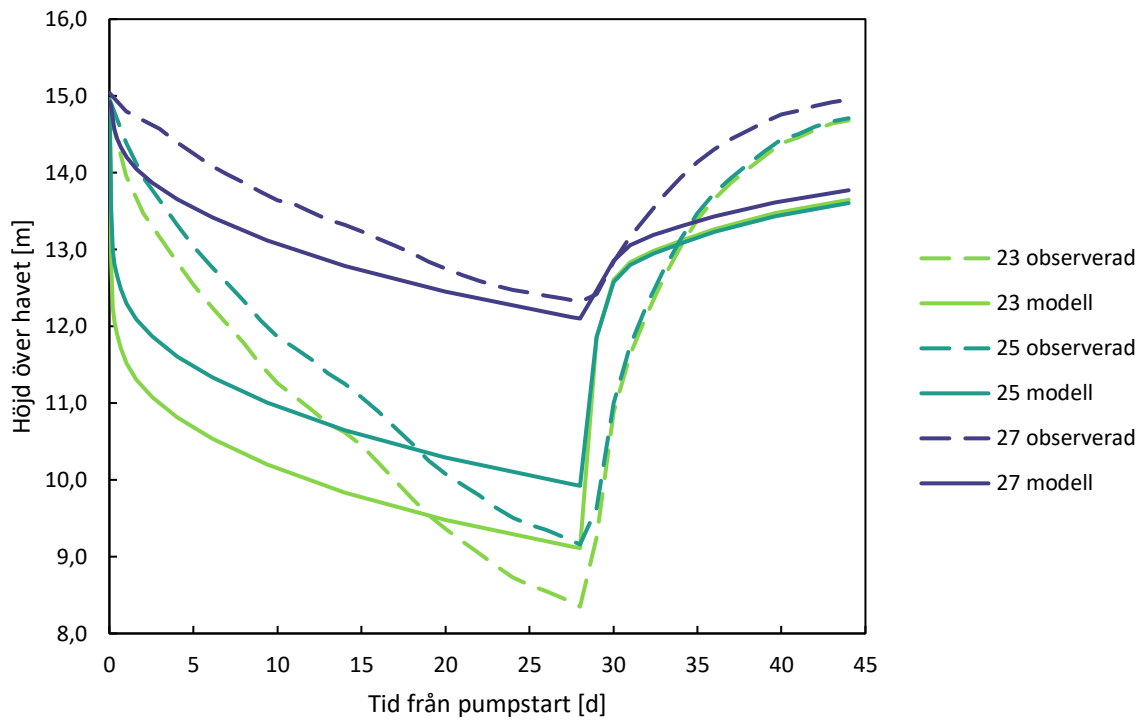
K [m/s]		Grundvattenbildning [mm/å]	
Morän	$6,0 \cdot 10^{-6}$	Morän & berg	100
Sorterat material	$5,5 \cdot 10^{-4}$	Lera	40

Figur 12 visar den ungefärliga placeringen på de observationsrör som använts under projektets provpumpning, talen anger observationsrörens beteckningar. Figuren visar också hur den initiala magasinformen anpassats för att få modellen att bättre avspegla i vilka observationsrör en avsänkning uppmätts.

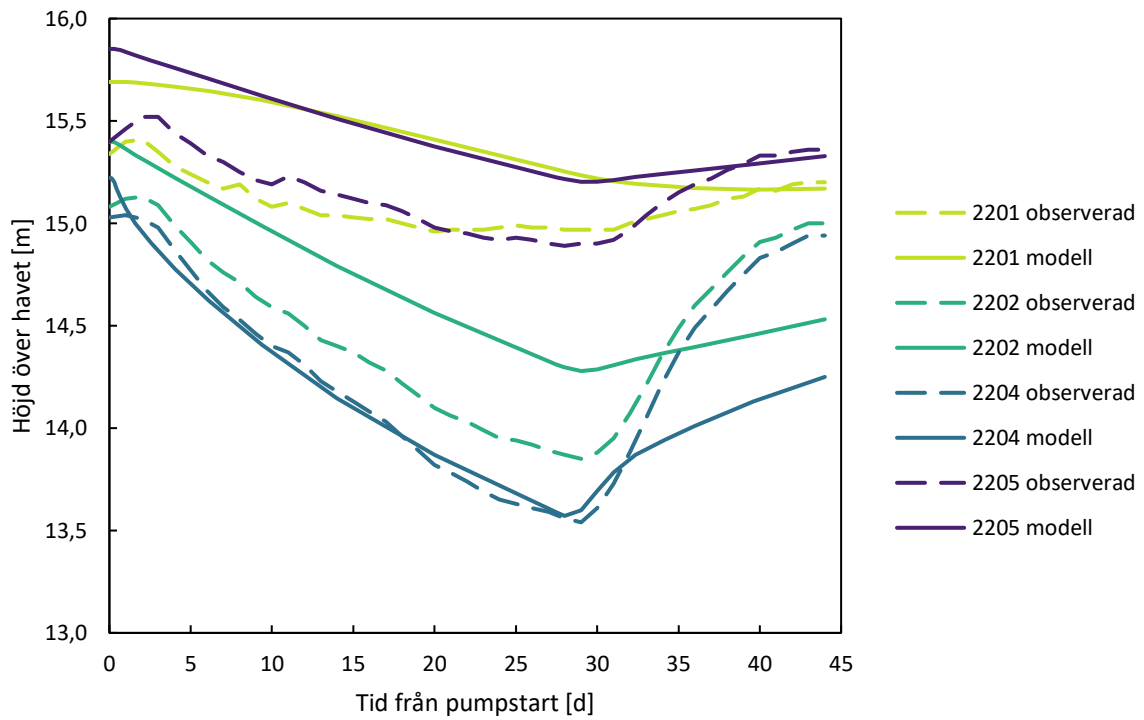


**Figur 11:** En jämförelse mellan den initiala och slutgiltiga magasinformen samt den ungefärliga placeringen av observationsrören som användes i kalibreringen. Grundvattenmagasin © SGU.

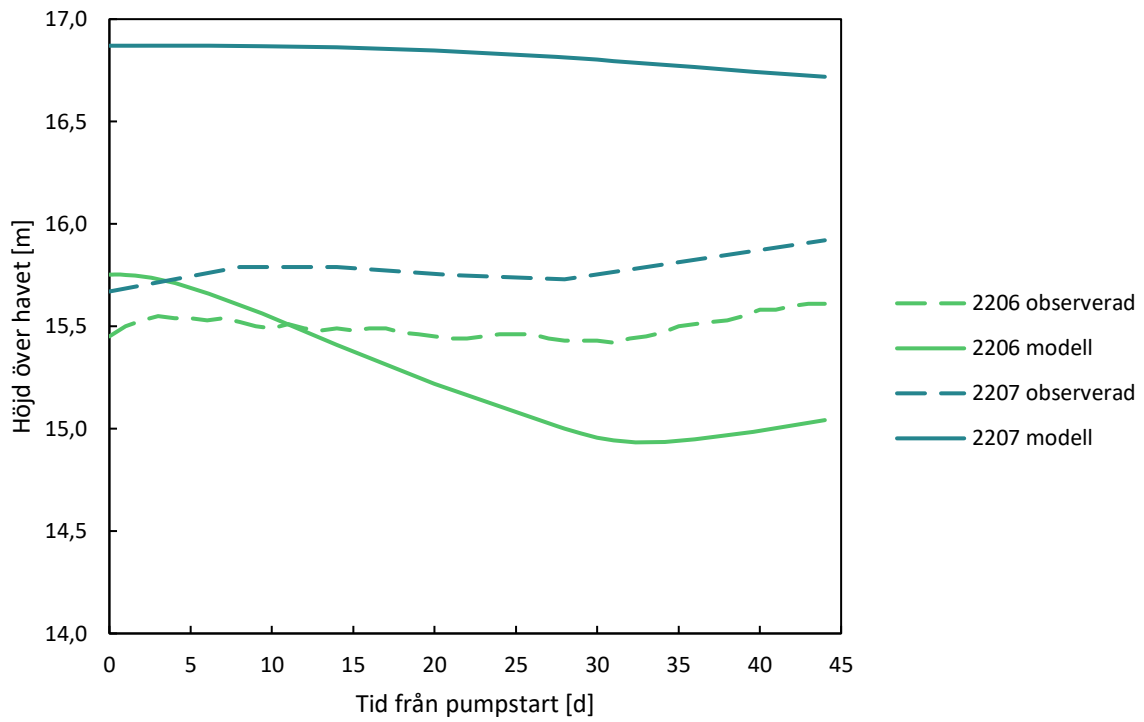
Figur 13–16 visar en jämförelse mellan de avsänkningskurvor som observerats respektive simulerats i den kalibrerade modellen. Observationsrören är uppdelade mellan figurerna utifrån geografi och avsänkningsmönster.



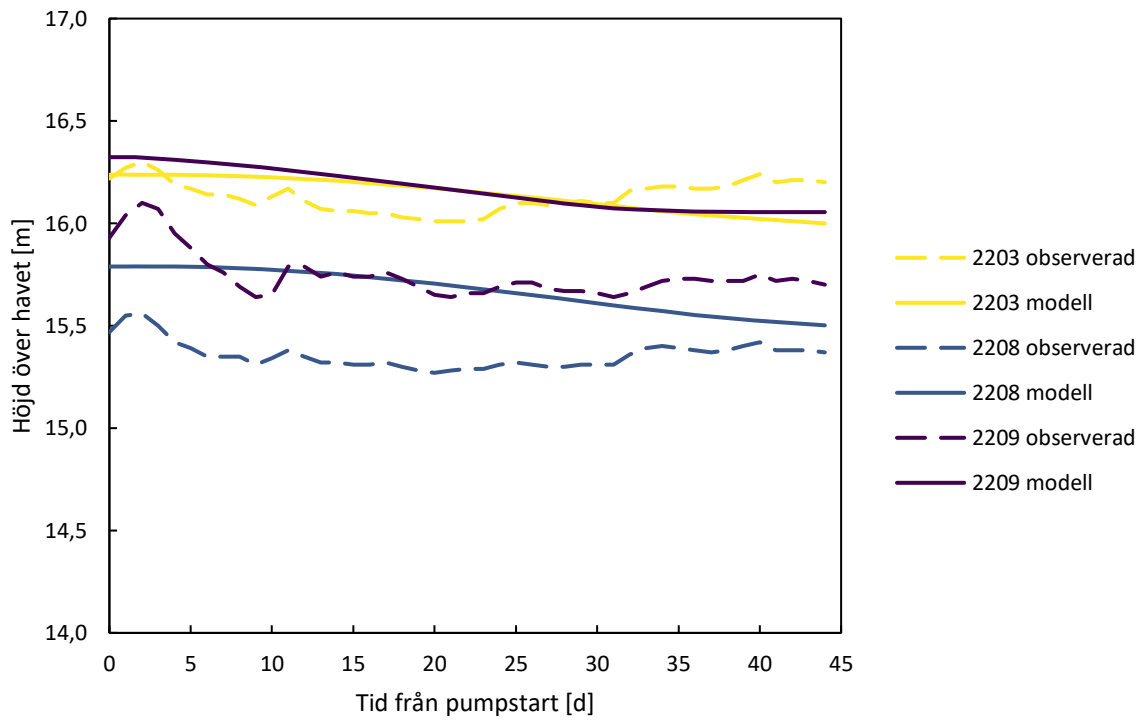
**Figur 12:** Den hydrauliska potentialen i observationsrören där kraftigast avsänkning uppmäts.



**Figur 13:** Den hydrauliska potentialen i observationsrören där en mindre men tydlig avsänkning uppmäts.



**Figur 14:** Den hydrauliska potentialen i observationsrören öster om magasinet.



**Figur 15:** Den hydrauliska potentialen i observationsrören i den nordligaste delen av eller väster om magasinet, där ingen tydlig avsänkning uppmätts.

Den genomsnittliga avvikelsen mellan simulerade och uppmätta hydrauliska potentialer i observationsrören vid fem olika tidpunkter redovisas längst ner i Tabell 4 tillsammans med motsvarande del av känslighetsanalysen.

#### 4.3.2 Känslighetsanalys och validering

Tabell 4 visar resultatet från känslighetsanalysen i form av den genomsnittliga avvikelsen mellan simulerade och uppmätta hydrauliska potentialer i observationsrören vid variationer av angiven parameter. Avvikelse och parametervärden för den kalibrerade simuleringen har inkluderats som referens.

**Tabell 4:** Effekten på den genomsnittliga avvikelsen mellan simulerade och observerade hydrauliska potentialer i observationsrören under känslighetsanalysen. Avvikelsen är linjärt färgkodad med vitt för det lägsta och rött för det högsta värdet.

Parameter	Domän	Kalibrerade värden	Analyserade värden	Genomsnittlig avvikelse [m] i observationsrör vid t [d]				
				0	14	28	36	44
K [m/s]	Morän	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	0,27	0,37	0,44	0,35	0,53
			$3 \cdot 10^{-6}$	0,37	0,52	0,44	0,44	0,58
	Sorterat material	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-4}$	0,32	0,33	0,56	0,28	0,45
			$3 \cdot 10^{-4}$	0,40	0,97	0,77	0,65	0,76
	Lera	$10^{-8}$	$10^{-7}$	0,24	0,29	0,46	0,36	0,59
Berggrund	$8 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-6}$	0,26	0,48	0,35	0,71	0,93	
$S_y$	Morän	0,05	0,100	0,32	0,43	0,47	0,36	0,51
			0,025	0,32	0,47	0,40	0,44	0,60
	Sorterat material	0,15	0,300	0,32	0,45	0,43	0,40	0,56
			0,075	0,32	0,45	0,42	0,40	0,55
Berggrund	0,001	0,0005	0,32	0,45	0,42	0,40	0,55	
Grundvatten- bildning [mm/å]	Morän	100	120	0,41	0,49	0,51	0,38	0,51
			80	0,27	0,43	0,37	0,45	0,63
	Lera	40	60	0,40	0,49	0,51	0,38	0,51
			20	0,25	0,45	0,34	0,51	0,71
Kalibrerad simulering:				0,32	0,45	0,42	0,40	0,55

För att ge en mer heltäckande bild av känslighetsanalysen kompletteras detta med redovisningen i Tabell 5. Den största avvikelsen från den kalibrerade simuleringen anges av fyra plus eller minus, där alla potentialer bedömts tillsammans. Resterande avvikelser graderas med ett antal plus eller minus baserat på det procentuella förhållandet till den största avvikelsen i potential eller avrinning.

**Tabell 5:** En sammanställning av kalibreringsparametrarnas effekt på fyra variabler i modellen. Antal plus och minus anger storlek på avvikelsen från den kalibrerade simuleringen.

Parameter	Domän	Kalibrerade värden	Analyserade värden	Skillnad jämfört med kalibrerad simulering			
				$h_{magasin}$ nära pumpbrunnar	$h_{magasin}$ längre från pumpbrunnar	$h_{morän}$	Avrinning
K [m/s]	Morän	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	++	+	--	0
			$3 \cdot 10^{-6}$	--	0	+	0
	Sorterat material	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-4}$	+++	-	0	-
			$3 \cdot 10^{-4}$	----	+	0	+
	Lera	$10^{-8}$	$10^{-7}$	++	+	-	+
Berggrund	$8 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-6}$	+	+	--	0	
$S_y$	Morän	0,05	0,100	+	+	+	+
			0,025	-	-	-	-
	Sorterat material	0,15	0,300	0	0	0	0
			0,075	0	0	0	0
Berggrund	0,001	0,0005	0	0	0	0	
Grundvattenbildning [mm/å]	Morän	100	120	+	+	+	++
			80	-	-	-	--
	Lera	40	60	+	+	+	+++
			20	--	--	--	---

Känslighetsanalysen visar att modellen reagerar kraftigast på ändringarna i konduktiviteten, i synnerhet i det sorterade materialet – trots att de ändringarna relativt sett är mindre än de i morän och lera. Ändringarna i vattenavgivningstalet gör däremot en liten eller obefintlig skillnad för simuleringsresultatet. Effekten av ändringar i grundvattenbildningen ligger någonstans däremellan, och Tabell 5 visar hur effekten följer ett förutsägbart mönster med generella sänkningar vid lägre grundvattenbildning och tvärtom.

Vid valideringen med KIAB:s provpumpningsdata från 1964–65 var observationsrörens simulerade hydrauliska potential initialt cirka 2 m högre än de uppmätta. Den maximala avsänkningen i simuleringen var 6–12 m beroende på observationsrör, medan de uppmätta avsänkningarna var 1–5 m. Potentialerna i simuleringen började alltså högre men sjönk lägre än de uppmätta potentialerna. Mönstret från kalibreringen med en svagare återhämtning i modellen än vad som observerats i fält återfanns även här. Den inbördes ordningen mellan avsänkningarnas storlek i de olika rören stämde dock över lag väl överens mellan simulering och mätningar. Det enda undantaget var rör 24 strax öster om brunnarna, där den simulerade avsänkningen följde närliggande rör medan den uppmätta avsänkningen var mycket blygsammare än i närliggande rör.

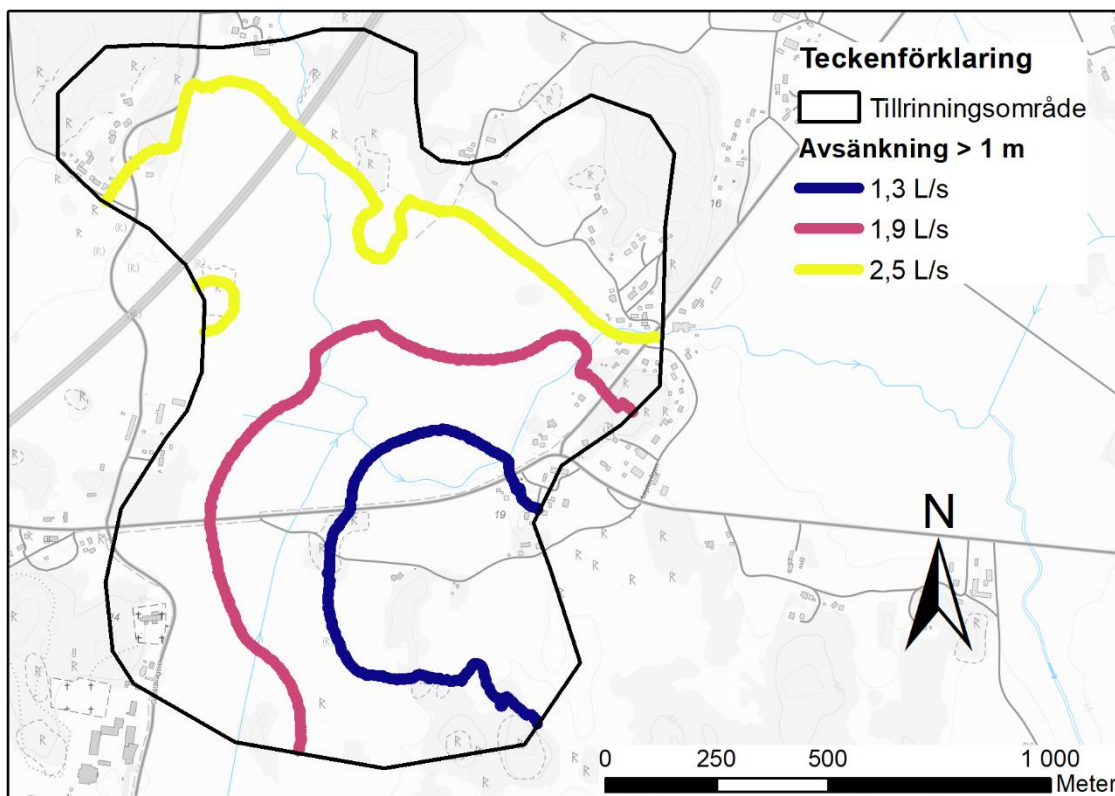
### 4.3.3 Hållbart uttag

I jorrdjupskartan över tillrinningsområdet uppgick arean för lera till 1,15 km<sup>2</sup> och summan av areorna för morän och berg till 0,45 km<sup>2</sup>. Den totala grundvattenbildningen i tillrinningsområdet som beräknades utifrån dessa areor och två olika antaganden om grundvattenbildningen presenteras i Tabell 6.

**Tabell 6:** Sammanställning av grundvattenbildningen i tillrinningsområdet för de två antagandena om den specifika grundvattenbildningen i morän och berg respektive lera.

	Grundvattenbildning		
	Morän & berg [mm/år]	Lera [mm/år]	Tillrinningsområde [L/s]
Initialantaganden	225	20	4,0
Kalibreringsvärden	100	40	2,9

Ett tak för det maximala uttaget skulle enligt modellen alltså ligga kring 3–4 L/s. Figur 17 visar gränserna för de områden där avsänkningen i modellen blev större än 1 m för de tre olika simulerade pumpflödena ur brunn 2. Det pekar på att det östra bostadsområdet är det mest intressanta för närmare undersökningar av påverkan från uttaget ur brunnen.



**Figur 16:** Påverkansområdet där avsänkningen i modellen var större än 1 m vid dagens uttag och två större hypotetiska uttag. Grundvattenmagasin © SGU. Topografisk webbkarta, skalintervall 1:5 000 – 1:20 000 © Lantmäteriet.



#### **4.3.4 Mikrobiella föroreningar**

Vid ett uttag på 1,3 L/s från brunn 2 var den kortaste transporttiden från grundvattenytan under bebyggelsen närmast brunnen dubbelt så lång som Havs- och vattenmyndighetens rekommenderade minimitid. Rekommendationerna uppfylldes också vad gäller vertikalt avstånd då grundvattenytan vid bebyggelsen låg 2 m under markytan eller djupare. Modellen kan därmed inte styrka att de mikrobiella föroreningarna kommer från enskilda avlopp. Eftersom ingen tänkbar källa till de mikrobiella föroreningarna styrkts bedömdes det inte heller meningsfullt att undersöka en alternativ brunnsplacering.

I modellen skedde den längsta transporten genom berggrunden, och när det sorterade materialet väl nåtts blev resterande transporttid jämförelsevis kort. Transporttiden varierade endast obetydligt vid ändringar av de parametrar som ingick i känslighetsanalysen, utom konduktiviteten i det översta berglagret. Gavs denna domän samma konduktivitet som moränen ( $K = 6 \cdot 10^{-6}$ ) minskade den kortaste transporttiden till 60 %, och hamnar därmed precis över gränsen för den rekommenderade minimitiden.

## **5 DISKUSSION**

### **5.1 JORDDJUP**

Den jorddjupsmodell som tagits fram under detta projekt skiljer sig avsevärt från SGU:s jorddjupsmodell. Den främsta anledningen är det mer omfattande underlag som använts, vilket bland annat avspeglas i de större jorddjup som återfinns i de centrala och södra delarna av tillrinningsområdet. I SGU:s karta finns också en förkastningslinje i tillrinningsområdets nordöstra del som utelämnades i projektets jorddjupsmodell då den inte bedömdes få stöd av det utökade underlaget. Områdena med berg och morän är mer distinkta i SGU:s modell, medan de i modellen från detta projekt har en mjukare övergång till områdena med lera. Detta beror på den mer omfattande utjämning som användes för att försöka förbättra modellens numeriska stabilitet, men också på begränsningar i det utjämningsverktyg som användes i ArcGIS. Effekten av utjämningen presenteras i Figur A1 i Bilaga A. Sonderingar har påvisat 15 m jorddjup på så lite som 20 m avstånd från berg som går i dagen, så det är möjligt att de verkliga gränserna är förhållandevis skarpa. Det hade varit intressant att inkludera de två jorddjupsmodellerna i känslighetsanalysen, något som skulle kunna vara givande att utforska i framtida projekt.

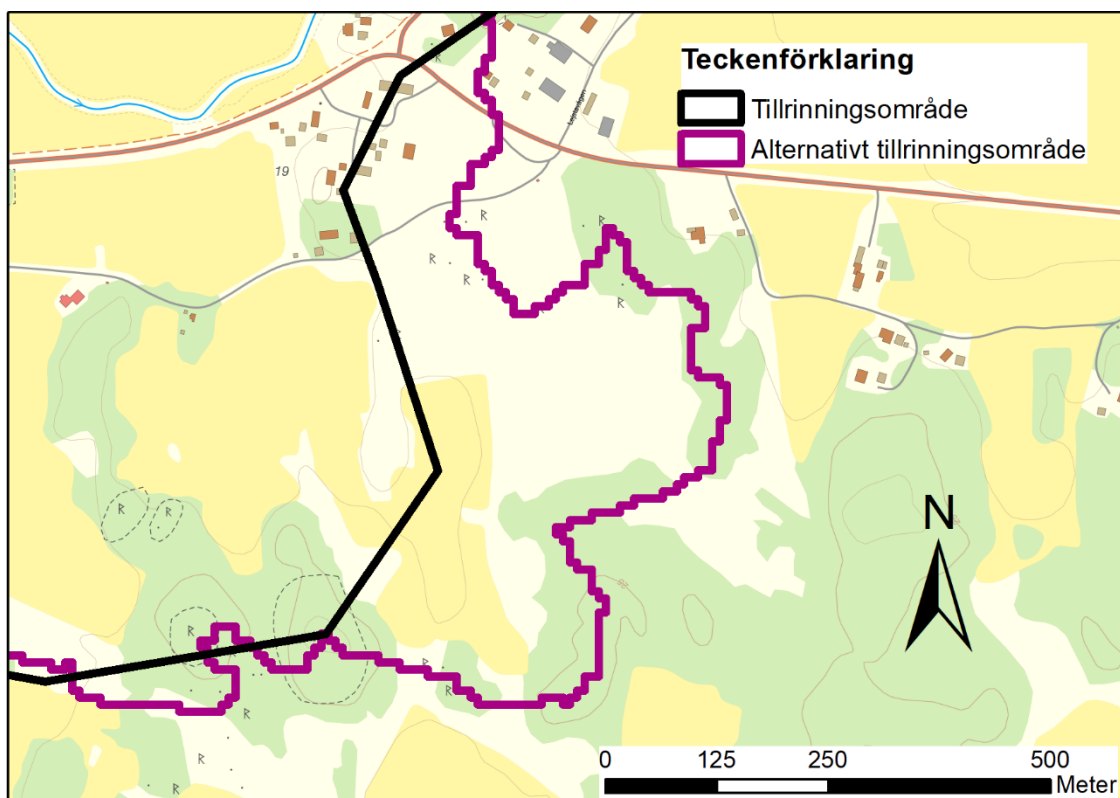
### **5.2 NUMERISK MODELL**

#### **5.2.1 Tillrinningsområde**

Randvillkoret med nollflöde över modellens sidor var sannolikt en betydande felkälla. Vid ökat uttag kan tillrinningsområdet expandera då potentialsänkningen gör att vattendelaren förflyttas utåt. Eftersom gränsen för modellens sidor är statisk hade detta i stället inneburit ett vattenflöde över denna gräns, något som randvillkoret alltså inte tillät. Problemet illustreras tydligt i Figur 17 där avsänkningen vid gränsen är större än 1 m även vid det minsta uttaget, vilket i

verkligheten hade lett till ett betydande flöde över denna gräns. En möjlig lösning vore att använda ett Dirichletvillkor längs modellens sidor i stället för Neumanvillkoret utan flöde. Ett annat alternativ vore att inkludera flera tillrinningsområden i modellen så att effekten av uttag inte skulle nå modellgränsen, det skulle dock riskera att öka komplexiteten drastiskt.

Tillrinningsområdet som användes i projektet var SGU:s officiella tillrinningsområde från deras kartvisare, men även utan uttag fanns vissa gränser där topografin inte gav ett självklart svar på hur vattendelaren ska dras. Tillrinningsområdet som använde i modellen kan jämföras med ett alternativt tillrinningsområde som beräknats av Andersson & Nisell (2019) med modellering baserad på markhöjddata. Effekten på modellen hade sannolikt varit stor i det sydöstra hörnet där deras alternativa tillrinningsområde innefattar en betydligt större area än tillrinningsområdet som användes i modellen (Figur 18). En relativt stor andel av jorden i detta område består av morän, som med sin höga infiltrationsförmåga hade bidragit till att öka grundvattenbildningen om den ingått i modellen. Det är sannolikt en bidragande orsak till att grundvattennivåerna återhämtade sig långsammare i modellen än i verkligheten. Ett intressant alternativ för framtida modellbyggen vore att undersöka om den beräknade bergytan skulle kunna användas som stöd vid bedömningen av tillrinningsområdets vattendelare



**Figur 17:** Jämförelse mellan det tillrinningsområde som användes i modellen och ett alternativt tillrinningsområde som beräknats av Andersson & Nisell (2019) baserat på markhöjddata. Grundvattenmagasin © SGU; Topografisk webbkarta, skalintervall 1:5 000 – 1:20 000 © Lantmäteriet.

Tillrinningsområdet avgränsades också i botten av berggrunden där flödet sattes till noll. Detta byggde på antagandet att grundvattenströmmarna minskar med djupet, och att tillräckligt mäktiga berggrundslager därmed skulle göra ett sådant randvillkor giltigt. Den konduktivitet som användes i berggrunden var samtidigt relativt hög – närmare moränens än lerans

konduktivitet. Partikelspårningen visade också att grundvattenströmmarna nådde djupare berglager än förväntat. I en framtida modell skulle påverkan från berggrundens mäktighet kunna undersökas noggrannare genom att exempelvis inkludera den i en känslighetsanalys.

### 5.2.2 Konduktivitet och magasinform

I verkligheten kan sorterat material överlagra morän, något som sonderingarna i området också visade var fallet på flera platser. Litteraturen visar också hur konduktiviteten i verkligheten kan variera avsevärt inom varje jordart. Tidigt i projektet gjordes dock förenklingen att ge varje jordart i modellen en homogen konduktivitet, och att dela upp friktionslagret i morän och sorterat material baserat på magasinformens lodräta gräns. Vid kalibreringen gav SGU:s ursprungliga magasinform en alltför stor avsänkning i observationsrör 2206 och en alltför liten avsänkning i rör 2201 och 2202 jämfört med uppmätta värden. Den slutliga versionen av magasinformen (Figur 12) förbättrade överensstämmelsen i dessa observationsrör, även om Figur 15 visar hur avvikelserna i rör 2206 fortfarande var betydande. Det är sannolikt att den diskreta uppdelningen mellan homogena jordarter bidrar till svårigheten att uppnå en bättre anpassning. Det finns också en risk att magasinets form är överanpassad till observationspunkterna då provpumpningens effekt på potentialen i jorden mellan dem är okänd.

Ett alternativ till det diskreta magasinet skulle kunna vara att använda ett ouppdelat friktionslager vars konduktivitet i stället tilläts variera över tillrinningsområdet. Ett tänkbart tillvägagångssätt skulle i så fall kunna vara att använda befintliga provpumpningsdata för att beräkna en transmissivitet vid de olika observationsrören. Detta skulle kunna divideras med friktionslagrets mäktighet för att på så sätt ta fram ett initialantagande för konduktivitetens rumsliga variation.

### 5.2.3 Vattendrag

Det Dirichletvillkor som användes i diken och Lejstaån tillät bara utflöde från marken till dessa vattendrag, och omöjliggjorde därmed infiltration om den hydrauliska potentialen sjönk under vattendragens nivå. Försök med randvillkor som tillät flöde åt båda håll resulterade i in- och utflöden som var alltför stora för att bedömas realistiska. Ett alternativ som undersöktes var att använda en lägre konduktivitet runt vattendragen för att kunna kontrollera in- och utflödet bättre, inget lämpligt utförande kunde dock åstadkommas i FEFLOW. Grundvattenbildningen från vattendrag uppgick därmed som en del i den allmänna grundvattenbildningen i lera. De lokala effekterna från vattendragen som därmed förlorades var sannolikt små. Konduktiviteten i leran är låg och fältundersökningarna visade inga tecken på att vattendragen någonstans stod i mer direkt kontakt med akviferen.

Trots att de bara skulle tillåta utflöde var ett annat problem med randvillkoren för avrinning att ett visst inflöde ändå skedde vid stationär simulering. Storleken på detta inflöde varierade mellan 0 och 10 % av grundvattenbildningen beroende på vilka parametrar som användes. En tänkbar orsak skulle kunna vara någon form av ackumulering av små numeriska fel, men skälet till fenomenet kunde inte identifieras. Följden blev ett litet vattenöverskott i vattenbalansen för vissa kombinationer av parametervärden, men inget bakomliggande mönster kunde observeras.

## 5.2.4 Grundvattenbildning

Förutom storleken på ytorna där grundvattenbildning skedde fanns det också osäkerheter i den specifika grundvattenbildningen. Initialvärdet för moränens grundvattenbildning var relativt välunderbyggt i litteraturen, medan initialvärdet för leran byggde på osäkrare underlag och fler antaganden. Även osäkerheten i lerans konduktivitet spelar in då en lägre konduktivitet bidrar till en lägre grundvattenbildning. Den kalibrerade modellen ger vissa svar, men det är svårt att avgöra hur generaliserbara dessa är. Att den effektiva nederbörden under vintern är samma som årsgenomsnittet i området (Eveborn, et al., 2017) säkerställer inte att så var fallet under den aktuella provpumpningsperioden. En möjlighet som undersöktes kort var att använda metoden framtagen av Rodhe, et al. (2007) för att uppskatta hur representativ provpumpningsperioden var. Genom att använda temperatur- och nederbördsdata från området kan denna metod ge en uppfattning om hur stor grundvattenbildningen var under provpumpningsperioden jämfört med årsgenomsnittet. För en längre provpumpning skulle den också kunna användas för att beskriva grundvattenbildningens variation under provpumpningsperioden. Med mer tid och bättre dataunderlag skulle detta kunna vara ett intressant spår för framtida undersökningar.

Även valideringen visade att grundvattenbildningen med största sannolikhet var något underskattad. Denna underskattning kan både bero på att modellens tillrinningsområde är för litet och att den specifika grundvattenbildningen i modellen är för liten. Effekten blir att resultatet med taken för det potentiella uttaget också underskattats, detta resultat bör därför behandlas med försiktighet.

## 5.3 SIMULERING

### 5.3.1 Kalibrering

De simulerade provpumpningskurvorna i Figur 13–16 avvek från de uppmätta på några tydliga sätt. I simuleringen skedde direkt efter pumpstart en mycket kraftig avsänkning i observationsrör 23, 25 och 27 som sedan planade ut, ett mönster som i omvänd form upprepades efter pumpstopp. Denna form avvek från den uppmätta avsänkningen som var jämnare, och den uppmätta återhämtningen var också större än den simulerade. Det fanns också observationsrör, som 2201 i Figur 14, där nivån fortsatte sjunka även efter pumpstopp och till skillnad från mätvärdena inte övergick i någon återhämtningsfas innan simuleringen avslutades. En tolkning av detta är att grundvattenbildningen i verkligheten är större än den i modellen av de skäl som diskuterats i föregående avsnitt. Figur 15 och Figur 16 visar hur vissa observationsrör fick en avsänkning i modellen som inte uppmätts i verkligheten. Även detta skulle kunna peka på en underskattning av grundvattenbildningen, men också på att modellens konduktivitet var för hög i dessa områden. Slutligen visar den stora avvikelsen mellan simulerade och uppmätta värden i observationsrör 2207 att det sannolikt finns en grundvattendynamik i tillrinningsområdets östra del som modellen inte avspeglar.

Kalibreringen försvårades av att en simulering av provpumpningen tog en timme, vilket begränsade antalet möjliga iterationer. Att kalibreringen genomfördes manuellt gör också att

det sannolikt finns andra uppsättningar parametervärden som ger en bättre passform mellan simulerade och uppmätta värden. Att använda den genomsnittliga avvikelsen som mått på modellens passform hade dock vissa begränsningar. Detta mått tar inte hänsyn till att en bra anpassning bedömdes viktigare i närheten av brunnarna, och mindre viktig långt från bebyggelse som skulle kunna påverkas av avsänkningen. Det kvadrerade genomsnittliga felet och standardavvikelsen var två andra tillgängliga mått som valdes bort då de skulle lägga alltför stor vikt vid exempelvis observationsrör 2207 där felet var i särklass störst samtidigt som området bedömdes mindre viktigt. I slutänden användes den genomsnittliga avvikelsen tillsammans med en bedömning utifrån plats, med mer tid hade ett intressant alternativ varit att i stället vikta avvikelserna utifrån dessa bedömningar. Detta hade även öppnat för en mer systematisk kalibrering med lämplig mjukvara.

### 5.3.2 Känslighetsanalys och validering

Känslighetsanalysen visar svårigheten i att försöka kalibrera modellen för att hitta ett optimum i anpassningen till mätvärdena. Olika parameteruppsättningar kunde leda till liknande resultat, eller till resultat med olika styrkor och svagheter att väga mot varandra. Precis som under kalibreringen var dessa avväganden inte alltid självklara, och för att ge en mer heltäckande bild av analysen presenteras därför resultatet på två sätt. Precis som kalibreringen skulle en framtida känslighetsanalys också kunna vinna på en mer systematisk metodik. Att variera alla parametrar inom samma kategori lika mycket hade underlättat jämförelse mellan dem, något att ta med sig till framtida arbeten. Med en mer välkalibrerad modell skulle också denna variation kunna göras mindre.

Resultatet i Tabell 4 pekar på att modellen var känsligast för ändringar i det sorterade materialets konduktivitet, Tabell 5 visar att denna parameter var avgörande för avsänkningsmönstret nära brunnarna. Tillrinningen till brunnarna är central för avsänkningens storlek, och känslighetsanalysen avspeglar hur det sorterade materialets höga konduktivitet är den mest avgörande parametern för denna tillrinning. Modellen var minst känslig för ändringar i vattenavgivningstalet i jord, som hade en mycket begränsad inverkan på simuleringsresultatet. Att markens magasinering förmåga spelar en mindre roll för grundvattendynamiken skulle kunna tolkas som att akviferen i modellen beter sig mer som en öppen än en sluten akvifer. Ett intressant resultat var den stora effekt som sänkningen av lerans konduktivitet hade på avrinningen i modellen. Detta hänger troligtvis samman med att det endast är på lerans yta det finns ett gränsvillkor som tillåter avrinning och att det samtidigt sker grundvattenbildning på samma yta. Även om leran har den lägsta konduktiviteten i modellen visar detta hur dess grundvattentransport ändå spelar en viktig roll för modellens vattenbalans.

Valideringen i avsnitt 4.3.2 visar på att modellen har en begränsad generaliserbarhet utanför förhållandena under kalibreringen. Det är en stor skillnad mellan observerade och simulerade värden, men den interna ordningen mellan potentialerna i observationsrören stämmer ändå relativt väl överens. Detta resultat kan tolkas som att lageruppdelningen över lag stämmer, även om många andra aspekter av modellen behöver justeras. Det observationsrör beläget strax öster om brunnarna som är ett undantag från detta kan vara värt att undersöka närmare. I framtida arbeten skulle också data från de äldre propvpumpningarna kunna digitaliseras för att användas för bättre kalibrering av modellen i stället för validering.

### 5.3.3 Transporttid

Att använda vattenavgivningstalet som kinematisk porositet är en förenkling, mekanismerna bakom de båda storheterna överlappar visserligen men det finns också skillnader. Känslighetsanalysen visade att transporttiden är relativt okänslig för ändringar i vattenavgivningstalet i jorden, majoriteten av den undersökta transporten skedde dock i berg. Känsligheten för ändringar i berggrundens vattenavgivningstal undersöktes inte, och det är mycket möjligt att det är en betydande faktor för transporttiden. Framtida arbeten bör undersöka denna faktor närmare, både genom att inkludera den i känslighetsanalysen och undersöka vilka värden på kinematisk porositet som är realistiska för områdets berggrund. En annan förenkling som gjordes var att endast räkna med advektiv transport och utelämna dispersion. Om dispersion inkluderats hade transporttiden blivit kortare, att de aktuella avstånden är relativt små borde samtidigt dämpa dispersionens inverkan.

Känslighetsanalysen visade att en faktor som hade en hög inverkan på transporttiden var konduktiviteten i berggrunden. Modellen som användes för att beräkna konduktiviteten i berg är bättre anpassad för större bergdjup, och närmare ytan kan faktorer som sprickighet göra att den verkliga konduktiviteten är högre. Det finns därför en risk att konduktiviteten i modellens ytliga berglager är underskattad, och de verkliga transporttiderna därmed är kortare än de beräknade. Simuleringarna visade också hur transporttiderna i det sorterade materialet var mycket korta, det blir därmed betydelsefullt hur långt från brunnarna det sträcker sig mot den närmaste bebyggelsen. En annan osäkerhet blir därmed att de djupare jordlagren i detta område var relativt utforskade.

## 5.4 FRAMTIDA UNDERSÖKNINGAR OCH MODELLFÖRBÄTTRINGAR

Modellen från detta projekt är den mest detaljerade beskrivningen som tagits fram över Lejsta vattentäkt, och bygger tillsammans med den övriga kartläggningen en stadig grund för fortsatta undersökningar och framtida modeller. I detta projekt avgjorde tidsbegränsningen provpumpningens längd, utan denna begränsning hade det varit intressant att utöka provpumpningsperioden. Om fler provpumpningar ska genomföras vore det även intressant att installera observationsrör mellan brunnarna och den närmaste bebyggelsen, något som skulle kunna minska osäkerheten i beräkningarna av transporttiden. Det vore också intressant att installera tryckgivare i närliggande privata brunnar för en noggrannare bedömning av påverkansområdet. Om positionerna för de enskilda avloppens infiltrationsbäddar kunde lokaliseras mer exakt skulle det också förbättra möjligheten att modellera transporttiderna.

Arbetet har också gett flera uppslag för hur själva modellen skulle kunna utvecklas:

- Beräkna ett nytt tillrinningsområde baserat på topografi och den interpolerade berggrundsytan.
- Använda ett annat randvillkor för modellens gränser för att avspegla hur tillrinningsområdet expanderar vid vattenuttag.
- Ta fram en kontinuerlig och heterogen konduktivitet i friktionsmaterialet genom att använda provpumpningarna för att uppskatta transmissivitet som sedan kan omvandlas och interpoleras.

- Genomföra en systematisk kalibrering baserad på parameterkänslighet med hjälp av lämplig programvara.
- Använda viktade avvikelser som mått på passform, där viktningen baseras på i vilka områden modellens pålitlighet bedöms viktigast.
- Digitalisera tidsserierna från KIAB:s provpumpningar och använda dem som en del av kalibreringen.
- Använda en grundvattenbildningsmodell för att undersöka grundvattenbildningens variation över tid.
- Undersöka möjligheten att förbättra modellens numeriska kvalitet tillräckligt mycket för att skapa diskontinuerliga lager och modellera den omättade markzonen.
- Förbättra jordartskartan i relevanta områden där den avviker från observationer.
- Göra en utjämnning av berggrunden som i högre grad bevarar de skarpa gränserna mellan lera och morän där dessa existerar.

## 6 SLUTSATS

Enligt den kalibrerade modellen sätter grundvattenbildningen ett tak för vattenuttaget på 3 L/s. Med utgångspunkt i litteraturvärden på grundvattenbildningen blir taket i stället 4 L/s. Det verkar dock sannolikt att dessa beräkningar underskattar den verkliga grundvattenbildningen och därmed det maximala teoretiska vattenuttaget. Hänsyn måste också tas till påverkan från avsänkning på närområdet, som enligt modellen kan vara betydande på vissa platser. För en bättre bedömning behöver objekt som kan påverkas negativt inventeras och effekten på dem av en sänkt grundvattennivå utredas närmare. Inga negativa konsekvenser har rapporterats för det nuvarande uttaget, som pågått under lång tid. Det är därför sannolikt att ett hållbart uttag är 1,3 L/s eller större.

I modellen uppfyller de enskilda avloppen i bebyggelsen närmast brunnarna Havs- och vattenmyndighetens rekommendationer för både de kalibrerade parametervärdena och de som användes under känslighetsanalysen. Modellen kan därför inte styrka att de mikrobiella föroreningar som tidvis förekommer i brunn 2 skulle härröra från enskilda avlopp i detta område, och någon alternativ brunnsplacering undersöktes därför inte närmare. Transporttiden påverkades dock starkt av konduktiviteten i den översta berggrunden och det sorterade materialets utsträckning mellan brunn och bebyggelsen. Osäkerheter i dessa faktorer gör att modellen inte heller helt kan avfärda enskilda avlopp som föroreningskälla.

Kartläggningen av området och bygget av modellen har förbättrat förståelsen för grundvattnets dynamik i vattentäkten och är ett värdefullt bidrag i det fortsatta arbetet inför tillståndsansökan. Även om modellen har vissa brister lägger den tillsammans med det framtagna underlaget en god grund för framtida modellbyggen och undersökningar genom att visa på parametrar och områden att utforska närmare.

## 7 REFERENSER

- Andersson, P. (1993). *Sveriges kommunindelning 1863-1993*. Mjölby: Draking.
- Andersson, S., Nisell, J. (2019). *Modellerade tillrinningsområden för grundvattenförekomster i Sverige*. Uppsala: SGU
- Bergström, B. & Wahlberg, R. (1965). *Redogörelse över utförd grundvattenundersökning i Rasbo kyrkby, Rasbo kommun, Uppsala län*. (Litt 128-9). Uppsala: Kommunaltekniska Ingenjörbyrå AB.
- Dahlqvist, P., Thorsbrink, M., Holgersson, B., Nisell, J., Maxe, L. & Gustafsson, M. (2017). *Våtmarker och grundvattebildning - om möjligheten till ökad kapacitet vid grundvattentäkter på Gotland*. (SGU-rapport 2017:01). Uppsala: SGU.
- Daniels, J. & Thunholm, B. (2014). *Rikstäckande jorddjupsmodell*. (SGU-rapport 2014:14). Uppsala: SGU.
- Diersch, H.-J. G. (2014). *FEFLOW - Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Eveborn, D., Vikberg, E., Thunholm, B., Hjerne, C.-E. & Gustafsson, M. (2017). *Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige*. (RR 2017:09) Uppsala: SGU.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspolvatten*. (HVMFS 2016:17). Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Hjerne, C. Thorsbrink, M., Thunholm, B., Andersson, J. & Dahlqvist, P. (2021). *Hydraulisk konduktivitet i Sveriges berggrund*. (SGU-rapport 2021:09). Uppsala: SGU.
- Lind, B. B. & Lundin, L. (1990). Saturated Hydraulic Conductivity of Scandinavian Tills. *Nordic Hydrology*, 20. 107-118.
- Lång, L.-O., Stejmer Eklund, H. & Graffner, O. (2003). *Utgångspunkter för avgränsning av tillrinningsområden till grundvattenmagasin*. (SGU-rapport 2003:22). Göteborg: SGU.
- Rasmusson, K. (2021). *Förstudie: undersökning av Lejsta vattentäkt*. Uppsala: Uppsala Vatten [internt dokument]
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J. & Pers, C. (2006). *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*. (A No. 66). Uppsala: Uppsala Universitet.
- SGF:s Fältkommitté (2013). *Geoteknisk fälthandbok*. (Rapport 1:2013). Göteborg: Svenska Geotekniska Föreningen.
- SGU (2022a). *Berggrund*. 1:50 000-1:250 000. SGUs kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-berg-50-250-tusen.html> [Hämtad 11 Februari 2022].
- SGU (2022b). *Grundvattenmagasin*. SGUs kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-grundvattenmagasin.html> [Hämtad 11 Februari 2022].
- SGU (2022c). *Hydraulisk konduktivitet i berg*. 1:100 000. SGUs kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-hydraulisk-konduktivitet.html> [Hämtad 11 Februari 2022].
- SGU (2022d). *Jordarter*. 1:25 000-1:50 000. SGUs kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [Hämtad 11 Februari 2022].



- SGU (2022e). *Jorrdjup*. SGUs kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jorrdjup.html> [Hämtad 11 Februari 2022].
- SMHI (2022). *Modelldata per område | SMHI - vattenwebb*. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [Hämtad 11 Februari 2022].
- Svenskt Vatten (2021). *Dricksvattenfakta*. <https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/> [Hämtad 27 April 2022]
- Sparrebom, C. & Jeppsson, H. (2022). *Grundvattenboken*. 1:a uppl. Lund: Studentlitteratur AB.
- Söderholm, H., Müllern, C.-F. & Engqvist, P. (1983). *Berskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Uppsala Län*. Uppsala: SGU.
- Uppsala Gatukontor (1977). *Provpumpning Lejsta*. Uppsala: Uppsala Gatukontor [internt material]
- Uppsala Gatukontor (1994). *Internt material*. Uppsala: Uppsala Gatukontor [internt material]
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2017). *Funktionsanalys Uppsalaåsen*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB [internt material].
- Vägverket (2007). *Väg 288 Uppsala – RV 76, Delen Jälla – Hov*. [Kartografiskt material] 1:1000. Uppsala: Vägverket

## BILAGA A

Avståndsviktning är en interpoleringsmetod som beskrivs av Ekvation A1.

$$z_p = \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{z_i}{d_i^p} \right)}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d_i^p} \right)} \quad (\text{A1})$$

Det interpolerade värde som beräknas i en viss punkt betecknas  $z_p$  och det kända värdet i punkten  $i$  betecknas  $z_i$ . Avståndet mellan  $z_p$  och  $z_i$  betecknas  $d_i$ . Detta avstånd upphöjs till exponenten  $p$ , vilket bland annat har en brusreducerande effekt. När detta implementerades i ArcGIS Desktop fanns också en variabel `search_radius` som angav vilka punkter som inkluderades i interpoleringen, och variabeln `cell_size` som angav storleken på cellerna i rastret som producerades. Till interpoleringen av jorddjup och friktionsmaterial i detta projekt tillhandahöll Gustaf Peterson Becher<sup>4</sup> de parametervärden SGU använt till sin jorddjupsmodell:

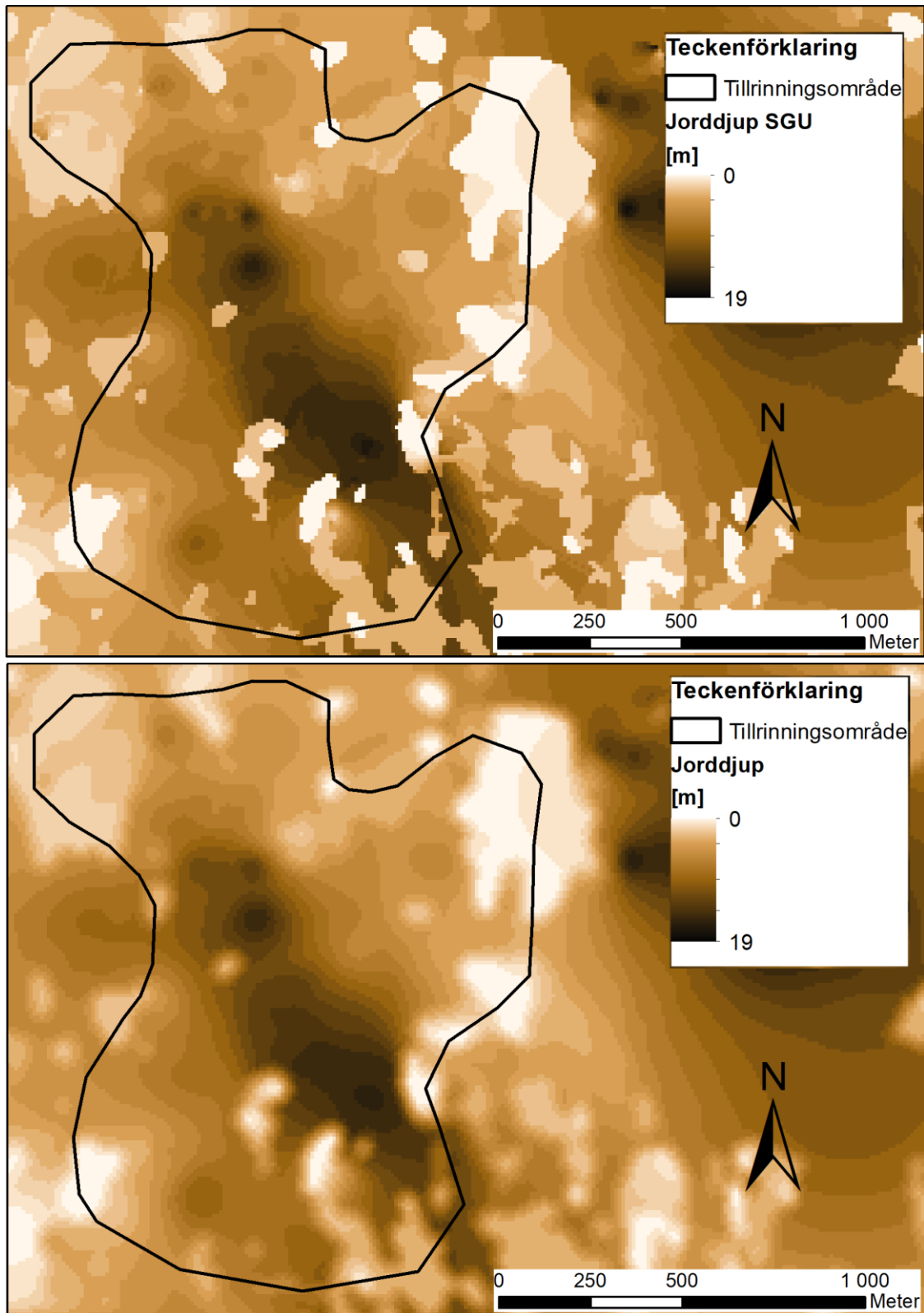
- `cell_size = 50`.
- `power = 2`.
- `search_radius = VARIABLE 12`.

Det sistnämnda värdet innebar att det endast var de 12 mest närliggande punkterna som ingick i beräkningen av varje rastercell. Den avslutande interpoleringen med den reducerade cellstorleken använde värdet `cell_size = 10`.

Figur A1 visar en jämförelse mellan resultatet från jorddjupsinterpoleringen innan och efter utslätningen av kanterna. Figur A2 och A3 visar bilder från sonderings- och rördrivningsarbetet som utfördes i början av projektet.

---

<sup>4</sup> Gustaf Peterson Becher, statsgeolog på SGU, mejl 14 februari 2022.



**Figur A18:** Den interpolerade jorddjupskartan innan utslätning (överst) jämfört med efter utslätning (underst).



**Figur A2:** Den maskin som använts för sondering och rördrivning under projektet. På bilden pågår slagsondering



**Figur A3:** Till vänster: renblåsning av observationsrör under neddrivning. Till höger: exempel på uppblåst material för bedömning.