



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 21039

Examensarbete 30 hp
Juni 2021

Modellering av grundvattendynamiken och transport av löst organisk kol i Uppsalaåsen

Anna Jarmander

REFERAT

Modellering av grundvattendynamiken och transport av löst organisk kol i Uppsalaåsen

Anna Jarmander

I Uppsala är Uppsalaåsen central för vattenförsörjningen då den förser staden med rent dricksvatten året om. De senaste åren har det observerats en oroväckande ökande trend av halten löst organisk kol (DOC) i grundvattnet. Med ett ökande dricksvattenbehov finns det även planer på att öka den konstgjorda grundvattenbildningen vilket riskerat att öka halterna ännu mer. Examensarbetets syfte var att återskapa grundvattendynamiken med en modell och öka förståelsen för transport av organisk kol i Uppsalaåsen och därefter prediktera möjliga konsekvenser av ökad infiltration. Projektet ämnade dessutom att undersöka om det i framtiden finns en risk att gränsvärdet för organiskt kol i Uppsalas dricksvatten överskrids. I projektet användes modellkoden MODFLOW tillsammans med GMS för att skapa en förenklad, tredimensionell grundvattenmodell. Modelldomänen var en avgränsad del av Uppsalaåsen från Tunåsens infiltrationsanläggning till Galgbackens uttagsområde.

Inledningsvis upprättades en konceptuell modell i GMS som sedan konverterades till en numerisk steady-state modell. Modellen kalibrerades efter uppmätta grundvattennivåer och efter tidigare känd transporttid för sträckan Tunåsen – Galbacken. Därefter utfördes simuleringar för fyra scenarion, 0, A, B och C, med varierande infiltration och uttag. För varje scenario utfördes sedan simuleringar med tre olika koncentrationer av halten löst organiskt material i infiltrationsvattnet; 7, 15 och 30 mg/L. I modellen togs det ej hänsyn till någon nedbrytning av DOC, tillskillnad från den nedbrytning på 50 % som har observerats i åsen.

Resultatet visade att det är möjligt att återskapa den grundvattendynamik som observerats inom modelldomänen med en förenklad modell. För de olika scenariona visade resultaten att transporttiden minskar med ökad infiltration och ett ökat uttag. I förhållande till scenario 0 visade resultaten på en procentuell minskning av transporttiden på 24, 28 och 60 % för respektive scenario A, B och C. Den kortaste transporttiden erhöles således i scenario C på 183 dagar, jämfört med 293 dagar i scenario 0. Resultaten som erhöles visade även att transporttiden är den dominerande faktorn som påverkar det organiska materialets transportsträcka. Slutligen visade resultatet att det finns en risk att halten av organiskt material överstiger Livsmedelverkets gränsvärde för dricksvatten om koncentrationen av DOC i infiltrationsvattnet är hög i kombination med en kort transporttid.

Nyckelord: Uppsalaåsen, grundvattenmodellering, grundvatten, MODFLOW, GMS, organiskt material, hydrogeolog

ABSTRACT

Modelling of groundwater dynamics and transport of dissolved organic carbon in Uppsala esker

Anna Jarmander

Uppsala esker is the main source of drinking water in Uppsala city and it provides the city with clean water all year around. The demand of drinking water is growing, and the municipality plans on increasing the artificial infiltration in order to meet future demands. During the last years, the concentration of organic carbon in Uppsala's drinking water has increased which has raised concerns regarding the future drinking water quality. A decrease in the residence time as a result of increased infiltration may partly cause these increasing concentration levels. The aim of this master's thesis was therefore to recreate the groundwater dynamics in the Uppsala esker with a model and hence, an improved understanding of the transport of organic carbon in order to predict the consequences of an increased artificial infiltration. The thesis also aimed to investigate the potential risk of the concentration of organic carbon in the drinking water to exceed the reference value from the Swedish food agency. The computer code used in this project was MODFLOW together with GMS which together helped creating a simplified, three-dimensional groundwater model of a delimited part of the Uppsala esker that covers Tunåsen infiltration facility down to the well area in Galgbacken.

A conceptual model was constructed in GMS for the model domain and was then converted into a numerical MODFLOW steady-state model. The model was then calibrated after both measured groundwater levels with a 40 cm deviation and after the already known residence time for the distance Tunåsen – Galgbacken. Four scenarios with varying infiltration and outtake were then simulated. Each scenario was then simulated with three different incoming concentrations of organic carbon in the infiltration: 7, 15 and 50 mg/L.

Results show that the groundwater dynamics can be reconstructed with a simplified model however, it is likely that the simplifications resulted in a less precise model. The transport simulations indicated that the residence time decreases with increased artificial infiltration and outtake. Transport simulations furthermore showed that residence time is the most crucial factor effecting the transport distance of the organic carbon. Lastly, the result indicated that there is a risk that the reference value for organic carbon will be exceeded for incoming concentrations of 15 and 30 mg/L respectively, mainly in scenario C where the maximum infiltration and outtake capacities were simulated. In addition, it was concluded that there may be a risk that the reference value will even be exceeded in the other scenarios with an increased simulation time.

Keywords: Uppsala esker, groundwater model, groundwater, MODFLOW, GMS, organic matter, hydrogeology

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar mina studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Projektet genomfördes våren 2021 på Sveriges lantbruksuniversitet i samarbete med Uppsala Vatten.Handledare var Stephan Köhler, professor vid institutionen för vatten och miljö; sektionen för geokemi och hydrologi på SLU och ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja, professor vid institutionen för mark och miljö; markkemi på SLU.

Jag vill rikta ett stort tack till Farzad Basirat, professor vid institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära; hydrologi, som har hjälpt mig med modelleringen. Jag vill även tacka Philip McCleaf på Uppsala Vatten och Per-Olof Johansson, grundvattenkonsult på Artesia för tillgången till data och för värdefull information om Uppsalaåsen.

Slutligen vill jag tacka alla mina klasskamrater och framförallt Stina, Maya och Gabriella som har förgyllt mina fem år i Uppsala, ni är vänner för livet. Tack till min familj som alltid har stöttat och trott på mig och tack till Emil för att du har funnits där för mig i både med- och motvind.

Anna Jarmander
Uppsala, juni 2021

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Modellering av grundvattendynamiken och transport av löst organisk kol i Uppsalaåsen

Anna Jarmander

I Sverige har tillgången till rent dricksvatten historiskt sett varit god men på grund av rådande klimatförändringar och en ökad belastning på grundvattenmagasinen hotas Sveriges framtida dricksvattenförsörjning. En stor framtida utmaning är hur det ökade behovet av dricksvatten ska uppfyllas samtidigt som dricksvattnet håller en fortsatt god kvalitet.

Av det dricksvatten som produceras i Sverige består cirka hälften av grundvatten, antingen naturligt eller konstgjort. Den vanligaste metoden för att skapa konstgjort grundvatten i Norden är genom bassänginfiltration, vilket innebär att ytvatten från sjöar eller vattendrag pumpas upp för att sedan låtas infiltrera marken i en särskild dimensionerad bassäng. Det infiltrerade vattnet transporteras sedan genom den mättade grundvattenzonen där det sker en naturlig rening tills det når en uttagsbrunn där det pumpas upp och leds vidare till ett vattenverk för efterbehandling. Ytvattnet som infiltreras innehåller ofta höga halter organiskt material som renas under tiden vattnet transporteras men ju längre tid som vattnet är i transport, desto renare blir det. I framtiden förväntas mängden vatten som infiltreras i infiltrationsbassängerna att öka för att man ska kunna möta det växande dricksvattenbehovet, vilket resulterar i en kortare transporttid mellan infiltration och uttag. Om transporttiden är för kort, finns det en risk att det infiltrerade grundvatten inte renas tillräckligt och därmed blir otjänligt.

I Uppsala finns just sådana planer på att öka infiltrationen i Uppsalaåsen, som förser Uppsalaborna med dricksvatten. Examensarbetets syfte var därför att återskapa Uppsalaåsens grundvattendynamik med den modell och öka förståelsen för transport av organiskt kol och därefter prediktera möjliga konsekvenser av ökad infiltration. Projektet ämnade dessutom att undersöka om det i framtiden finns en risk att gränsvärdet för organisk kol i Uppsalas dricksvatten överskrids. För att skapa en grundvattenmodell användes programmet MODFLOW som är ett av de mest förekommande programmen världen runt för att skapa grundvattenmodeller. Modellen som byggts i detta projekt täcker en del av Uppsalaåsen och innefattar en infiltrationsanläggning som ligger i Tunåsen och ett uttagsområde som ligger i Galgbacken. Den slutliga modellen lyckades på ett tillfredsställande sätt återskapa de grundvattenflöden som har observerats i åsen trots att modellen i detta examensarbete innefattade en större mängd förenklingar.

För att undersöka hur transporttiderna påverkas av ökad infiltration i Tunåsen i kombination med ett ökat uttag i Galgbacken skapades totalt fyra olika scenarion, alla varierande infiltration och uttag. Resultaten visade att transporttiden kommer att minska, alltså att vattnet kommer transporteras snabbare, desto mer vatten som infiltreras och som

pumpas ut. Om både Tunåsen och Galgbacken når sina maxkapaciteter kommer transporttiden att vara cirka 183 dagar, jämfört med 240 dagar som det är i dagsläget. För att undersöka om det finns en risk att halten av organiskt material i dricksvattnet blir för stor utökades grundvattenmodellen med ett tilläggs paket, kallat MT3DMS, som innebär att användaren kan se hur olika ämnen transporteras med grundvattnet. Tre olika koncentrationer av organiskt material lades in i infiltrationsvattnet för de fyra tidigare scenariona, vilka var: 7, 15 och 30 mg/L. Sammanlagd erhöles då 12 resultat som visade hur mycket organiskt material som kommer finnas i det dricksvatten som tas ut i Galgbacken för de olika scenariona. Resultaten av detta visade att det finns en risk att dricksvattnet kommer ha för höga halter organiskt material i det fall då Tunåsen och Galgbacken når sina maxkapaciteter och när infiltrationsvattnet har koncentrationerna 15 och 30 mg/L organiskt material. På grund av att det gjordes en del förenklingar i projektet drogs slutsatsen att grundvattenmodellen bör utvecklas och kompletteras med ytterligare information, men att det trots detta finns en risk att dricksvattnet i framtiden blir otjänligt.

ORDLISTA

COD	Chemical oxygen demand
DOC	Löst organisk kol
GMS	<i>Groundwater Modeling System</i> , grafiskt användargränssnitt som används för numeriska grundvattenmodeller
MODFLOW	Numerisk grundvattenmodell
MT3DMS	Tredimensionell transportmodell för simulering av ämnestransport i grundvatten
Mättad zon	Den del av marken där det finns grundvatten
NOM	Naturligt organiskt material
Omättad zon	Den del av marken som ligger ovanför den mättade zonen och där det finns en blandning av både vatten och luft, eller bara luft
POC	Partikulärt organisk kol
Transporttid	Tiden det tar för vatten att strömma från en plats till en annan
TOC	Totalt organisk kol

Innehållsförteckning

REFERAT	i
ABSTRACT	ii
FÖRORD	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	iv
ORDLISTA	vi
1. INLEDNING	1
1.1. SYFTE OCH MÅL	1
1.2. FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3. AVGRÄNSNINGAR	2
2. TEORETISK BAKGRUND	2
2.1. OMRÅDESBESKRIVNING	2
2.1.1. Uppsalaåsen	2
2.1.2. Tunåsens infiltrationsanläggning	4
2.1.3. Galgbackens uttagsområde	5
2.1.4. Geologisk beskrivning	5
2.1.5. Hydraulisk konduktivitet	8
2.1.6. Nederbörd och lufttemperatur	9
2.2. GRUNDVATTENBILDNING	10
2.2.1. Naturlig	10
2.2.2. Konstjord grundvattenbildning: Bassänginfiltration	11
2.3. NATURLIGT ORGANISKT MATERIAL	12
2.4. GRUNDVATTENMODELLERING	13
2.4.1. Grundvattenströmning	14
2.4.2. Groundwater Modeling System (GMS) och MODFLOW	15
2.4.3. Ämnestransport med MT3DMS	15
2.4.4. Diskretisering	16
2.4.5. Randvillkor	16
2.4.6. Begränsningar	17
3. METOD	17
3.1. DATA	17
3.1.1. Information från Funktionsanalys Uppsalaåsen	18
3.1.2. Förberedelse av data	19
3.2. KONCEPTUELL MODELL	19
3.2.1. Områdesavgränsning	19
3.2.2. Randvillkor	20
3.2.3. Jordlagermodell	22
3.2.4. Tunåsens infiltrationsanläggning	24
3.2.5. Galgbackens uttagsområde	24

3.2.6. Grundvattenbildning.....	25
3.3. <i>NUMERISK MODELL</i>	25
3.3.1. Randvillkor och diskretisering.....	25
3.3.2. Hydraulisk konduktivitet och porositet	27
3.4. <i>KALIBRERING</i>	27
3.5. <i>SCENARION</i>	29
3.6. <i>TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL</i>	30
4. RESULTAT	30
4.1. <i>KALIBRERING</i>	30
4.2. <i>SCENARION</i>	31
4.3. <i>TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL</i>	32
5. DISKUSSION	35
5.1. <i>MODELLUPPBYGGNAD</i>	35
5.1.1. Områdets geologi.....	35
5.1.2. Grundvattenbildning.....	36
5.1.3. Kalibrering.....	36
5.1.4. Grundvattenflöden.....	37
5.1.5. Brister i modellen	37
5.2. <i>TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL</i>	38
5.3. <i>FRAMTIDA UTVECKLINGSOMRÅDEN</i>	39
6. SLUTSATSER	39
REFERENSER	40
BILAGOR	43
<i>BILAGA A – BERÄKNING AV GRUNDVATTENBILDNING</i>	43
<i>BILAGA B – RESULTAT AV FÖRORENINGSTRANSPORT</i>	44

1. INLEDNING

I Sverige har tillgången till dricksvatten av god kvalitet nästintill varit obegränsad och mycket är tack vare den stora mängden naturligt grundvatten som finns lagrat i landets grundvattenmagasin (SGU, 2020). Idag består hälften av Sveriges dricksvatten av grundvatten och när den naturliga grundvattenbildningen inte är tillräcklig kompletteras den med konstgjord grundvattenbildning (SGU, 2020). Till följd av de rådande klimatförändringarna i kombination med ett ökat behov av dricksvatten utsätts grundvattenmagasinen för påfrestningar (Svenskt Vatten, 2021). En av utmaningarna som Sverige står inför är hur det i framtiden kan säkerställas att dricksvattnet är av god kvalitet och samtidigt möta det ökande efterfrågan och således uppfylla miljö kvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*.

Uppsalaåsen förser Uppsalas befolkning med rent dricksvatten året om, motsvarande 17 miljoner kubikmeter dricksvatten per år (Uppsala Vatten, u.å.). För att kompensera för det vatten som tas ut från åsen och således hålla en konstant vattennivå, fylls åsen kontinuerligt på med ytvatten från Fyrisån och vid behov från sjön Tämnaren (Uppsala Vatten, u.å.). I samband med att ytvatten från Fyrisån och Tämnaren pumpas in i åsen tillkommer även löst organiskt kol (DOC). Det är idag känt att humushalten minskar längs åsen på grund av vattnets uppehållstid men till följd av att Uppsala växer och mer vatten infiltreras i åsen har det på senare år observerats en trend av ökade halter DOC i grundvattnet (Johansson et al., 2017). Om denna trend fortsätter att öka är det sannolikt att halterna av organiskt material i det uttagna vattnet överstiger Livsmedelsverkets gränsvärde för tjänligt med anmärkning. I framtiden finns planer på att infiltrera ännu mer vatten i Uppsalaåsen (Johansson et al., 2017), vilket skulle minska uppehållstiden och därmed riskera en ökad humushalt. Med detta i åtanke finns det ett intresse av att kunna förstå infiltrationen i åsen och att kunna prediktera hur humushalterna i dricksvattnet kan komma att påverkas vid en ökad infiltration.

Detta examensarbete bygger på projektet *Funktionsanalys Uppsalaåsen* (Johansson et al., 2017) som bestod av en omfattande studie där Uppsalaåsen beskrevs utförligt. I projektet genomfördes en rad fältundersökningar och vattenanalyser (Johansson et al., 2017). Vattenanalyserna innefattade både kemiska och fysikaliska parametrar, däribland isotopanalyser för att bland annat undersöka transporttiden i Uppsalaåsen (Johansson et al., 2017).

1.1. SYFTE OCH MÅL

Examensarbetets syfte är att återskapa grundvattendynamiken med en modell och öka förståelsen för transport av organisk kol i Uppsalaåsen och därefter prediktera konsekvenserna av ökad infiltration. Utöver att beskriva dynamiken i Uppsalaåsen ämnar examensarbetet att undersöka om det i framtiden finns en risk att gränsvärdet för organisk kol i Uppsalas dricksvatten överskrids.

Målet med examensarbetet är att skapa ett pålitligt verktyg som kan användas i framtida prediktioner.

1.2. FRÅGESTÄLLNINGAR

- Kan en förenklad grundvattenmodell återspegla grundvattendynamiken i Uppsalaåsen?
- Finns det en framtida risk för förhöjda halter av organisk kol i dricksvattnet som en konsekvens av kortare uppehållstid?

1.3. AVGRÄNSNINGAR

På grund av projektets tidsram är det modellerade området begränsat till en kortare sträcka av Uppsalaåsen. Att skapa en modell över hela åsen är med tidskrävande och anses inte rimligt att göra i detta examensarbete. Den framtagna grundvattenmodellen kommer inte heller ta hänsyn till att det sker något flöde i den omättade zonen.

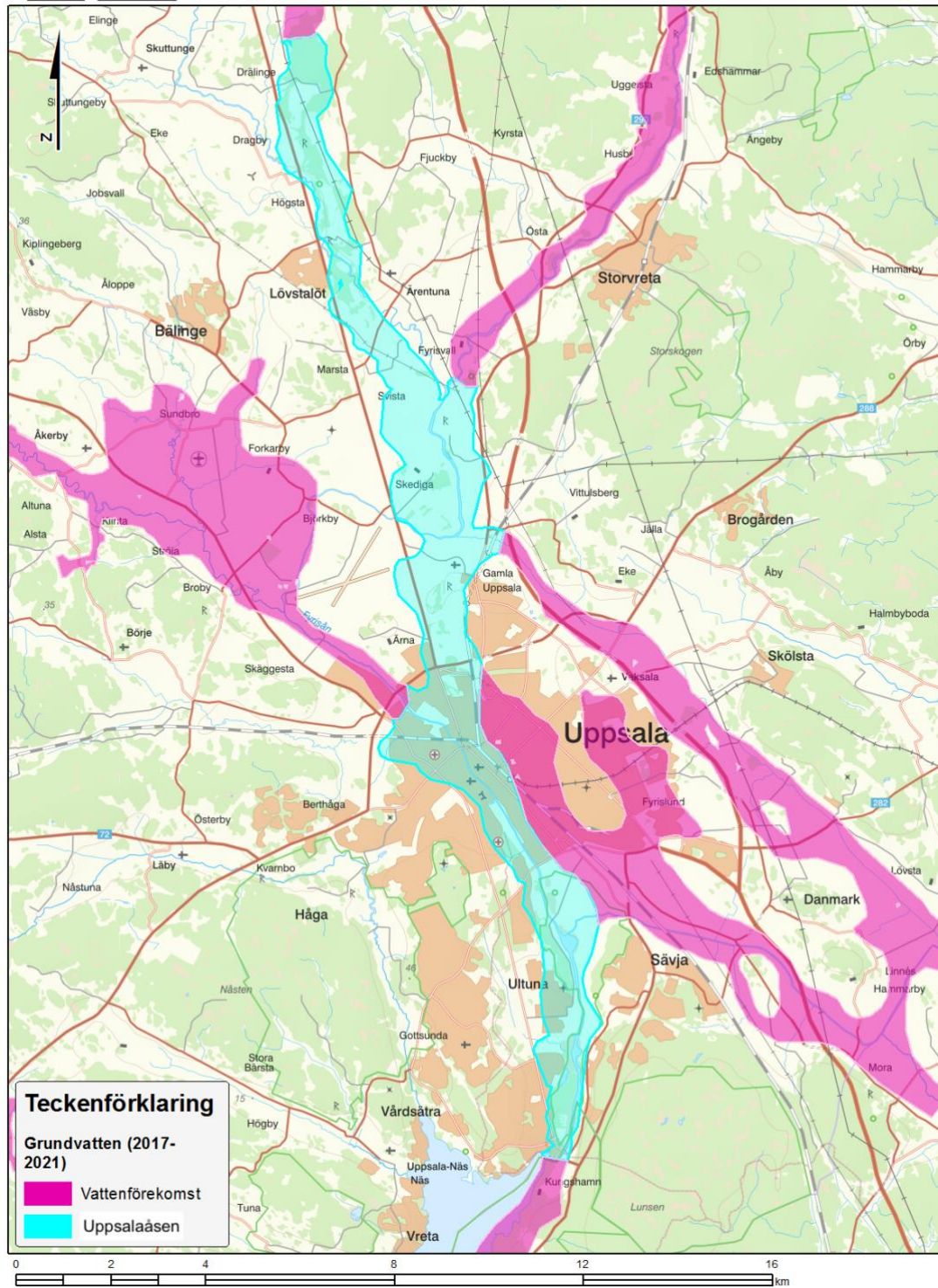
2. TEORETISK BAKGRUND

2.1. OMRÅDESBESKRIVNING

I detta avsnitt presenteras en områdesbeskrivning med avseende på historisk information, nuvarande verksamhet, geologi, samt nederbörd och temperatur.

2.1.1. Uppsalaåsen

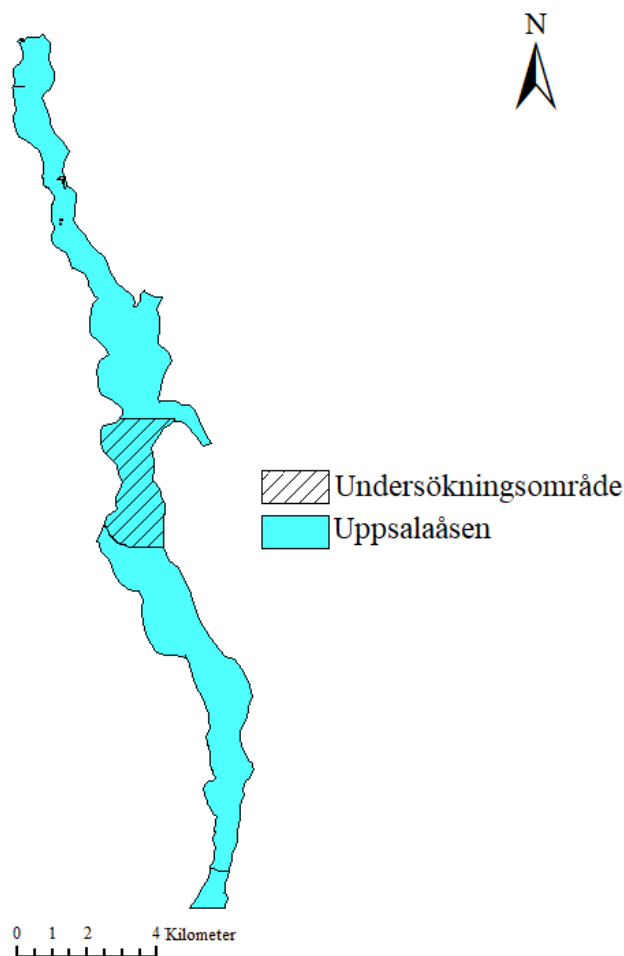
Uppsalas berggrund kännetecknas av två sprickzoner, en i nord-sydlig riktning och en i nordvästlig-sydostlig riktning med tillhörande förkastningar (Nystrand, 1986). På den västra sidan längs den nord-sydliga förkastningen finns Uppsalaåsen bestående av isälvsmaterial, däribland sten, grus och sand med varierande mäktighet och som på vissa ställen överlagras av lera (Golder Geosystem AB, 1990). Isälvs materialet avsattes under vattenytan av en isälv i samband med att inlandsisen försvann (SGU, 2018). Eftersom isälvs materialet avsattes under vattenytan är Uppsalaåsen en subakvatisk rullstensås (Blomqvist & Tistad, 1988). På vissa områden i Uppsala är åsen synlig som åsmaterial i dagen och på andra områden överlagras den av upp mot 50 meter finsediment (Johansson et al., 2017). Den naturliga grundvattentillgången i Uppsalaåsens grundvattenmagasin beräknades av Nystrand (1986) till 300 – 400 L/s och strömningsriktningen är sydlig (Nystrand, 1986). Uppsalaåsens grundvattenmagasin presenteras i Figur 1 nedan.



Figur 1. Utbredningen av Uppsalaåsens grundvattenmagasin ses blått och övrig vattenförekomst ses i rosa. Kartan är genererad från VISS (VISS, 2020).

I Uppsala infiltreras vatten från Fyrisån, och vid behov, från sjön Tämnaren som är belägen nordväst om Uppsala Stad (Johansson et al., 2017). Sammanlagt finns fyra infiltrationsanläggningar på Uppsalaåsen och dessa är belägna vid Vallskog, Tunåsen, Husby och Lövstalöt (Johansson et al., 2017). Samtliga infiltrationsanläggningar är infiltrationsbassänger, se 2.2.2. Konstgjord grundvattenbildning: Bassänginfiltration

I detta examensarbete har undersökningsområdet begränsats till en delsträcka av Uppsalaåsens grundvattenmagasin som sträcker sig norr om Tunåsen till söder om Galgbacken, Figur 2.



Figur 2. Det utvalda undersökningsområdet i förhållande till Uppsalaåsens utbredning (SGU, 2021b).

2.1.2. Tunåsens infiltrationsanläggning

År 1956 påbörjades infiltrationsförsök med vatten från Fyrisån vid Tunåsen i syfte att undersöka platsens lämplighet som infiltrationsanläggning (Winqvist, 1977). Infiltrationsförsöken var lyckade och tio infiltrationsbassänger anlades som sedan togs i bruk år 1966 (Winqvist, 1977). Idag finns tio aktiva bassänger i Tunåsen och tillsammans med Vallskogs infiltrationsanläggning, står de idag för cirka 90 % av den infiltrerade mängden vatten i Uppsalaåsen (Johansson et al., 2017). Den totala infiltrationsytan i

Tunåsen är 9050 m², varav 5 000 – 7 000 m² vanligtvis är i drift vilket motsvarar en medelbelastning på 4,5 m³/m² dygn (Johansson et al., 2017). Maxkapaciteten i Tunåsen är 32 000 m³/dygn (370 L/s) och mellan åren 2008 – 2015 var medelinfiltrationen i Tunåsen 153 L/s (Johansson et al., 2017). Intaget av vatten från Fyrisån till Tunåsens infiltrationsanläggning sker vid Storvad där vattnet förbehandlas genom snabbsandfiltrering (Johansson et al., 2017).

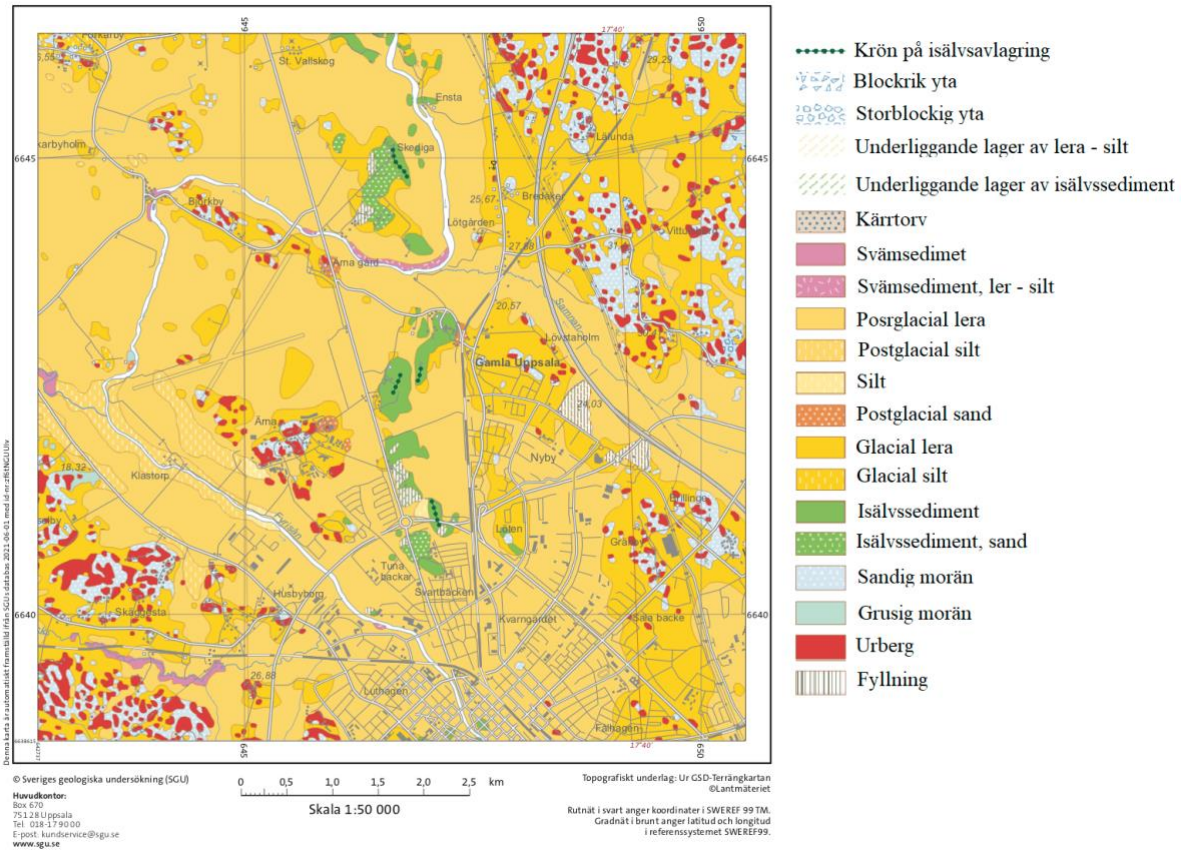
2.1.3. Galgbackens uttagsområde

Cirka två kilometer söder om Tunåsen i Svartbäcken ligger Galgbackens uttagsområde, vars första brunnar togs i bruk 1930 (Winqvist, 1977). Idag finns sex brunnar i drift på Galgbackens uttagsområde och det uttagna vattnet leds vidare till Gränby vattenverk för efterbehandling (Johansson et al., 2017). Den maximala pumpkapaciteten i Galgbackens uttagsområde är 21 000 m³/d (= 243 L/s) (Johansson et al., 2017).

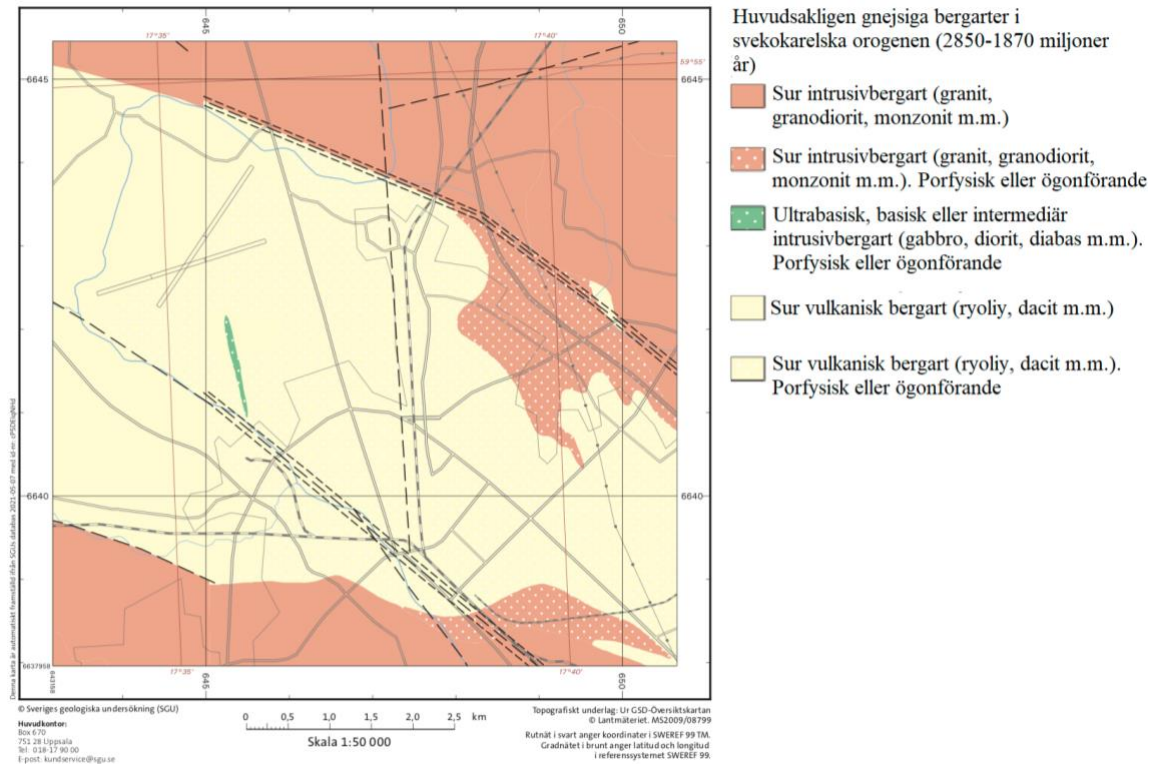
Enligt beslut från Stockholm tingsrätt 2004-07-21, mål nr M 30079-04 får uttagen i Galgbacken maximalt vara 400 L/s (Johansson et al., 2017). Däremot får den sammanlagda mängden vatten som tas ut i Galgbacken och Stadsträdgården/Kronåsen inte överstiga 500 L/s, enligt samma beslut (Johansson et al., 2017). Medeluttagen i Galgbacken mellan åren 2008 – 2015 var 93,7 L/s 2015 (Johansson et al., 2017).

2.1.4. Geologisk beskrivning

I Figur 3 visas förekomsten av jordarter nära, eller i markytan för området i och omkring undersökningsområdet. Kartan är en jordartskarta i skala 1:50 000 som är framställd med SGUs kartgenerator (SGU, 2021a). De jordarter som dominerar i området är glacial- och postglacial lera och vid både Tunåsens infiltrationsanläggning och Galgbackens uttagsområde förekommer isälvssediment som går i dagen, se Figur 3. Berggrunden i området domineras av gnejsiga bergarter, se Figur 4.



Figur 3. Jordartskarta över den del av Uppsalaåsen som är en del av undersökningsområdet. Kartan är framställd med SGUs kartgenerator (SGU, 2021a).



Figur 4. Bergartskarta över den del av Uppsalaåsen som är en del av undersökningsområdet. Kartan är framställd med SGUs kartgenerator (SGU, 2021a).

Den generella jordlagerföljden i Uppsalaåsen presenteras av Jirner et al. (2016) och bygger på platsspecifik geologisk information och kunskap, se Figur 5. I samband med projektet *Funktionsanalys Uppsalaåsen* (Johansson et al., 2017) genomfördes borrhningar i vilka det observerades ytliga sprickor i berggrunden. Det är idag inte kartlagt hur dessa sprickor i berggrunden påverkar grundvattenflödet men dess förekomst innebär att det är möjligt att genomsläppligheten är större i dessa sprickzoner (Johansson et al., 2017). Den dominerande grundvattenströmningen bedöms ske i jordlagret med isälvsmaterial (Johansson et al., 2017).



Figur 5. Den generella jordlagerföljden i Uppsalaåsen. Bilden bygger på information från (Jirner et al., 2016).

2.1.5. Hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten i åsens jordlager beror på jordarternas kornstorleksfördelning (Grip & Rodhe, 2016). I projektet *Funktionsanalys Uppsalaåsen* (Johansson et al., 2017) utfördes sonicborringar i Tunåsen. Dessa visade att isälvs materialet är grovkornigt och består till stor del av grus och grovsand. Initialvärden på den hydrauliska konduktiviteten, K , för samtliga jordlager som används av Jirner et al. (2016) presenteras i Tabell 1. De tre översta lagren kommer fortsättningsvis inte vara relevant för projektet eftersom dessa inte inkluderas i den grundvattenmodell som tas fram. Således presenteras i Tabell 2 intervall för den hydrauliska konduktiviteten som hittats i litteraturen för lera, silt, isälvs material, morän och berg.

Tabell 1. Initialvärden på den hydrauliska konduktiviteten för grundvattenmodellen av Jirner et al. (2016) för Uppsalaåsens generella jordlagerföljd enligt Figur 5.

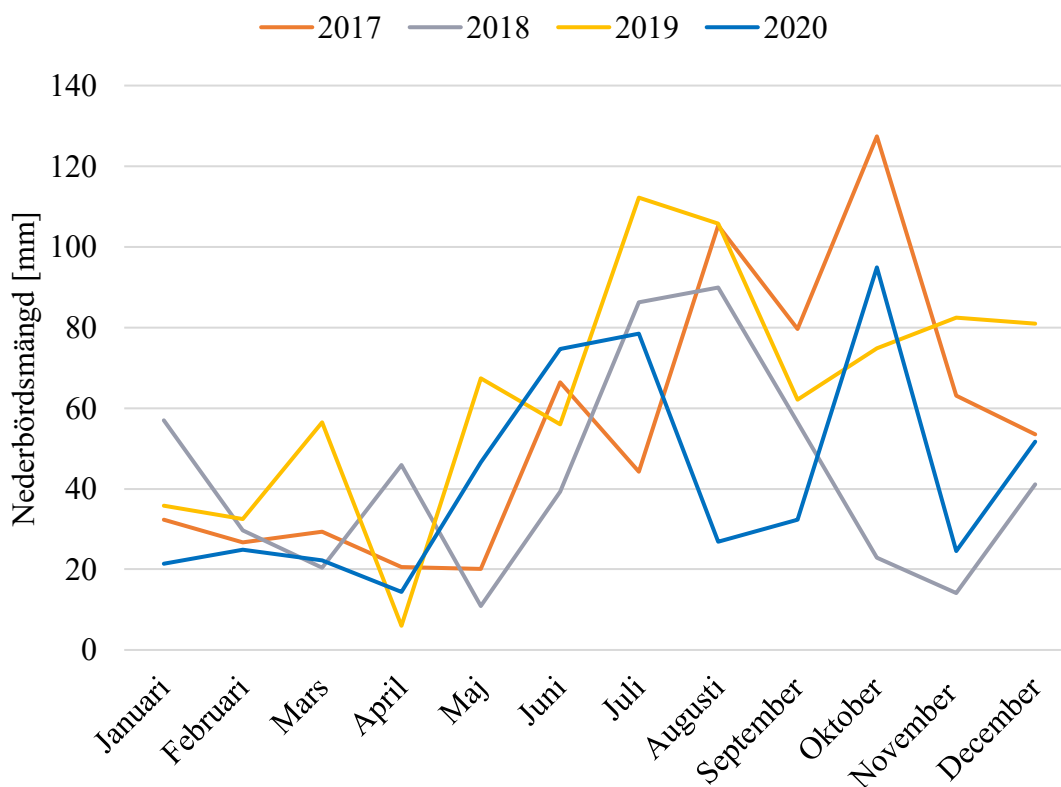
Jordlager	K [m/s]
Ospecificerat fyllnadsmaterial	$1 \cdot 10^{-6}$
Organiskt material	$3 \cdot 10^{-7}$
Svallmaterial	$1 \cdot 10^{-4}$
Lera/silt	$3 \cdot 10^{-7}$
Isälvs material	$6 \cdot 10^{-3}$
Morän	$1 \cdot 10^{-6}$
Berg	$1 \cdot 10^{-7}$

Tabell 2. Värden på den hydrauliska konduktiviteten enligt litteraturen, ange i intervall. För Isälvs material anges ett intervall för den vertikala (v) hydrauliska konduktiviteten och ett för den horisontella (h) hydrauliska konduktiviteten för en subakvatisk rullstensås.

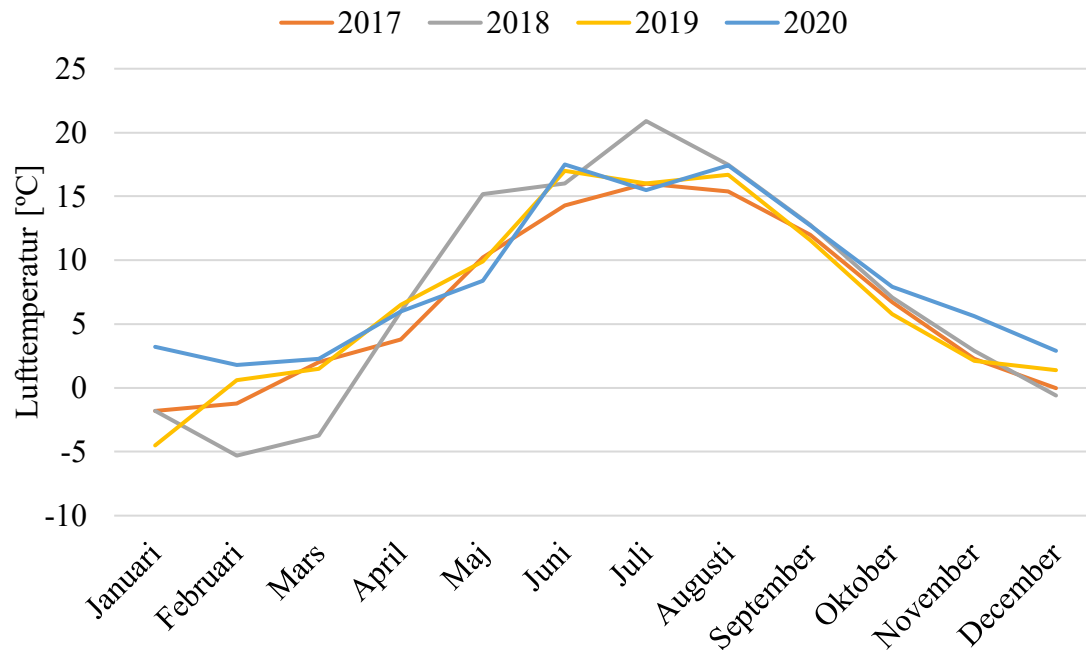
Jordlager	Intervall, K [m/s]	Källa
Lera	$1 \cdot 10^{-12} - 1 \cdot 10^{-9}$	(Ledskog & Lundgren, 1989)
	$1 \cdot 10^{-11} - 4,7 \cdot 10^{-9}$	(Domenico & Schwartz, 1998)
Silt	$1 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-7}$	(Ledskog & Lundgren, 1989)
	$1 \cdot 10^{-9} - 2 \cdot 10^{-5}$	(Domenico & Schwartz, 1998)
Isälvs material	(v): $1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-2}$ (h): $1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-1}$	(Blomqvist & Tistad, 1998)
Morän	$1 \cdot 10^{-10} - 1 \cdot 10^{-5}$	(Ledskog & Lundgren, 1989)
Berg	$1 \cdot 10^{-10} - 1 \cdot 10^{-5}$	(Knutsson et al., 1995)

2.1.6. Nederbörd och lufttemperatur

För att ge en översiktlig bild av hur lufttemperaturen och nederbörden har sett ut de senaste åren i området presenteras i Figur 6 den månadsvisa medelnederbörden för åren 2017 till 2020 och i Figur 7 presenteras den månadsvisa medellufttemperaturen under samma tidsperiod. För alla år är medelnederbörden lägst under vinter/vår och störst på sommaren/hösten. Medellufttemperaturen mellan åren varierar mindre än medelnederbörden och för samtliga år var temperaturen som högst under juni, juli och augusti. 2018 var ett extremår både med avseende på temperatur och nederbörd då temperaturen var utstickande hög på under våren/sommaren i kombination med lite nederbörd. Samtlig data är hämtad från SMHI:s öppna databas (SMHI 2021b) och är uppmätta vid mätstation ”Uppsala Flygplats”, belägen i närheten av Tunåsens infiltrationsanläggning.



Figur 6. Månadsvis medelnederbörd för åren 2017–2020. Data är hämtad från SMHI:s öppna databas (SMHI 2021b).



Figur 7. Månadsvis medellufttemperatur för åren 2017–2020. Data är hämtad från SMHI:s öppna databas (SMHI 2021b).

2.2. GRUNDVATTENBILDNING

2.2.1. Naturlig

Naturlig grundvattenbildning inträffar när ytvatten eller nederbörd perkolerar genom markvattenzonen ner till den mättade grundvattenzonen (Grip & Rodhe, 2016). När vattnet transporterar genom den omättade zonen renas det från organiskt material, bakterier och virus genom kemiska och biologiska processer (Hanson, 2000). För att göra en uppskattning av grundvattenbildningen inom ett område görs en vattenbalans för det studerade området (Grip & Rodhe, 2016). Vattenbalans ekvationen tar hänsyn till ett områdes in- och utflöden och brukar beskrivas enligt ekvationen nedan.

$$P = E + R + \Delta S \quad (1)$$

P	nederbörd [mm/år]
E	evapotranspiration [mm/år]
R	avrinning [mm/år]
ΔS	förändring i grundvattenmagasin [mm/år]

Förändringen i grundvattenmagasinet varierar med tiden och kan både vara positiv och negativ (Grip & Rodhe, 2016). När $\Delta S > 0$ fylls grundmagasinet på och när $\Delta S < 0$ sker en tömning (Grip & Rodhe, 2016).

Hur mycket vatten som lagras i Sveriges grundvattenmagasin varierar med årstiderna och beror till stor del på den stora mängden vatten som finns lagrat i snömagasin under vinterhalvåret (Grip & Rodhe, 2016). När nederbörden finns lagrad i snömagasin ovanpå markytan är mängden vatten i grundvattenmagasinen liten, framförallt i områden med långa och stabila vintrar (Grip & Rodhe, 2016). Under våren, i samband med snösmältningen, fylls grundvattenmagasinen därefter på och når snabbt en stor volym (Grip & Rodhe, 2016). I områden med milda vintrar är variationen i grundvattenmagasinet mindre till följd av att mindre nederbörd faller som snö och orsakar snöackumulation (Grip & Rodhe, 2016). Enligt Johansson et al. (2017) är grundvattenbildningen störst i de områden i uppsalaåsen där isälvmaterialet går i dagen, motsvarande ett värde på 318 mm/år.

Evapotranspirationen, även kallad den verkliga evapotranspirationen, är ett sammanslaget mått på avdunstningen från markvegetation, sjöar samt från växternas transpiration (Knutsson et al., 1995). Evapotranspirationen bör inte förväxlas med den potentiella evapotranspirationen, vilket avser den maximala avdunstningen då det råder god vattentillgång (Knutsson et al., 1995). Vidare när begreppet evapotranspiration används, syftas det således på den verkliga evapotranspirationen.

Undersökningar visar att den dominerande faktorn för storleken på evapotranspirationen, E , i ett område är årsmedeltemperaturen (Knutsson et al., 1995). *Tamms formel*, se ekvation (2), beskriver hur evapotranspirationen kan beräknas om årsmedeltemperaturen, T , är känd (Knutsson et al., 1995). Knutsson et al. (1995) belyser att evapotranspirationen som beräknas med Tamms formel blir underskattad eftersom formeln grundar sig i okorrigerade nederbördssiffror. Enlig SMHI (2021a) är evapotranspirationen 400 – 500 mm/år i Uppsalaområdet.

$$E = 221,5 + 29T \quad (2)$$

2.2.2. Konstgjord grundvattenbildning: Bassänginfiltration

När den naturliga grundvattenbildningen inte är tillräcklig är det vanligt att den förstärks genom en artificiell process (Hanson, 2000). De vanligaste metoderna för konstgjord grundvattenbildning i Norden är bassänginfiltration, inducerad infiltration, djupinfiltration och sprinklerinfiltration (Hanson, 2000). Vidare kommer endast bassänginfiltration att beskrivas eftersom det är den metod som förekommer i projektets undersökningsområde, Tunåsen.

Mängden vatten som kan infiltreras i en infiltrationsbassäng varierar oftast mellan 1 000 – 3 000 mm/dag, vilket kan jämföras med infiltrationsmängden vid naturlig grundvattenbildning från nederbörd som i medeltal är 1 mm/dag (Hanson, 2000). Grundprincipen bakom infiltrationsbassänger är att ytvatten från närliggande sjö och/eller vattendrag pumpas, via en intagsledning, till infiltrationsbassängen som ligger belägen på en höjd av rullstensåsen (Hanson, 2000). Vattnet transporteras därefter genom den

omättade zonen i rullstensåsen, där det renas, innan det transporteras vidare i den mättade grundvattenzonen till uttagsbrunnen (Hanson, 2000). Enligt Livsmedelsverket bör uppehållstiden av det infiltrerade vattnet vara minst 14 dagar för att kunna benämnas som grundvatten (Johansson, 2010). Johansson (2010) menar däremot att transporttiden från infiltrationsbädden till uttagsbrunnen bör vara så lång som möjligt, gärna upp till två månader, eftersom vattenkvaliteten förbättras successivt under denna tidsperiod.

2.3. NATURLIGT ORGANISKT MATERIAL

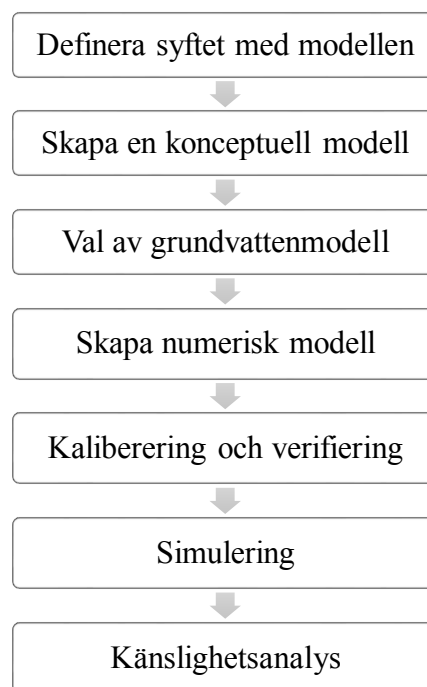
Naturligt organiskt material (NOM) är ett samlingsnamn på det allt det organiska material med naturligt ursprung i ett ekosystem och brukar delas in två olika grupper beroende på härkomst; alloktont - och autoktont NOM (Filella, 2009). Alloktont NOM är de nedbrytningsprodukter av organiskt växtmaterial som har lakats ut från terrestra miljöer efter att det har brutits ner av svampar och bakterier (Köhler & Lavonen, 2015). Autoktont NOM är nedbrytningsprodukterna av alger, bakterier och växter i ytvatten som sjöar och vattendrag (Köhler & Lavonen, 2015). NOM är en grupp bestående av komplexa molekyler med varierande struktur och de olika enskilda beståndsdelarna är ännu inte identifierade (Filella, 2009).

En stor fraktion av NOM i akvatiska miljöer är humusämnen, vilka till största del består av högmolekylära organiska syror (Berggren Kleja et al., 2009). Ett vatten med mycket humusämnen kännetecknas av en gul-brun färg och för dricksvatten bör humushalten vara så låg som möjligt (Köhler & Lavonen, 2015). Höga humushalter i råvattnet kan leda till en ökad mikrobiell tillväxt i ledningsnätet och bidra med en otrevlig smak och lukt (Köhler & Lavonen, 2015). Humus tenderar även att binda komplex med farliga ämnen, vilket kan leda till en ökad transport av dessa ämnen (Köhler & Lavonen, 2015).

I akvatiska system brukar mängden NOM vara synonymt med totalt organisk kol (TOC) (Leenheer & Croué, 2003). TOC kan i sin tur delas upp i partikulärt organisk kol (POC) och löst organisk kol (DOC) (Leenheer & Croué, 2003). DOC motsvarar det organiska kol som har en diameter $< 0,45 \mu\text{m}$ och POC motsvarar det organiska kolet som har en diameter på $> 0,45 \mu\text{m}$ (Leenheer & Croué, 2003). Avskiljningen görs genom filtrering med ett $0,45 \mu\text{m}$ membranfilter, där POC är det som inte passerar filtret (Köhler & Lavonen, 2015). I Fyrisån är halten TOC cirka 15 mg/L och på sträckan Tunåsen – Galgbacken avskiljs cirka 50% av det organiska materialet (Johansson et al., 2017). Det beräknas även tillkomma cirka 2 mg/L organiskt material till åsen i samband med den naturliga grundvattenbildningen (Johansson et al., 2017). Gränsvärdet för tjänligt medanmärkning med avseende på organisk material i utgående dricksvatten mäts som COD_{Mn} , vilket står för permanganatindex (oxiderbarhet) (Köhler & Lavonen, 2015) och är enligt Livsmedelsverket 4,0 mg/L (Livsmedelsverket, 2017). Gränsvärdet mätt som DOC är dock platsspecifikt och beräknades av Johansson et al. (2017) till 6,0 mg/L efter analyser av både COD_{Mn} och DOC i Galgbacken.

2.4. GRUNDVATTENMODELLERING

En viktig del inom hydrogeologi är kunna beskriva och förutspå grundvattenflöden i ett system med hjälp av modeller (Fetter, 2001). En grundvattenmodell kan även användas för att exempelvis undersöka responsen på ökad/minskad infiltration, skatta uppehållstider och undersöka grundvattennivåer. En modell är en förenklad beskrivning av verkligheten (Fetter, 2001), således kommer modellen aldrig helt kunna återskapa verkligheten. Andersson, Woesser och Hunt (2015) beskriver arbetsflödet vid skapandet av en grundvattenmodell enligt Figur 8.



Figur 8. Flödesschema som beskriver arbetsflödet vid skapandet av en grundvattenmodell enligt Anderson et al. (2015).

Det första steget vid utvecklandet av en grundvattenmodell är att definiera modellens syfte. När syftet är definierat är nästa steg att utveckla en konceptuell modell som beskriver det hydrogeologiska system som ska modelleras (Anderson et al. 2015). Den konceptuella modellen baseras på platsspecifik information om undersökningsområdet, samt på fältdata (Anderson et al., 2015). Exempel på information för den konceptuella modellen är: grundvattennivåer, geologisk information, randvillkor, inflöden, utflöden och uppehållstider (Anderson et al., 2015). GIS (geografiskt informationssystem) kan vara ett användbart verktyg vid insamlandet och hanteringen av hydrogeologisk data för den konceptuella modellen (Anderson et al., 2015). Därefter väljs en lämplig grundvattenmodell, vilken ska användas vid skapandet av den numeriska modellen (Fetter, 2001).

Modellen bör därefter kalibreras för att säkerställa att modellen återskapar uppmätt data i det verkliga systemet inom ramen av en rimlig felmarginal (Aquaveo, u.å.) som bestäms utifrån målet med modellen. När modellen klarar av att efterlikna en verklig situation kan modellen verifieras (Fetter, 2001). Detta görs genom att jämföra en annan uppsättning av uppmätt data med modellen. En fördel kan vara att jämföra med extremvärden, som exempelvis höjden av vattenpelare och flöden vid en avstängning av pumparna (Fetter, 2001). Modellen kan därefter användas för att simulera framtida scenarion (Anderson et al., 2015). Den färdiga modellen bör därefter genomgå en känslighetsanalys (Fetter, 2001).

2.4.1. Grundvattenströmning

Alla matematiska grundvattenekvationer härstammar från två grundläggande principer för grundvattenflöde: Darcys lag och kontinuitetsprincipen (lagen om massans bevarande) (Anderson et al., 2015). Kontinuitetsprincipen har sin grund i lagen om massans bevarande och beskriver fenomenet att vatten varken skapas eller förstörs när det flödar genom ett poröst medium (Hiscock & Bense, 2014). I de fall då inflödet av vatten är större än utflödet kommer det ske en magasinering, det vill säga en lagring, av grundvatten.

Darcys lag är en av de mest grundläggande ekvationerna som beskriver laminärt vattenflöde genom ett poröst medium (Anderson et al., 2015). Principen bakom Darcys lag är att grundvattenströmningen styrs av den hydrauliska gradienten, i [-], mellan två punkter i marken (Fetter, 2001). Den grundläggande formen av Darcys lag beskriver det endimensionella flödet, Q [m³/dag], och kan enligt Hendriks (2010) skrivas som

$$Q = -KiA = -\frac{K}{A} \frac{dh}{dl} \quad (3)$$

$$i = \frac{dh}{dl} = \frac{h_2 - h_1}{l_2 - l_1} \quad (4)$$

h_1	hydraulisk potential i punkt 1 [m]
h_2	hydraulisk potential i punkt 2 [m]
$l_2 - l_1$	avståndet mellan punkt 1 och punkt 2 [m]
K	hydrauliska konduktiviteten [m/dag]
A	arean vinkelrät flödet [m ²]

2.4.2. Groundwater Modeling System (GMS) och MODFLOW

Groundwater Modeling System (GMS) är ett grafiskt användargränssnitt som används för att köra numeriska grundvattenmodeller (Aquaveo, 2018). En av de numeriska modellerna som GMS stöttar är MODFLOW, vilket är den mest använda modellkoden globalt för grundvattenmodellering (Fetter, 2001; Anderson et al., 2015). MODFLOW är en tredimensionell grundvattenmodell utvecklad av U.S. Geological Survey och som använder sig av finita differensmetoden (FDM) för att skapa ett strukturerat rutnät, även kallat grid, bestående av rektangulära celler med tillhörande noder (U.S. Geological Survey & U.S. Department of the Interior, 1997). I senare uppdateringar av MODFLOW finns även möjligheten att skapa ett Ugrid, vilket står för "UnStructured grid". Ett Ugrid tillåter användaren att skapa ett mer flexibelt grid i olika geometriska former (Aquaveo, 2018).

MODFLOW tillåter modellering av både stationära och transienta flöden i slutna och öppna akviferer samt för zoner där det vertikala flödet hindras till följd av låg permeabilitet (U.S. Geological Survey & U.S. Department of the Interior, 1997). Den matematiska modellen som används i MODFLOW beskriver det tredimensionella grundvattenflödet med konstant densitet genom ett poröst medium med den partiella differentialekvationen:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (5)$$

K_{xx}, K_{yy} och K_{zz}	hydrauliska konduktiviteten i x, y och z-led [m/s]
h	hydraulisk potential [m]
W	grundvattenmodellens in och/eller utflöden [s^{-1}]. $W > 0$ för inflöden och $W < 0$ för utflöden.
S_s	specifika magasinskoefficienten [m^{-1}]
t	tiden [s]

2.4.3. Ämnestransport med MT3DMS

En MODFLOW-modell kan utvecklas med MT3DMS (modular three-dimensional multispecies) som är en tredimensionell transportmodell som kan hantera transport av flera ämnen samtidigt (Aquaveo, u.å.). Ekvationen som används av MT3DMS inkluderar advektion, dispersion och kemiska reaktioner, se ekvation (6), (Zheng & Wang, 1999).

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C) + q_s C_s + \sum R_n \quad (6)$$

C	ämneskoncentration [kg/m^3]
θ	porositet [-]
t	tiden [s]

x_i	sträcka [m]
D_{ij}	hydrodynamiska dispersionsfaktorn [m^2/s]
v_i	porvattenhastighet [m/s]
q_s	flödesvolym per volymenhet [t^{-1}]
C_s^k	ämneskoncentration vid källan [kg/m^3]
$\sum R_n$	kemiska reaktionstermen [kg/m^3s]

2.4.4. Diskretisering

En viktig del när i skapandet av en grundvattenmodell är att välja en lämplig diskretisering av modelldomänen (Anderson et al., 2015). Vid tillämpandet av den finita differensmetoden (FDM) bör storleken på cellerna (och därmed avståndet mellan noderna) specificeras på sådant sätt att det ger en tillfredsställande noggrannhet utan att det leder till en orimligt lång beräkningstid när modellen ska lösas (Anderson et al., 2015). För en tredimensionell modell definieras storleken på cellerna i samtliga dimensioner och vanligtvis är det horisontella avståndet mellan noderna i rutnätet lika stort i modellens alla lager (Anderson et al., 2015). För de områden i modellen där det är önskat att ha en större noggrannhet är det möjligt att förfina rutnätet runt just detta område, detta kan exempelvis vara önskvärt i cellerna runt en brunn.

2.4.5. Randvillkor

Varje flödesekvation är specifik för det aktuella problemet och för att erhålla en lösning på differentialekvationen måste randvillkor definieras. Randvillkoren beskriver processer som sker vid modelldomänens gränser (Anderson et al., 2015). Inom matematiken brukar randvillkoren delas in i tre grupper: *Dirichlet*, *Neumann* och *Cauchy*.

Dirichlets randvillkor används när den hydrauliska potentialen, h [m], är definierad på randen, exempelvis när randen är mot öppet vatten (sjö, hav eller vattendrag) (Marsily, 1986). Vid implementering definieras den hydrauliska potentialen vid olika noder längs randen, således kan den hydrauliska potentialen ha en rumslig variation (Anderson et al., 2015). Däremot antas den hydrauliska potentialen på randen vara oberoende av flödet som sker inom modelldomänen (Marsily, 1986). Matematiskt beskrivs Dirichlets randvillkor enligt ekvation där C är en konstant.

$$h = C \tag{7}$$

Neumanns randvillkor beskriver en rand i vilken potentialgradienten, och därmed flödet över randen, är specificerat enligt ekvation (8). Detta görs genom att först definiera ett flöde på randen och sedan låta programmet beräkna den hydrauliska potentialen vid randens noder (Anderson et al., 2015). Om inget randvillkor specificeras på randen kommer MODFLOW automatisk tilldela randen ett specialfall av randvillkoret *Neumann* kallat no-flow randvillkor, vilket innebär att det inte sker något flöde över randen

(Anderson et al., 2015). Ett no-flow randvillkor är lämpligt att ansätta vid exempelvis en impermeabel rand som exempelvis vid ett berg.

$$q_n = -K \frac{\partial h}{\partial n} \quad (8)$$

$\partial h/\partial n$ [-] är potentialgradienten över randen, n är den vinkelräta riktningen mot randen, q_n [m/s] är flödet över randen i n -riktningen och K [m/s] är den hydrauliska konduktiviteten.

Cauchy's randvillkor ansätts i de fall då flödet över randen, C [m/s] är potentialberoende av potentialen på- och innanför randen (Anderson et al., 2015). *Cauchy's* randvillkor beskrivs matematiskt enligt

$$C = \alpha \frac{\partial h}{\partial n} + h \quad (9)$$

Där α är en konstant.

2.4.6. Begränsningar

Som följd av att MODFLOW använder sig av finita differensmetoden (FDM) är det enkelt att skapa ett strukturerat, diskritiserat rutnät (Kumar, 2019). En konsekvens av FDM är att det är svårt att på ett effektivt sätt skapa ett förfinat rutnät kring områden där det anses vara önskvärt (Kumar, 2019). En ytterligare begränsning med MODFLOW är att det kan vara svårt att skapa en modell som ger en korrekt representation av ett modelldomän med en komplex jordlagerstruktur (Kumar, 2019). Det är således en utmaning att efterlikna de fall då det förekommer mindre fraktioner av ett jordlager inom ett annat, större, jordlager (Kumar, 2019).

Den hydrauliska konduktiviteten som används i flödesekvationen, se ekvation (5), är en tensor som är uppdelad i komponenter i x , y och x -led (Anderson et al., 2015). Enligt Kumar (2019) medför detta en begränsning i MODFLOW när sprickor eller förkastningar ska modelleras.

3. METOD

Projektet delades in i fem delar: insamling av teori och data, framtagande av en konceptuell modell, framtagande av en numerisk modell, utformning av scenarion och simuleringar av ämne-transport med organiskt material. I projektets genomförande har GIS, GMS, MODFLOW och MT3DMS varit centrala verktyg.

3.1. DATA

Inför projektet erhöles all nödvändig data från *Funktionsanalys Uppsalaåsen* (Johansson et al., 2017) i vilken en grundvattenmodell i FeFlow sattes upp. FeFlow-modellen

användes för att exempelvis studera förändringar i grundvattennivåer vid förändrad infiltration samt för att undersöka flödesvägar och uppehållstider (Johansson et al., 2017). Modellen användes inte för att simulera ämnestransport i åsen. Den största delen av data var i shapefile-format för att enkelt kunna överföras till ArcMap och GMS. Samtliga datafiler var i koordinatsystemet SWEREF99 18 00 och höjdsystemet var RH2000. Den erhållna datan presenteras i Tabell 3.

Tabell 3. Den erhållna data från den tidigare uppsatta FeFlow-modellen (Johansson et al., 2017). I tabellen framgår det vilken typ av data som erhöles samt dess format.

Typ av data	Beskrivning
Höjddata	Tio point shapefiles med elevationen vid överkanten av varje lager, inklusive botten av FeFlow-modellen.
Hydraulisk konduktivitet	Polygon shapefile med hydraulisk konduktivitet för varje lager.
Hydraulisk potential	En shapefile med den hydrauliska potentialen i jordlagret med isälvsmaterial, både för den kalibrerade modellen men även för en körning med högre infiltration.
Grundvattenbildning	Polygon shapefile med grundvattenbildningen för både kalibrerad modell samt för körningen med ökad infiltration.
Koordinater	Excelfil med koordinater för uttagsbrunnarna i Galgbacken.
Grundvattennivåer	Excelfil med grundvattennivån inom modelldomänet för sommaren 2015.

I projektet hämtades även relevant information i form av digitala kartor och geodata från lantmäteriet och SGU via SLUs nedladdningstjänst GET. Samtlig information som hämtades var i koordinatsystemet SWEREF 99 TM. Följande data hämtades från GET:

- Shapefile över grundvattenmagasinet i Uppsalaåsen
- Shapefile med ytvatten i Uppsala

3.1.1. Information från Funktionsanalys Uppsalaåsen

För att efterlikna den modell som skapades i *Funktionsanalys Uppsalaåsen* (Johansson et al., 2017) användes utvalda parametervärden och resultat från FeFlow-modellen. Transporttiden för sträckan Tunåsen – Galgbacken som erhöles från de isotopanalyser som genomfördes i samband med Funktionsanalys Uppsalaåsen är 240 dagar. Den longitudinella och transversella dispersiviteten var satt till 2 m respektive 0,1 m i FeFlow-modellen.

3.1.2. Förberedelse av data

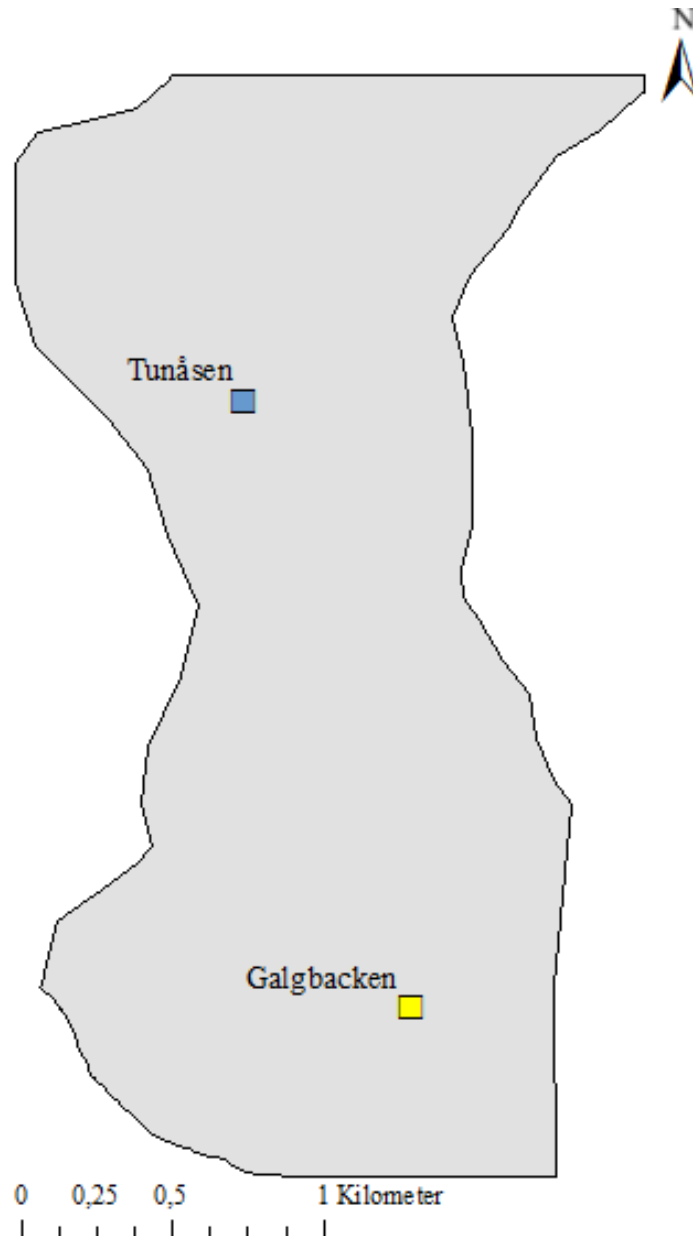
Den erhållna datan, se Tabell 3, var i koordinatsystemet SWEREF99 18 00 och det beslutades att all data skulle transformeras till koordinatsystemet SWEREF99 TM för att stämma överens med datan från GET. Detta gjordes i ArcMap med verktyget *Define Projection* under *Data Management Tools*. Det var även nödvändigt att klippa datan från den tidigare modellen eftersom den täckte ett större område än det i detta projekt.

3.2. KONCEPTUELL MODELL

Det första steget vid skapandet av grundvattenmodellen var att skapa en konceptuell modell. Den konceptuella modellen innehåller information om modelldomänens avgränsning och randvillkor, jordlagerföljd, infiltrations- och uttagsplatser och grundvattenbildning.

3.2.1. Områdesavgränsning

Vid val av områdesavgränsning togs följande aspekter i beaktning: tillgången av indata, projektets tidsram samt möjligheten att uppnå hög rumslig diskretisering. Det beslutades att undersökningsområdet ska sträcka sig från söder om Storvad till söder om Galgbacken, vilket inkluderar Tunåsens infiltrationsanläggning och Galgbackens uttagsområde, se Figur 9. Anledning till varför detta område valdes var att det fanns mycket tillgängliga data. Det ansågs även vara av intresse att inkludera Tunåsens infiltrationsanläggning på grund av dess stora kapacitet. Undersökningsområdets västra och östra gräns utgörs av Uppsalaåsens grundvattenmagasin.

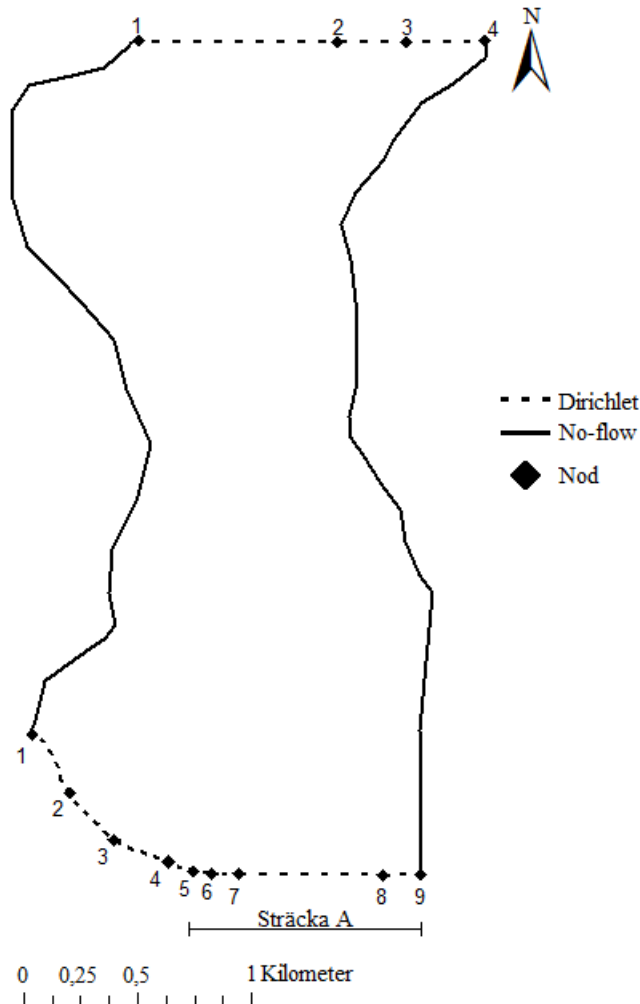


Figur 9. Konceptuell bild av undersökningsområdet som visar Tunåsens infiltrationsanläggning och Galgbackens uttagsområde position inom området.

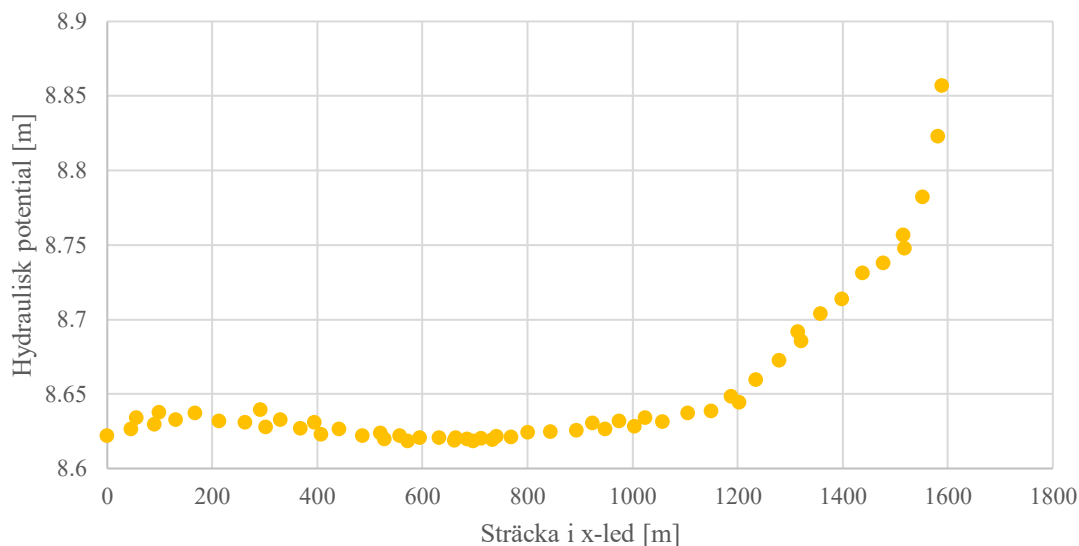
3.2.2. Randvillkor

Undersökningsområdet, se Figur 9, delades in i fyra ränder som representerar den västra, östra, norra och södra gränsen. Fyrisån, som är belägen syd-väst inom undersökningsområdet i Figur 9 är en del av den södra randen. Hädanefter kommer den södra randen utgöras av Fyrisån tillsammans med ”sträcka A”, se Figur 10. För den västra och östra randen antas det inte ske något grundvattenflöde över randen. Således kunde ett Neumann BC – det vill säga ett no-flow randvillkor – ansättas vid både den västra och östra randen, se Figur 10. Vid val av randvillkor för den norra och södra randen studerades den hydrauliska potentialen längs vardera randen genom att plotta potentialen mot sträckan i x-led, se Figur 11 och 12. På den norra randen är den hydrauliska potentialen

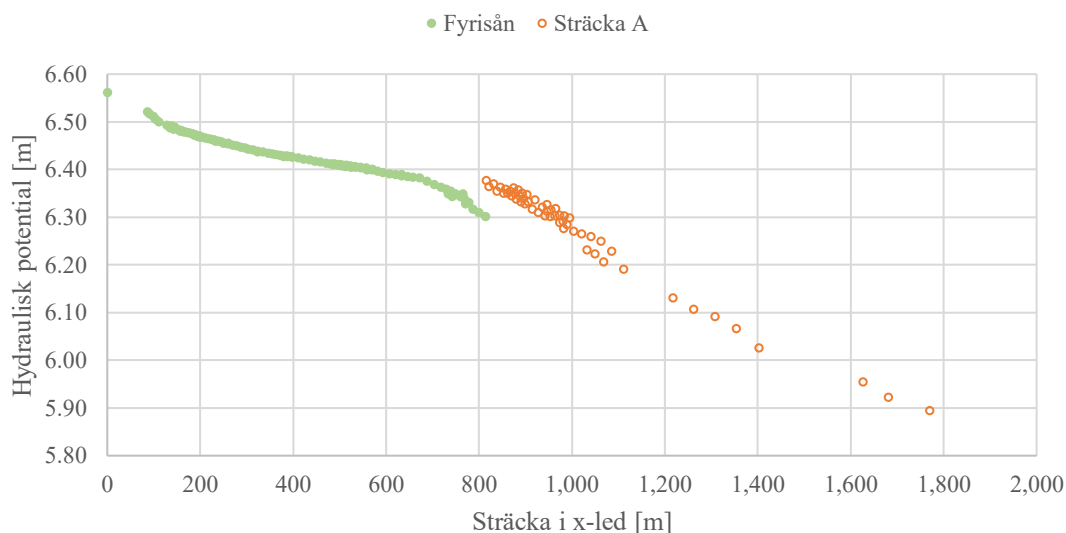
nästintill konstant på sträckan 0 – 1200 meter och ökar därefter med cirka 0,2 meter fram till slutet av randen. Med grund i detta tilldelades hela randen ett Dirichlet BC (constant head) där den hydrauliska potentialen definierades i fyra noder på randen. Även den södra randen tilldelades ett Dirichlet BC.



Figur 10. Konceptuell bild av modelldomänen som visar randvillkoren (Dirichlet och no-flow, vilka motsvarar konstant hydraulisk potential på randen respektive att inget flöde sker över randen) och dess noder. I figuren motsvarar "Sträcka A" den del av den södra randen som inte utgörs av Fyrisån.



Figur 11. Den hydrauliska potentialen längs den norra randen, se Figur 10.



Figur 12. Den hydrauliska potentialen längs den södra randen, projicerat i x-led. ”Sträcka A”, se Figur 10, representerar den hydrauliska potentialen på den delen av den södra randen som inte utgörs av Fyrisån.

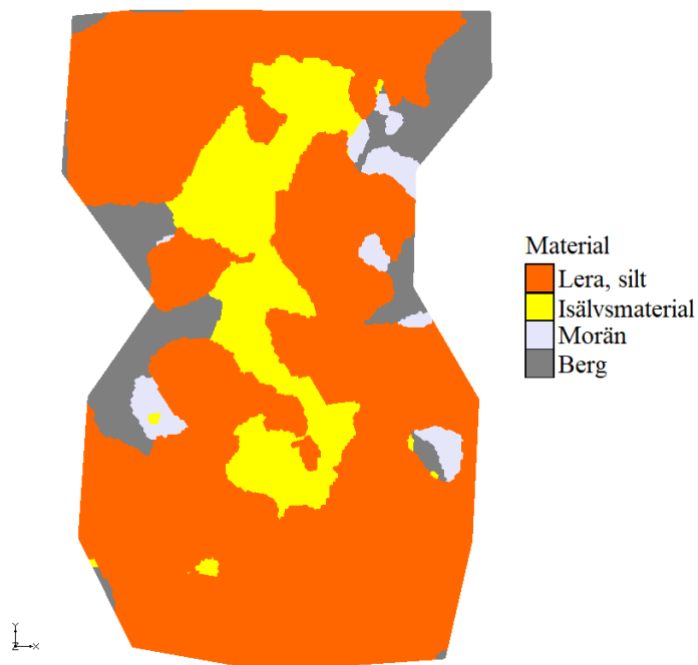
3.2.3. Jordlagermodell

Jordlagerföljden i den konceptuella modellen är en förenkling av den generiska jordlagerföljden som presenterades i teorin, se Figur 13. För att undvika mycket tunna lager i den numeriska MODFLOW modellen, och därmed undvika problem vid diskretiseringen, beslutades det att de två översta jordlagren i Figur 5; ospecificerat och organiskt material skulle uteslutas. Det ansågs även möjligt att utesluta jordlagret med svallmaterial på grund av dess höga hydrauliska konduktivitet, eftersom grundvattnet lär passera detta lager snabbt. Det totala antalet jordlagerlager i den konceptuella modellen är således fyra, se Figur 13.

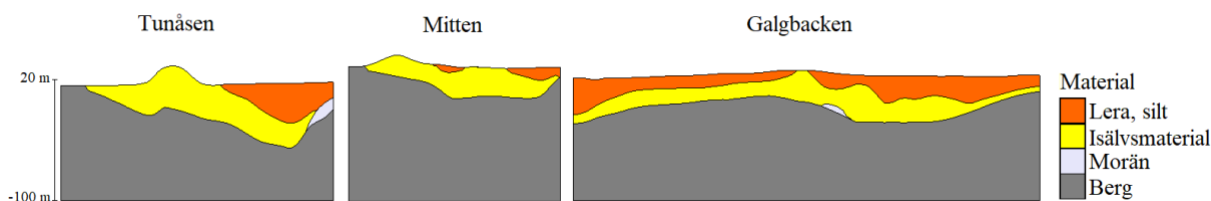


Figur 13. Konceptuell bild på jordlagerföljden, bilden är ej skalenlig.

I ArcMap interpolerades filerna med elevationer för de olika lagren till rasters med verktyget *Topo to Raster*. Därefter omvandlades vardera raster till filformatet BIL för att sedan importeras in i GMS tillsammans med en shapefile över modelldomänen. I GMS interpolerades sedan samtliga rasters till varsin TIN. Eftersom varje raster representerade elevationen vid överkanten av varje lager skapades en "raster catalog" där varje raster lades in och tilldelades ett Horizon ID och ett material. Därefter omvandlades "raster catalog" till en tredimensionell representation av samtliga jordlager genom att högerklicka på katalogen och välja *horizons* → *solids*, se Figur 14. Modellens toppelevation representeras av toppelevationen för jordlagret med lera och silt och botten-elevationen är konstant -100 m för hela modelldomänen. Minimumtjockleken för alla lager valdes till tre meter. I Figur 15 ses tre genomskärningar av den tredimensionella modellen på tre platser inom modelldomänen; Tunåsens infiltrationsanläggning, modellens mitt samt vid Galgbackes uttagsområde.



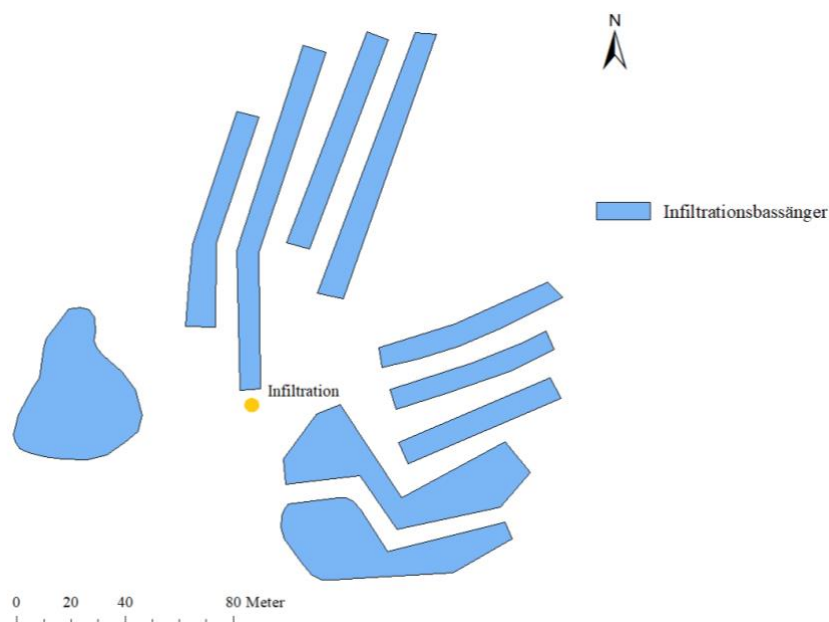
Figur 14. Den konceptuella modellen ovanifrån där färgerna representerar marktyperna som förekommer i åsen.



Figur 15. Genomsnittet från väst till öst av modellområden vid Tunåsens infiltrationsanläggning, modellområden mitt samt vid Galgbackens uttagsområde. Färgerna i bilden visar variationen av de olika marktypernas tjocklek längs flödessträckan.

3.2.4. Tunåsens infiltrationsanläggning

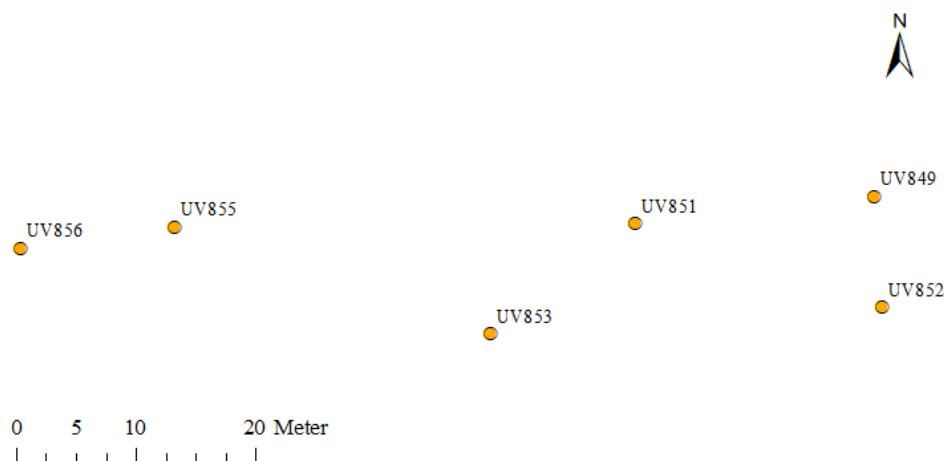
Den sammanlagda infiltrationsytan för de tio infiltrationsbassängerna förenklades till en punkt belägen i mitten av de tio infiltrationsbassängerna, se Figur 16. I GMS tilldelades punkten egenskapen "wells" och en injektion på 13 219 m³/dag Detta motsvarar en infiltration på 153 L/s, vilket var medelinfiltrationen i Tunåsen för åren 2008–2015.



Figur 16. Infiltrationsbassängerna i Tunåsen samt den punkt som representerar platsen för infiltration i modellen.

3.2.5. Galgbackens uttagsområde

De sex uttagsbrunnar som finns i Galgbacken förenklades till en brunn i den konceptuella modellen, i vilket allt uttag lades in. För detta valdes brunn UV853 eftersom denna är belägen i mitten av uttagsområdet, se Figur 17. Brunnen lades in i GMS och tilldelades egenskapen "wells" och ett uttag på 8096 m³/d. Detta motsvarar ett uttag 93,7 L/s, vilket var medeluttaget mellan 2008–2015.



Figur 17. De sex brunnar som finns i Galgbackens uttagsområde. I den konceptuella modellen läggs allt uttag in i brunn UV853.

3.2.6. Grundvattenbildning

Grundvattenbildningen i området beräknades till 196 mm/år enligt ekvation (1) där avdunstningen beräknades till 446 mm/år med ekvation (2). Utöver detta togs inte hänsyn till eventuella hårdgjorda ytor i området och avrinningen. I beräkningen togs det inte hänsyn till eventuella hårdgjorda ytor, därmed antogs det att det inte sker någon avrinning och grundvattenbildningen kunde beräknas genom att ta skillnaden mellan årsmedelnederbörd och den totala avdunstningen. Årsmedeltemperaturen och årsmedelnederbörden beräknades utifrån uppmätta temperaturer och nederbördsdata för år 2019 och 2020. Se BILAGA A för en mer utförlig beskrivning av hur grundvattenbildningen beräknades. Anledningen till varför grundvattenbildningen beräknades med nederbörds- och temperaturdata från endast år 2019 och 2020 var för att representera en grundvattenbildning som råder i nuläget.

3.3. NUMERISK MODELL

I detta avsnitt beskrivs framtagandet av den numeriska modellen med MODFLOW. Den numeriska modellen är en steady-state modell, vilket innebär att modellen representerar ett jämviktsläge som inställer sig efter konstanta värden på grundvattenbildning, infiltration och uttag.

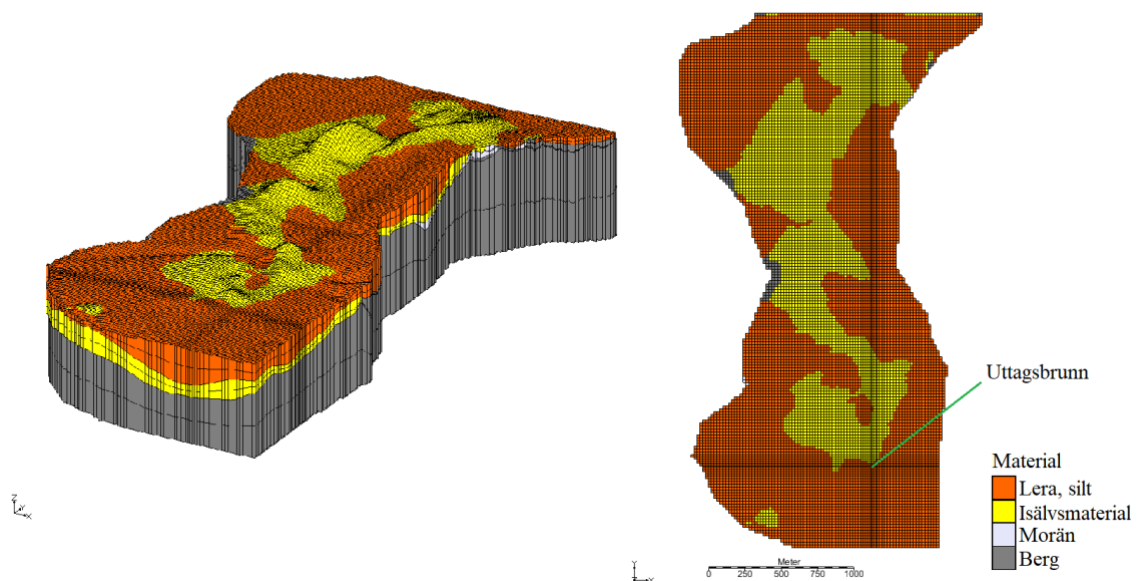
3.3.1. Randvillkor och diskretisering

I GMS skapades noder vid den norra och södra randen i vilka den hydrauliska potentialen definierades, se Figur 10. Nodernas placering och dess värden valdes ut från Figur 11 Figur 12. I Tabell 4 presenteras den hydrauliska potentialen som ansattes i vardera nod.

Tabell 4. Ansatta värden för noderna, se Figur 10, längs den norra och södra randen. För den norra randen är noderna 5 – 9 tilldelade symbolen ”-” vilket syftar på att dessa noder inte finns definierade på den norra randen och har således inte tilldelats en hydraulisk potential.

Nod	Hydraulisk potential, Norra randen [m]	Hydraulisk potential, Södra randen [m]
1	8,63	6,57
2	8,63	6,49
3	8,65	6,43
4	8,86	6,40
5	-	6,32
6	-	6,31
7	-	6,23
8	-	5,92
9	-	5,89

Därefter interpolerades den tredimensionella jordlagermodellen till en MODFLOW-modell, se Figur 18. I z-led har MODFLOW-modellen sex lager för att kunna representera de olika jordlagrens variation i tjocklek. Vid uttagsbrunnen är storleken på cellerna mindre för att erhålla en större noggrannhet i det området, och i resterande område är storleken på cellerna 20 × 20 m. De celler vars bottenelevation var lägre än den ansatta hydrauliska potentialen på den norra randen inaktiverades genom att tilldelas ett IBOUND värde på 0, vilket innebär att dessa celler inte delar i flödesberäkningarna.



Figur 18. Det diskretiserade rutnätet och jordlagrens fördelning sett i 3D samt ovanifrån. Storleken på cellerna är 20 x 20 meter, förutom vid uttagsbrunnen där rutnätet är förfinat.

3.3.2. Hydraulisk konduktivitet och porositet

Initialt ansatta värden för de fyra jordlagren presenteras i Tabell 5 och är desamma som används av Jirner et al. (2016), och som presenterades i avsnitt 2.1.5. I modellen används samma hydrauliska konduktivitet i både vertikal- och horisontalled. De olika jordlagrens porositet tilldelades automatiskt ett initialvärde på 0,3, vilket inte ändrades i detta skede.

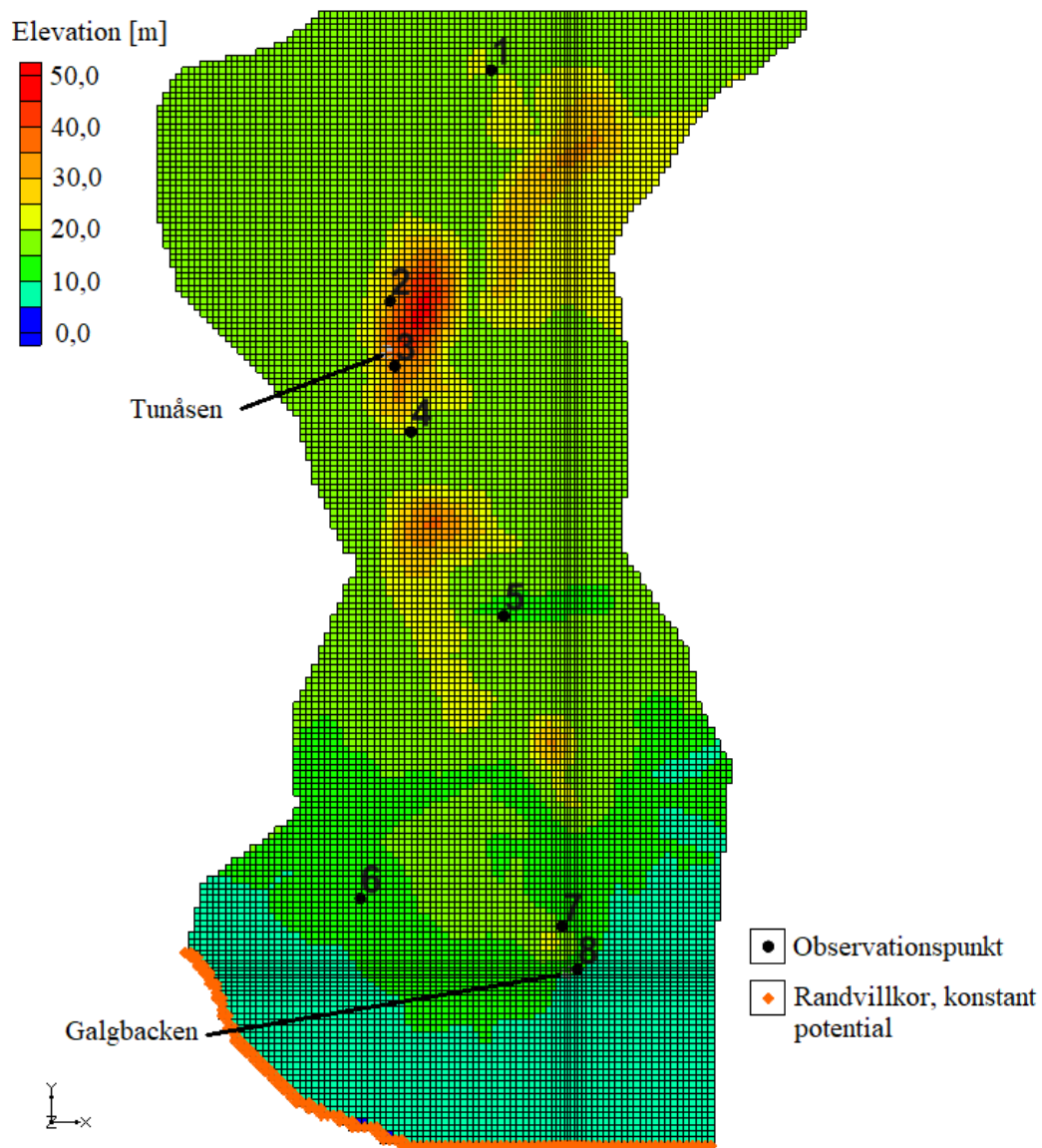
Tabell 5. Initialt ansatta värden på den hydrauliska konduktiviteten i de fyra jordlagren.

Jordlager	Hydraulisk konduktivitet [m/d]
Lera, silt	$2,6 \cdot 10^{-2}$
Isälvsmaterial	520
Morän	$8,6 \cdot 10^{-2}$
Berg	$8,6 \cdot 10^{-3}$

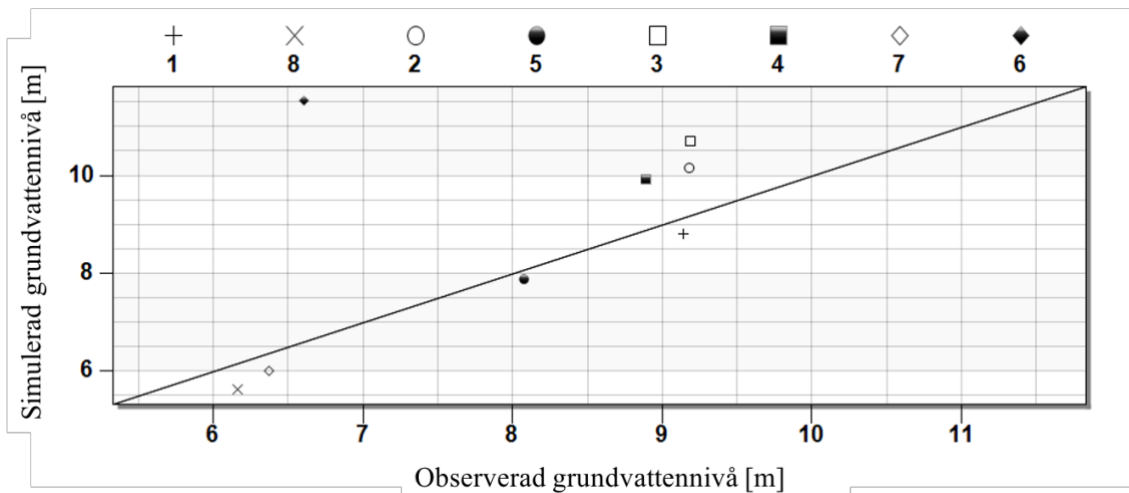
3.4. KALIBRERING

Inför kalibreringen erhöles grundvattennivån i sju observationspunkter från tidigare installerade grundvattenrör, se Figur 19 för grundvattenrörens placering inom modelldomänen. Syftet med kalibreringen var att den simulerade grundvattennivån skulle efterlikna den i observationspunkterna samt att uppnå en transporttid på sträckan mellan Tunåsen – Galgbacken på cirka 240 dagar, vilket är den transportsträcka som har observerats i åsen. Transporttiden mellan Tunåsen och galgbacken var innan kalibreringen 631 dagar. Enligt Johansson (2021b) är det lämpligt att kalibrera en grundvattenmodell utifrån att grundvattennivåerna inte bör avvika mer än 30 cm från de observerade nivåerna. Ju större avvikelse, desto mindre trovärdig blir grundvattenmodellen.

Kalibreringen utfördes manuellt genom att ändra den hydrauliska konduktiviteten i de områden där skillnaden mellan den observerade och simulerade grundvattennivån översteg felmarginalen, se Figur 20 för skillnaden mellan de simulerade och observerade grundvattennivåer innan utförd kalibrering. Eftersom grundvattennivån i observationspunkterna är belägna i isälvs materialet justerades främst den hydrauliska konduktiviteten i isälvs materialet samt i de överlagrande lagren. I de områden där åsmaterialet går i dagen justerades även grundvattenbildningen till 318 mm/år, enligt den teori som presenterades i avsnitt 2.2.1. I vissa områden med överlagrande lera och silt justerades grundvattenbildningen då den antogs vara lägre i dessa områden. Ytterligare en justering som gjordes var att tilldela de två områden i modellens två översta lager där berg går i dagen samma egenskaper som isälvs material. Efter flertalet misslyckade försök att erhålla en avvikelse på max 30 cm med avseende på den simulerade grundvattennivån beslutades det att kalibreringen skulle ske med en avvikelse på 40 cm istället.



Figur 19. Grundvattenrörens placering inom modelldomänen. I figuren visas även elevationen i det översta lagret.



Figur 20. Simulerade och observerade grundvattennivåer innan kalibrering. Symbolerna representerar observationspunkterna, det vill säga den uppmätta grundvattennivån från grundvattenrör.

För att uppnå en tillfredsställande medeltransporttid justerades den effektiva porositeten för samtliga jordlager. De ansatta värdena presenteras i Tabell 6 och bygger på värden hämtade från litteraturen.

Tabell 6. Den effektiva porositeten enligt litteraturen, angivna i intervall. Det ansatta värdet presenteras inom parentes bredvid intervallet.

Jordlager	Effektiv porositet [-]	Källa
Lera, silt	0 < 0,1 (0,1)	(Knutsson et al., 1995)
Isälvsmaterial	0,15–0,35 (0,15)	(Blomqvist & Tistad, 1998)
Morän	0,01–0,1 (0,08)	(Ericsson et al., 2006)
Berg	0,005–0,05 (0,005)	(Ericsson et al., 2006)

3.5. SCENARION

För att undersöka hur uppehållstiden och grundvattennivån påverkas av en ökad infiltration och ett ökat uttag undersöktes tre olika scenarion: A, B och C. Den kalibrerade modellen kallas härnäst för scenario 0. Se Tabell 7 för de ansatta värdena för infiltrationen och uttaget i de olika scenariona. Om för mycket vatten tas ut i Galgbacken i förhållande till vad som infiltreras i Tunåsen riskerar grundvattennivåerna att sjunka till en mycket låg nivå, motsatsen gäller om det infiltreras mycket vatten i förhållande till vad som tas ut. De olika scenariona grundas därför bland annat på tidigare utformade situationer som representerar medelscenarion mellan kalibrering och maxkapacitet. Exempelvis bygger Scenario A på information från Johansson et al. (2017), scenario B från personlig kontakt med Per-Olof Johansson (Johansson, 2021) och scenario C innebär att både Tunåsen och Galgbacken uppnår sina maxkapaciteter.

Tabell 7. Ansatta värden för infiltration och uttag för de olika scenarierna.

Scenario	Infiltration [L/s]	Uttag [L/s]
0	153	93,7
A	250	125
B	350	150
C	370	243

3.6. TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL

För att undersöka hur organiskt material rör sig mellan Tunåsen och Galgbacken utökades modellen med paketet MT3DMS. Därefter gjordes simuleringar för varje scenario, inklusive scenario 0, med tre olika konstanta koncentrationer av TOC i infiltrationspunkten, se Tabell 8.

Tabell 8. De tre koncentrationer av TOC som användes i simuleringarna samt deras fortsatta benämning.

Koncentration TOC [mg/L]	Benämning
7	L (låg)
15	M (medel)
30	H (hög)

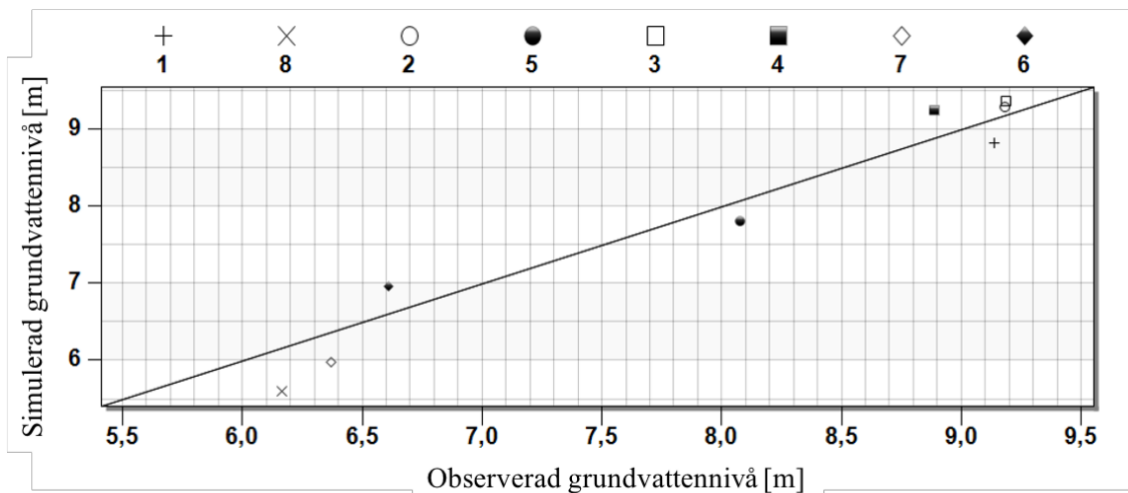
Totalt genomfördes 12 simuleringar, vilka korresponderar mot scenarierna 0, A, B och C för respektive TOC-koncentration L, M och H. I enlighet med FeFlow-modellen ansattes den longitudinella dispersiviteten till 2,0 m för hela modellen. I GMS anges den transversella dispersiviteten som parametrarna TRPT och TRVT, vilka motsvarar kvoten mellan den horisontella transversella dispersiviteten och longitudinella dispersiviteten respektive kvoten mellan den vertikala transversella dispersiviteten och longitudinella dispersiviteten. Både TRPT och TRVT tilldelades ett värde på 0,05, vilket motsvarar en transversell dispersivitet på 0,1 m. Simuleringstiden för samtliga simuleringar är 365 dagar.

4. RESULTAT

I detta avsnitt presenteras resultaten från kalibreringen och från simuleringarna för det organiska materialet.

4.1. KALIBRERING

Resultatet av kalibreringen för steady-state modellen presenteras i Figur 21. Samtliga punkter, förutom nummer 7 och 8, hamnade inom det angivna intervallet för accepterad avvikelser. Observationspunkterna 7 och 8 är lokaliserade närmast uttagsbrunnen, se Figur 19, och erhöles efter avslutad kalibrering lägre grundvattennivåer än de observerade. Felmarginalen för observationspunkt 7 och 8 är 40,1 respektive 56,7 cm.



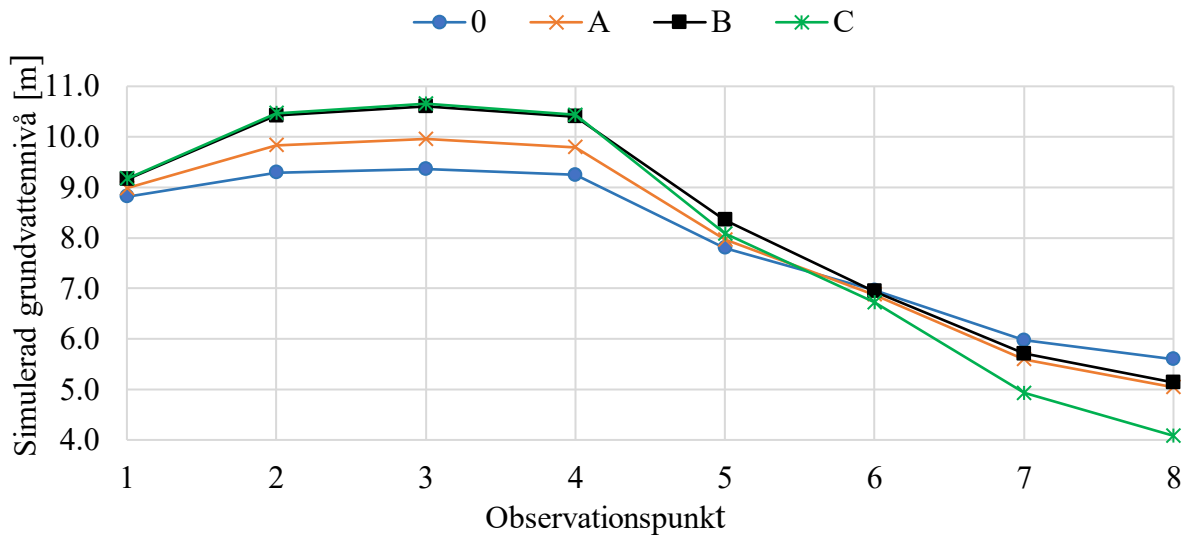
Figur 21. Simulerade och observerade grundvattennivåer efter kalibrering. Symbolerna representerar observationspunkterna, det vill säga den uppmätta grundvattennivån från grundvattenrör. För punkt 7 och 8 är avvikelsen större än 40 cm.

4.2. SCENARION

I Tabell 9 presenteras medeltransporttiden på sträckan Tunåsen – Galgbacken för alla fyra scenarion, det framgår att medeltransporttiden är längst i scenario 0 och kortast i scenario C. De simulerade grundvattennivåerna i observationspunkterna för samtliga scenarion presenteras i Figur 22. I punkterna närmast Tunåsen (1-5) ökar grundvattennivån och för punkterna närmast Galgbacken (6-8) minskar grundvattennivån.

Tabell 9. Medeltransporttiden i dagar för samtliga scenarion.

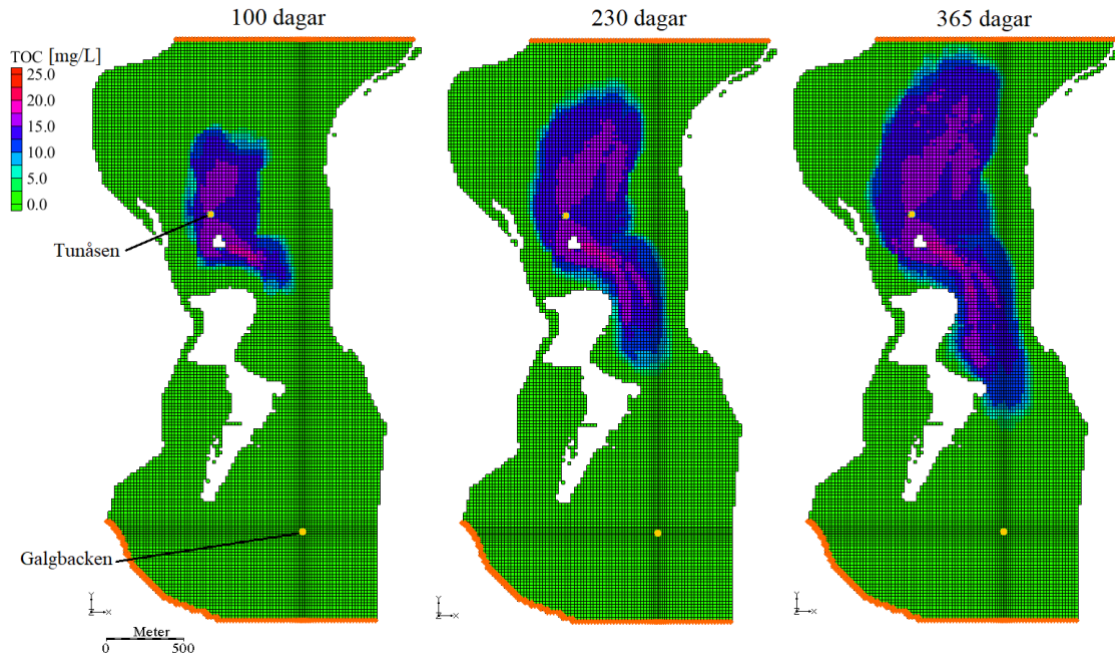
Scenario	Medeltransporttid [d]
0	293
A	236
B	229
C	183



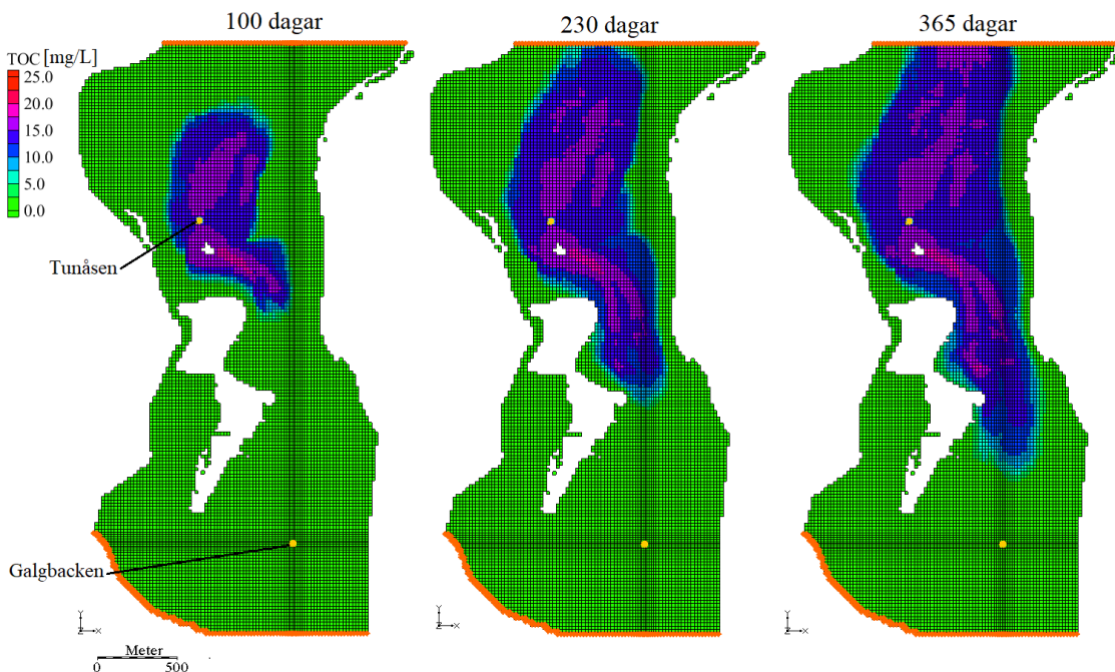
Figur 22. Simulerade grundvattennivåer i observationspunkterna för alla scenarion.

4.3. TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL

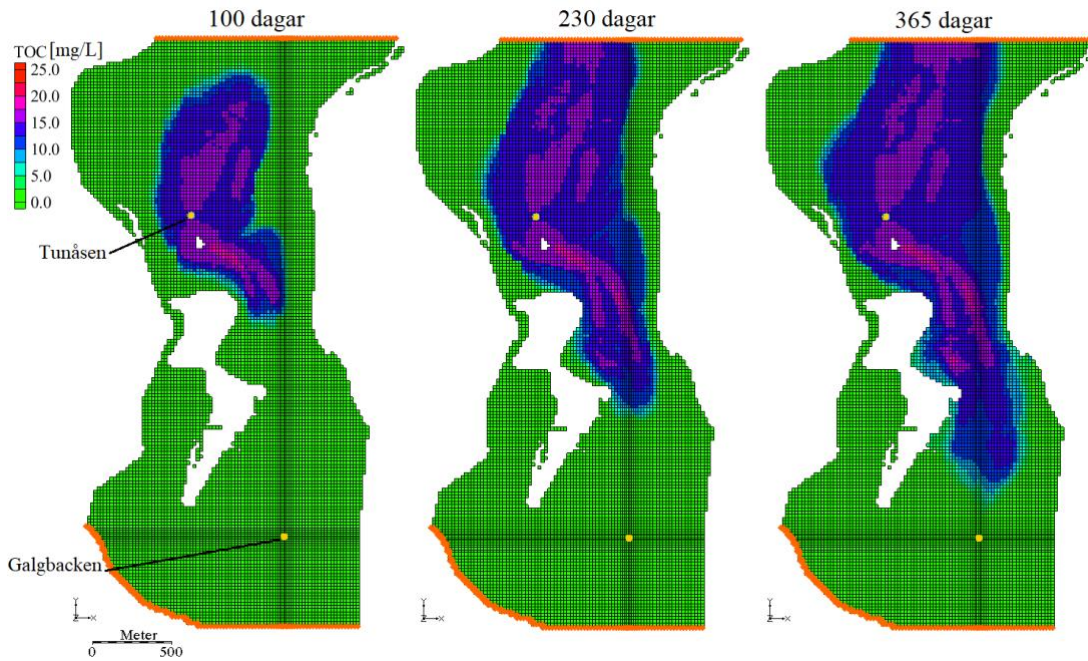
I Figur 23 – 26 visas simuleringsresultaten för scenariorna 0-M, A-M, B-M och C-M, se Tabell 8 för benämningarna. Se BILAGA B för resterande scenarier. I samtliga fall transporteras det organiska materialet både till norr, i riktning mot Storvad, och till söder mot uttagsbrunnen. Gemensamt för samtliga fall är även att transportsträckan ökar med tiden och är densamma i alla scenarion oavsett koncentrationen av TOC. Det framgår av Figur 23 – 26 att transportsträckan blir längre för de olika scenariona i ordningen 0, A, B och C, där C har längst transportsträcka.



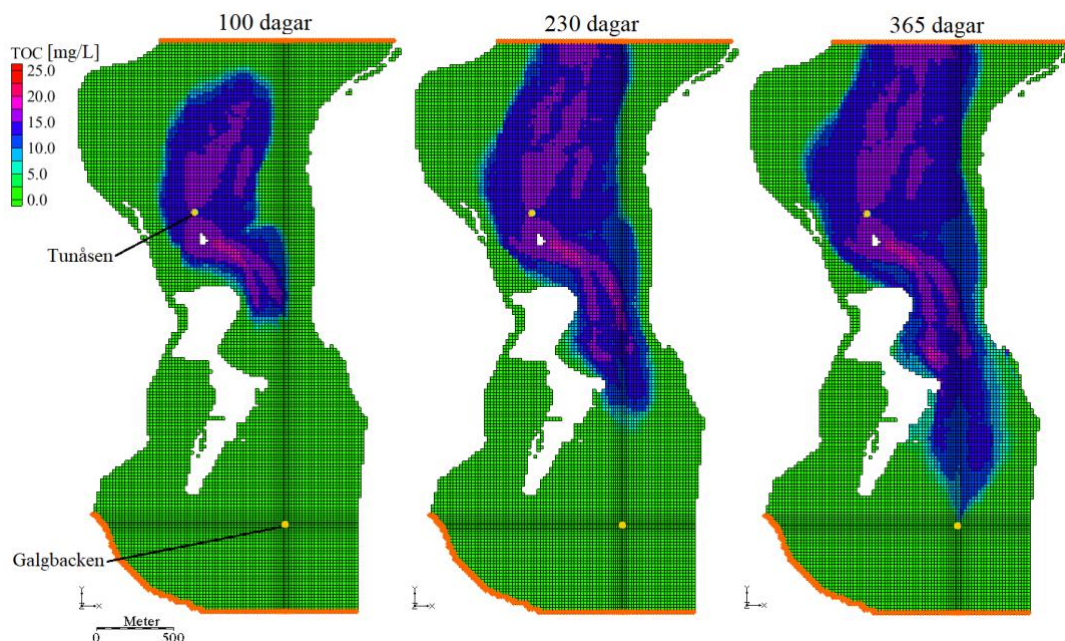
Figur 23. Transport av organiskt material för scenario 0 i vilken infiltrationen är 153 L/s och uttaget är 93,7 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 15 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



Figur 24. Transport av organiskt material för scenario A i vilken infiltrationen är 250 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 15 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen



Figur 25. Transport av organiskt material för scenario B i vilken infiltrationen är 350 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 15 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



Figur 26. Transport av organiskt material för scenario C i vilken infiltrationen är 370 L/s och uttaget är 243 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 15 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.

5. DISKUSSION

De erhållna resultaten visar att det går att återskapa en förenklad grundvattenmodell som kan simulera transport av organisk kol i Uppsalaåsen och att modellen kan användas för att prediktera konsekvenserna av en ökad infiltration. Resultatet har även på ett lyckat sätt används för att undersöka om det finns en framtida risk att gränsvärdet för organiskt kol i Uppsalas dricksvatten överskrids. Således är examensarbetets två syften uppfyllda.

Den skapade modellen kan användas i framtida prediktioner men för att prediktionerna ska bli så säkra som möjligt bör modellen genomgå både en verifiering och en känslighetsanalys. Målet med projektet är därför delvis uppfyllt. I detta avsnitt diskuteras de erhållna resultaten samt de osäkerheter som har uppkommit under projektets gång.

5.1. MODELLUPPBYGGNAD

Vid uppbyggandet av grundvattenmodellen gjordes en rad förenklingar och antaganden, vilket bidrar till osäkerheter i den färdiga modellen. Eftersom en modell aldrig kommer kunna ge en helt korrekt återspeglning av verkligheten bör det hållas i åtanke att alla modeller har osäkerheter, däremot kommer detta avsnitt att belysa de osäkerheter som kan ha sin grund i de förenklingar och antaganden som gjorts.

5.1.1. Områdets geologi

Som grund för grundvattenmodellens uppbyggnad ligger den erhållna datan för de olika jordlagrens elevation, som användes av Jirner et al. (2016). Som nämndes i avsnitt 3.1., erhöles data över sammanlagt nio jordlager, varav modellen i detta projekt förenklades till fyra jordlager. Två av de lager som fanns i modellen som skapades av Jirner et al. (2016) var lager som lagts in i efterhand för att justera modellen. Ett av dessa var ett tunt lager placerat mellan leran och isälvs materialet med syftet att förbättra flödes hastighetsberäkningarna. Det andra lagret som adderades av Jirner et al. (2016) var ett två meter tjockt lager som separerades från berglagret med syftet att kompensera för de sprickor som påträffats i berget. I detta projekt togs beslutet att båda dessa mellanlager skulle uteslutas för att undvika tunna lager men även eftersom projektet inte undersökte dessa påfunna sprickzoner i berggrunden. Denna förenkling av områdets geologi kan ha betydande påverkan på de flödes hastigheter som beräknas av modellen. Förekomsten av dessa sprickor kan innebära att det sker grundvattenströmning i den del av berggrunden där sprickorna har påfunnits, hur betydelsefull denna grundvattenströmning är bör undersökas vidare.

En ytterligare möjlig effekt av jordlagrens förenkling är de två områden i modellen där berggrunden var synligt i dagen vid modelldomänens västra rand, se Figur 18. Efter att ha studerat förekomsten av jordarter nära, eller i markytan som presenterades i Figur 3 drogs slutsatsen att det inte bör finnas berg i dagen i detta område.

5.1.2. Grundvattenbildning

Evapotranspirationen beräknades till 446 mm/år med Tamms formel, se BILAGA A, antas rimligt eftersom det ligger inom det intervall som SMHI anger som årsmedelvärde, det vill säga 400 – 500 mm/år. Det bör ha i åtanke att när Tamms formel används för att beräkna evapotranspirationen kommer resultatet att vara underskattat till följd av att formeln utgår från okorrigerade nederbördsdata, det vill säga att nederbörden inte är korrigerat för bland annat eventuella vindförluster. Detta innebär att evapotranspirationen rimligtvis är större än 446 mm/år, vilket i sin tur skulle leda till en lägre grundvattenbildning. Eftersom grundvattenbildningen är beräknad utifrån nederbörds- och temperaturdata från åren 2019 och 2020 representerar den beräknade grundvattenbildningen ett årsmedelvärde för dessa år.

I projektet ingick det inte att kartlägga och beräkna den totala ytan av hårdgjorda ytor inom modelldomänet. Således gjordes en förenkling vid beräkning av grundvattenbildningen är att det inte finns några hårdgjorda ytor. Om det inte finns några hårdgjorda ytor innebär det att det inte finns någon avrinning, vilket i sin tur innebär att allt vatten som inte evapotranspirerar magasineras och bidrar till grundvattenbildningen. I Figur 9 framgår det att en del av modelldomänet utgörs av bebyggelse, vilket med stor sannolikhet innebär att delar av området är asfalterat och att det således finns en avrinning. Huruvida avrinningen betar sig inom området är inte utrett, vilket innebär att avrinningens påverkan på flödesresultaten i den uppbyggda modellen inte går att förutspå. Det kan tänkas vara rimligt att om hänsyn togs till avrinningen så skulle grundvattenbildningens storlek variera i större utsträckning inom modelldomänet till följd av att det vatten som blir avrinning förs bort, ansamlas och därefter perkolera på annan plats.

5.1.3. Kalibrering

Inför kalibreringen beslutades det att utgå från en felmarginal på 40 cm för grundvattennivåerna, vilket är en felmarginal som är 10 cm större än den som Johansson (2021b) rekommenderade. Bakgrunden till varför en större felmarginal valdes var på grund av de tidigare nämnda antaganden och förenklingar som gjordes vid uppbyggande av modellen. Ytterligare en orsak till detta var att de grundvattennivåer som erhöles från grundvattenrören var uppmätta sommaren 2015 och att den beräknade grundvattenbildningen bygger på årsmedelvärden för nederbörd och evapotranspiration från åren 2019 och 2020. Detta kan i sig även vara anledningen till varför den simulerade grundvattennivån i observationspunkterna 7 och 8 belägna vid uttagsbrunnen inte erhöill en tillfredsställande felmarginal på 40 cm. Avvikelsen i dessa två punkter är till följd av att grundvattennivån är lägre än de observerade, vilket innebär att området nära uttagsbrunnen är känslig mot den avsänkning av grundvattennivån som sker vid pumpning i Galgbacken. Efter många mindre lyckade försök att höja grundvattennivån i detta område vid kalibreringen, utan att ansätta orimliga värden, genom att justera den hydrauliska konduktiviteten och grundvattenbildningen beslutades det att avsluta kalibreringen trots att avvikelsen var större i dessa punkter.

Vid kalibreringen justerade främst den hydrauliska konduktiviteten på isälvsaterialet eftersom majoriteten av grundvattenflödet sker i detta jordlager, men små justeringar gjordes även i jordlagret med lera och silt. Efter avslutad kalibrering varierar således den hydrauliska konduktiviteten i detta lager med en stor del av isälvsaterialet är homogent med avseende på den hydrauliska konduktiviteten. I verkligheten är det sannolikt att den hydrauliska konduktiviteten har en större variation inom modelldomänen eftersom det täcker ett relativt stort område. Detsamma gäller för jordlagret med lera och silt, vilket även det kan variera mer med avseende på den hydrauliska konduktiviteten.

5.1.4. Grundvattenflöden

Resultatet av den kalibrerade modellens medeltransporttid för sträckan Tunåsen – Galgbacken blev 293 dagar, vilket är längre än de 240 dagar som modellen eftersträvade att återskapa. Detta innebär att flödes hastigheten i den kalibrerade modellen är lägre än vad den är i verkligheten. Som nämntes tidigare så exkluderades det tunna lager mellan leran och isälvsaterialet som adderades av Jirner et al. (2016) med syftet att förbättra de flödes hastigheter som modellen beräknade. Om detta lager hade inkluderats i modellen i detta projekt är det möjligt att medeltransporttiden som erhöles i den kalibrerade modellen hade stämt bättre överens med de 240 dagar som eftersträvades. En annan rimlig anledning till varför flödes hastigheten blev lägre är underskattningen av den naturliga grundvattenbildningen som beräknades med Tamms formel. Ytterligare en orsak till den lägre medeltransporttiden är de celler i modellen som beräknades av MODFLOW som torra celler. När en cell blir torr i MODFLOW upphör helt grundvattenströmningen i denna cell, vilket innebär att vattnet kommer hitta en annan väg att flöda som då resulterar i en längre transporttid och därmed högre vattenålder. Ett sätt att minska antalet torra celler är att öka den naturliga grundvattenbildningen, vilket bör leda till en ökad flödes hastighet. Till följd av att den kalibrerade modellen underskattade grundvattnets flödes hastighet är det rimligt att anta att även medeltransporttiderna för de simulerade scenariona är lägre.

Rörande strömningsriktningen för de olika scenariona framgår det av Figur 23 – 26 att majoriteten av strömningen sker i riktningen åt Galgbacken men det sker även en del strömning norrut mot Storvad. Detta stämmer överens med vad som observerats av Johansson et al. (2017) där det konstaterades att denna strömning norrut beror på att det skapas en vattendelare vid Tunåsen som en effekt av att vatten pumpas upp i Storvad i kombination med att stora mängder vatten infiltreras i Tunåsen. Hur mycket vatten som strömmar mot norr styrs således av mängden vatten som pumpas upp i Storvad.

5.1.5. Brister i modellen

På grund av den snäva tidsramen för projektet var det inte möjligt att genomföra en verifiering och en känslighetsanalys av modellen, vilka är väsentliga steg för att kunna påvisa modellens pålitlighet. Det bör även belysas att eftersom den kalibrerade hydrologiska modellen är en steady-state modell som är kalibrerad efter grundvattennivåer som uppmättes under sommaren 2015 är modellen inte representativ för årstidsvariationer. Med grund i den teori som presenterades i 2.2.1. är den verkliga

grundvattenbildningen säsongsvarierande, vilket innebär att även grundvattennivåerna är säsongsvarierande.

5.2. TRANSPORT AV ORGANISKT MATERIAL

Vid implementering av MT3DMS togs ej hänsyn till sorptionsprocesser eller nedbrytning av det organiska materialet. Istället utfördes simuleringar som kan ses som värsta tänkbara scenarion, som endast tar hänsyn till spridningen av det organiska materialet. På sträckan Tunåsen – Galgbacken bryts cirka 50% av det organiska materialet ned (Johansson et al., 2017). Eftersom inga nedbrytningsprocesser finns med i modellen kan de simuleringar där koncentrationen TOC är 7 mg/L motsvara en situation där det sker en 50% nedbrytning för en ingående TOC-koncentration på 15 mg/L. Detsamma gäller för de simuleringar där koncentrationen TOC är 15 mg/L, vilket med samma resonemang kan representera ett fall då den ingående TOC-koncentrationen är 30 mg/L och där det sker en 50% nedbrytning.

Vid jämförelse av det organiska materialets transportsträcka vid TOC-koncentrationerna L, M och H för vardera scenario 0, A, B och C syns det att transportsträckan är oberoende av infiltrationsvattnets TOC-koncentration. Däremot ökar koncentrationen av TOC längs transportsträckan ju högre koncentration som kommer in med infiltrationsvattnet, vilket är rimligt eftersom modellen ej tar hänsyn till några sorptions- eller nedbrytningsprocesser. I Figur 23 – 26 och Figur a – h i BILAGA B ses även skillnaderna i det organiska materialets transportsträcka för olika simuleringstider. Det framgår att det organiska materialet endast når uttagsbrunnen i scenariona C-L, C-M och C-H, vilket innebär att medeltransporttiden är den dominerande faktorn som påverkar om TOC når uttagsbrunnen eller ej. Ett rimligt antagande är att det även kommer finnas organiskt material i uttagsbrunnen för scenariona 0, A och B om simuleringstiden skulle utökas. I scenariona C-L, C-M och C-H är TOC-koncentrationerna cirka 2 mg/L, 5 mg/L respektive 9 mg/L i grundvattnet vid uttagsbrunnen, vilket för scenario C-H innebär en halt som överstiger gränsvärdet på 6 mg/L för organiskt kol i dricksvatten vid Galgbacken.

Däremot är det tydligt i samtliga simuleringar att det sker processer längs flödessträckan som påverkar hur snabbt det organiska materialet sprider sig i horisontalled. Om det organiska materialet endast skulle flöda mot brunnen med samma flödes hastighet som vattnet skulle det kunna påvisas organiskt material i uttagsbrunnen vid dag 230 för samtliga scenarion, förutom för scenario 0 där det skulle kunna påvisas vid dag 365. En faktor som med stor sannolikhet underskattar både halten av det organiska materialet samt spridningen är att modellen inte tar hänsyn till de 2 mg/L organiskt material som tillkommer till modellområdet via den naturliga grundvattenbildningen.

5.3. FRAMTIDA UTVECKLINGSOMRÅDEN

Med grund i de osäkerheter som diskuterats följer här en lista med förslag på framtida utvecklingsområden som skulle förbättra modellen och leda till att mer säkra prediktioner kan göras.

- Utföra undersökningar som kan fastställa hur sprickorna i berggrunden påverkar grundvattenströmningen. Om det visar sig att det sker en betydande grundvattenströmning i dessa områden bör modellen utvecklas så att hänsyn tas till sprickorna.
- Addera fler lager i grundvattenmodellen för att förbättra flödes hastigheterna. Den verkliga jordlagerföljden har förenklats från sju till fyra i detta examensarbete, vilket kan ha betydelse för hur väl de simulerade flödes hastigheterna stämmer överens med verkligheten.
- Utöka modellen med nedbrytnings- och sorptionsprocesser för det organiska materialet. Detta skulle ge en helhetsbild av hur det organiska materialet beter sig när det är i åsen.
- Utveckla modellen med paketet UZF (unsaturated-zone flow package), vilket skulle möjliggöra modellering av grundvattenflöden i den omättade zonen. Detta skulle eliminera det torra celler som uppkom i modellen.
- Utöka modellen så att den tar hänsyn till årstidsvariationer i grundvattenflödet eftersom flödet varierar beroende på säsong.
- Utöka modellområdet till hela Uppsalaåsen för att kunna göra prediktioner för hela åsen.
- Genomföra en verifiering och en känslighetsanalys av modellen.

6. SLUTSATSER

Resultaten visar att den framtagna grundvattenmodellen efterliknar den grundvattendynamik som observerats i Uppsalaåsen och att modellen erhåller tillfredsställande transporttider. Det framgår av projektets resultat att en förenklad modell av Uppsalaåsen kan återskapa grundvattendynamiken med en felmarginal på 40 cm för de simulerade grundvattennivåerna.

De resultat som erhöles av transportmodelleringen visar att det finns en risk till förhöjda humushalter i dricksvattnet vid kortare uppehållstiden som följd av en ökad infiltration och ett ökat uttag.

REFERENSER

PUBLICERAT MATERIAL

- Anderson, M.P., Woessner, W.W. & Hunt, R.J. (2015). *Applied Groundwater Modeling - Simulation of Flow and Advective Transport (2nd Edition)*. Amsterdam: Elsevier.
- Aquaveo (2018). *GMS User Manual (v10.3): Groundwater Modeling System*
- Aquaveo (u.å). *MT3DMS*. <https://www.aquaveo.com/software/gms-mt3dms> [2021-05-12]
- Berggren, D., Jonsson, E., Johansson, P.-O., Gustafsson, J.P. & Abrahamsson, J. (2004). *Filter av olivinsand för avskiljning av naturligt organiskt material vid dricksvattenrening*. (2004–01). Svenskt Vatten AB.
- Berggren Kleja, D., Johansson, P.-O., Skarbinski, J. & Gustafsson, J.P. (2009). *Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konst- gjord grundvattenbildning*. (2009–06). Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Blomqvist, T. & Tistad, L. (1998). *Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka - Hantering av risker vid petroleumutsläpp*. (98 064). Vägverket. https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11431/RelatedFiles/1998_64_fororening_av_vattentakt_vid_vagtrafikolycka.pdf [2021-04-15]
- Domenico, P.A. & Schwartz, F.W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology*. 2nd ed. New York: Wiley.
- Ericsson, L.O., Holmén, J., Rhén, I. & Blomquist, N. (2006). *Storregional grundvattenmodellering – fördjupad analys av flödesförhållanden i östra Småland*. (R 06 64). Stockholm: SKB. <https://www.skb.se/publikation/1135129/R-06-64.pdf>
- Fetter, C.W. (2001). *Applied hydrogeology*. 4th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Filella, M. (2009). Freshwaters: which NOM matters? *Environmental Chemistry Letters*, 7 (1), 21–35. <https://doi.org/10.1007/s10311-008-0158-x>
- Golder Geosystem AB (1990). *Uppsala Vattenförsörjning: Grundvattenmodell för Uppsalaåsen*. (907 1206)
- Grip, H. & Rodhe, A. (2016). *Vattnets väg från regn till bäck*. 3. uppl. Uppsala: Hallgren & Fallgren.
- Hanson, G. (2000). *Konstgjord grundvattenbildning: 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning*. (2000 5). Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Hendriks, M.R. (2010). *Introduction to physical hydrology*. 1st ed. Oxford ; New York: Oxford University Press.
- Hiscock, K.M. & Bense, V.F. (2014). *Hydrogeology: principles and practice*. 2nd ed. Chichester, West Sussex, UK : Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Jirner, E., Johansson, P.-O., McConnachie, D., Djurberg, H., McCleaf, P., Hummel, A.,

- Ahlgren, S., Rodhe, L. & Mikko, H. (2016). *Jordlagermodellering i 3D - exempel från Uppsalaåsen med hydrogeologisk tillämpning*. (2016:19). Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.
- Johansson, B. (2010). *Dricksvattenteknik: 2, Grundvatten*. 1. uppl. Stockholm: Svenskt vatten.
- Johansson, P.-O. (2021a). Data
- Johansson, P.-O. (2021b). Möte
- Johansson, P.-O., McCleaf, P., Hummel, A., McConnachie, D., Köhler, S., Berggren Kleja, D., Hallin, S. & Cederlund, H. (2017). *Funktionsanalys Uppsalaåsen*. Uppsala: Uppsala Vatten.
- Knutsson, G., Morfeldt, C.-O., Dahlström, L., Nicolson, B., & Svensk byggtjänst (1995). *Grundvatten: teori & tillämpning*. Stockholm: Svensk byggtjänst.
- Kumar, C.P. (2019). An Overview of Commonly Used Groundwater Modelling Software. *International Journal of Advanced Research in Science, Engineering and Technology*, 6 (1), 7854–7565
- Köhler, S.J. & Lavonen, E. (2015). *Löst organiskt kol i dricksvatten – en syntes av erfarenheter av GenoMembranprojektet*. (2015–13). Svenskt Vatten AB.
- Ledskog, L. & Lundgren, T. (1989). *Olje- och kemikalieutsläpp i jord*. Linköping: Statens geotekniska institut; Räddningsverket.
- Leenheer, J.A. & Croué, J.-P. (2003). Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 37 (1), 18A-26A.
<https://doi.org/10.1021/es032333c>
- Livsmedelsverket (2017). *LIVSFS 2017:2*.
https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---natur1-mineralv---kallv/livsfs-2017-2_web.pdf [2021-05-25]
- Marsily, G. de (1986). *Quantitative hydrogeology: groundwater hydrology for engineers*. Orlando, FL: Academic Press.
- Nystrand, B.-Å. (red.) (1986). *Vatten från brunnen till munnen: XX Uppsalasymposiet 1986*. Uppsala: Societas Upsaliensis pro Geologia Quaternaria.
- SGU (2018). *5. Billudden*. [www.sgu.se]. <https://www.sgu.se/om-geologi/sevard-geologi/billudden/> [2021-04-15]
- SGU (2020). *Vatten*. <https://www.sgu.se/om-geologi/vatten/> [2021-05-26]
- SGU (2021). *SGUs kartgenerator*. http://apps.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html [2021-02-26]
- SGU (2021b). Uppsalaåsens utbredning Shapefile, . <https://zeus.slu.se/get/?drop=get> [2021-05-18]
- SMHI (2021-05). *Avdunstning*.

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/avdunstning-1.30720> [2021-05-11]

SMHI (2021). *Ladda ner meteorologiska observationer* | SMHI.

<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitationMonthlySum,stations=all,stationid=97530> [2021-04-23]

Svenskt Vatten (2021). *Vattenutmaningar. Svenskt Vatten.*

<https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/vattenutmaningar/> [2021-05-26]

Uppsala Vatten (u.å.). *Vattenförsörjningen i Uppsala Stad.*

https://www.uppsalavatten.se/globalassets/dokument/om-oss/verksamhet-och-drift/vattenforsorjning_uppsala_stad.pdf [2021-05-25]

U.S. Geological Survey & U.S. Department of the Interior (1997). *Modeling Ground-Water Flow with MODFLOW and Related Programs*

VISS (2020). *Grundvatten: Uppsalaåsen-Uppsala*

Winqvist, G. (1977). *The structure and development of the Uppsala infiltration project. (Striae; 4).* Uppsala: Societas Upsaliensis pro geologia Quaternaria

Zheng, C. & Wang, P.P. (1999). *MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems.* Tuscaloosa, AL: Department of Geological Sciences University of Alabama.

OPUBLICERAT MATERIAL

Johansson, P.-O., McCleaf, P., Hummel, A., McConnachie, D., Köhler, S., Berggren Kleja, D., Hallin, S. & Cederlund, H. (2017). *Funktionsanalys Uppsalaåsen.* Uppsala: Uppsala Vatten.

BILAGOR

BILAGA A – BERÄKNING AV GRUNDVATTENBILDNING

Tabell a. Månadsvis medelnederbörd och medeltemperatur för 2019 och 2020.

Månad	Medelnederbörd 2019 [mm/månad]	Medelnederbörd 2020 [mm/månad]	Medeltemperatur 2019 [°C]	Medeltemperatur 2020 [°C]
Januari	35,8	21,4	-4,5	3,2
Februari	32,4	24,8	0,6	1,8
Mars	56,4	22,2	1,5	2,3
April	6	14,4	6,5	6
Maj	67,3	46,6	9,9	8,4
Juni	56	74,6	17	17,5
Juli	112,2	78,4	16	15,5
Augusti	105,8	26,8	16,7	17,4
September	62,1	32,3	11,6	12,7
Oktober	74,8	94,9	5,8	7,9
November	82,5	24,6	2,1	5,6
December	80,9	51,6	1,4	2,9

Årsmedelnederbörden beräknades utifrån tabell till 642,4 mm/år och årsmedeltemperaturen beräknades till 7,7 °C.

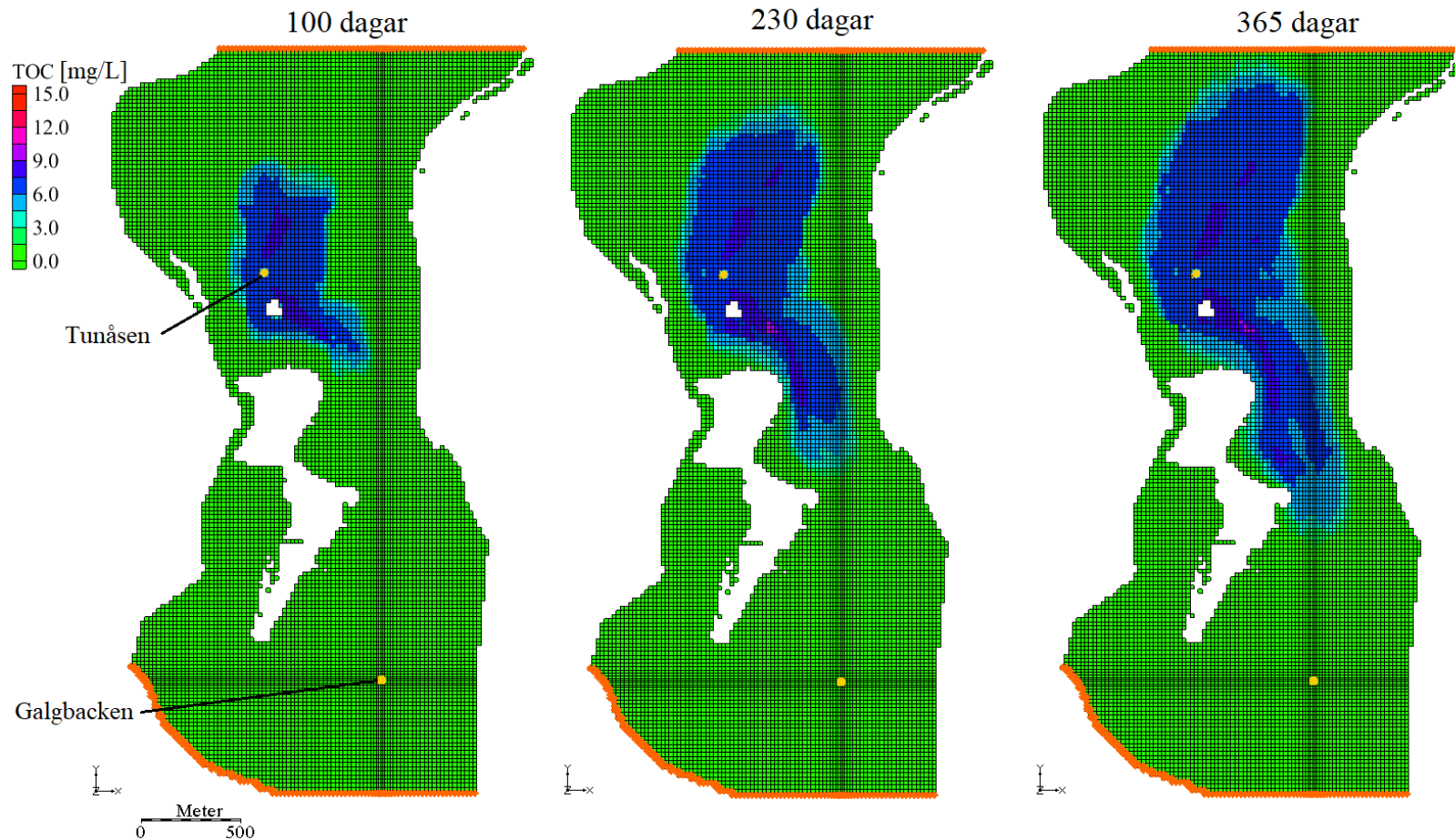
Evapotranspirationen, E , beräknades till 446 mm/år med ekvation (2):

$$E = 221,5 + 29 \cdot 7,7 = 446 \text{ mm/år}$$

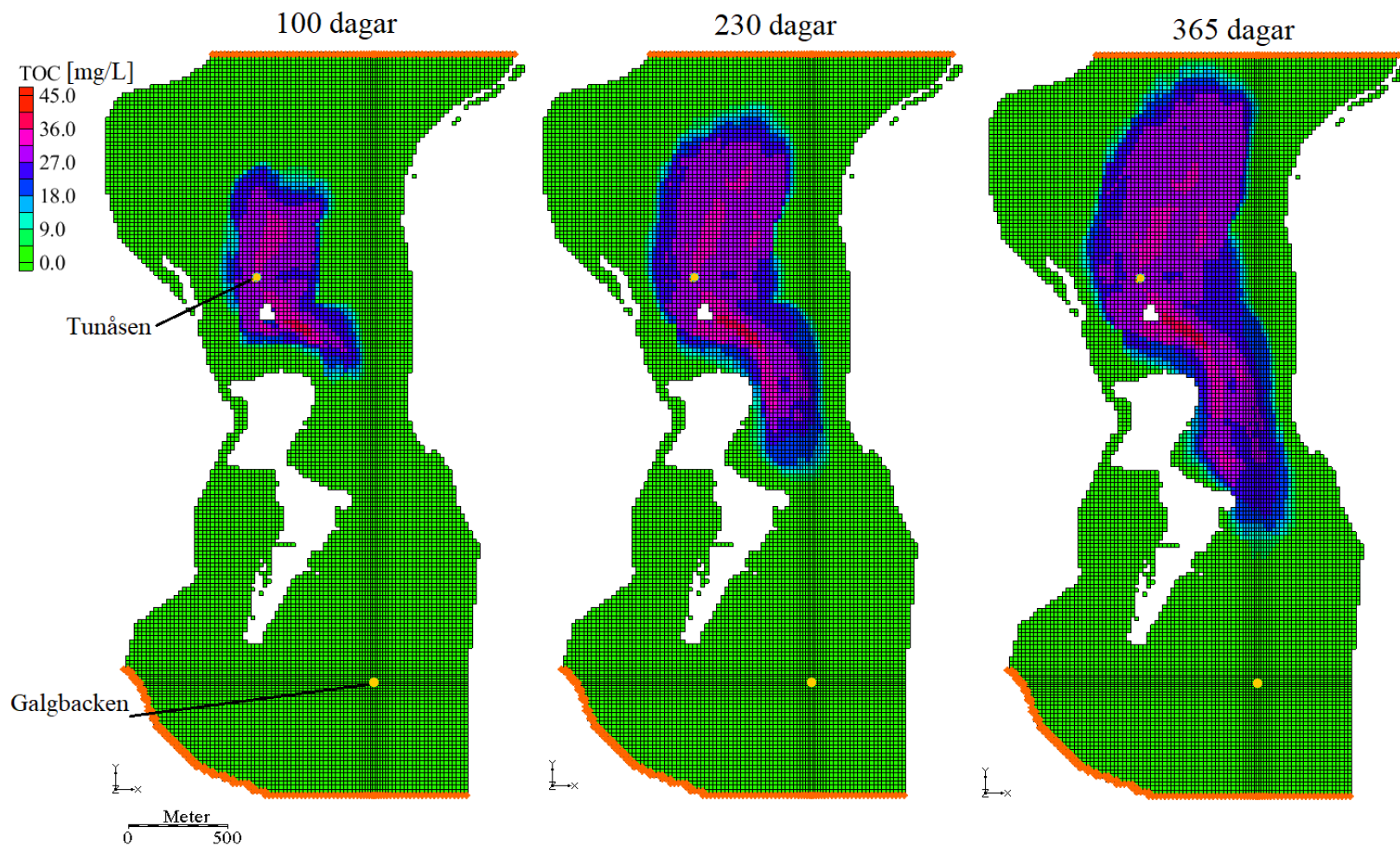
Grundvattenbildningen beräknades därefter till 196,4 mm/år med ekvation (1) med antagandet att det inte sker någon avrinning:

$$\Delta S = 642,4 - 446 = 196,4 \text{ mm/år}$$

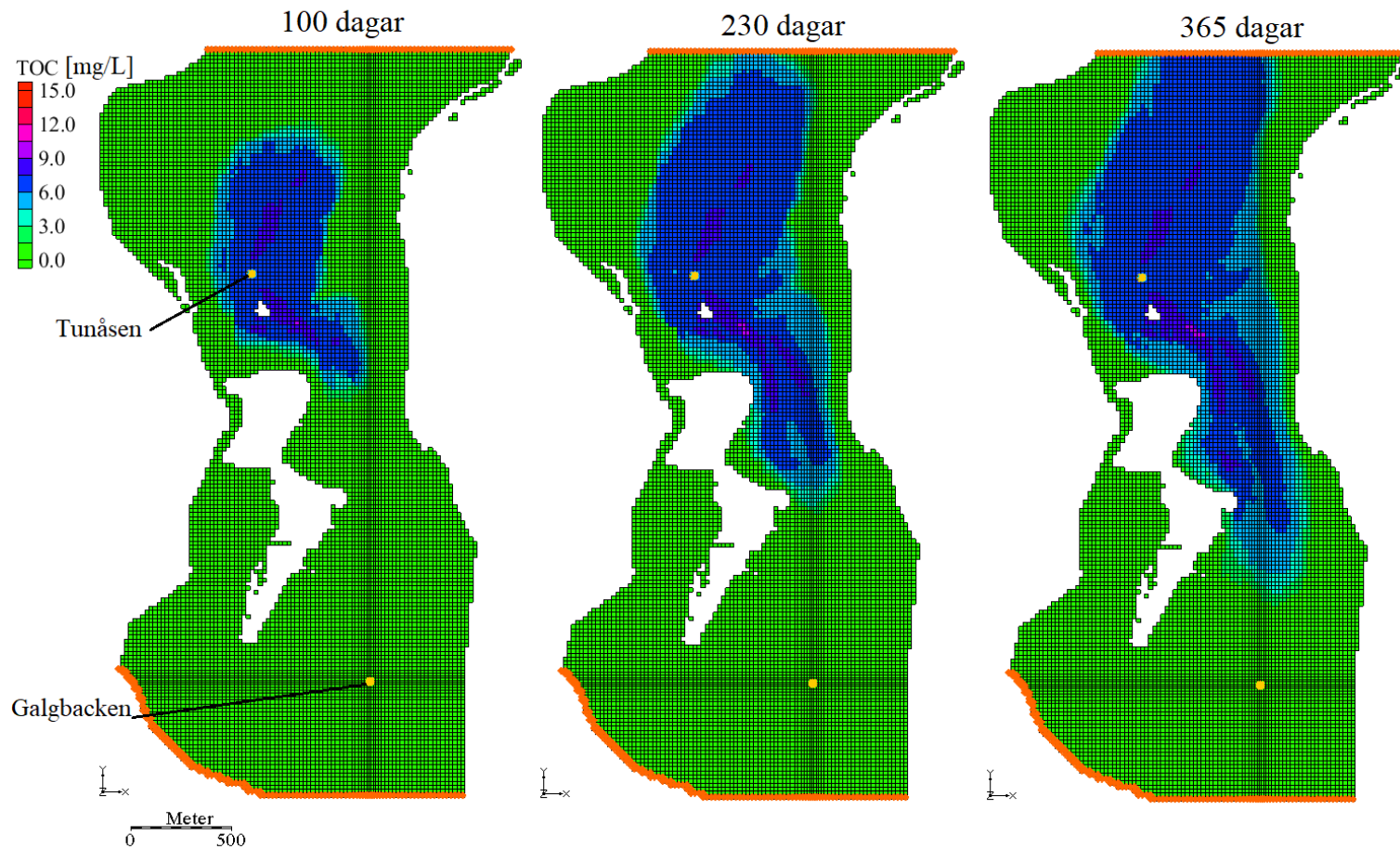
BILAGA B – RESULTAT AV FÖRORENINGSTRANSPORT



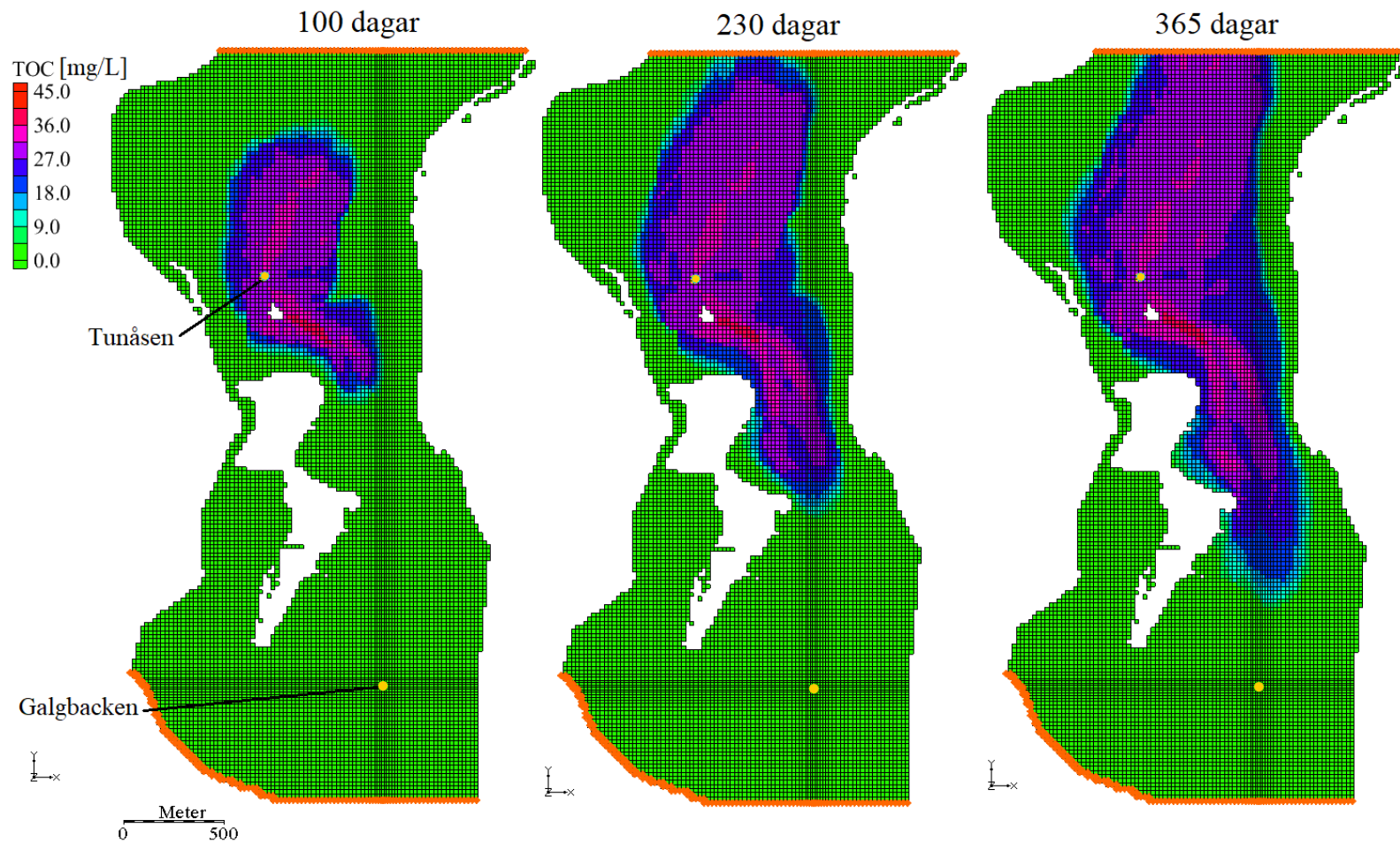
Figur a. Transport av organiskt material för scenario 0 i vilken infiltrationen är 153 L/s och uttaget är 93,7 L/s TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 7 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



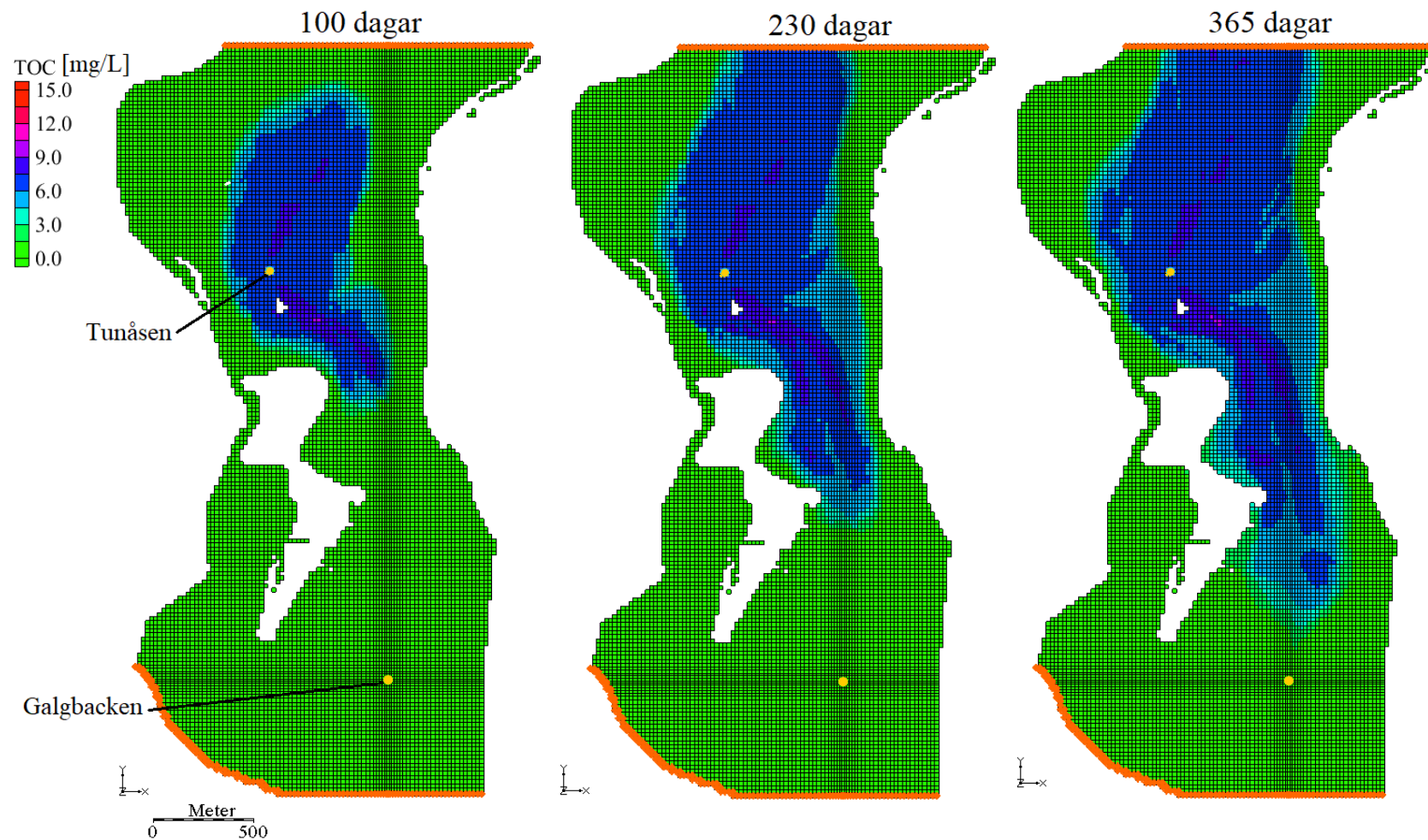
Figur b. Transport av organiskt material för scenario 0 i vilken infiltrationen är 153 L/s och uttaget är 93,7 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 30 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



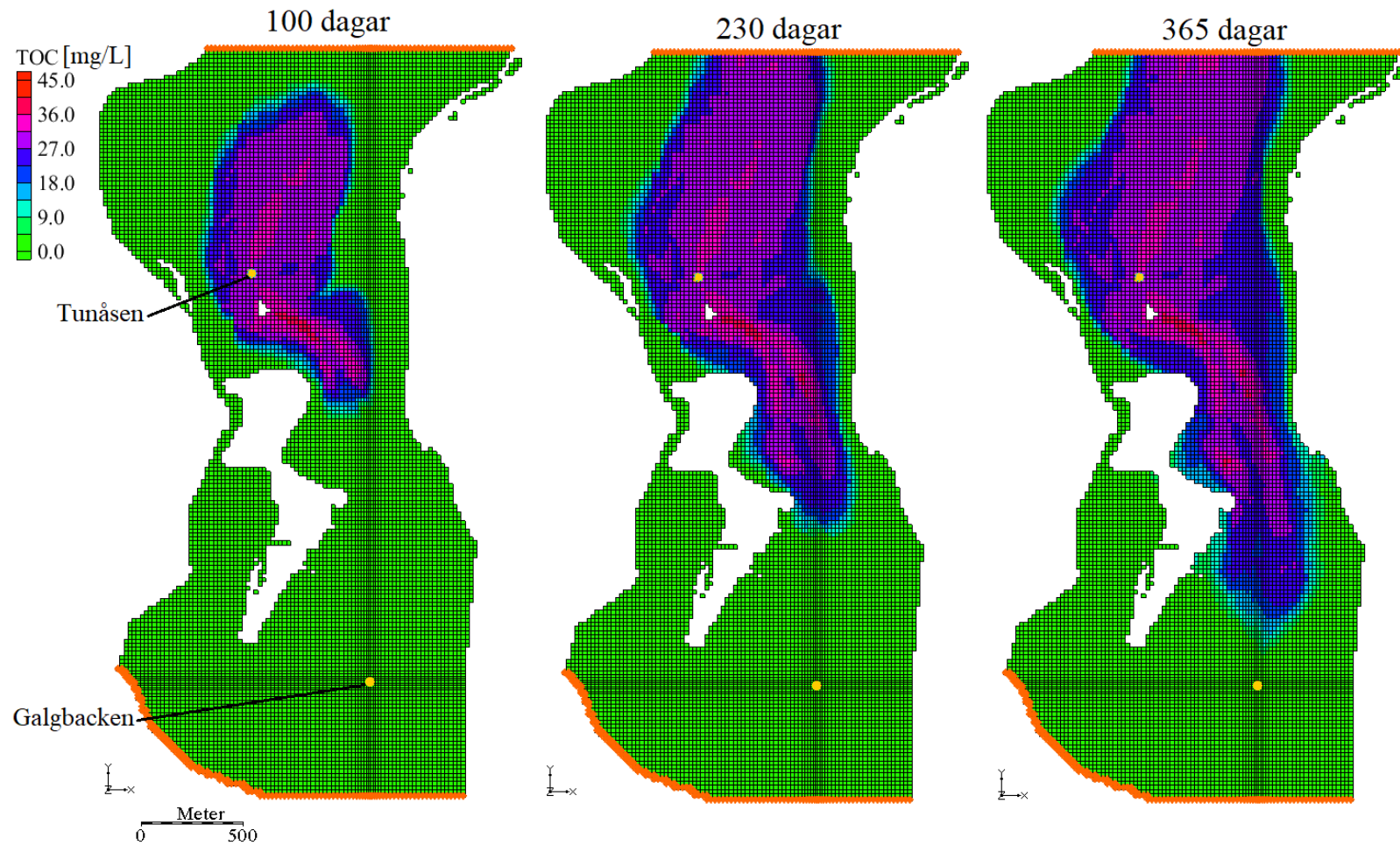
Figur c. Transport av organiskt material för scenario A i vilken infiltrationen är 250 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 7 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



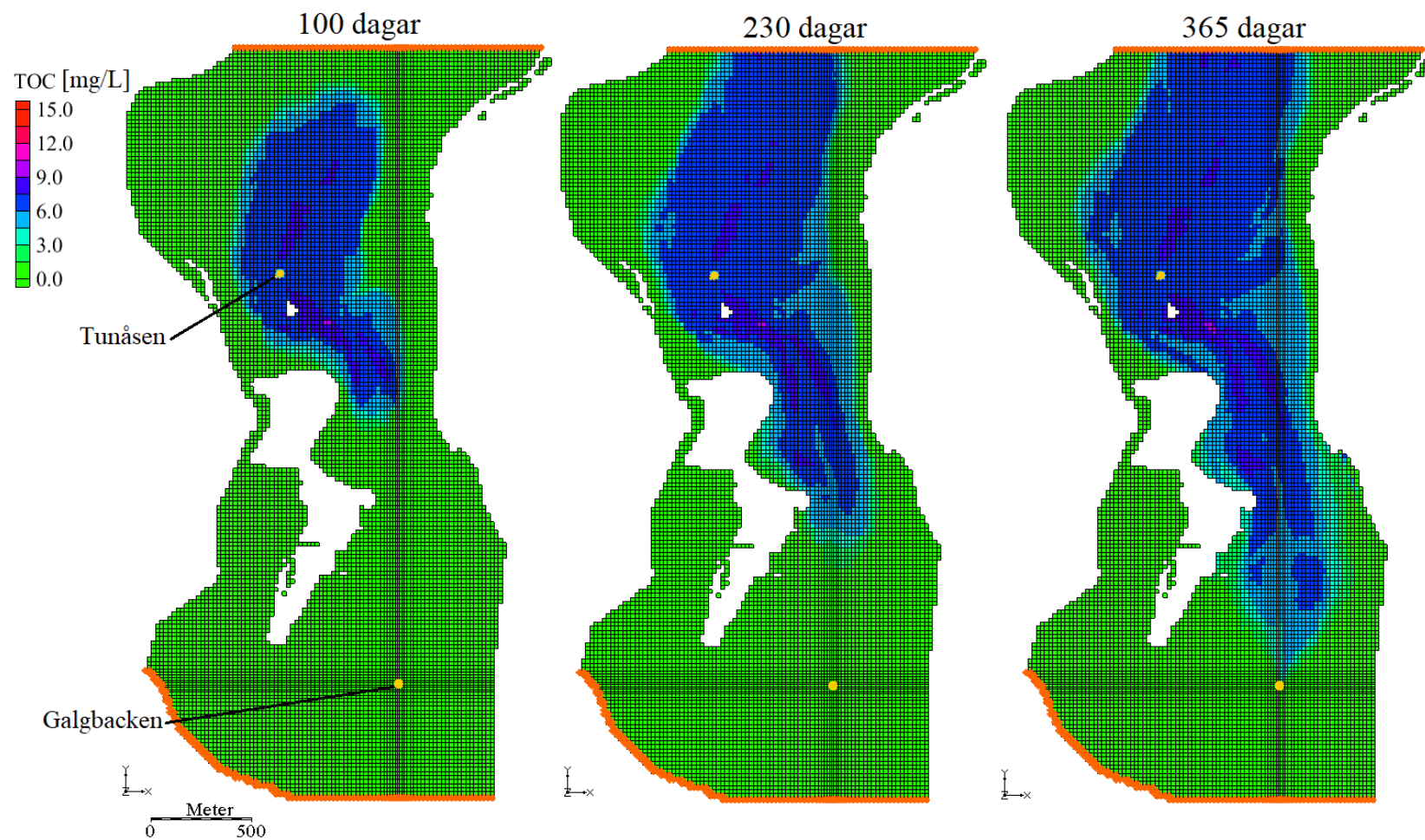
Figur d. Transport av organiskt material för scenario A i vilken infiltrationen är 250 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 30 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



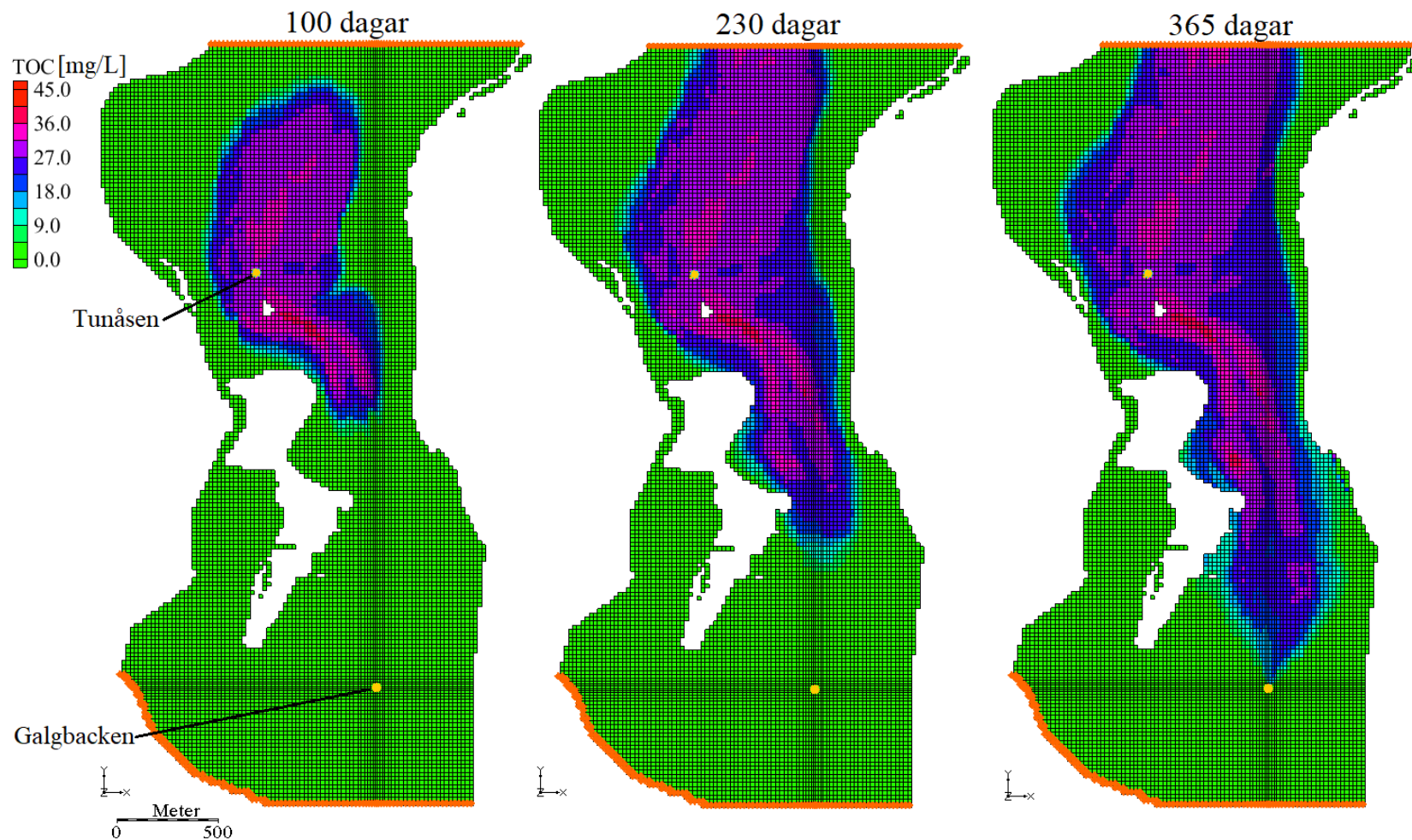
Figur e. Transport av organiskt material för scenario B i vilken infiltrationen är 350 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 7 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



Figur f. Transport av organiskt material för scenario B i vilken infiltrationen är 350 L/s och uttaget är 150 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 30 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



Figur g. Transport av organiskt material för scenario C i vilken infiltrationen är 370 L/s och uttaget är 243 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 7 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.



Figur h. Transport av organiskt material för scenario C i vilken infiltrationen är 370 L/s och uttaget är 243 L/s. TOC-koncentrationen i infiltrationsvattnet är 30 mg/L och färgskalan representerar TOC-koncentrationen. Det organiska materialets transportsträcka presenteras för tre olika tidstillfällen (100, 230 och 365 dagar) efter första infiltrationsdagen.