



REFERAT

Föroreningssituationen runt en deponi i Uppsala – dataanalys och modellering

Sofia Bjälkefur Seroka

Deponering är globalt sett det vanligaste sättet att hantera avfall, men i Sverige får sedan 2001 enbart avfall som inte kan återanvändas deponeras. Innan deponiförordningen trädde i kraft 2001 deponerades många olika typer av avfall. En deponi används idag som ett slutförvar för avfall och för att minimera infiltration av regnvatten och eventuell förorenings-spridning sluttäcks gamla deponier. Sluttäckningen består av flera skikt som tillsammans ska täta deponin och leda bort vatten. Att förvara avfall i en sluttäckt deponi är miljöfarlig verksamhet och det är därför av intresse att kontrollera omgivningarna under och efter sluttäckning för att säkerställa att eventuell förorenings-spridning minskar.

På Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala kommun har en deponi som använts sedan 1971 sluttäckts under hösten 2018. I två provtagningsrör vid deponin, i vilka provtagning och analys skett regelbundet sedan 1991, har förhöjda halter av vissa ämnen kunnat uppmätas efter att arbetet med sluttäckningen påbörjades. Syftet med detta examensarbete var att få ökad förståelse för trender i ämneshalter samt att utreda hur sluttäckning påverkar grundvattennivåer och ämneskoncentrationer runt deponin. Uppmätta halter i provtagningsrören sammanställdes och trender analyserades med statistiska verktyg i mjukvaran R. Dessutom konstruerades en grundvattenmodell över avfallsanläggningen i MODFLOW och MT3DMS. Stationära flödessimuleringar och transportsimuleringar med klorid utfördes.

Tolv av 33 analyserade ämnen och parametrar uppvisar statistiskt signifikanta ökningar i antingen ett av provtagningsrören, båda eller båda analyserade tillsammans. Dessa är alkalinitet, elektrisk konduktivitet, sulfat, klorid, kalcium, natrium, svavel, kalium, magnesium, strontium, barium, och nitratkväve. Sex av dem minskar statistiskt signifikant och dessa är pH-värdet, kadmium, zink, kvicksilver, bly och arsenik. Grundvattenmodellen visar att grundvattnet under **etapp 1 flödar** mot resten av anläggningen men att flöden ut från deponin finns i de sydvästra och sydöstra hörnen. Sluttäckningen leder till lägre nivåer och en förändrad grundvattendelare vilket kommer minska läckaget, främst i den sydvästra delen. Modellsimuleringar med olika grundvattenbildningsmängder och kloridkoncentrationer visade att ökningar av kloridhalter inte kan förklaras med minskad grundvattenbildning i kombination med förhöjda koncentrationer. Förklaringen bör därmed vara andra **fysikaliska** och eventuellt kemiska processer som skett samtidigt som sluttäckningen. De parametrar som påverkade simulerade ämneshalter mest var konduktansen i diken och dränering samt moränens hydrauliska konduktivitet.

Nyckelord: deponi, grundvatten, MODFLOW, **förorenings-spridning, föroreningstransport, sluttäckning, modellering.**

*Institutionen för geovetenskaper: luft-, vatten- och landskapslära.
Uppsala universitet, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA*

ABSTRACT

Contaminant transport from a landfill in Uppsala, Sweden – Data analysis and modeling *Sofia Bjälkefur Seroka*

Landfills are globally the most common waste treatment method but in Sweden the method is since 2001 used only for waste that cannot be reused in any way. Before 2001, almost any type of waste could be landfilled. Today a landfill is used as a final storage and old landfills are capped to minimize infiltration and contaminant transport. A capping consists of several layers which together seal and drain the landfill surface. Storing waste in a capped landfill is considered an environmentally hazardous activity, therefore it is of great interest to monitor the surrounding groundwater during and after capping to make sure that any contaminant concentrations decreases.

At Hovgården waste treatment plant in Uppsala, Sweden, a landfill used since 1971 was capped during 2018. Elevated contaminant concentrations have been measured in two monitoring wells close to the landfill after the capping procedure started. The aim of this master thesis was to increase the understanding of trends in contaminant concentrations and to investigate how capping affects groundwater levels and concentrations. Concentration data were compiled and statistical tools in R were used to analyze trends. Additionally, a groundwater model of the area was created in MODFLOW and MT3DMS. The model was used to simulate different steady state scenarios with and without chloride transport.

Twelve of 33 analyzed substances and parameters show a statistically significant increase. These are alkalinity, electrical conductance, sulphate, chloride, calcium, sodium, sulfur, potassium, magnesium, strontium, barium and nitrate. Six show a decrease, these are pH, cadmium, zinc, mercury, lead and arsenic. The groundwater model indicates that the groundwater flow in the landfill is directed towards the rest of the waste treatment plant except for two places where leakage occurs: the southwest and southeast corners of the landfill. The capping results in lower groundwater levels and an altered groundwater divide, which will reduce the contaminant leakage, particularly in the southwest part. Model simulations with varying recharge and chloride concentrations showed that the increase in chloride levels cannot be explained with only decreased infiltration combined with increased concentrations. Therefore, the explanation is assumed to be other physical processes and possibly chemical reactions due to or at the same time as the capping. The model parameters that effected the simulated concentrations to the greatest extent are the conductances in drains, and the hydraulic conductivity of the till soil.

Keywords: landfill, contaminant transport, MODFLOW, groundwater, modeling, landfill capping.

FÖRORD

Det här examensarbetet avslutar fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet genomfördes hösten 2018 i samarbete med företaget Geosigma i Uppsala. Handledare under arbetets gång var Birgit Koehler, geokolog i vattengruppen på Geosigma. Ämnesgranskare var Fritjof Fagerlund, universitetslektor på institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till Birgit för all hjälp med korrekturläsning och stöd under arbetets gång. Jag vill också tacka Kersti Nilsson för möjligheten att få göra mitt examensarbete hos er på Geosigma och Marcus Heinke som hjälpt mig med modellbyggandet och bidragit med erfarenhet av modellering. Ytterligare tack till Eleonora Barck-Holst och Maria Adefjord på Uppsala vatten som tålmodigt svarat på frågor om Hovgården. Slutligen ett stort tack till Fritjof som besvarat frågor om examensarbete i allmänhet och MODFLOW i synnerhet.

Sofia Bjälkefur Seroka
Uppsala, februari 2019

Copyright © Sofia Bjälkefur Seroka och Institutionen för geovetenskaper: luft-, vatten- och landskapslära.

UPTEC W ÅÅ XXX, ISSN 1401–5765 Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2019.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Föroreningssituationen runt en deponi i Uppsala – dataanalys och modellering

Sofia Bjälkefur Seroka

Deponering är, globalt sett, det vanligaste sättet att hantera avfall. I Sverige får endast det avfall som inte kan återanvändas eller användas till energiutvinning deponeras, men så har det inte alltid varit. Innan nuvarande deponiförordning kom år 2001 deponerades många olika typer av avfall och ingen vet exakt vad som finns i gamla deponier. Deponier som inte används längre ska jämnas ut och täckas med olika skikt, denna procedur kallas sluttäckning. Målet med sluttäckning är att skydda avfallet infiltrerande nederbörd så att mängden förorenat vatten i avfallet, lakvatten, ska minimeras och därmed även spridningen av föroreningar till omgivningen. Att förvara avfall i en sluttäckt deponi definieras som miljöfarlig verksamhet, därför är det viktigt att studera vad som händer i grundvattnet runt om deponin under och efter sluttäckning, för att säkerställa att eventuell spridning av föroreningar minskar som förväntat. Grundvattnets nivåer och ämneskoncentrationer säger tillsammans något om hur markmiljön runt deponin reagerar på sluttäckning.

På Hovgårdens avfallsanläggning utanför Uppsala har en gammal deponi sluttäckts under de senaste åren och i omgivningen finns två grundvatten- och provtagningsrör i vilka koncentrationer av vissa ämnen analyserats sedan 1991. Koncentrationerna av vissa ämnen började öka ungefär samtidigt som man började sluttäcka deponin och orsaken till detta är okänd. I detta arbete har föroreningssituationen runt deponin undersökts på två sätt. Dels har ämneshalter från 1991–2018 i provrören runt deponin sammanställts i tidsserier och eventuella ökning eller minskningar i halter har analyserats med statistiska verktyg i programmet R för att se om trenderna är statistiskt signifikanta. Dels har en grundvattenmodell över avfallsanläggningen konstruerats i ett program som använder beräkningsmodellen MODFLOW för att beräkna grundvattennivåer och ämnestransport. Modellen användes för att beräkna grundvattennivåer vid olika scenarion: utan sluttäckning och med sluttäckning. Dessutom tillsattes kloridhaltigt vatten för att simulera att lakvattnet innehåller klorid som kan spridas till omgivningen beroende på vilken riktning grundvattenflödet går.

Den statistiska analysen visade att tolv av 33 analyserade ämneshalter och fysikaliska parametrar visar en statistiskt signifikant ökning. Dessa är bland andra klorid, sulfat och metaller med låg jonladdning som kalcium, kalium, natrium m.fl. Sex av 33 ämneshalter och parametrar minskar och dessa är pH-värdet, kadmium, zink, kvicksilver, bly och arsenik. Resultatet av grundvattenmodelleringen visar att grundvattennivåerna runt deponin kommer sjunka efter sluttäckning, men det går inte att säga när den nya jämvikten kommer nås. De nya grundvattennivåerna kommer leda till lägre lakvattenflöden ut från deponin och därmed mindre spridning av föroreningar, men ett visst läckage vid det sydöstra hörnet av deponin kommer finnas kvar. Transportmodelleringen visar att scenariot med sluttäckning ger mycket lägre nivåer i provtagningsrören än scenariot utan sluttäckning, så de förhöjda halterna kan inte enbart bero på sluttäckningen i sig. Däremot skulle de kunna bero på något som hänt i anslutning till sluttäckningsprocessen, exempelvis förändrade flödesvägar. Det går dock inte att modellera med den framtagna modellen i detta projekt. Modellen visade sig vara känsligast för förändringar i diken, dräneringssystem samt moränens hydrauliska konduktivitet. Modellen skulle kunna förbättras genom att använda ett större modellområde samt att använda tidsberoende simuleringar.

ORDLISTA

Cell – En ruta i ett MODFLOW-grid


Constant head – Konstant hydraulisk potential, en modul i MODFLOW

Deletapp – Delområde av etapp 1 (gamla deponin) som sluttäckts vid samma tillfälle


Drain – Dike, en modul i MODFLOW

Ettapp 1 – Området där gamla deponin ligger

Finite Difference Grid – Rektangulärt rasternät som används i MODFLOW

 **GIS** – Geografiska informationssystem

Grid – Rasternät, används för att bygga en modell i MODFLOW

 **Head** – Hydraulisk potential, i öppna akviferer samma som grundvattennivå

Konduktans – Term i MODFLOW som multiplicerad med skillnaden i head anger flöde

Lake – Sjö, en modul i MODFLOW

MODFLOW – USGS:s hydrologiska modulmodell

MT3DMS – Transportmodell som används tillsammans med MODFLOW

Polygon – Geometrisk form som motsvarar en yta i GIS-baserade program

Polyline – Linje som används i GIS-baserade program

Raster – En matris med datapunkter som används i GIS-baserade program

Recharge – Grundvattenbildning, en modul i MODFLOW

SGI – Statens Geotekniska Institut

SGU – Sveriges Geologiska Undersökning

Simulering – Modellkörning

Stationär – Tillstånd som inte förändras med tiden

Steady state – Stationärt tillstånd

Transient – Förlopp där förändringen med tiden studeras, motsats till stationär

USGS – United States Geological Survey

Visual Modflow Flex – Användargränssnitt för MODFLOW

VMF – Författarens förkortning för Visual Modflow Flex

LISTA ÖVER FIGURER



- Figur 1:** Översikt över Hovgårdens avfallsanläggning.
- Figur 2:** Karta över sluttäckningens olika deletapperna och årtal då arbetet har avslutats.
- Figur 3:** Provtagningspunkter och grundvattenrör runt Hovgårdens avfallsanläggning.
- Figur 4:** Avrinningsområdet enligt den hydrogeologiska utredningen utförd 2004.
- Figur 5:** Diskretisering av en akvifär.
- Figur 6:** Bild över modellområdet med modellgränsen och randvillkorens utbredning.
- Figur 7:** Jordartskarta av det övre jordlagret.
- Figur 8:** Schematisk skiss över hur marklagren byggdes upp.
- Figur 9:** Övre lagrets konduktivitetsszoner och modellens rasternät.
- Figur 10:** Modellens konduktivitetsszoner före och efter manuell justering.
- Figur 11:** Tvärsektion som visar ett syd-nordligt tvärsnitt av modellen.
- Figur 12:** Rasternätets placering och grundvattenrör runt etapp 1.
- Figur 13:** Graf över kloridhalter i P1 och P2 under 1991–2018.
- Figur 14:** Bild över de olika grundvattenbildningszonerna i modellen.
- Figur 15:** Grafer över ämneshalter i P1 och P2 för några av de analyserade ämnena.
- Figur 16:** Beräknade mot observerade grundvattennivåer.
- Figur 17:** Nuvarande grundvattennivåer på Hovgårdens avfallsanläggning enligt modellen.
- Figur 18:** Grundvattennivåer utan sluttäckning.
- Figur 19:** Grundvattennivåer med sluttäckning.
- Figur 20:** Närbild på etapp 1 utan sluttäckning och med sluttäckning.
- Figur 21:** Graf över ämneshalter i P1 från utvalda simuleringar utförda med transportmodellen.
- Figur 22:** Graf över ämneshalter i P2 från utvalda simuleringar utförda med transportmodellen.
- Figur 23:** Graf över koncentrationer i P1 för olika simuleringar med olika täckningsgrad över etapp 1.
- Figur 24:** Graf över koncentrationer i P2 för olika simuleringar med olika täckningsgrad över etapp 1.
- Figur A - 1:** Uppmätta grundvattennivåer på Hovgårdens avfallsanläggning september 2018.
- Figur A - 2:** Sammanställda halter för krom, järn, kalium och magnesium.
- Figur A - 3:** Sammanställda halter för bly, kadmium, kvicksilver och koppar.
- Figur A - 4:** Sammanställda halter för fosfor, nitrit, nitrat och totalkväve.
- Figur A - 5:** Sammanställda halter för kisel, selen, antimon och vanadin.
- Figur A - 6:** Sammanställda halter för strontium, barium, kobolt och molybden.
- Figur A - 7:** Sammanställda halter för nickel och zink.
- Figur A - 8:** Koncentrationerna i P1 vid olika täckningsgrad med 10 000 mg/l efter täckning.
- Figur A - 9:** Koncentrationerna i P2 vid olika täckningsgrad med 10 000 mg/l efter täckning.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING OCH SYFTE	1
1.1.	INLEDNING	1
1.2.	SYFTE OCH MÅL	1
1.3.	FRÅGESTÄLLNINGAR.....	1
2.	BAKGRUND	2
2.1.	DEPONERING AV AVFALL.....	2
2.1.1.	Historia och lagstiftning	2
2.2.	HOVGÅRDENS AVFALLSANLÄGGNING	2
2.2.1.	Allmänt om avfallsanläggningen	2
2.2.2.	Geologiska förhållanden	3
2.2.3.	Hydraulisk konduktivitet.....	4
2.2.4.	Deponering	4
2.2.5.	Sluttäckning.....	5
2.2.6.	Hydrologiska förhållanden och lakvattenuppsamling.....	6
2.3.	LAKVATTEN.....	8
2.3.1.	Definition	8
2.3.2.	Sammansättning	8
2.3.3.	Koncentration	10
2.3.4.	Lakvattnet från etapp 1 på Hovgården	10
2.4.	MODELLTEORI	10
2.4.1.	Grundvattenströmning och MODFLOW	11
2.4.2.	Föroreningstransport och MT3DMS	12
3.	METOD OCH UTFÖRANDE	13
3.1.	SAMMANSTÄLLNING AV DATA.....	13
3.2.	STATISTISK ANALYS	13
3.3.	GRUNDVATTENMODELL	14
3.3.1.	Mjukvara	14
3.3.2.	Modellområde och randvillkor.....	14
3.3.3.	Geologi och jordartsföljder	16
3.3.4.	Rasternät och modellbyggnad	20
3.3.5.	Ämnestransport	21
3.3.6.	Kalibrering	23
3.3.7.	Modellering	25
3.3.8.	Antaganden.....	27
4.	RESULTAT	28

4.1. SAMMANSTÄLLDA DATA.....	28
4.2. TRENDER	30
4.3. GRUNDVATTENMODELL	32
4.3.1. Kalibrering	32
4.3.2. Flödesmodellering	34
4.3.3. Transportmodellering	36
5. DISKUSSION	42
5.1. FÖRORENINGSSITUATION.....	42
5.1.1. Trender	42
5.1.2. Insamlade data.....	43
5.2. GRUNDVATTENMODELLERING	43
5.2.1. Tolkning av resultat.....	43
5.2.2. Val av parametervärden	44
5.2.3. Känslighet.....	45
5.2.4. Osäkerheter.....	46
5.2.5. Förbättringar.....	47
6. SLUTSATSER	47
7. REFERENSER.....	48
8. APPENDIX	51
8.1. GRUNDVATTENNIVÅER HOVGÅRDENS AVFALLSANLÄGGNING	51
8.3. SAMMANSTÄLLDA ÄMNESHALTER	52
8.4. KALIBRERING	57
8.5. YTTERLIGARE TRANSPORTSIMULERINGAR.....	58

1. INLEDNING OCH SYFTE

1.1. INLEDNING

En deponi är det som i dagligt tal kallas för soptipp. Deponering är globalt sett det vanligaste sättet att hantera avfall, men i Sverige deponeras avfall enbart om det inte går att återvinna på annat sätt. Idag deponeras ca. 1 % av allt hushållsavfall i Sverige, men för andra typer av avfall, t.ex. förorenade massor, är deponering den behandlingsmetod som används (Avfall Sverige, 2018). Det finns många gamla deponier runt om i Sverige som inte håller **samma** höga standard som krävs av dagens lagstiftning (Rihm, 2014). Sluttäckning utförs för att minimera mängden vatten som strömmar in i en deponi och i förlängningen för att minimera mängden förorenat vatten som flödar ut i omgivningen (SGI, 2018). Att förvara avfall i en sluttäckt deponi definieras som miljöfarlig verksamhet då det fortsätter att släppa ut föroreningar även efter efterbehandling (Naturvårdsverket, 2018). Det är därför av intresse att studera vad som händer med föroreningshalter i grundvattnet över tid runt en sluttäckt deponi. På Hovgårdens avfallsanläggning utanför Uppsala sluttäcks hösten 2018 en deponi som var i bruk 1971–2009. Uppsala Vatten och Avfall har i sitt kontrollprogram upptäckt förhöjda halter av bland annat sulfat, kalcium, mangan och svavel i de två provtagningsrör som ligger i anslutning till den gamla deponin och orsaken till detta är okänd. Eftersom sluttäckning leder till mindre infiltration förväntas föroreningsspridningen minska.

1.2. SYFTE OCH MÅL

Syftet med detta projekt är att utreda hur sluttäckningen av etapp 1 på Hovgårdens avfallsanläggning, Uppsala kommun, påverkar omgivande grundvattennivåer och grundvattenflöde. Syftet är också att utreda hur ämneshalter ökat i grundvattenprovpunkterna runt etapp 1 och möjliga orsaker till detta.

Målet med projektet är att ta fram en platsspecifik grundvattenmodell i MODFLOW och att använda den för att få ökad förståelse för hur sluttäckningen påverkar grundvattnet och att utreda vilka parametrar som påverkar föroreningshalterna i omgivande grundvattenrör.

1.3. FRÅGESTÄLLNINGAR

- Hur har ämneshalterna förändrats sedan provtagningsrören runt etapp 1 installerades?
- Är ökningarna av halterna statistiskt signifikanta?
- Hur rör sig grundvattnet runt den sluttäckta deponin?
- Hur påverkar sluttäckningen grundvattenflödet i området?
- Kan ökning av föroreningshalter runt etapp 1 bero på sluttäckningen?
- Vilka faktorer påverkar föroreningshalter i omgivande grundvattenrör i störst utsträckning?

2. BAKGRUND

2.1. DEPONERING AV AVFALL

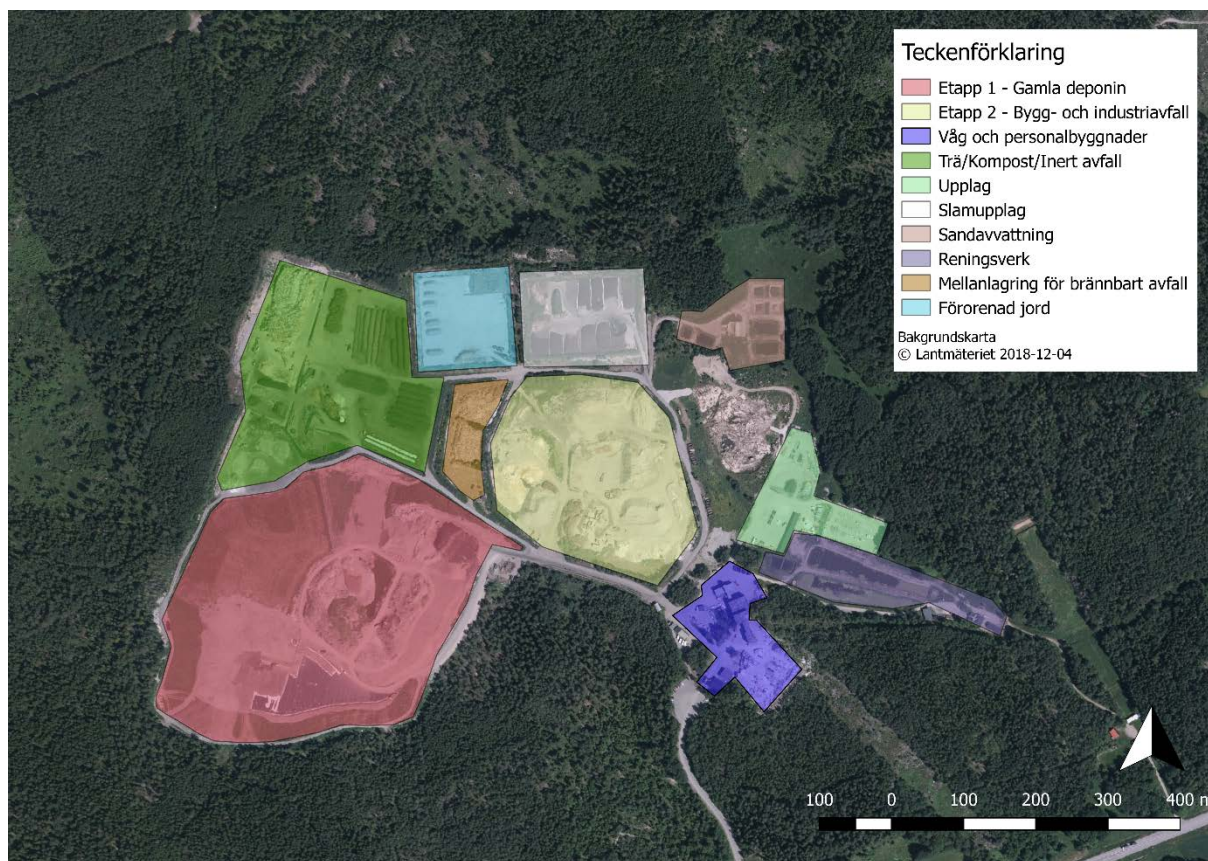
2.1.1. Historia och lagstiftning

I Sverige började avfall deponeras på 1920-talet då konsumtionssamhället växte fram och avfallet inte längre bara bestod av organiskt material. Avfallsupplagen bestod av alla typer av avfall. På 1950- och 1960-talen växte deponierna snabbt och det löstes delvis genom öppen förbränning. Fjärrvärmenätet byggdes ut under 1970-talet för att ta vara på energin i materialet, vilket innebar många nya avfallsförbränningsanläggningar. Avfallshanteringen i Sverige var i stort sett ett linjärt flöde där samhällets avfall brändes eller deponerades. Detta såg ungefär likadant ut fram till 1990-talet, med vissa förändringar avseende bland annat miljökrav och behandling (VafabMiljö, 2018). Det var först 2001 som ett omfattande regelverk rörande avfallshantering och deponering trädde i kraft. Enligt denna förordning om deponering av avfall (2001:512) finns det en lång rad avfallstyper som inte får deponeras: flytande avfall, brännbart avfall, organiskt avfall, med mera. Dessutom måste material som ska deponeras först behandlas för att förhindra spridning eller utlakning av oönskade ämnen, t.ex. genom avvattning eller stabilisering (Naturvårdsverket, 2004). Förordningen innehåller också krav på lakvattenuppsamling, skyddsåtgärder samt sluttäckningens utformning (Rihm, 2014). En deponi är sedan 2001 alltså ett slutförvar för avfall som inte kan återvinnas eller användas på annat sätt. Alla deponier som används idag och som har använts efter 2001 omfattas av deponeringsförordningen, det gäller även deponier som tagits i bruk innan 2001. Material som idag är förbjudet att deponera kan dock finnas i gamla deponier som varit i bruk efter 2001. Deponier som har slutat användas innan 2001 har litet eller inget miljöskydd i form av lakvattenuppsamling, gasuppsamling, skyddsåtgärder och sluttäckning (Rihm, 2014).

2.2. HOVGÅRDENS AVFALLSANLÄGGNING

2.2.1. Allmänt om avfallsanläggningen

Hovgårdens avfallsanläggning ligger 12 km nordost om Uppsala och är en 57 ha stor anläggning omgiven av barrskog. Närmsta bostadshus ligger 600 m från anläggningen. Anläggningen tar hand om avfall från hela Uppsala kommun med omnejd och har varit i drift sedan 1971. Hovgårdens avfallsanläggning består av deponiytor, slamceller, en återvinningscentral, ett reningsverk samt hårdgjorda ytor för sortering och kompostering samt mellanlagring av material som ska tas om hand någon annan stans, se Figur 1. Deponiytorna består av två etapper. Etapp 1 har inte använts för deponering sedan årsskiftet 2008/2009 och håller på att sluttäckas. Där har främst industriavfall och förbränningsaska deponerats, men i och med sluttäckningen har även förorenade massor, rötslam och slaggrus (sorterad bottenaska) använts. Etapp 2 är den del som idag används för deponering av icke återvinningsbart avfall, det vill säga sorterat grov-, bygg- och industriavfall (Uppsala Vatten och Avfall, 2018).



Figur 1: Översikt över Hovgårdens avfallsanläggning 12 km nordost om Uppsala. Etapp 1 och 2 är deponier, övriga ytor används för mottagning, behandling och mellanlagring av avfall.

2.2.2. Geologiska förhållanden

Hovgårdens avfallsanläggning ligger i en dalgång i öst-västlig riktning. Jordlagren i mitten av dalgången består av lera och siltig lera med en mäktighet på 2–10 m där de största djupa återfinns i mitten. Stråket med lera är 70–150 m brett och vilar på ett moränskikt (Golder Associates, 2004). På dalgångens sidor finns sandig morän och de högsta partierna i dalgången utgörs av berg i dagen. Moränen inom området har en hydraulisk konduktivitet på $1,9\text{--}5,5 \cdot 10^{-6}$ m/s. Moränens mäktighet är 2–5 m i mitten av dalgången. Berggrunden under jordlagren består av gnejsgranit. Inom avfallsanläggningens område finns några mindre sprickzoner. Sprickzoner är av intresse då de kan vara vattenförande. År 2004 bedömdes ingen av sprickzonerna utgöra en väg för lakvatten ut ur deponin. En av de lokala sprickzonerna, väster om etapp 1, hade hög kloridhalt. Hög kloridhalt kan antingen betyda att relik saltvatten trängt upp, eller att lakvatten strömmat in. I detta fall bedömdes det inte röra sig om lakvatten då tryckskillnaden mellan vattenytan i sprickzonen och grundvattenytan i närmsta grundvattenröret innanför deponin var så stor att de inte bedömdes ha hydraulisk kontakt (Golder Associates, 2004).

Den ursprungliga markytan, innan deponering, låg på ca. +30 m i dalgången öster om etapp 2 och steg till ca. +35 m där kompost och förvaring av trä befinner sig idag. Norr om den naturliga dalgången ligger markytan upp emot +50 m och söder om dalgången på +47–+48 m. Sydväst om deponin ligger markytan på ca. +40 m (Golder Associates, 2004). Idag är markytan avsevärt förändrad då deponering, sortering och utveckling av avfallsanläggningen har skett i snart 40 år. De högsta nivåerna återfinns idag på etapp 1, som är drygt +55 m högt i den högsta punkten. Etapp 2 är uppemot +50 m högt och även slamupplaget ligger en bit över +45 m (Lantmäteriet, 2018). Detta innebär att mängden deponerat material och övriga massor varierar mycket i de

olika delarna avfallsanläggningen och att det mäktigaste lagret med deponerat material och igenfyllnadsmassor återfinns på etapp 1, där tjockleken kan antas variera mellan 1–20 m.

2.2.3. Hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten, genomsläppligheten, hos deponerat material varierar kraftigt eftersom olika typer av material har vitt skilda egenskaper. Reddy et al. (2009) har undersökt den hydrauliska konduktiviteten hos nytt respektive gammalt hushållsavfall samt gjort en sammanfattning av tidigare studier. Åtta laborationsbaserade studier som sammanfattas har observerat hydrauliska konduktiviteter som varierar mellan $3,7 \cdot 10^{-10}$ till $1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s, medan fem sammanfattade studier som utförts in situ varierar mellan $5,9 \cdot 10^{-9}$ m/s till $1,1 \cdot 10^{-4}$ m/s. I de egna laborationsexperimenten hade nytt avfall en högre hydraulisk konduktivitet än äldre avfall, och den hydrauliska konduktiviteten minskade när avfallet komprimerades (Reddy et al., 2009). Avfall som ligger långt ner i en stor deponi kan därmed antas ha lägre konduktivitet än det som ligger högre upp i deponin. Det material som deponerats på Hovgården är dock främst inte hushållsavfall, utan askor, industriavfall och kondensat. Då kondensatet inte är helt torrt så lär det finnas en del vatten i materialet. Dessutom har etapp 1 sluttäckts först de senaste tio åren, så innan dess kan en del vatten ha infiltrerat in i materialet. Kräuchi & Gubler uppmätte 1992 en mättad hydraulisk konduktivitet på $6,7 \cdot 10^{-5}$ m/s i en deponi för bottenaska från avfallsförbränning (Hartmann et al., 2004). Herrmann et al. (2009) undersökte vilka faktorer som påverkar den hydrauliska konduktiviteten på flygaska blandat med avloppsslam. Komprimering av avfallet var den faktor som minskade den hydrauliska konduktiviteten mest, en slutsats som liknar Reddy et al. som nämnts ovan. Materialets vattenhalt minskade den hydrauliska konduktiviteten till en början, men det hade ingen påverkan på lång sikt (Herrmann et al., 2009).

Genomsläppligheten hos lera varierar beroende av sammansättningen. I regel binder lera vatten mycket bra och har därmed låg hydraulisk konduktivitet, lägre ju mer ler (korn med partikelstorlek mindre än 0,002 mm) lera består av. Helt torr lera kan dock bilda sprickor som har hög genomsläpplighet (Eriksson et al., 2011). Generellt kan lera sägas ha en konduktivitet ner till 10^{-9} m/s (Espeby & Gustafsson, 1998).

2.2.4. Deponering

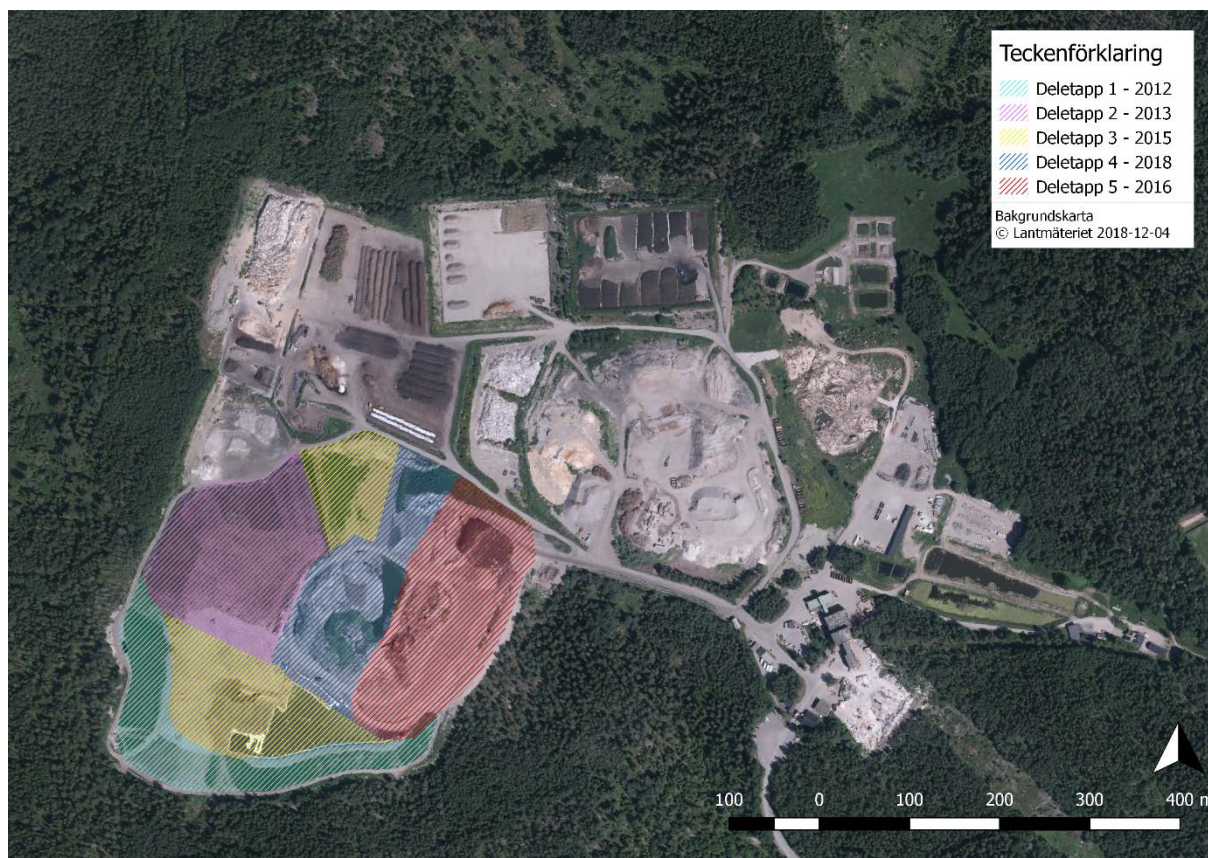
Information om vad som deponerats på Hovgården återfinns i deponikartor från 1971–1992 samt miljörapporter från 1987–2017. 1973–1983 deponerades osorterat industriavfall på etapp 1. Organiskt avfall kan ha deponerats under denna tid. 1984 började man deponera förbränningsrester, till och med 1991 skedde detta i den södra delen av området. 1986 började man deponera kondensat, en fast eller flytande restprodukt från rökgaser från avfallsförbränning, i den östra mittersta delen av etapp 1. Kondensatet bestod av kondensatslam blandat med flygaska, efter 1992 blandades även kalkhaltiga restprodukter ned efter ett nytt reningssteg i rökgasreningen. Detta deponerades ovanpå det osorterade industriavfallet som redan deponerats på platsen. Kondensatet invallades med kolaska (Golder Associates, 1994). En invallning är en vall som byggs för att begränsa vattnets omsättning i området för att förhindra spridning (Naturvårdsverket, 2003). Invallningarna gjordes i horisontella lager, så att varje lager med kondensat (ca. 2 m) var omslutet av ett lager kolaska (ca. 0,5 m) för att minska infiltration och lakvattenbildning. 1991 byggdes en lervall, med ett ytterskikt av kolaska, som kapslade in kondensatdeponins norra gräns, vilken utökades under 1992 till att omsluta nästan hela kondensatdeponin (Golder Associates, 1994). Tätning genomfördes på kondensatdeponin 1996 ovanpå befintliga massor, för att minska framtida nederbördsinfiltration. Tätningen innebar även dränering, där vattnet från kondensatcellen än idag ska ledas till dräneringsledningarna i deponins botten. Kondensatdeponin har även använts som deponi för farligt avfall, bland annat bildskärmsglas, brunstensbatterier och lysrör, både innan och efter

det blev en tätad cell. År 1987 började man deponera asbestavfall i det sydöstra hörnet av etapp 1. Asbest har under åren som gått deponerats på olika delar av etapp 1, men främst i den östra delen.

2.2.5. Sluttäckning

Syftet med sluttäckning av en deponi är att förhindra lakvattenbildning. Detta sker genom *terrassering* samt anläggande av *tätskikt*, *dräneringsskikt* och ytterst ett *skyddsskikt*. Terrassering innebär att jämna ut deponerat material och skapa lämplig lutning och form på deponin med hjälp av fyllnadsmassor. Terrassering hjälper också till att förebygga sättningar i det deponerade materialet, det vill säga att materialet sjunker ihop med tiden. För deponerat material som klassas som farligt avfall så ska enligt deponeringsförordningen en sluttäckning konstrueras så att mängden vatten som infiltrerar deponimaterialet genom tätskiktet inte överskrider fem liter per kvadratmeter och år. För icke-farligt avfall gäller istället siffran 50 liter per kvadratmeter och år (Naturvårdsverket, 2008a). Etapp 1 på Hovgårdens avfallsanläggning klassas som en deponi för farligt avfall (Barck-Holst, 2018, pers. medd.).

Sluttäckning av deponin i etapp 1 inleddes 2006 (Uppsala kommun VA- och avfallskontoret, 2007). Förorenade schaktmassor har använts för terrassering. Även rötslam uppblandat med slaggrus har använts för avjämning. Sluttäckningsarbete såsom terrassering och avjämning påbörjades 2006 och pågick under de två första åren parallellt med deponering av avfall på etapp 1 (Uppsala Vatten och Avfall). Den första deletappen av sluttäckningen färdigställdes 2012, se Figur 2 där samtliga deletapper finns utmärkta. Ovanför terrasseringsskiktet lades ett avjämningskikt, vars syfte är att avjämna deponin och skydda ovanpåliggande lager. Ovanpå lades sedan ett lermembran, ett geomembran (plast- eller gummiduk), en dräneringsmatta och ett lager geotextil, vars syfte är att tillsammans leda bort nederbörden för att minska infiltrationen. Det yttersta lagret i sluttäckningen var släntbeklädnad i form av rena massor där växter såddes för att få en gräsbeklädnad ovanpå den sluttäckta deponin. Sedan 2012 har etapp 1 sluttäckts del för del och den sista deletappen sluttäckts under hösten 2018 (Barck-Holst, 2018, pers. medd.).

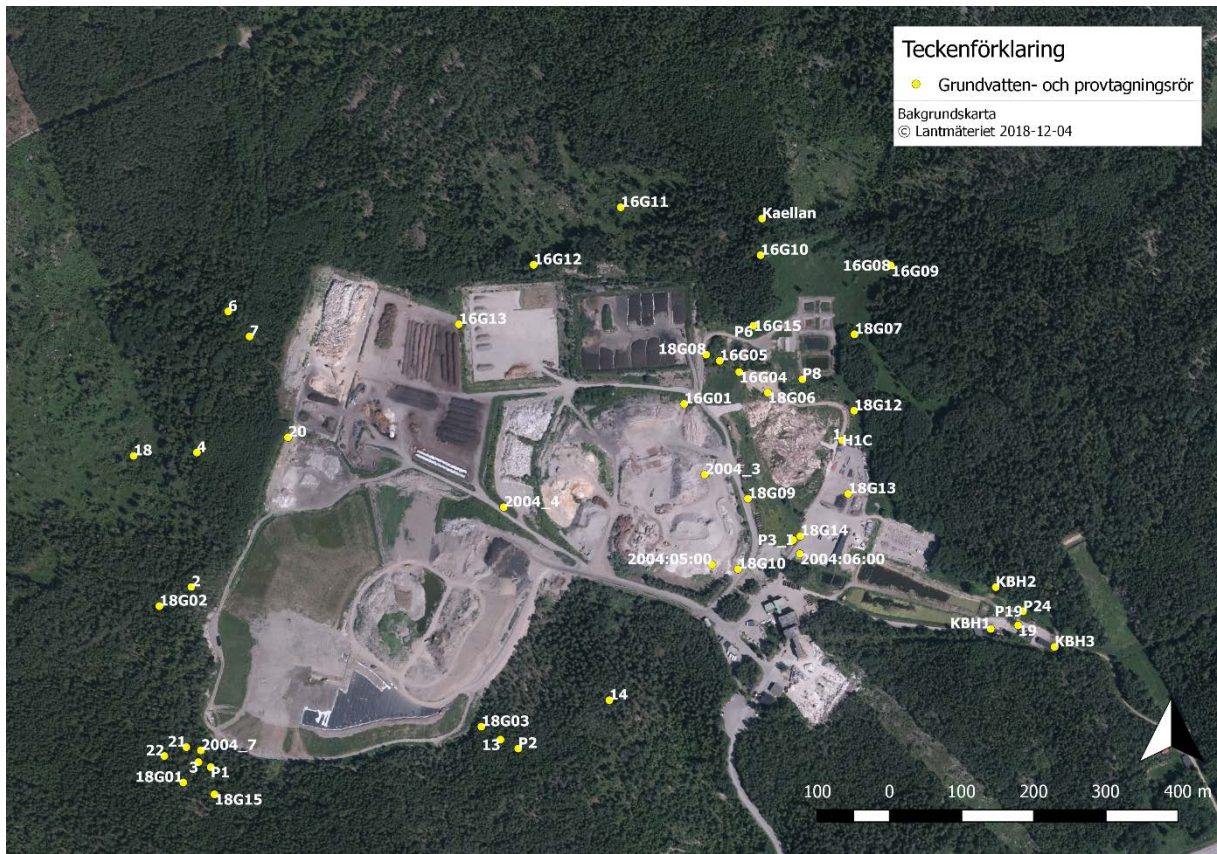


Figur 2: Karta över sluttäckningens olika deletapper och respektive årtal då arbetet har avslutats.

2.2.6. Hydrologiska förhållanden och lakvattenuppsamling

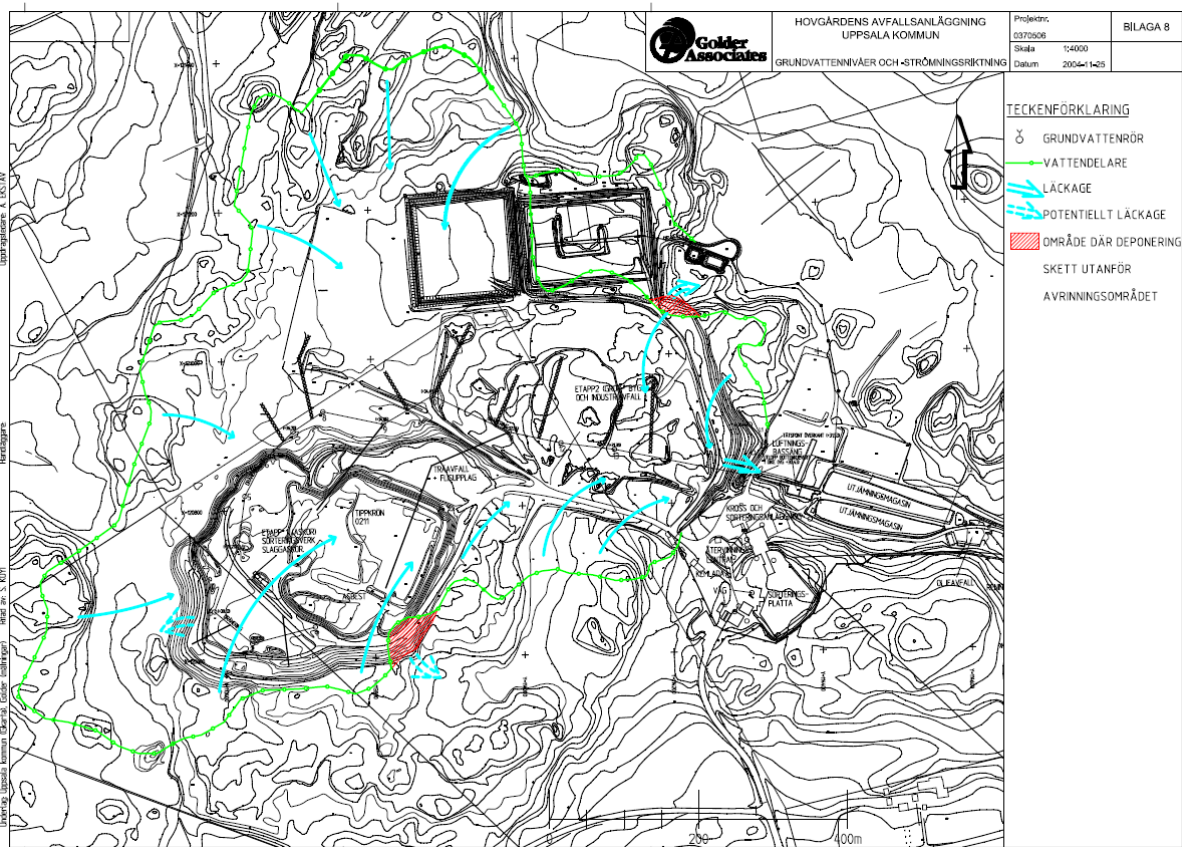
Hovgårdens avfallsanläggning ligger inom ett avrinningsområde som rinner ut i Hovgårdsbäcken åt öster. Tidigare låg ett av bäckens biflöden i dalgången där anläggningen nu är lokaliserad, denna kulverterades innan deponin togs i bruk och utgör nu lakvattenkulvert. Deponins avrinningsområde bedömdes 2004 vara cirka 55 ha stort (Golder Associates, 2004). Lakvattnet från deponierna leds via dräneringsrör till lakvattenkulverten och vidare till anläggningens reningsverk. Hit leds också vatten från hårdgjorda ytor via ledningar och ytvattendiken, samt avloppet från personalutrymmen. Reningsprocessen i reningsverket består av ett mekaniskt reningssteg, ett biosteg och ett poleringssteg i form av två dammar (Uppsala Vatten och Avfall, 2018).

År 1990 anlades fyra stycken provtagningsrör (P1-P4), varav två vid etapp 1 (P1 och P2), för att kunna observera eventuella förändringar i grundvattnet med avseende på konduktivitet, pH, alkalinitet, ammoniumkväve, nitratkväve, kalium, klorid och sulfat. Provpunkternas placering återfinns i Figur 3, där samtliga grundvattenrör och nyare provtagningsrör också finns markerade. Skälet till att man anlade provpunkter på dessa platser var att man i en grundvattenutredning kom fram till att det fanns ett potentiellt läckage från det sydöstra hörnet på etapp 1. Provtagning i dessa punkter har utförts minst två gånger per år sedan dess, och under årens gång har både antalet analyserade ämnen och antalet provtagningstillfällen ökat. 1990 anlades även arton grundvattenrör runt om deponin för att kontrollera grundvattennivåer och ytvattenavrinning (Uppsala Gatukontor, 1991) (Uppsala Gatukontor, 1992).



Figur 3: Provtagningspunkter och grundvattenrör runt Hovgårdens avfallsanläggning.

Konsultföretaget Golder Associates gjorde 2004 en hydrogeologisk tolkning av Hovgårdens avfallsanläggning där de bland annat undersökte grundvattennivåer och vattendelare i området. Enligt deras bedömning ligger vattendelaren utanför anläggningen med en grundvattenströmning inåt mot anläggningens mitt samt österut där Hovgårdens reningsanläggningar finns, se Figur 4. I vissa delområden lutar dock grundvattengradienten ut från anläggningen, bland annat i sydvästra delen där etapp 1 är belägen. Där har två potentiella läckage identifierats. Det ena potentiella läckaget är sprickzonen väster om etapp 1 som tidigare nämnts. Det andra är en grundvattenströmning ut från den gamla asbestdeponin i det sydöstra hörnet av etapp 1 (Golder Associates, 2004). Då förhöjda kloridhalter uppmättes i provtagningsrör P2 utfördes 1993 en tätningåtgärd vid just det sydöstra hörnet med bentonitmatta tvärs över dalgången och dräneringspumpning innanför denna som pumpade från lägsta punkten till befintlig bottendränering (Uppsala Gatukontor, 1994). Dräneringspumpningen pågår troligtvis än idag, men det är oklart hur mycket vatten som faktiskt pumpas upp samt vilken vattennivå pumpen ska hålla i pumpbrunnen (Adefjord, 2018, pers. medd.).



Figur 4: Avrinningsområdet enligt den hydrogeologiska utredningen utförd av Golder Associates 2004. Två potentiella läckage finns markerade på etapp 1, varav det östra åtgärdats med en tätande matta och en pump (Golder Associates, 2004).

2.3. LAKVATTEN

2.3.1. Definition

Lakvatten är vatten som varit i kontakt med deponerat material. Detta kan innebära vatten som finns i eller som avleds från en deponi. Lakvatten bildas när nederbörd infiltrerar deponerat material samt när material komprimeras så att vatten pressas ut. I vissa fall, främst i gamla deponier, kan lakvatten även bildas genom att grund- och ytvatten tränger in i deponin. Hur stora mängderna lakvatten blir beror framför allt på hur effektiv tätningen av deponin är samt storleken på inflödet. En vattenbalansberäkning kan ge en bild av hur stora flöden det rör sig om. Naturvårdsverket använder sig av en vattenbalans där nederbörden, tillrinningen och avfallens vattenmängd ska vara lika med ytavrinning, avdunstning, lakvattenflödet och förändringen i avfallens vattenmängd (Naturvårdsverket, 2008b). Enligt deponiförordningen ska alla deponier under driftfasen vara försedda med botten tätning och dränering som ger ett lakvattenläckage på högst $5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ för farligt avfall och $50 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ för icke-farligt avfall. Botten tätningen kan vara både konstgjord eller naturlig (Naturvårdsverket, 2004).

2.3.2. Sammansättning

Sammansättningen av ämnen i lakvatten beror på vilket avfall som deponin består av och lakbarheten hos materialet. Andra faktorer som påverkar lakvattnets innehåll är nedbrytning av avfallet och fastläggning av ämnen inuti deponin (Naturvårdsverket, 2008b). I allmänhet innehåller lakvatten mer suspenderat material och mer organiskt kol än vatten som släpps ut från reningsverk. Även ammonium, klorid samt vissa metaller och andra miljögifter

förekommer i högre halter i lakvatten jämfört med vatten som släpps ut från reningsverk (Öman et al., 2000).

Nedbrytning sker endast om avfallet innehåller organiska ämnen och denna kan delas in i olika faser då den förändras med tiden (Naturvårdsverket, 2008b). Då deponier ofta är väldigt heterogena så kommer olika delar av samma deponi gå igenom olika faser vid samma tidpunkt och de olika delarna kan även påverka varandra genom ämnestransport i vatten etc. (Bozkurt et al., 2000, p). Först sker en *syrekonsumerande fas* (ca. 1 månad) då mikrobernas nedbrytning av löst organiskt material börjar, mikroberna använder nitrat när syret tagit slut. Sedan kommer en *sur anaerob fas* (upp till 10 år) då sulfat reduceras och koldioxid samt svavelväte bildas, denna fas innebär ett pH-värde på cirka 5 och en stark tendens hos metaller att läcka ut med lakvattnet. Efter detta kommer en *metanproducerande fas* (upp till 100 år) där anaeroba bakterier omvandlar koldioxid, väte och ättiksyra till metan. Denna fas innebär ett ökande pH till cirka 8. Under denna fas minskar mängden lösta metaller då de formar sulfider (Östman, 2008). Metaller kan under denna fas också bindas till fast organiskt material, SOM (solid organic matter), som förhindrar utlakning. När metanproduktionen avstannat sägs deponin ha ”mognat” och nått sin *humusfas* (humic phase). Då är det organiska materialet mer benäget att stå emot nedbrytning och mikrobernas aktivitet avtar. I denna fas kan metallers mobilitet öka, processen är beskriven mer i detalj nedan. Humusfasen och karaktären på dess lakvatten är generellt mindre studerad då den uppkommer efter en lång tid. På väldigt lång sikt bestäms metallutsläppet av de metallbindande egenskaperna hos det organiska materialet, där mängden organiskt material kan variera genom deponin (Bozkurt et al., 2000, p). Eftersom deponin på Hovgården inte är en deponi med hushållsavfall är andelen organiska ämnen troligtvis låg. Nedbrytningen av avfallet är därför mindre än i många andra deponier.

Generellt antas deponier med hushållsavfall innehålla relativt höga halter metaller och de återfinns antingen i form av sulfider, bundna i komplex till organiska ämnen, som hydroxider eller som karbonater. De två sistnämnda är aktuella främst när det inte finns svavel tillgängligt (Östman et al., 2006). Om det främst deponerats aska på en deponi, som på Hovgården, så är halterna av de flesta metaller ännu högre per enhet massa jämfört med annat deponerat material. Kisel, aluminium, järn och kalcium dominerar innehållet i förbränningsrester. Mängden organiskt kol är typiskt 2–4 % och det finns en korrelation mellan organiskt innehåll och reducerande kapacitet. För oorganiskt material som aska förekommer metallerna i samma former som annat deponerat material, förutom att de av naturliga skäl inte lika ofta återfinns bundna till organiska ämnen. De mest toxiska metallerna återfinns ofta i **glasfas** eller adsorberade på kristallina ytor, och utlakningen styrs då främst av **desorption** eller upplösning (Yan, 1998).

Bozkurt et al. (2000) har använt en konceptuell modell över metallutlakning för att undersöka de viktigaste processerna med avseende på metallers spridning med lakvattnet genom en deponi i humusfasen, det vill säga den sista fasen. De undersökta processerna är bindning till humuspartiklar och sulfider, syreinträngning och följande reaktioner, bindning till järnoxider och pH-förändringar. I studien beskrivs reaktionsfronter som kan uppstå i humusfasen. Orsaken till att man studerar vad som händer på lång sikt är att metaller generellt anses vara stabila så länge reducerande förhållanden med neutralt pH råder, alltså så länge materialet stannar i den metanproducerande fasen. Buffertkapaciteten (alkaliniteten) beror av närvaron av bland annat kalciumoxid (kalk) och hydroxid. Så länge det finns buffrande material så råder neutrala och reducerande förhållanden. När syre och koldioxid med tiden diffunderar in i materialet, antingen med regn eller som gas, konsumeras de buffrande ämnena och när buffertkapaciteten är använd sjunker pH och redoxpotentialen ökar. Detta kan leda till att metaller löses upp i lakvattnet och transporteras vidare till nästa plats där det fortfarande finns buffertkapacitet kvar. På detta sätt kan så kallade reaktionsfronter transporteras genom deponin. I **studien** kom man

dock fram till att metallutlakning i humusfasen för just den teoretiska deponin inte förväntas ske på över 3000 år, då avfallets buffringsförmåga var hög nog för att motverka sjunkande pH under en mycket lång tid. De buffringskonsumerande mekanismerna var nedbrytning av organiskt material till följd av inträngande syre, inträngning av koldioxid samt infiltrerande surt regn. I studien hade avfallet en buffertkapacitet på 1 mol/kg i torrt tillstånd och denna bestod av vittringen av kalcit. Heterogenitet hos deponerat material kan dock leda till att vissa zoner eller strömningsvägar för lakvattnet kan nå humusfas och metallutlakning (Bozkurt et al., 2000).

Asbestdeponier anses inte vara en källa till förorenat lakvatten utan utgör främst en risk ifall man gräver i deponin och därmed frigör fibrerna i asbestmaterialet (Promentilla & Peralta, 2003).



2.3.3. Koncentration

Koncentrationen av olika ämnen i lakvatten beror av flera faktorer. En av dem är spädning. Chu et al. (1994) fann att det finns en säsongsvariation i ämneskoncentrationer i lakvatten, som beror på hur stor vattengenomströmning som sker genom en deponi. De tider på året som nederbörden och därmed flödet genom deponin är stor kan man se lägre koncentrationer och tvärtom högre koncentrationer de tider på året som mindre vatten flödar. I studien togs prover på lakvatten från två deponier i Hongkong under en tiomånadersperiod. Variationen var störst (> 50%) för COD (chemical oxygen demand), zink, nitrat, fosfor och mangan, men kunde ses (variation 25–50 %) även hos natrium, kalium, konduktivitet, klorid, krom, järn, nickel och kväve. Effekten att lakvattenkoncentration är negativt korrelerad med mängden nederbörd gäller främst vid deponins bas, för att ämnena ska transporteras till omgivningen måste det till mer nederbörd (Chu et al., 1994). López et al. (2018) använde ett matematiskt simuleringsprogram för att förutsäga lakvatteninnehållet efter sluttäckning av en deponi i södra Europa. Även de kom fram till att koncentrationerna i det primära lakvattnet, det som kommer direkt ur deponin, ökar med mindre flöden. I studien minskade flödet genom deponin från 105 m³/dag till 17 m³/dag. De parametrar som simulerades var COD, som ökade med 40 %, och ammonium, vars koncentration ökade med 260 %. Koncentrationen förväntades dock minska på lång sikt i och med att deponin torkar och både reaktioner och upplösning av ämnen avtar. Själva massan av föroreningar minskade dock med sluttäckning, eftersom flödena minskade drastiskt. Det generella lakvattnet, det som återfinns en bit bort och som späds ut med annat vatten, hade därmed lägre föroreningshalter (López et al., 2018).

Andra faktorer som påverkar lakvattenkoncentrationer, varav några nämnts tidigare, är adsorption, biologisk nedbrytning, jonbyte, filtrering och utfällning (Bagchi, 1987).

2.3.4. Lakvattnet från etapp 1 på Hovgården

Lakvattnet från deponiområdena på Hovgården provtogs i en punkt innan reningsverket (Uppsala Vatten och Avfall, 2018). Det finns dock ingen provpunkt med lakvatten enbart från etapp 1, därmed är det okänt exakt vad detta lakvatten innehåller. Det är också okänt vilka lakvattenflöden som etapp 1 ger upphov till, då inga flödesmätningar görs innan reningsverket (Adefjord, 2018, pers. medd.).

2.4. MODELLTEORI

En modell kan definieras som en förenklad version av ett verkligt system. Modellen kan användas för att testa olika scenarion på systemet i fråga. Resultaten av modellsimuleringarna kan i bästa fall ge information om hur det verkliga systemet skulle reagera på motsvarande förändringar. I andra fall kan modellen leda till insikt om vilka kunskapsluckor som finns och

hur man ska utforma framtida studier eller provtagningar på systemet. Då grundvatten är en viktig resurs för människor runt om i världen är det av stor vikt att ta väl genomtänkta beslut om exempelvis dricksvattentäkter. Matematiska modeller över grundvattnets strömning kan utgöra bra verktyg när man vill förstå hur grundvattnet påverkas av pumpning, infiltration, tillsats av ämnen etc. (Bear & Cheng, 2010).

2.4.1. Grundvattenströmning och MODFLOW

Det endimensionella flödet av vatten genom poröst material kan beskrivas av Darcy's lag, se ekvation 1,

$$Q = -K \frac{dh}{dx} A \quad (1)$$

där Q är flödet i volymenhet per tid, K är den hydrauliska konduktiviteten i sträcka per tid, dh/dx är den hydrauliska gradienten (tryckskillnaden) mellan start- och ändpunkt och A är arean som vattnet flödar igenom. Darcy's lag kan även skrivas som ett specifikt flöde q per arealenhet, se ekvation 2,

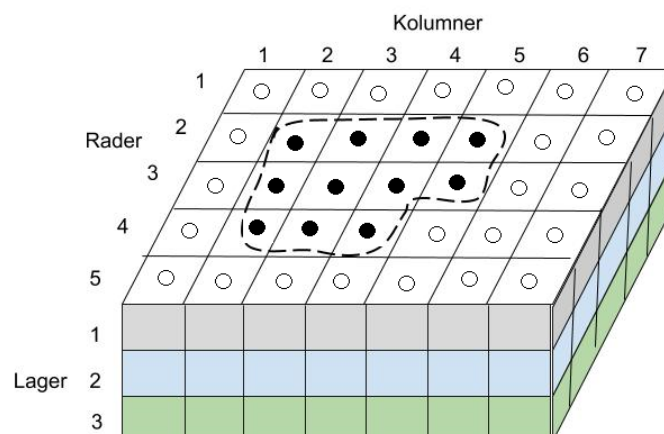
$$q = -K \frac{dh}{dx} \quad (2)$$

där q har enheten längd per tid (Freeze & Cherry, 1979). För grundvattenflöden i tre dimensioner kan Darcy's lag användas tillsammans med principen av massans bevarande vilket resulterar i den partiella differentialekvationen 3,

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3)$$

där K är hydraulisk konduktivitet i de olika riktningarna, h är totala hydrauliska potentialen, W är flöde per volymenhet in eller ut ur systemet, S_s är lagringsförmågan hos det porösa materialet och t är tid. Ekvation 3 utgör en matematisk beskrivning av grundvattenflödet i ett system tillsammans med randvillkor av flöden eller hydrauliska potentialer samt initiala hydrauliska potentialer. Ett sätt att lösa ekvation 3 numeriskt är att ersätta det kontinuerliga systemet som ekvationen beskriver med ett ändligt antal diskreta punkter och samtidigt ersätta de partiala derivatorna med skillnaderna mellan de hydrauliska potentialerna i dessa punkter. Den numeriska lösningen utgörs då av en approximation av den hydrauliska potentialen för varje tidssteg i varje diskret punkt (Harbaugh, 2005).

MODFLOW är en modell utvecklad av US Geological Survey (USGS) för att beräkna grundvattenflöden och hydrauliska potentialer. En diskretiserad modell över ett verkligt system, t.ex. en akvifär med omgivande marklager, byggs upp i MODFLOW, se Figur 5. Modellen utgörs av ett rasternät med kuber, kallat celler, ofta med flera lager celler på varandra. Hydrauliska egenskaper som hydraulisk konduktivitet anges för de olika lagren i modellen och randvillkor anges. Randvillkoren kan exempelvis vara konstant hydraulisk potential (*constant head*) eller dränering ner till en viss hydraulisk potential (*drain*), dessa utgörs av olika paket i MODFLOW. Vid körning av modellen (simulering) så använder MODFLOW ekvation 3 för att hitta en lösning, som resulterar i en hydraulisk potential för mittpunkten av varje cell (Harbaugh, 2005). I MODFLOW kan både stationära (*steady state*) och transienta modeller skapas. Stationära modeller är tidsberoende och då hittar programmet en lösning där systemet befinner sig i jämvikt. För transienta modeller görs en simulering per tidssteg och varje simulering har då olika indata som beror av resultatet av föregående tidssteg (Waterloo Hydrogeologic, 2018c).



Figur 5: Diskretisering av en akvifär. Streckad linje anger akvifärens gräns, de olika lagren anger marklager med olika egenskaper. Punkterna i mitten av cellerna är de diskreta punkterna till vilka MODFLOW hittar en lösning. Figur efter Harbaugh (2005).

2.4.2. Föroreningstransport och MT3DMS

Grundvattnet kan utgöra en transportväg för föroreningar som härstammar från förorenade områden och deponier. Föroreningar i grundvattnet kan påverka miljön för de organismer som finns i marken men också spridas vidare till brunnar eller pumpar och på så sätt utgöra en ~~större~~ risk (Bear & Cheng, 2010). Det är därför av intresse att modellera föroreningstransport i grundvattnet. Detta kan göras med modellen MT3DMS (*Modular Three-dimensional Multispecies Transport Model*) som kan användas tillsammans med MODFLOW. MT3DMS, som är framtagen av en grupp vid *University of Alabama* för *US Army Corps of Engineers*, innefattar ämnestransport genom advektion, dispersion, diffusion och vissa kemiska reaktioner (Zheng & Wang, 1998). MT3DMS löser en transportekvation i tre dimensioner efter att flödesekvationens lösning erhållits från MODFLOW. Olika tidssteg kan anges för att få MT3DMS att beräkna ämneshalterna vid olika tillfällen, då koncentrationerna beror av tiden. Resultaten av varje simulering kan antingen ses i en karta över området eller i en graf som jämför uppmätta ämneshalter med beräknade (Waterloo Hydrogeologic, 2018c).

3. METOD OCH UTFÖRANDE

Detta projekt bestod av tre delar: att sammanställa data av uppmätta ämneshalter i provtagningspunkterna P1 och P2 till tidsserier, att statistiskt analysera eventuella trender i denna data samt att bygga en grundvattenmodell över Hovgårdens avfallsanläggning för att svara på frågeställningar om grundvattnets flöde runt etapp 1.

3.1. SAMMANSTÄLLNING AV DATA

Befintliga data på ämneshalter, pH-värden och värden på alkalinitet och konduktivitet samt grundvattennivåer från Hovgården 2004–2018 erhöles från Uppsala Vatten samt konsultföretaget Geosigma. Dessa bearbetades och sammanställdes med data från Hovgårdens miljörapporter 1991–2003. Vissa parametrar har tillkommit under årens lopp, medan vissa har provtagits ända sedan provtagningarnas början. De halter och värden som provtagits sedan 1991 är konduktivitet, pH, alkalinitet, ammoniumkväve, nitritkväve, nitrat, klorid, sulfat och kalium. Natrium tillkom ett par år senare. 2001 började man analysera kadmium, zink, bly och arsenik. 2004 tillkom totalkväve, kalcium, magnesium, sulfat, kisel, strontium, aluminium, barium, kobolt, krom, koppar, järn, kvicksilver, mangan, molybden, nickel och fosfor. År 2015 tillkom de senaste ämnena: antimon och vanadin. Några analyser på högflourerade ämnen (PFAS) har gjorts, men de har inte omfattats av detta projekt. Data för provpunkterna P1 och P2 har först ritats upp i diagram och sedan analyserats med statistiska verktyg. I de analysresultat där en ämneshalt befunnit sig under detektionsgränsen har värdet tagits bort.

Information om provanalyser 2004–2010 har även erhållits från Uppsala Vatten. Hanteringen av prover har skilt sig mellan tillfällena, en del prover har blivit filtrerade medan andra inte har det. Detta gäller inte pH, alkalinitet, konduktivitet, klorid, sulfat eller de olika kväveformerna. Extremt höga halter av vissa ämnen (främst aluminium) överensstämde med ofiltrerade provtillfällen, så alla halter som uppmätts under dessa tillfällen togs bort från tidsserierna. Detta för att erhålla mer relevanta grafer samt säkrare trender. Även ett extra provtillfälle (2012-05-09) togs bort som uppvisade mycket höga halter i aluminium, kobolt, krom, järn, mangan, fosfor och bly. Alla prover ska ha filtrerats efter 2011 men eventuellt har ett undantag skett detta datum. Ofiltrerade tillfällen togs bort även i den statistiska analysen som beskrivs nedan.

3.2. STATISTISK ANALYS

Tidsserier med ämneshalter, pH-värden och värden på alkalinitet och konduktivitet i provpunkterna P1 och P2 analyserades med linjära mixade modeller (LMM), *linear mixed effect models*, i mjukvaran R (R Core Team, 2018). Syftet med detta var att se om det finns statistiskt signifikanta trender i halter och värden i provpunkterna. LMM tar hänsyn till både fixa effekter och slumpmässiga (*random*) effekter. De fixa effekterna är de som påverkar medelvärdet av responsvariabeln **man kollar** på, medan de slumpmässiga effekterna bara påverkar variansen hos responsvariabeln. Enklare förklarat är den fixa effekten den parameter som man vill göra sin anpassning mot, i detta fall tid. De slumpmässiga effekterna förklarar datastrukturen så att inga felaktiga antaganden görs, t.ex. ett antagande att alla mätvärden är oberoende av varandra vilket inte är fallet i en tidsserie. LMM passar bra att använda på data som tagits fram vid upprepade mättillfällen på samma plats. LMM kan även användas för att ta hänsyn till att upprepade mättillfällen skett på t.ex. två olika platser som påverkats av samma effekt (Crawley, 2007). I denna studie användes LMM i R, där funktionen heter *lme*, först för att verifiera trender över tid. Responsvariabeln är det ämne eller värde vars förändring över tid undersöktes. Responsvariabelns förändring undersöktes i tre olika fall: med mätvärdena från P1 och P2 tillsammans, med enbart P1 och med enbart P2. Den fixa effekten tid användes, närmare

bestämt antal dagar efter första provtagningstillfället. Tid anges även som slumpmässig effekt, då de upprepade mätningarna inte är oberoende av varandra. I fallet med P1 och P2 tillsammans tar modellen hänsyn till att data kommer från två olika grupper (P1 och P2) med inbördes slumpmässiga effekter och kan visa på en eventuell trend som båda grupperna uppvisar. Innan LMM användes kontrollerades data för varje ämne och provpunkt/kombination av provpunkter i ett histogram. I de fall då fördelningen av mätvärden inte följde en normalfördelning utan var skev åt något håll logariterades data innan analysen. Efter att LMM utformats och en trend med ett p-värde åstadkommit kontrollerades att residualerna var jämnt fördelade runt 0 ~~på ett ungefär~~ och att q-q-grafen (graf med datas kvantiler mot normalfördelningens teoretiska kvantiler) inte uppvisade något mönster och följde en mer eller mindre rak linje (Crawley, 2007).

3.3. GRUNDVATTENMODELL

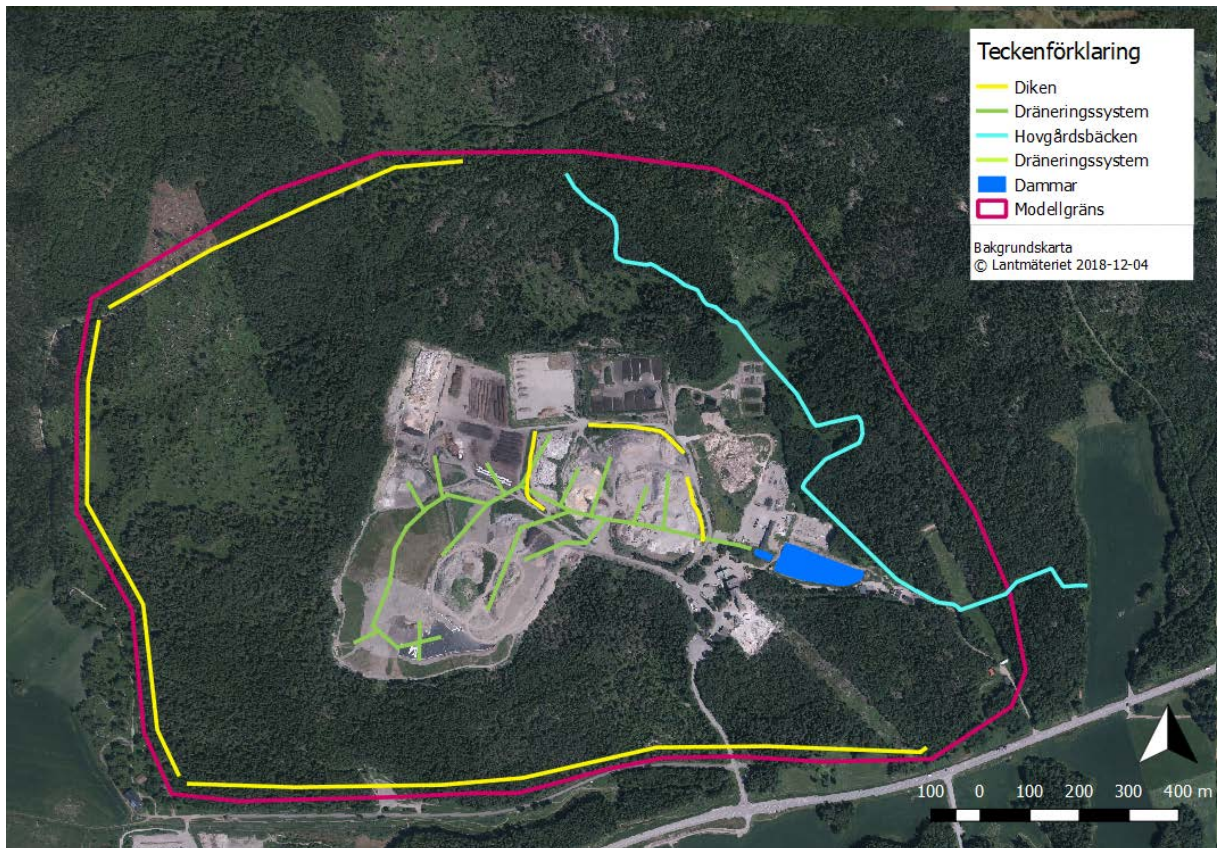
3.3.1. Mjukvara

En grundvattenmodell över området byggdes upp i programmet Visual MODFLOW Flex (VMF) (Waterloo Hydrogeologic, 2018b). VMF är ett grafiskt användargränssnitt som använder USGS:s hydrologiska modell MODFLOW för att beräkna grundvattenflöden och den separata modellen MT3DMS för att beräkna föroreningstransport. MODFLOW modellerar enbart flöden i mättade förhållanden, det vill säga de områden i mark och berg som ligger under grundvattenytan (Waterloo Hydrogeologic, 2018a). QGIS Geographic Information System användes för att importera, skapa och modifiera raster som sedan importerades i VMF (QGIS Development Team, 2018).

I VMF finns två separata arbetsflöden (*workflows*), där den ena, *Conceptual Model Workflow*, innebär att skapa en konceptuell modell där man importerar ytor som separerar lager i marken, definierar de olika marklagren som flödeszoner och skapar randvillkor. För att komma till *Numerical Model Workflow* måste man välja en typ av *grid*, rasternät, och definiera hur det ska se ut. Därefter kan man redigera alla modellparametrar och lägga till, ta bort samt redigera randvillkoren. Det är också i *Numerical Model Workflow* som observationsrör läggs till och modellen slutligen körs. I denna metoddel kommer modellbyggandet beskrivas i en annan ordning än i VMF:s arbetsflöden. Först beskrivs vilka randvillkor som använts, sedan hur flödeszonerna byggdes upp med hjälp av ytor och hur de justerades, efter det vilket rasternät som användes och slutligen vilka grundvattennivåer som modellen kalibrerades mot.

3.3.2. Modellområde och randvillkor

Modellen omfattar hela Hovgårdens avfallsanläggning med en marginal på 200–500 m samt en bit av Hovgårdsbäcken, se Figur 6, där randvillkoren för modellen också finns markerade. Det finns fler **ytvattendiken** på avfallsanläggningen men dessa var inte kända när modellen konstruerades.



Figur 6: Bild över modellområdet med modellgränsen och randvillkorens utbredning. Grundvattenbildning sker över hela modellområdet och är inte utmärkt i figuren. Dräneringssystemet ligger längre ner under markytan än dikena och ska efterlikna det kulverterade dräneringssystemet under deponin. De gula dikena längs randen benämns dike syd, dike väst och dike nord längre fram i rapporten.

På Hovgårdens avfallsanläggning finns sandavvattningsdammar och utjämningsmagasin. Sandavvattningsdammarna är bottentätade och har därmed ingen hydraulisk kontakt med grundvattnet. Utjämningsmagasinen däremot har ingen bottentätning och har därmed behandlats som en liten sjö i modellen, genom att lägga in en polygon som motsvarar utjämningsmagasinens yta och sedan definiera denna yta som ett randvillkor av typen sjö (*lake*). Dammens vattennivå sattes till 1 m under markytan och dammens botten sattes till 2 m under markytan.

Vattendraget Hovgårdsbäcken, som är recipient för det renade vattnet från Hovgårdens reningsverk, sträcker sig längs områdets nordöstra sida bredvid sandavvattningen. Bäcken är delvis kulverterad. Då vattendraget kan ha hydraulisk kontakt med grundvattnet finns det med i modellen som en linje med konstant hydraulisk potential (*constant head*), där vattendragets geometri definieras med **en polyline** och vattennivån är fixerad. Vattennivån bestämmer därmed grundvattennivån i denna linje. Den fixerade nivån sattes till 1 m under markytan.

Ett randvillkor som användes flera gånger är det av typen dike (*drain*). När en linje har randvillkoret dike betyder det att vatten ovanför dikets nivå delvis försvinner ut ur modellen. Detta är användbart för att få bort överflödigt vatten som inte infiltrerar, då MODFLOW bara räknar på mättat vattenflöde i marken. Dräneringssystemet som finns under deponierna lades till i modellen som ett dike. Dräneringssystemets nivå sattes till 1 m ovanför bergytan. Förutom dräneringssystemet har några öppna diken lagts till i modellen och dessa är belägna runt etapp 2 samt längs modellens gränser. Dikena runt etapp 2 ska motsvara de diken som finns på plats

där vatten avleds till reningsverket istället för att infiltrera. Dikena innanför modellens gränser lades till då det finns vägar runt om modellgränsen och dessa vägar antogs vara dikade längs kanterna. Nivån på de öppna dikena sattes till 1 m under markytan. Randvillkoret *drain* kräver även att man anger en konduktans hos diket, som representerar resistansen mot flöde mellan cellen som har randvillkoret och omgivande celler (Waterloo Hydrogeologic, 2018c). Konduktansen är dock inte någon resistans utan tvärtom: en låg konduktans ger en dålig dräneringsförmåga hos diket och en hög konduktans ger ett effektivt dike som dränerar bort mycket omgivande vatten.

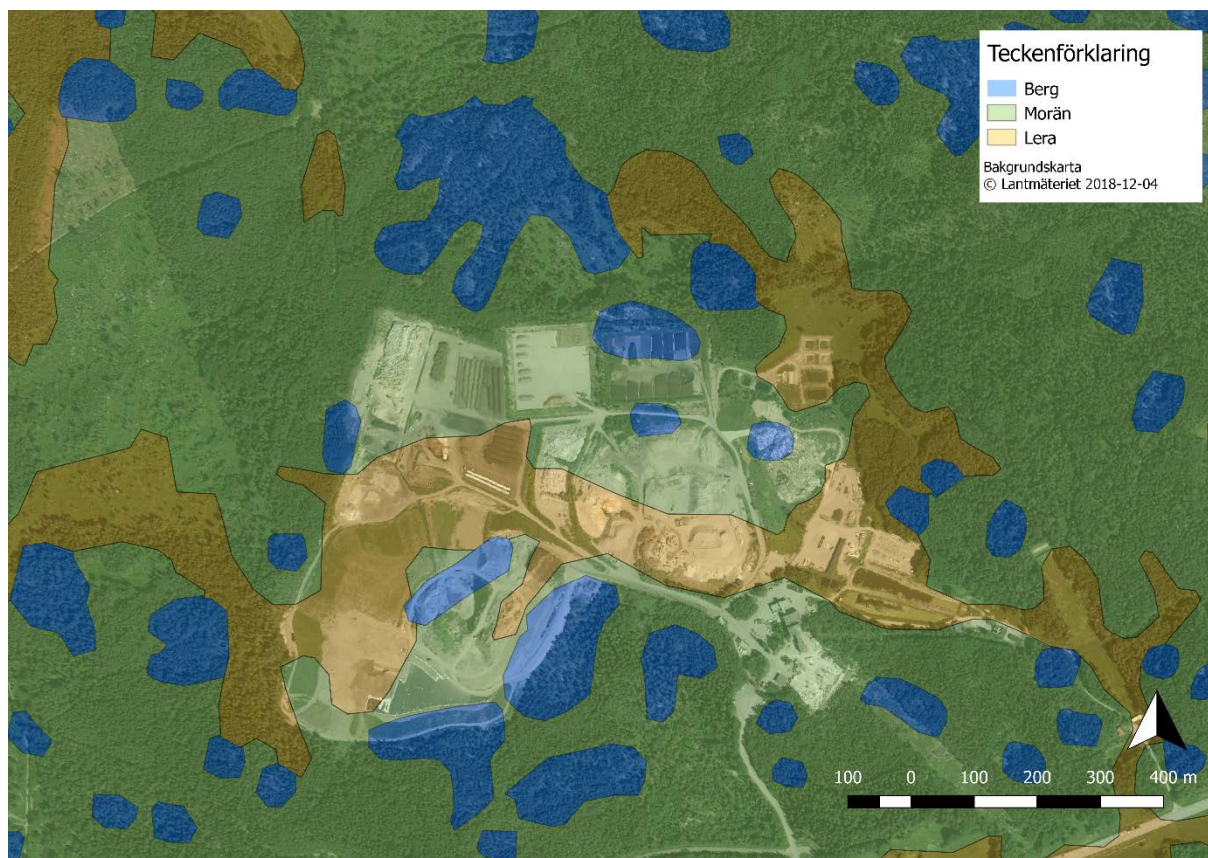
Uppmätt nederbörd för de senaste fem åren återfinns i Tabell 1. Dessa är tagna från Hovgårdens miljörapporter 2010–2017. Nederbörd anges inte direkt i VMF utan man anger istället grundvattenbildning, det vill säga hur stor mängd vatten per år som fyller på grundvattenmagasinet i marken. Eftersom enbart stationära simuleringar gjordes så angavs en konstant grundvattenbildning som inte förändras år till år. Denna läggs in som grundvattenbildning (*recharge*) i VMF och representeras av en polygon vars yta motsvarar ytan där nederbörd infiltrerar marken. Enligt Rodhe et al. (2006) är grundvattenbildningen 150–300 mm/år i Uppsalatrakten beroende på om det är en grov eller fin jordart (Rodhe et al., 2006). I modellen fick olika områden olika stor grundvattenbildning då bebyggd mark har andra egenskaper än skogsmark.

Tabell 1: Uppmätt nederbörd från geocentrum, Uppsala universitet, samt från väderstationen på Hovgårdens avfallsanläggning (från och med april 2015).

År	Nederbörd (mm)
2010	599
2011	559,6
2012	739
2013	440,7
2014	651,7
2015	609,3
2016	499,6
2017	661,4
Medelvärde	595

3.3.3. Geologi och jordartsföljder

För att konstruera en grundvattenmodell krävs information om de hydrauliska konduktiviteterna i det vattenförande lagret, det vill säga marken. Olika jordarter har olika hydrauliska konduktiviteter, så därför måste jordartsföljden i marken tas fram. Information om jordarternas utbredning i området togs från en tidigare rapport av Golder Associates (2004), som täcker hela avfallsanläggningen, och SGU:s jordartskarta "Jordarter 1:25000–1:100000" (SGU, 2018a), som täcker delar av avfallsanläggningen samt omgivningen. Dessa två sattes ihop till en ny jordartskarta som återfinns i Figur 7. Dessutom användes topografi från Lantmäteriet, "Höjddata 2 m raster" (Lantmäteriet, 2018) tillsammans med SGU:s karta över markdjup "Jorddjupsmodell raster" (SGU, 2018b). En karta som ska visa de ursprungliga höjdnivåerna 1970 (innan deponering) har använts som referens (MVM konsult, 1992). Målet med uppbyggnad av modellen var att efterlikna den verkliga geologiska sammansättningen på platsen. Då det är okänt exakt vilken jordartsföljd som återfinns under det deponerade materialet eller hur det såg ut innan deponering så innebar framtagandet av modellen en hel del antaganden. Fokus låg på att få jordlagren på rätt plats enligt jordartskartan.

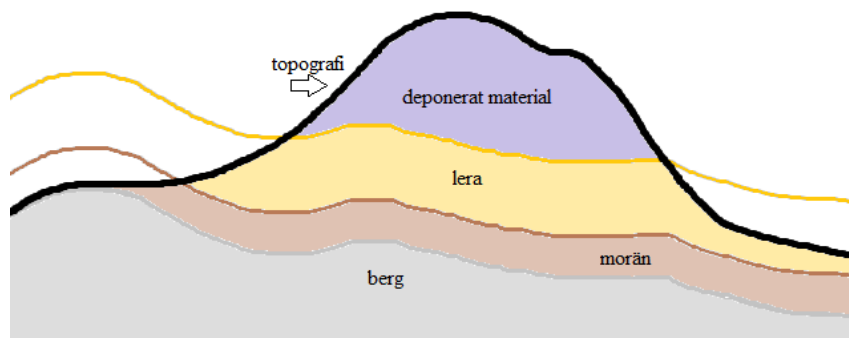


Figur 7: Jordartskarta av det övre jordlagret baserad på rapport från Golder Associates (2004) och jordartskartan "Jordarter 1:25000–1:100000" © Sveriges Geologiska Undersökning (SGU, 2018a).

Då materialen på området uppifrån återfinns i ordningen deponerat material, lera, morän och berg kan dessa som en början läggas som olika lager i modellen. För att beskriva dessa lager användes olika ytor som togs fram med QGIS. Mellan dessa ytor kunde VMF därmed skapa lager. Den översta ytan är topografin. På den användes verktyget *Fill sinks* (wang & liu) i QGIS för att fylla igen små svackor som kan innebära problem vid modellering. Bergytans läge bestämdes genom att subtrahera topografin med jorddjupet. Denna metod fungerar inte för de bebyggda områdena eller de områden där det deponerats massor. Avfallsanläggningen klipptes därmed ut ur bergytan och hålet "fylldes igen" genom interpolation med avståndsviktning. Den nya bergytan under deponin jämfördes med jordartskartan i Figur 7 för att kontrollera att höjdpunkter överensstämde ungefär med de ytor där berg i dagen ska ha funnits innan deponering. Där detta inte stämde modifierades bergytan manuellt.

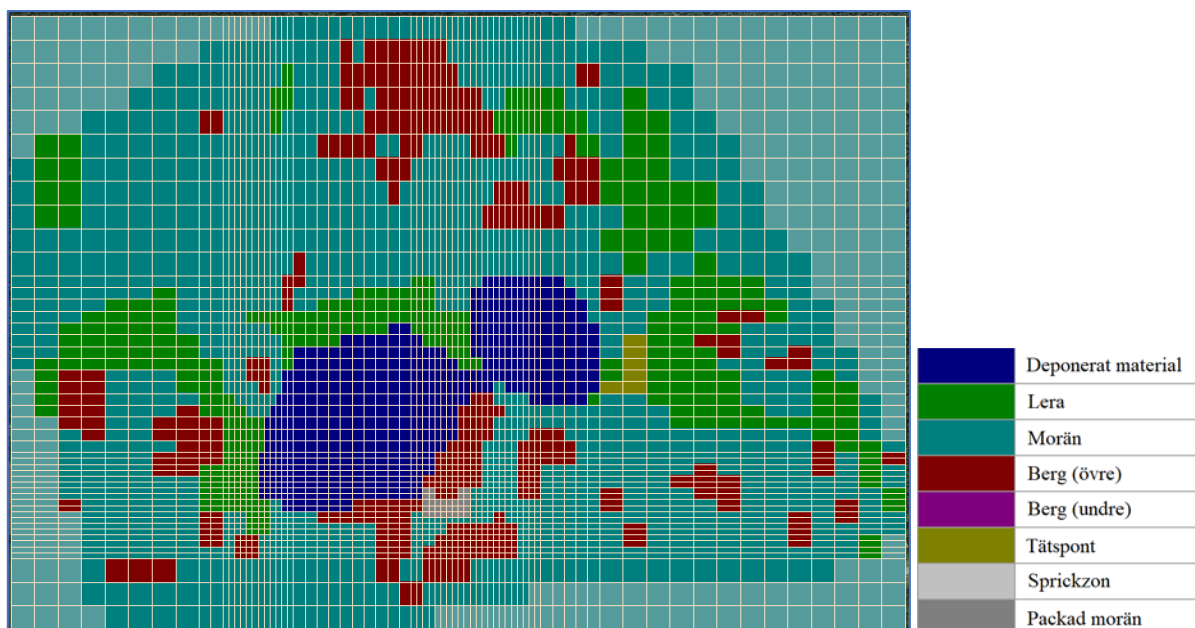
För att generera ytor för moränlagrets och lerlagrets övre gränser användes den färdiga bergytan, men en bestämd höjd adderades ovanpå denna yta. Moränlagret antogs ligga ovanpå bergytan och ha en tjocklek på max 2 m. Lerlagret antogs sedan vara max 5 m mäktigt ovanpå moränen. På vissa platser, t.ex. toppen av deponin, ligger topografin mycket högre än $2+5=7$ m ovanför bergytan. All volym som återfinns ovanför bergytan + 7 m antogs därför vara deponerat material. Ytor som importeras i VMF tilldelas olika horisonttyper. De redan nämnda ytorna berg, morän och lera angavs som *conformable* (medgörliga). Topografin importerades sedan som en yta med egenskapen *erosional* (eroderande). Det innebär att topografiytan skär igenom de andra ytorna, på de platser där de överlappar varandra. En skiss över marklagren och hur topografin "skär" genom de andra ytorna återfinns i Figur 8. Volymen som uppstår mellan

ytorna utgör modellens olika zoner. På detta sätt får marklagren på många ställen mindre tjocklekar än den maximala tjockleken som beskrivs ovan.



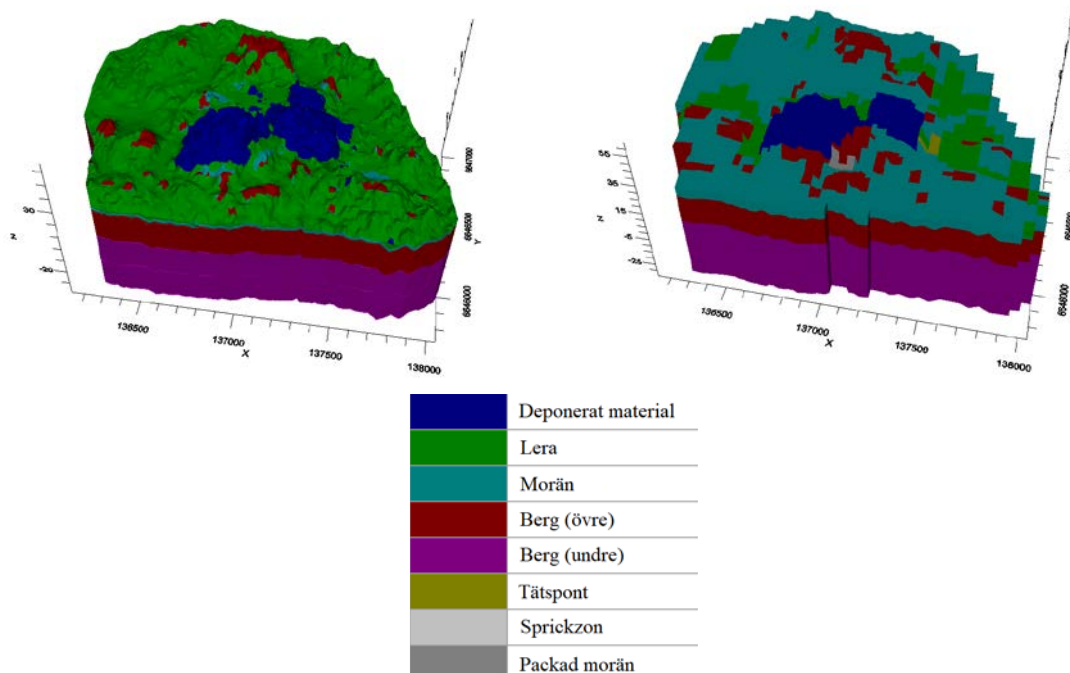
Figur 8: Schematisk skiss över hur marklagren byggdes upp med hjälp av ytor beräknade från topografi och jordlagerföljder. Figuren speglar inte någon särskild del av modellen. Zonerna utgör volymerna med olika färg.

Efter att ytorna tagits fram var nästa steg att diskretisera modellen genom att skapa ett rasternät. Detta beskrivs i 3.3.4. Först efter det var det möjligt att redigera lagren så att deras sammansättning stämde överens med jordartskartor. För varje lager användes polygonerna som syns i Figur 7 för att tilldela dessa rätt zon. Med zon menas i detta sammanhang konduktivitetsszon, det vill säga zoner inom vilka alla celler har samma konduktivitet. Exempelvis användes polygonerna som definierar berg för att tilldela de områdena berg-zon genom samtliga lager, då berg i dagen innebär att det inte finns något annat jordartslager under berget. Dessutom användes en ytterligare polygon för att definiera deponerat material. Det resulterande övre lagret återfinns i Figur 9 och kan jämföras med Figur 7 med avseende på jordarternas utbredning. Tre sprickzoner med högre konduktivitet, som nämnts tidigare i rapporten, lades till under avfallsanläggningen med hjälp av tre polyliner. Hur mycket de påverkar grundvattenströmningen i området är oklart, men det är möjligt att de har en viss påverkan och därför togs de med. En **tätspont** som finns strax innan dammarna lades också till i modellen, representerad av några celler med lägre konduktivitet.



Figur 9: Övre lagrets konduktivitetszoner och modellens rasternät. Alla zoner i teckenförklaringen syns inte i det övre lagret. Celler med ljus turkos färg är inte del av modellen.

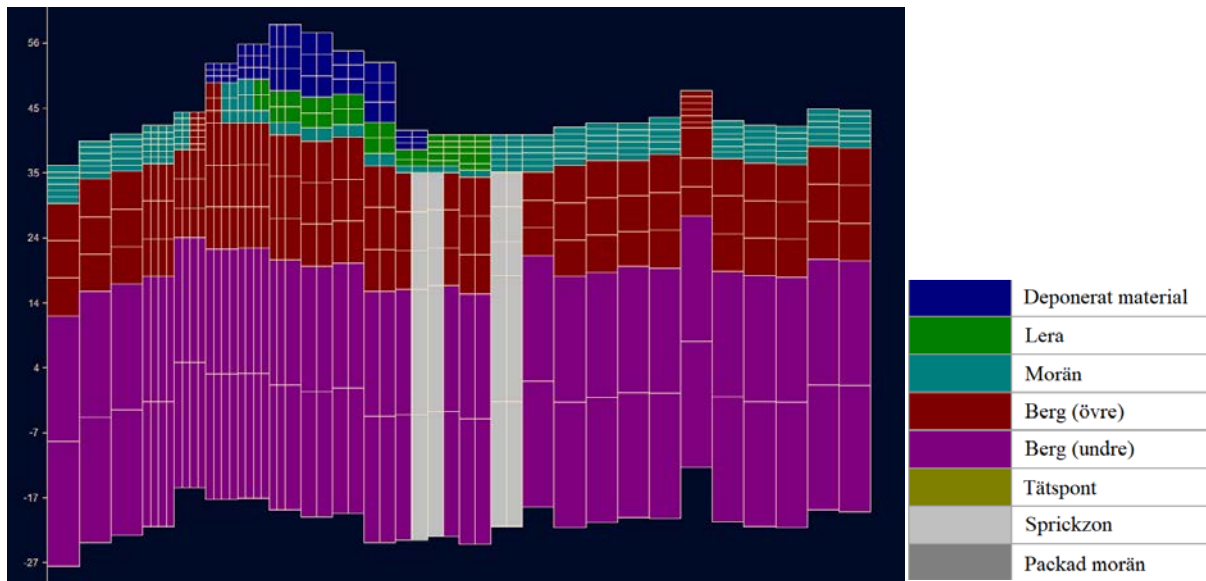
Vid jämförelse mellan modellens utseende innan och efter redigering av konduktivitetszoner kan man se att det blir en stor skillnad främst i lerans utbredning, se Figur 10.



Figur 10: Modellens konduktivitetszoner före (vänster) och efter (höger) manuell justering. Orsaken till att den högra modellbilden är kantigare är att den visar konduktivitetszonerna efter diskretisering till ett rasternät.

Uppdelningen av varje lager i olika zoner ledde till att gränser mellan zoner blev branta, trots att exempelvis en bergsknalle kan vara mjukt rundad. Det är en följd av diskretiseringen av området. Ett exempel på en tvärsnitt genom modellen återfinns i Figur 11, där man tydligt kan se lerlagret i botten av en av deponierna. I figuren kan man också se att celltjockleken är

minst högst upp och blir större längre ner. Det är ett medvetet val då vattenströmningen i det översta marklagret är det som huvudsakligen studeras, att övriga celler är stora gör simuleringar snabbare.

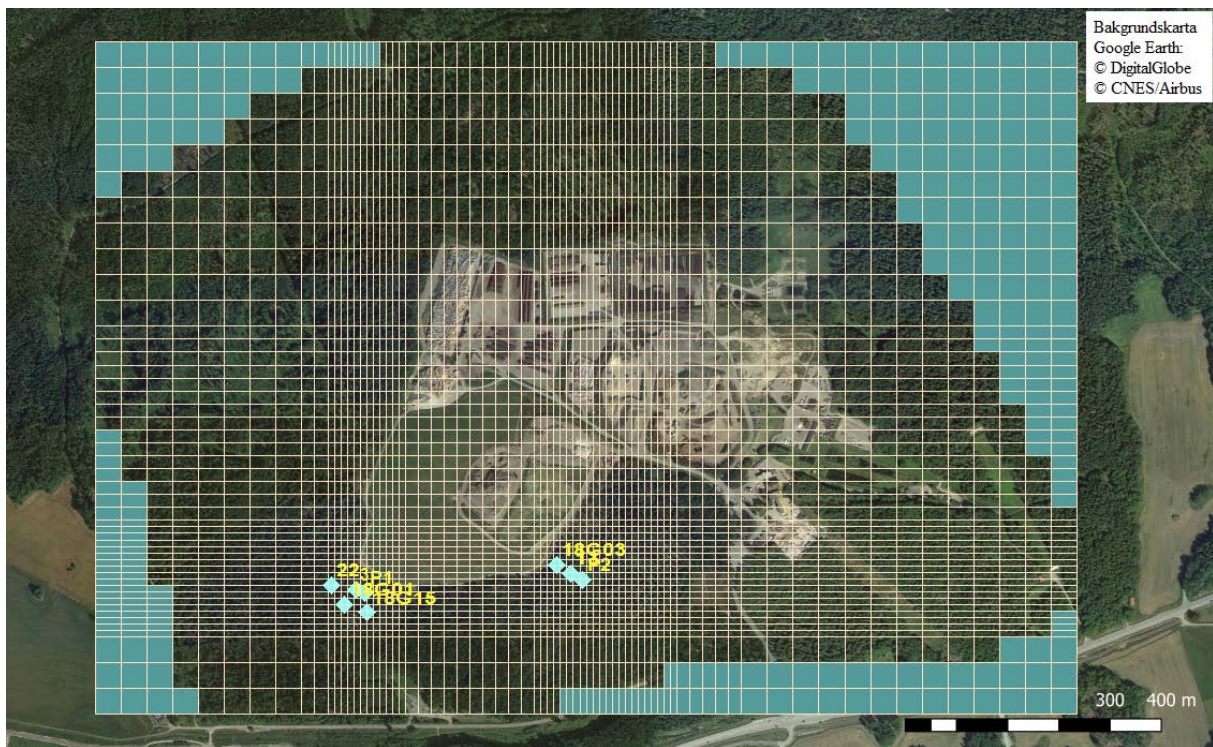


Figur 11: Tvärsnitt som visar ett syd-nordligt tvärsnitt i mitten av modellen. Axeln till vänster har enheten meter över havet.

3.3.4. Rasternät och modellbyggnad

Det finns olika typer av rasternät som MODFLOW kan använda sig av. I detta projekt har ett rasternät med rektangulära celler av olika tjocklek använts. Denna typ av rasternät kallas *Finite Difference Grids*. I de extra intressanta områdena, främst runt etapp 1 på avfallsanläggningen, har rasternätet förfinats för att få ett noggrannare resultat. Det antal celler som först användes var 26 rader x 38 kolumner där vissa halverades en eller två gånger för ett noggrannare resultat, vilket ledde till ett slutgiltigt antal på 47 rader x 72 kolumner. Det gör de största cellerna till ca. 50 x 50 m och de minsta till ca. 13 x 13 m. Ett grovt rasternät i de mindre intressanta delarna av modellen ansågs positivt då det ger snabbare simuleringar. För *Finite Difference Grids* måste dessutom en minsta tjocklek anges. Detta innebär att alla lager måste ha en tjocklek: det är inte tillåtet med hål i ett lager. Minsta tjocklek angavs till 1 m, istället för det förinställda 0,1 m, för att undvika problem till följd av branta lutningar och därmed stora tryckskillnader mellan celler.

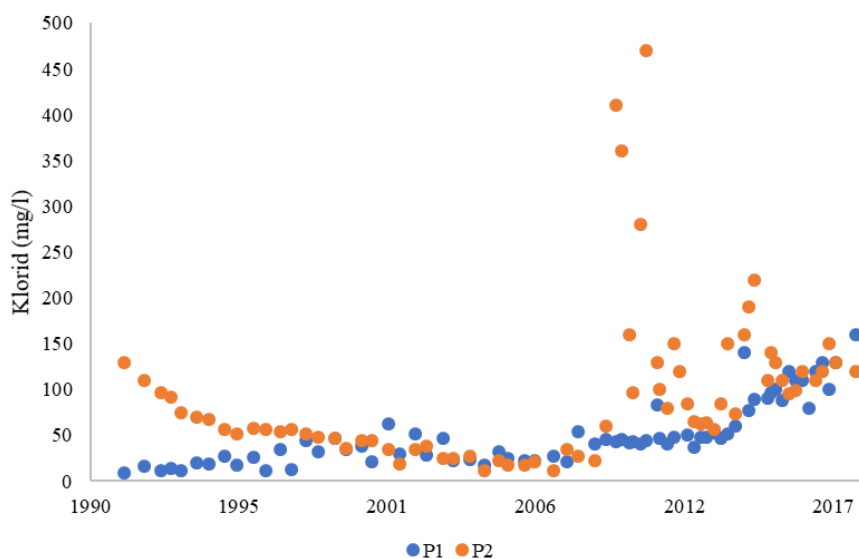
Den modell som byggdes består av elva lager och åtta olika zoner: deponerat material, lera, vanlig morän, packad morän, ett övre berglager, ett undre berglager, tätspont samt sprickzon. Rasternätets utformning och placering i förhållande till avfallsanläggningen återfinns i Figur 12.



Figur 12: Rasternätets placering och grundvattenrör runt etapp 1. I figuren ses att de intressanta punkterna ligger inom områdena med förfinat rasternät. Provtagningspunkten och grundvattenröret P1 återfinns i det vänstra klustret med grundvattenrör medan P2 återfinns i det högra.

3.3.5. Ämnestransport

Ämnestransport lades till genom att använda MT3DMS. Vid transportmodellering måste tid anges, då koncentrationer beror av tiden. MT3DMS använder MODFLOW:s lösning för grundvattennivåer och flödesfält och beräknar ämnestransporten i detta flödesfält. I detta projekt användes en stationär flödesmodell, så flödesparametrar, exempelvis grundvattenbildning, ändras inte med tiden. Därför är simuleringstiden mindre viktig och det är mer intressant att titta på vilka koncentrationer som nås i P1 respektive P2. Transportmodellen kördes i 30 år (10 950 dagar) för att kunna avsätta resultaten i samma graf som uppmätta data från 1991–2018. Uppmätta kloridhalter i P1 och P2 återfinns i Figur 13.



Figur 13: Kloridhalter i P1 och P2 under 1991–2018.

Transporten av kloridjoner simulerades för att undersöka hur ett icke-reaktivt ämne transporteras genom deponin. Klorid är en anjon som är vattenlöslig och inte påverkas av jonbyte och adsorption i lika hög grad som andra ämnen (Bagchi, 1987). Klorid finns dessutom i höga halter i många lakvatten (Öman et al., 2000) och ansågs vara en representativ förorening med data på halter över lång tid. Enligt en studie på flera olika svenska lakvatten utförd av Öman et al. (2000) så kan kloridkoncentrationerna i lakvatten vara 360–4900 mg/l. En annan studie utförd på lakvatten från olika deponier i Egypten uppmätte kloridkoncentrationer i lakvattnet på 9500–16250 mg/l (Abd El-Salam & I. Abu-Zuid, 2015). Låga koncentrationer antogs vara troliga för lakvattnet från etapp 1 på Hovgårdens avfallsanläggning då svenska förhållanden råder.

Klorid tillsattes modellen genom att låta infiltrerande vatten ha en viss kloridhalt. Denna metod ska motsvara att vatten infiltrerar genom deponins yta, flödar genom deponikroppen, löser upp deponerat material eller nedbrytningsrester, tar med sig föroreningar och slutligen når under- och omkringliggande mark. Infiltrerande vatten med klorid tilldelades enbart den area av modellen som motsvarar etapp 1. Mängden infiltrerande vatten samt koncentrationen klorid i det infiltrerande vattnet sattes till olika värden beroende på om det skulle representera grundvattenbildningen före eller efter sluttäckning. Mängd infiltrerande vatten efter sluttäckning får, som tidigare nämnts, vara maximalt 5 l/m²·år, vilket motsvarar 5 mm/år. Kloridkoncentrationerna i lakvattnet efter sluttäckning antogs vara fem gånger högre än innan sluttäckning då en liten mängd vatten med längre uppehållstid har större chans att bli mättat än ett relativt högt flöde.

De ytterligare parametrar som krävs för transportmodellering, förutom ämneskoncentration i infiltrerande vatten och initial ämneskoncentration, är porositet för de olika zonerna och longitudinell dispersivitet. Porositet är andelen porer, hålrum, av en jord- eller bergarts volym och anges som ett tal 0–1. Den totala porositeten är den totala andelen porer medan effektiv porositet är andelen porvolym där vattnet kan strömma fritt i grundvattenzonen. Den effektiva porositeten är därmed lägre än den totala (Knutsson & Morfeldt, 1993). I denna transportmodellering användes enbart effektiv porositet. Effektiv porositet kan skilja mycket både inom och mellan jordarter. Lägst effektiv porositet återfinns hos mycket finkorniga jordarter (Knutsson & Morfeldt, 1993). Den effektiva porositeten hos morän är ungefär 0,01–0,1 och för grus och sand är den ungefär 0,05–0,2 (Carlsson & Gustafson, 1984).

När ett ämne sprids i grundvattenzonen är den främsta transportmekanismen oftast advektion, transport med grundvattenströmningen (Domenico & Schwartz, 1998). Dispersion är en annan fysisk process som sprider ut ett ämne i alla riktningar runt den advektiva transportvägen. Storleken av dispersiviteten beror av slingrigheten i markens porer (Waterloo Hydrogeologic, 2018c) och är något som måste anges i MT3DMS. Longitudinell dispersivitet anses inte vara konstant utan den beror av skalan och en tumregel är att den är 10 % av transportsträckan (Appelo & Postma, 2013).

3.3.6. Kalibrering

Kalibrering innebär att hitta bästa möjliga uppsättning indata och parametrar så att modellen representerar verkligheten så bra som möjligt. Grafer i VMF med beräknade grundvattennivåer mot uppmätta grundvattennivåer användes för att kalibrera modellen manuellt, ju närmre dessa kommer varandra desto bättre representerar modellen verkligheten. Observerade grundvattennivåer på Hovgårdens avfallsanläggning från september 2018 användes vid kalibreringen, dessa återfinns i appendix 8.1 Figur A - 1. I Tabell 2 återfinns en sammanställning av de viktigaste parametrarna och mot vad de kalibrerades. Orsaken till att parametrar inte kalibrerades efter P2 är att P2 inte uppvisar en lika tydlig tidsserie över halter som P1.

Tabell 2: Sammanställning av de viktigaste parametrarna och mot vad de kalibrerades.

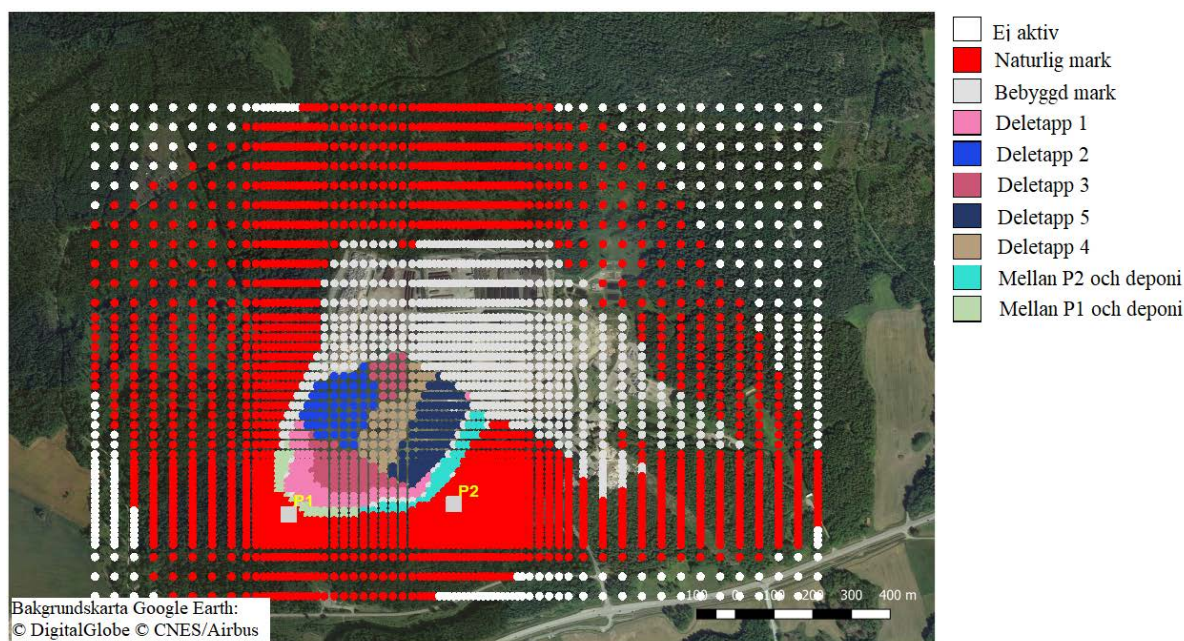
Parameter	Påverkar grundvattennivåer	Kalibrering
Hydrauliska konduktiviteter i jordarterna	Ja	Kalibrerades efter observerade grundvattennivåer
Grundvattenbildning	Ja	Kalibrerades efter observerade grundvattennivåer Kommentar: Större grundvattenbildning i deponin leder till större mängd klorid i modellen då koncentrationen är konstant
Konduktans i diken och dränerings-system	Ja	Kalibrerades efter observerade grundvattennivåer och koncentrationer i P1 Kommentar: Liten förändring i konduktans ger stor förändring i koncentrationer i P1 och P2 men mindre förändring i grundvattennivåer
Koncentration i lakvatten	Nej	Kalibrerades inte Kommentar: Sattes till 1000 mg/l innan och 5000 mg/l efter sluttäckning, enligt Öman et al. (2000) som uppmätt klorhalter på 360–4900 mg/l
Longitudinell dispersivitet	Nej	Kalibrerades efter observerade koncentrationer i P1 Kommentar: Tumregel är 10 % av transportsträcka
Effektiva porositeter i jordarterna	Nej	Kalibrerades efter observerade koncentrationer i P1 Kommentar: 0,01–0,1 för morän enligt Carlsson och Gustafson (1984), antogs vara lägre för berg och högre för deponerat material

I Tabell 3 återfinns de litteraturvärden på hydrauliska konduktiviteter som användes vid kalibrering. Först användes ett set med konduktiviteter som ansågs vara det mest lämpliga, generellt i mitten av de intervall som presenteras i tabellen. För att sedan få beräknade grundvattennivåer så nära uppmätta som möjligt förändrades parametrar inom intervallen eller, där det inte fanns intervall att tillgå, inom en tiopotens från litteraturvärdet. För jordarterna användes lägre konduktiviteter i vertikalled än i horisontalled. Den hydrauliska konduktiviteten för deponerat material ändrades inte, förutom att den sattes till ett värde tio gånger mindre i vertikalled. Moränens konduktivitet hölls inom intervallet i vertikalled eftersom värdet är ett resultat från utförda mätningar på plats. Det lilla stråket med packad morän mellan P2 och deponin ansågs ha lägre konduktivitet än resten av moränen. Den övre zonen med berg bedömdes ha högre konduktivitet än den undre, men båda antogs vara något permeabla eftersom de befinner sig relativt nära markytan (<100 meter under markytan).

Tabell 3: Litteraturvärden på hydraulisk konduktivitet i olika material.

Jordart/material	Hydraulisk konduktivitet (m/s)	Källa
Deponerat material (bottenaska)	$6,7 \cdot 10^{-5}$	Hartmann et al. (2004)
Mellansilt/finsilt/lera	10^{-7} – 10^{-9}	Larsson (2008)
Morän (Hovgårdens avfallsanläggning)	$1,9$ – $5,5 \cdot 10^{-6}$	Golder Associates (2004)
Berg		Krásný & Sharp (2007)
- Granit, permeabel övre zon	10^{-5} – 10^{-6}	
- Granit, något permeabel zon	10^{-7} – 10^{-9}	
- Granit, nedre zon	10^{-9} – 10^{-10}	

Övriga parametrar som påverkar grundvattennivåerna är grundvattenbildning och konduktanserna i diken och dräneringssystem. Grundvattenbildningen visade sig påverka grundvattennivåerna i hög grad där stor grundvattenbildning gav höga nivåer. För att behålla både rimliga grundvattennivåer och en låg konduktivitet i leran, som är relativt ogenomsläpplig, accepterades en grundvattenbildning i naturlig mark på **100 mm/år, vilket är lägre än 150 mm/år** som Rodhe et al. (2006) beräknat. Grundvattenbildningen på bebyggda och/eller hårdgjorda ytor på anläggningen sattes till ett lägre tal än på naturlig mark då infiltrationen genom marken blir mindre. Grundvattenbildningen på deponin bestämdes till 20 mm/år och kalibrerades inte. Denna mängd valdes för att, trots stationär simulering, efterhärma en situation där sluttäckningsarbete pågått under 10 år och infiltrationen kontinuerligt minskat i och med det. De olika infiltrationszonerna i modellen återfinns i Figur 14. Konduktanserna i diken och dräneringssystem var svåra att uppskatta. Därför användes vad som antogs vara relativt låga värden (0–20 m²/dag) för att inte överskatta dräneringskapaciteten. Särskilt de södra, västra och norra diken tilldelades lägre konduktanser eftersom de inte observerats i fält.



Figur 14: Bild över de olika infiltrationszonerna i modellen. Varje punkt motsvarar en cell i rutnätet med en viss infiltrationsmängd. De olika deletapperna utgör tillsammans hela deponin på etapp 1.

Randvillkoren för Hovgårdsbäcken (konstant hydraulisk potential) och dammarna (sjö) har även de parametrar som kan förändras och som påverkar grundvattennivåerna. Den konstanta hydrauliska potentialen sattes till 1 m under markytan. Även dammarnas parametrar påverkar, men i mindre utsträckning då endast några få celler har randvillkoret för sjö. Dammarnas parametrar, som återfinns i Tabell 4, ändrades därmed inte under kalibreringen. Värden på in- och utflöden ur sjön sattes medvetet till samma då dammarnas nettoflöden var okända.

Tabell 4: Dammarnas parametrar i randvillkoret för sjö.

Parameter	Förklaring	Värde
Lake Stage	Vattenytans läge	markyta – 1 m
Bottom Stage	Bottenytans läge	markyta – 2 m
Leakance	Samma som dikens konduktans fast för sjöns botten	0,00864 dag ⁻¹ (automatiskt beräknat av VMF)
Precipitation	Nederbörd	500 mm/år
Evaporation	Evaporation	500 mm/år
Runoff	Avrinning från omgivningen som rinner till sjön	2 m/dag
Withdrawal	Uttag ur sjön	2 m/dag

3.3.7. Modellering

För att besvara de olika frågeställningarna gjordes olika simuleringar. För att undersöka hur grundvattennivåerna i området påverkas av täckning av deponin gjordes simuleringar med flödesmodellen som sedan jämfördes med varandra.

För att vidare undersöka förorenings-spridning i området utfördes transportsimuleringar. Eftersom flödesmodellen är stationär gjordes ingen simulering med gradvis täckning av deponin med tiden. För att modellera ett förändrat flöde måste egentligen en transient modell

användas. Orsaken till att modellen i detta arbete är stationär är att det krävdes mer tid för att konstruera en transient modell, något som inte hanns med under projektiden. Stationära simuleringar fick därför istället utföras och utifrån dessa fick tolkningar göras. Transportsimuleringarna utfördes genom att först ta fram olika grundvattenströmningsmönster och sedan införa en kontinuerlig källa klorid till ett visst område i modellen, för att sedan titta på hur spridningen ser ut genom att observera halter i P1 och P2. Tidsperspektivet, hur lång tid det tar för halter att nå en viss nivå, undersöktes inte, utan fokus låg på att se vilka koncentrationer P1 och P2 planar ut på. Alla transportsimuleringar simulerades under 10 950 dagar (30 år) eftersom transportsimuleringar, till skillnad från flödessimuleringarna, inte är stationära utan beror av tiden. Efter 10 950 dagar hade koncentrationerna planat ut i samtliga simuleringar.

Först undersöktes vilka parametrar som påverkar ämneshalterna i högst grad genom att göra flera olika simuleringar där bara en parameter ändrades i taget. Undersökningen kan ses både som en känslighetsanalys och som olika scenarion. De scenarion som undersöktes sammanfattas i Tabell 5.

Tabell 5: Sammanfattning av de scenarion som undersöktes med transportmodellen.

Scenario	Förklaring
A	Bästa passning till uppmätta halter i P1
B	Inget dräneringssystem under deponin
C	Högre konduktans i dräneringssystem under deponin
D	Inget dike syd
E	Lägre longitudinell dispersivitet
F	Större grundvattenbildning i etapp 1
G	Lägre hydraulisk konduktivitet i morän

Efter det undersöktes hur sluttäckning påverkar ämneshalter genom upprepade simuleringar med olika grad av sluttäckning, från ingen alls till helt täckt. Graferna användes därför för att uppskatta hur höga halter som kan uppmätas i P1 och P2 efter vissa infiltrerande koncentrationer genom deponin i etapp 1. En sammanfattning av hur simuleringar användes för att besvara olika frågor återfinns i Tabell 6. Observera att de strömningsmönster som ligger till grund för transportsimuleringarna inte redovisas separat i resultatet, med undantag för scenarierna utan och med sluttäckning.

Tabell 6: Sammanfattning av utförda simuleringar och deras syfte.

Simulering	Syfte
Kalibrering av flödesmodell	Hitta optimal uppsättning parametrar och se nuvarande grundvattennivåer
Flödessimuleringar utan och med sluttäckning	Se hur grundvattennivåerna i området förändras
Transportsimuleringar av scenarion med varierande parametrar	Se hur känslig modellen är och dra slutsatser om området
Transportsimuleringar med olika grad av sluttäckning	Utreda om sluttäckningen med minskad grundvattenbildning och högre koncentrationer i lakvatten kan förklara den ökande trenden i ämneshalter

3.3.8. Antaganden

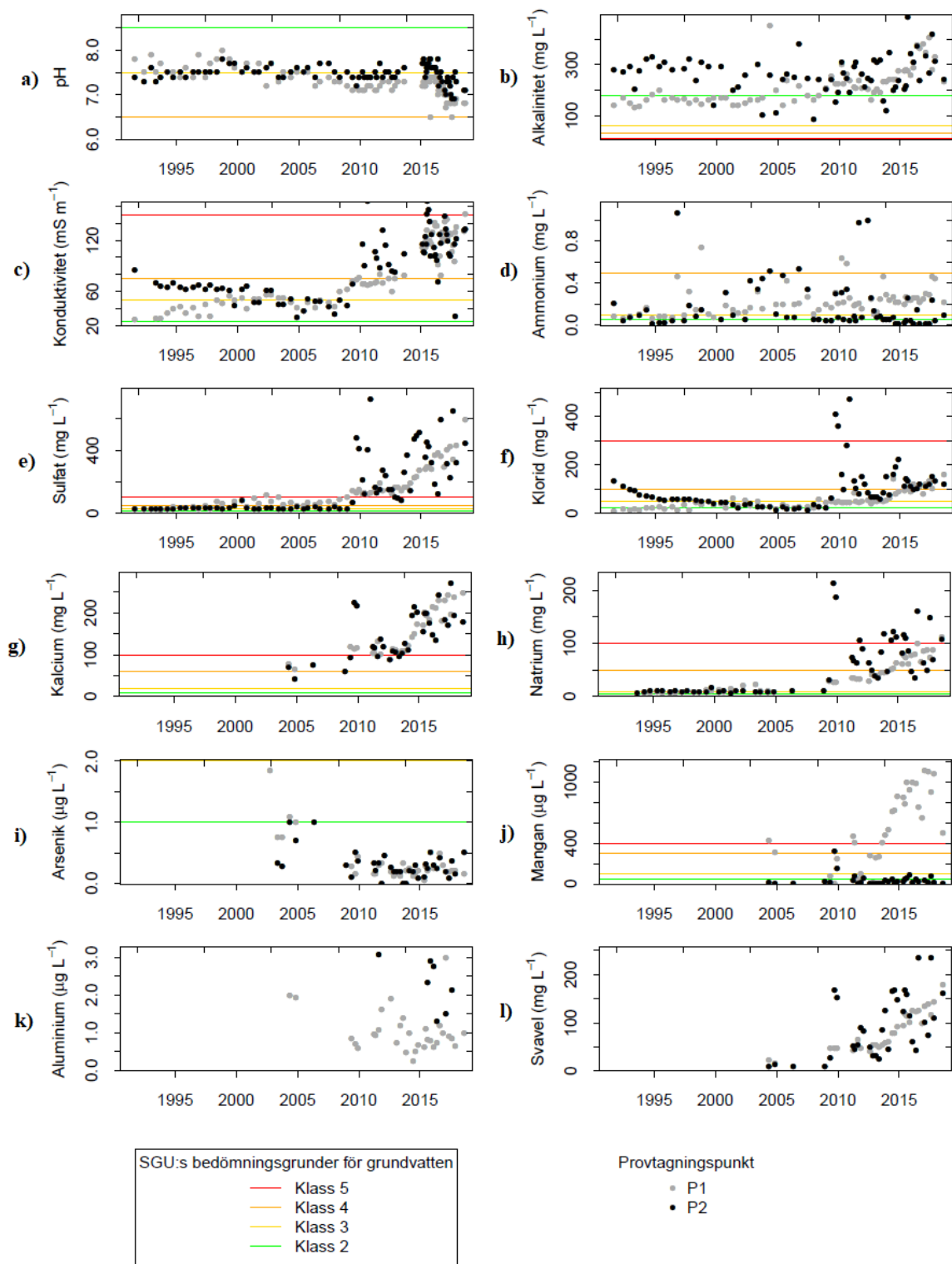
Allt vatten som infiltrerar inom modellen rinner antingen till ett dike, dränsystem, ett vattendrag eller en damm. Ytavrinning finns inte med i modellen, utan ytor som anses ha en stor andel ytavrinning har tilldelats lägre grundvattenbildning. Avfallet på etapp 1 antas vara en oändlig källa till ämnen som kan lösa sig i vatten. Infiltrerande nederbörd antas infiltrera med en konstant hastighet, modellen tar därför inte hänsyn till säsong- eller årsvariationer i grundvattenbildning. Mängden avfall antas vara konstant fastän den ökar i verkligheten.

4. RESULTAT

4.1. SAMMANSTÄLLDA DATA

Grafer över sammanställda data för tolv av de 34 ämnena/värdena återfinns i Figur 15. Grafer över övriga ämnen återfinns i appendix 8.2. Ämnena i figuren är valda för att de representerar trenden hos flera andra ämnen. I graferna är även SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten utmärkta, för att ge en referens till halternas storlek. Man kan se att P1 uppvisar jämnare trender jämfört med P2 som har större variation mellan korta tidsintervall. Detta gäller särskilt ämnen som g) kalcium, e) sulfat och l) svavel. Man kan i a) se att lägre pH-värden har uppmätts de senaste åren, medan alkalinitet (b) och konduktivitet (c) har varit högre de senaste åren. Ammonium (d) har varierat under åren och inte heller någon av de andra kväveformerna visar någon tydlig trend, deras grafer återfinns i appendix 8.2 Figur A - 4. P1:s sulfathalter i e) visar på en stadig kurva uppåt och även för P2 har halterna ökat, fast med större variation. Kloridhalterna (f) i P1 och P2 följer inte varandra, en tydlig ökning i P1 är inte så tydlig i P2. I P2 kan man istället se att kloridhalterna gick ner i början av tidsintervallet, det vill säga de första åren efter 1991. Orsaken till detta är tättningsåtgärder och skyddspumpning som sattes in i början av 1990-talet. Inte heller för natriumhalterna i h) följer P1 och P2 varandra, men en ökande trend kan ses hos båda. Graferna över ämneshalterna för kalium, som återfinns i appendix 8.2 Figur A - 2, liknar dem för natrium något. Grafen över kalciumhalter (g) i P1 ser S-formad ut. Magnesium, som återfinns i appendix 8.2 Figur A - 2, är lik kalcium. Arsenikhalterna i i) ser eventuellt ut att ha minskat sedan analyser började göras. Manganhalterna i j) är mycket olika i P1 och P2, där väldigt höga halter återfinns i P1. Grafen över aluminiumhalter i k) har enbart låga värden. Detta är en trend som generellt kan ses hos järn, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och fosfor, som återfinns i appendix 8.2 Figur A - 2, Figur A - 3 respektive Figur A - 4. Svavel visar på en ökning som är tydligast för P1, men eventuellt synlig i P2.

P1:s halter av sulfat i e), kalcium i g) och eventuellt även i alkalinitet i b) uppvisar S-formade kurvor. Dessa ämneshalter har förhöjda halter från 2010 och uppvisar sedan en större ökningstakt runt 2013–2014. Dessutom ser de ut att börja avta 2018, men det är oklart om så är fallet. Andra ämnen som också uppvisar en snabbare ökning i P1 runt 2013–2014 är natrium i h), konduktivitet i c), klorid i f), svavel i l) och magnesium i appendix 8.2 Figur A - 2 d). Hos dessa ämnen finns dock ingen tydlig S-formad kurva. För nästan samtliga nämnda ämnen kan man även se att ämneshalterna i P2 börjar fluktuera från och med 2010 ungefär, en skillnad från de relativt jämna ämneshalterna som ses innan 2010. Den branta minskningen av pH-värdena i både P1 och P2 ser ut att börja först runt 2015. Trenden med minskande pH-värden ligger därmed ett par år efter trenden i ämneshalternas ökning.



Figur 15: Grafer över ämneshalter i P1 och P2 för några av de analyserade ämnena. SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten finns markerade i graferna. En ämneshalt ovanför röd linje betyder klass 5, och så vidare. Bedömningsgrunder saknas för svavel (SGU, 2013).

Betydelsen av SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten återfinns i Tabell 7. Bedömningsgrunderna är inte rättsligt bindande men används som vägledning för att bedöma grundvattenkvalitet.

Tabell 7: Betydelse av SGU:s bedömningsgrunder för de analyserade parametrarna.

	Betydelse av SGU:s bedömningsgrunder				
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
pH	Mycket högt pH-värde	Högt	Måttligt	Lågt	Mycket lågt
Alkalinitet	Mycket hög alkalinitet	Hög	Måttlig	Låg	Mycket låg
Ämneshalter	Mycket låg halt	Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög

4.2. TRENDER

Trender i ämneshalter, pH-värden, konduktivitet och alkalinitet för P1 och P2 återfinns i Tabell 8. De förändringar som inte är signifikanta inom ett 95 % konfidensintervall men inom ett 90 % konfidensintervall finns också markerade. Dessa kan ses som tendenser till trender. Varje statistiskt p-värde återfinns också i tabellen. För ämnena vanadin och antimon var det inte möjligt att anpassa en modell, så det gick inte att genomföra trendanalyser. Vissa trender är statistiskt signifikanta enbart för P1 eller P2 och vissa gäller bara när man analyserar P1 och P2 gemensamt. Många ämnen uppvisar en statistiskt signifikant ökning, eller tendens till, både i P1 och P2. Dessa är sulfat, konduktivitet, nitratkväve, klorid, kalcium, magnesium, natrium, kalium, svavel, strontium, barium och mangan. Alkaliniteten uppvisar en statistiskt signifikant ökning enbart i P1. Statistiskt signifikanta minskningar återfinns nästan enbart för P1 och P2 tillsammans, förutom för pH-värdet som minskat i P1.

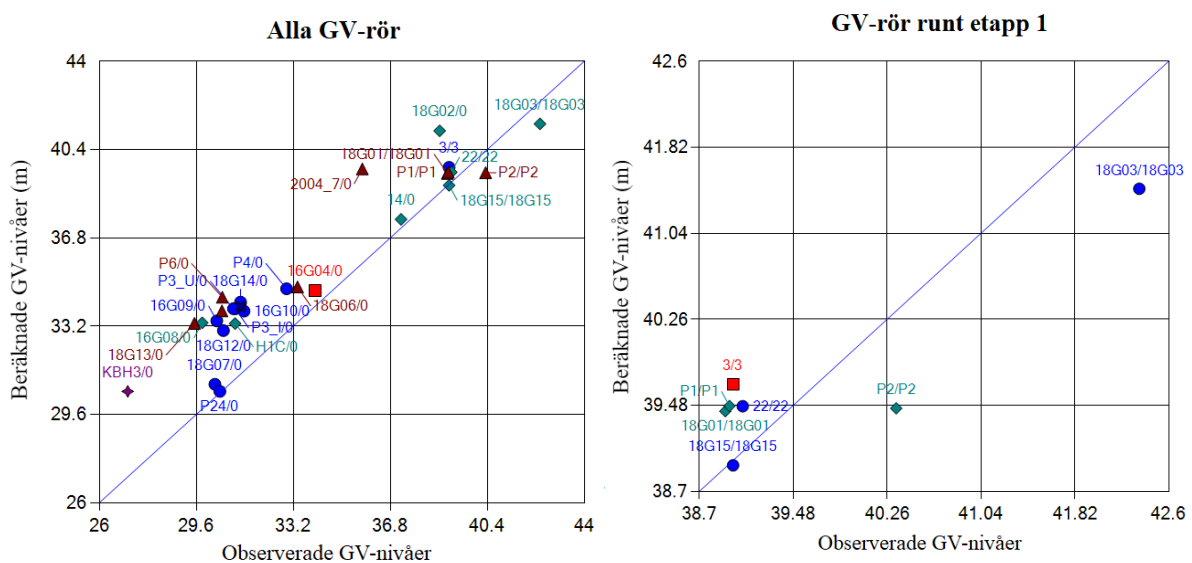
Tabell 8: Trender för analyserade ämnen och korresponderande p-värde. Ingen färg indikerar att trenden inte var signifikant. Ett streck (-) indikerar att mätvärdena var så spridda att ingen trend gick att hitta.

	Stigande trend 95 % konfidensintervall (KI)		
	Sjunkande trend 95 % KI		
	Stigande trend 90 % KI		
	Sjunkande trend 90 % KI		
	P1 och P2	P1	P2
	p-värde	p-värde	p-värde
pH	0,2	0,0006	0,6
Sulfat SO ₄	<0,001	<0,001	<0,001
Konduktivitet	<0,001	0,0001	0,08
Alkalinitet	0,5	0,003	0,8
Ammoniumkväve NH ₄ -N	0,9	0,2	0,7
Nitritkväve NO ₂ -N	0,6	0,9	0,6
Nitratkväve NO ₃ -N	<0,001	0,0007	<0,001
Totalkväve N _{tot}	0,1	0,5	0,7
Klorid Cl	0,07	0,003	0,7
Kalcium Ca	0	0,0009	0,07
Magnesium Mg	0	0,012	0,02
Natrium Na	0	0	0,012
Kalium K	0	0,001	0,11
Svavel S	0	0,13	0,02
Kisel Si	0,81	0,25	0,094
Strontium Sr	0	0,02	0,064
Aluminium Al	0,06	0,5	0,09
Barium Ba	0,0002	0,016	0,053
Kadmium Cd	0,03	0,25	0,67
Kobolt Co	0,22	0,41	0,17
Krom Cr	0,05	0,34	0,48
Koppar Cu	0,08	0,93	0,58
Järn Fe	-	0,57	0,42
Zink Zn	0,011	0,4	0,36
Kvicksilver Hg	0	0,014	0,58
Mangan Mn	0,031	0,17	0,63
Molybden Mo	0,59	0,35	0,41
Nickel Ni	0,29	0,96	0,076
Fosfor P	-	0,98	0,62
Bly Pb	0	0,39	0,0017
Arsenik As	0,0057	0,034	0,3

4.3. GRUNDVATTENMODELL

4.3.1. Kalibrering

Resultatet av kalibreringen i form av grafer på beräknade mot observerade grundvattennivåer återfinns i Figur 16. Ju närmre varje punkt, som motsvarar ett grundvattenrör, är den heldragna linjen desto bättre representerar modellen de verkliga grundvattennivåerna. Medelvärdet av residualerna, det vill säga skillnaden mellan beräknade och observerade nivåer, är 1,82 m för alla grundvattenrör och 0,043 m för grundvattenrören runt etapp 1. Både residualerna och graferna visar att modellen speglar grundvattennivåerna bäst runt etapp 1. Nivåerna i två grundvattenrör finns inte med, dessa är rör 13 och rör 16G01. Det förra ligger intill P2 och det senare på etapp 2 i mitten av anläggningen. Orsaken är att beräknad grundvattennivå är lägre än rörens nederkant, vilket tyder på för låga nivåer. En tabell över kalibreringen med indata och motsvarande residualer återfinns i appendix 8.4 Tabell A - 1.



Figur 16: Beräknade mot observerade grundvattennivåer i alla grundvattenrör (vänster) och bara de runt etapp 1 (höger). Linjen i mitten visar en perfekt matchning där beräknade och observerade nivåer har samma värde.

I Tabell 9 återfinns de konduktiviteter som kalibrerades till den slutgiltiga modellen och motsvarande litteraturvärden. Generellt gav höga konduktiviteter lägre grundvattennivåer och därmed mindre residualer. Man kan se att deponerat material har högst konduktivitet och att tätsponten har lägst konduktivitet. Lerans konduktivitet är nästan den högsta i intervallet som hittats i litteraturen. Det stöds av att stråk med siltig lera, som har högre konduktivitet än fin lera, hittats i området. Moränens horisontella konduktivitet är högre än de uppmätta i intervallet. Information saknas angående om det uppmätta värdet är horisontell eller vertikal konduktivitet. Även det övre berglagret har en konduktivitet nära den högsta i intervallet, vilket kan förklaras med att det ligger högt upp och därmed kan vara mer sprickigt.

Tabell 9: Slutgiltiga konduktiviteter för den kalibrerade modellen. Konduktiviteter från litteraturen finns med som referens.

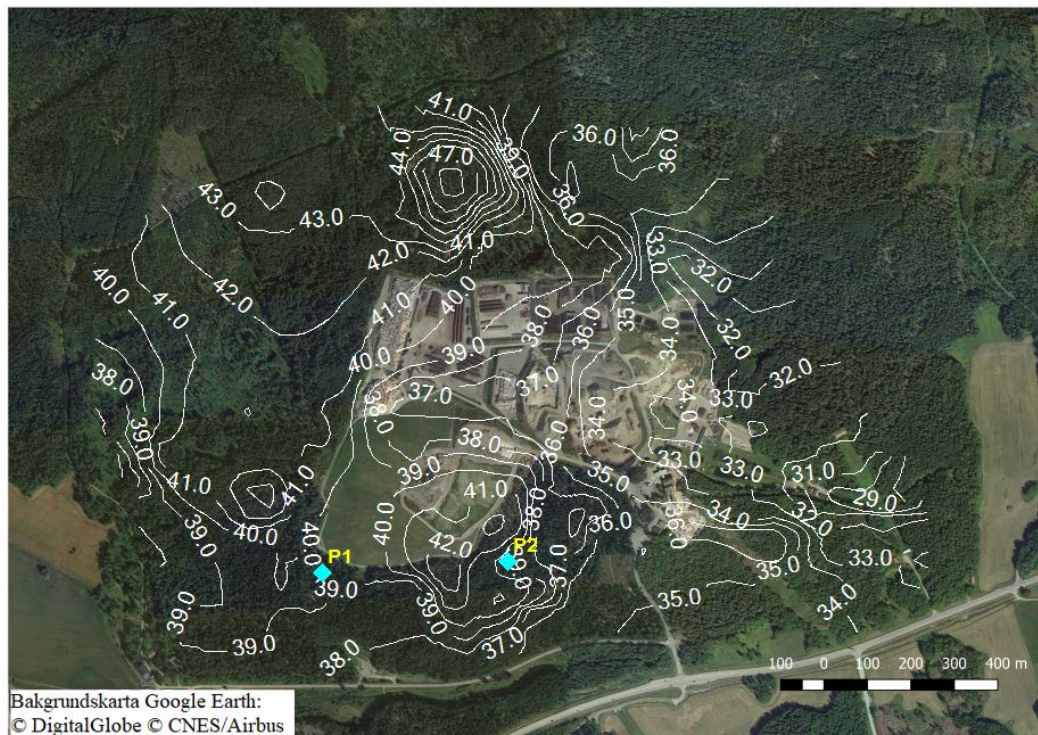
Jordart	Slutgiltigt värde (m/s)			Litteraturvärde (m/s)
	K_x	K_y	K_z	
Deponerat material	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$
Lera	$9 \cdot 10^{-8}$	$9 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$10^{-7}-10^{-9}$
Morän	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$1,9-5,5 \cdot 10^{-6}$
Berg (övre lagret)	$8 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-8}$	$10^{-7}-10^{-9}$
Berg (undre lager)	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$10^{-7}-10^{-9}$
Packad morän	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7}$	-
Sprickzon	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	-
Tätspont	$1 \cdot 10^{-8}$	$11 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	-

Dräneringsledningen som ligger under avfallsanläggningen är viktig för både grundvattennivåer och ämneskoncentrationer i P1 och P2. Kalibrerade konduktanser återfinns i Tabell 10, där även dräneringshöjden som inte kalibrerades finns med. För att modellen skulle kunna efterlikna de koncentrationer som uppmätts i P1 fick dräneringsledningen olika konduktans i olika delar. Dräneringen under etapp 1 fick den låga konduktansen $1 \text{ m}^2/\text{dag}$ för att efterlikna ett trasigt/ineffektivt dräneringssystem. Orsaken är att en ”för” effektiv dränering under etapp 1 ledde till att halterna i P1 och P2 inte ökade. Resten av dräneringssystemet fick den relativt effektiva konduktansen $20 \text{ m}^2/\text{dag}$ eftersom grundvattennivåerna annars blev för höga i övriga anläggningen. Modellens känslighet beskrivs mer utförligt i 5.2.3. Som tidigare nämnts användes de fyra öppna diken i modellen för att efterhärma de verkliga förhållandena på platsen. ”Dike syd”, ”dike väst” och ”dike nord” är de som finns längs med modellgränserna medan ”dike etapp 2” är tre diken runt etapp 2 i mitten av anläggningen. Även dessa konduktanser återfinns i Tabell 10.

Tabell 10: Dikenas parametrar i den kalibrerade modellen. Enbart konduktanserna har kalibrerats.

Parameter	Dränsystem etapp 1	Dränsystem övrig anläggning.	Dike syd	Dike väst	Dike nord	Dike etapp 2
Dräneringshöjd	Bergyta + 1 m	Bergyta + 1 m	Markyta - 1 m	Markyta - 1 m	Markyta - 1 m	Markyta - 1 m
Konduktans (m^2/dag)	1	20	1	10	10	10

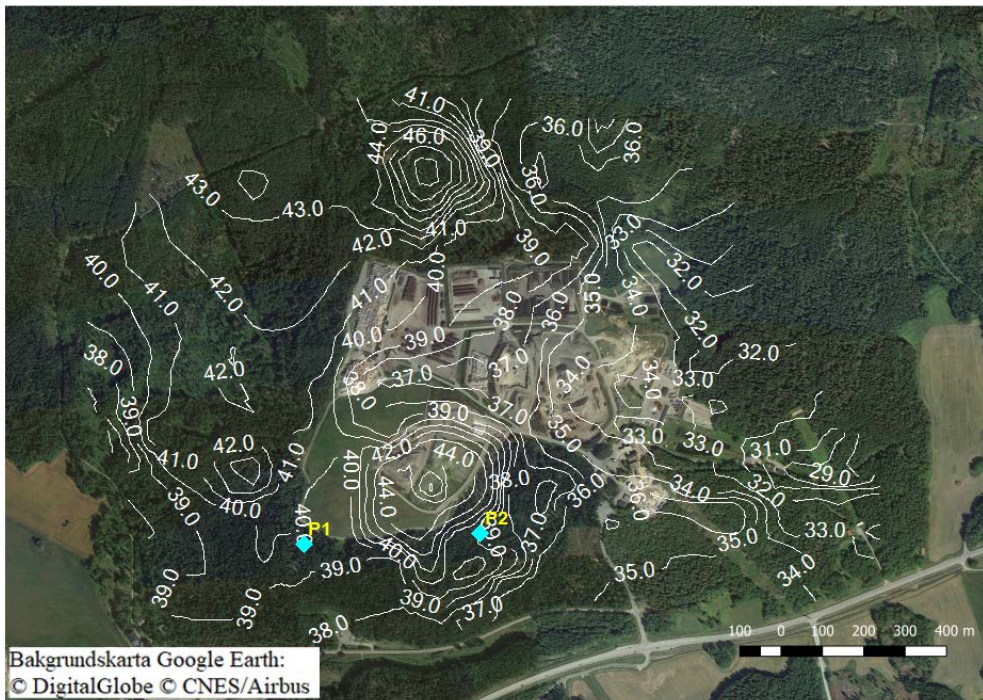
Grundvattennivåerna för den kalibrerade modellen återfinns i Figur 17. Figuren kan tolkas som nuvarande grundvattennivåer och -flöden på Hovgårdens avfallsanläggning, framför allt nivåerna runt etapp 1. Man kan se att det förekommer ett visst flöde ut från deponin vid P1, där vattnet kommer både från väster om deponin och den östra delen av deponin. Det förekommer ett tydligare flöde ut från deponin vid P2 där det finns en brant grundvattengradient ner i dalen öster om deponin. I övrigt flödar grundvattnet in mot avfallsanläggningens mitt och österut mot reningsverket.



Figur 17: Nuvarande grundvattennivåer på Hovgårdens avfallsanläggning enligt den kalibrerade modellen.

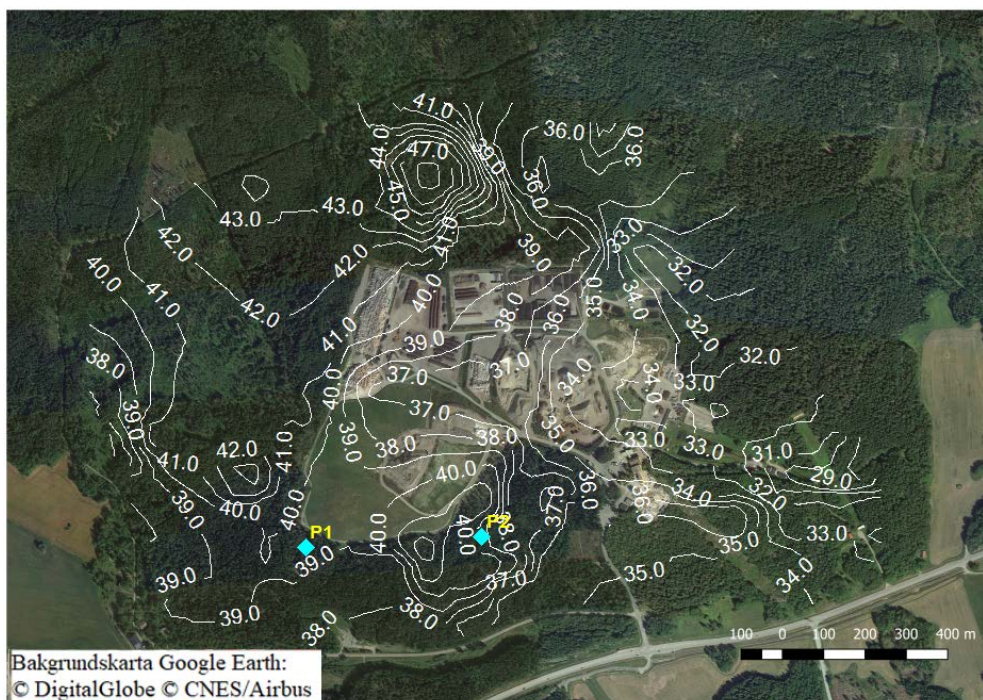
4.3.2. Flödesmodellering

Flödesmodellering för att se vilken påverkan sluttäckning har på grundvattensituationen runt etapp 1 gjordes med den kalibrerade modellen. Grundvattennivåer utan sluttäckning med grundvattenbildning på 70 mm/år på etapp 1 återfinns i Figur 18. Resultatet kan ses som de grundvattennivåer som skulle varit om ingen sluttäckning anlagts. Grundvattenflödet kan antas vara vinkelrätt mot nivålinjerna och röra sig från högre till lägre grundvattennivåer.



Figur 18: Grundvattennivåer utan sluttäckning.

Grundvattennivåer med sluttäckning med grundvattenbildning på 5 mm/år på etapp 1 återfinns i Figur 19. Dessa nivåer beskriver hur grundvattennivåer skulle kunna se ut på lång sikt när hela systemet hamnat i jämvikt med väldigt liten grundvattenbildning genom deponin.



Figur 19: Grundvattennivåer med sluttäckning.

Sluttäckningen påverkar främst grundvattennivåerna runt etapp 1. Förstoring av etapp 1 med förändringen i grundvattennivåerna mellan simuleringarna återfinns i Figur 20. Man kan se att nivåerna minskar i störst utsträckning i deponins högsta del vid den tätade kodensatcellen. Detta påverkar den branta gradienten vid P2, som blir betydligt mindre i scenariot med sluttäckning.



Figur 20: Närbild på etapp 1 med skillnaden i meter i grundvattennivåer mellan simuleringarna med och utan sluttäckning. 3 m betyder att grundvattennivån är 3 m lägre efter sluttäckning jämfört med innan.

4.3.3. Transportmodellering

Modellen användes för att simulera olika scenarion. Här redovisas först använda parametrar i den bästa modellpassningen, sedan parametrar för de olika scenarierna och slutligen resultatet i form av grafer på simulerade koncentrationer i P1 respektive P2. Scenario A ansågs vara den bästa passningen som i P1 planar ut på ungefär samma koncentration som uppmätta halter. De transportparametrar som användes i A återfinns i Tabell 11. Flödesparametrar är oförändrade från den kalibrerade flödesmodellen. Grundvattenbildningen är antagen grundvattenbildning utan sluttäckning på **70 mm/år** och motsvarar alltså en av grundvattenströmningarna presenterad i 4.3.2. Eftersom grundvattenbildningen är konstant representerar värdet 70 mm/år situationen fram tills man färdigställde sluttäckningen på första deletappen 2012. Porositeter valdes enligt antagandet att lera har något lägre porositet än morän och att berg har något lägre porositet än lera. Parametrarnas rimlighet diskuteras i 5.2.2.

Tabell 11: Modellparametrar för simulering A som gav bästa passning till observerade koncentrationer i P1.

Parameter	Värde	Koncentration	Litteraturvärde
Grundvattenbildning etapp 1	70 mm/år	1000 mg/l	-
Effektiv porositet deponerat material	0,2	-	-
Effektiv porositet lera	0,05	-	-
Effektiv porositet morän	0,1	-	0,01–0,1
Effektiv porositet övre berg	0,01	-	-
Effektiv porositet undre berg	0,001	-	-
Longitudinell dispersivitet	40 m	-	10 % av sträckan

Indata för de olika scenarierna B-G återfinns i Tabell 12. Scenarierna kan även tolkas som en känslighetsanalys av modellen/området där en av parametrarna ändrats i taget för att undersöka hur resultatet påverkas. Alla scenarion utom A och E innebär en något förändrad

grundvattensituation eftersom parametrar som påverkar flödesberäkningar förändras. De olika scenariernas parametrar valdes efter vilka parametrar som påverkade halterna i P1 eller P2 i störst utsträckning.

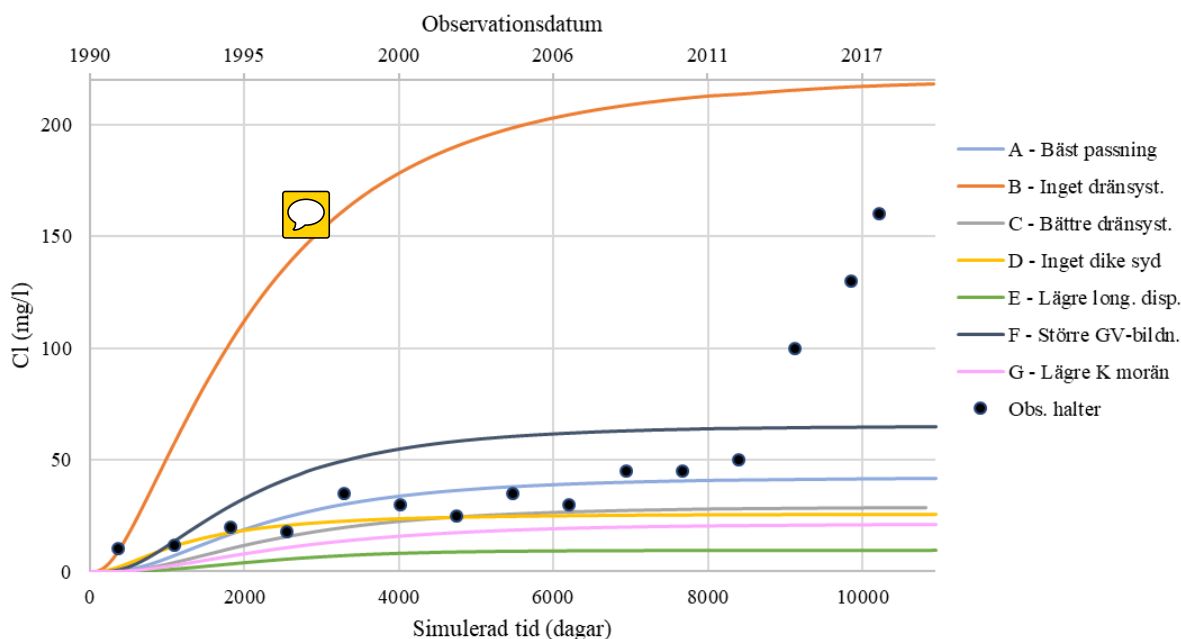
Tabell 12: Indata för de olika simuleringarna av transportmodellen. Fet text anger förändring från den bästa passningen. Enbart en parameter i taget ändrades, förutom för hydraulisk konduktivitet som ändrades i samtliga riktningar samtidigt.

Simulering	kond _{etapp1} (m ² /dag)	kond _{syd} (m ² /dag)	D _L (m)	R _{etapp1} (mm/år)	K _{X,Y} morän (m/s)	K _Z morän (m/s)	Kommentar
A	1	1	40	70	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Bäst passning
B	0	1	40	70	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Inget dränsystem
C	5	1	40	70	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Bättre dränsyst.
D	1	0	40	70	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Inget dike syd
E	1	1	10	70	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Lägre long. disp.
F	1	1	40	100	3·10 ⁻⁵	3·10 ⁻⁶	Större GV-bildn.
G	1	1	40	70	3·10⁻⁶	3·10⁻⁷	Lägre K morän

kond _{etapp1}	Konduktans i dräneringen under etapp 1
kond _{syd}	Konduktans i det södra diket
D _L	Longitudinell dispersivitet
R _{etapp1}	Grundvattenbildning etapp 1
K _{X,Y}	Hydraulisk konduktivitet i horisontell riktning (K _X = K _Y)
K _Z	Hydraulisk konduktivitet i vertikal riktning

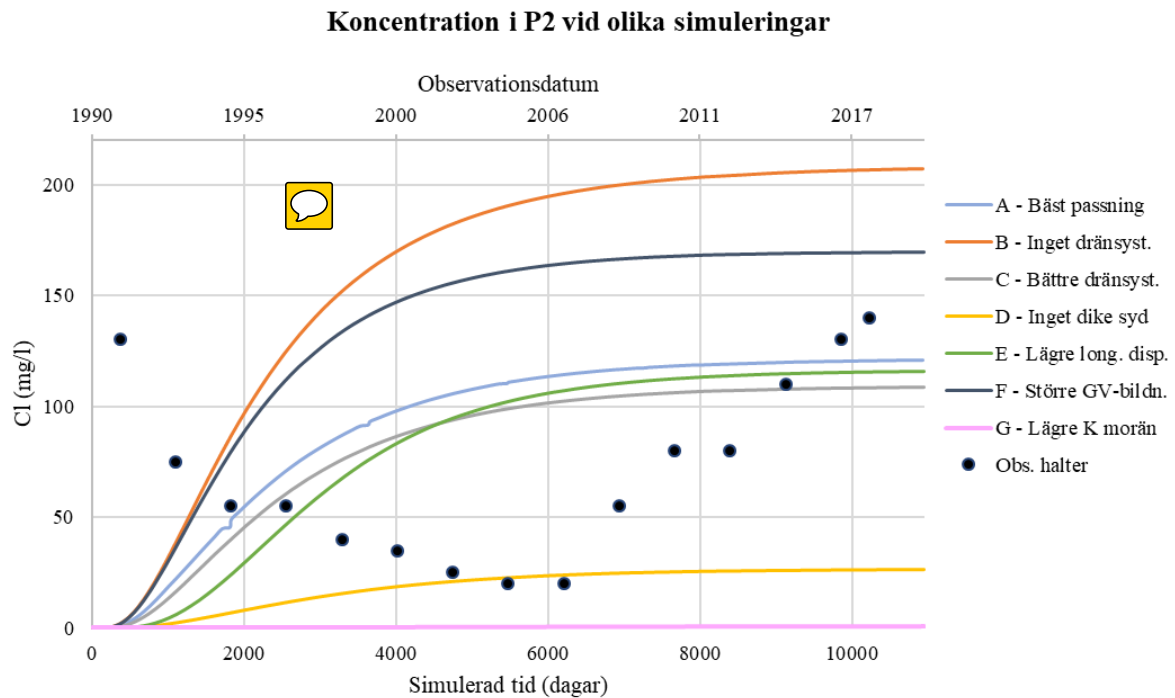
Ämneskoncentrationer i P1 vid olika simuleringar återfinns i Figur 21, där även de uppmätta koncentrationerna kan ses. Simulering A anger den bästa passningen, som når de halter P1 planar ut på, innan den branta ökningen av kloridhalter 2013. Kurvan planar ut vid ungefär 40 mg/l. Resultatet kan ses som undersökning av hur modellen representerar föroreningsspridningen i grundvattnet och vilka ämneshalter som modellen ger upphov till. De största förändringarna syns i simuleringarna B, E och F. Scenario B, där inget dräneringssystem finns under etapp 1 (konduktansen är 0), ger höga halter på ca. 220 mg/l. Detta trots att scenario A har en låg konduktans på endast 1 m²/dag. Scenario E, med lägre longitudinell dispersivitet, ger lägst halter på ca. 10 mg/l. Scenario F som innebär stor grundvattenbildning på 100 mm/år genom etapp 1, större än övriga avfallsanläggningen på 70 mm/år, ger något högre koncentrationer på knappt 70 mg/l vilket är väntat då större grundvattenbildning med samma koncentration ger mer klorid i systemet.

Koncentration i P1 vid olika simuleringar



Figur 21: Graf över ämneshalter i P1 från utvalda simuleringar utförda med transportmodellen. I grafen finns även observerade halter utmärkta. Simulering A bedömdes vara den bästa passningen mot P1:s halter.

Ämneskoncentrationer i P2 vid de olika simuleringarna återfinns i Figur 22, där även uppmätta koncentrationer kan ses. P2:s uppmätta halter planar inte ut vid någon koncentration lika tydligt som P1, så det är svårt att säga hur bra passning någon av simuleringarna är. Man kan se att simulering A ger högre halter i P2 än i P1, 125 mg/l jämfört med 40 mg/l. De scenarion som ger störst skillnad i halter är B, D, F och G. Scenario B, utan dränering i etapp 1, ger högst koncentration på ca. 210 mg/l. Scenario F som innebär större grundvattenbildning ger också högre koncentration på 170 mg/l. Scenario D, utan det södra diket, ger lägre halter på drygt 25 mg/l. Lägst halter runt 0 mg/l ger scenario G som innebär tio gånger mindre hydraulisk konduktivitet.



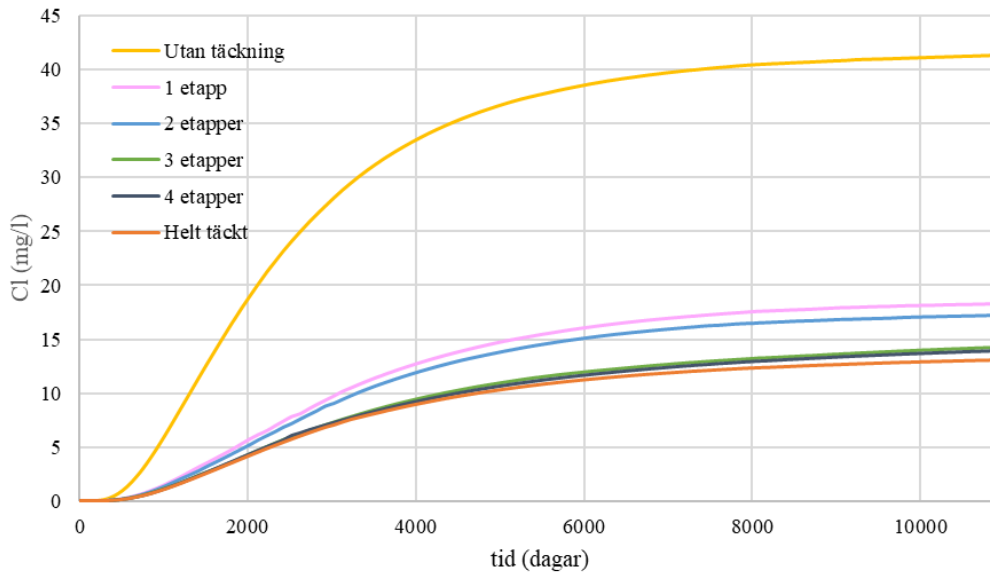
Figur 22: Graf över ämneshalter i P2 från utvalda simuleringar utförda med transportmodellen. I grafen finns även observerade halter utmärkta.

Vidare undersöktes även vilka koncentrationer modellen beräknar vid P1 och P2 vid olika täckningsgrad. Resultatet för P1 återfinns i Figur 23. Grafen visar vilka ämneshalter som enligt modellen skulle uppmätas i P1 vid olika grundvattenbildningsscenarion. Observera att simuleringarna är stationära vilket innebär att grundvattenbildningen är konstant, så simuleringarna speglar inte verkligheten där grundvattenbildningen minskat med tiden. Det intressanta är att se vilka halter de olika simuleringarna planar ut på. Samtliga sluttäckningsscenarion planar ut på nivåer betydligt lägre än scenariot utan sluttäckning, trots fem gånger högre koncentration efter sluttäckning. Detta indikerar att modellen inte kan förklara ökade koncentrationer i P1 enbart genom sluttäckning.

Koncentration i P1 vid steady state för olika täckningsgrad

70 mm/år 200 mg/l för ej täckta etapper

5 mm/år 1000 mg/l för täckta etapper



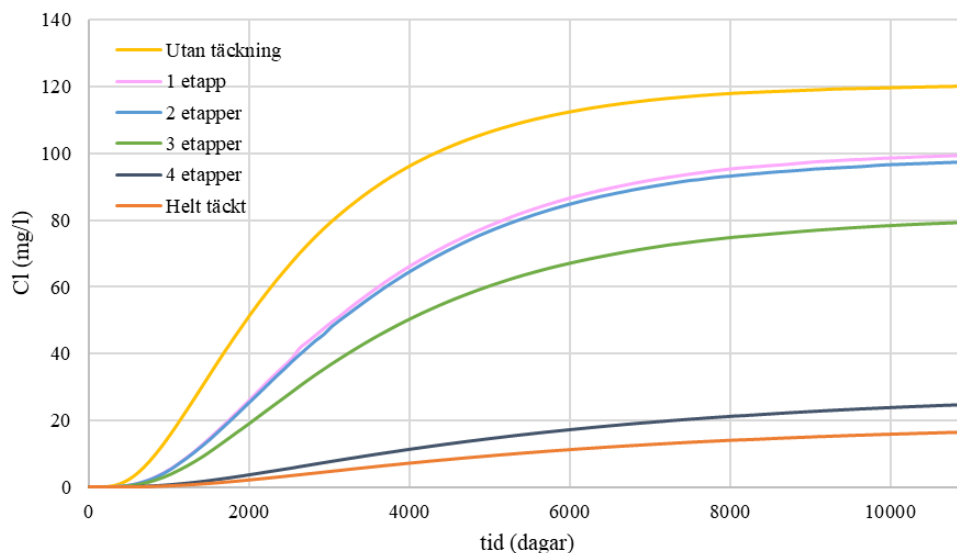
Figur 23: Graf över koncentrationer i P1 för olika simuleringar med olika täckningsgrad över etapp 1. Scenariot utan täckning är samma som tidigare beskrivna simulering A.

Resultande koncentrationer i P2 för simuleringar vid olika täckningsgrad återfinns i Figur 24. Resultatet liknar det för P1 med skillnaden att det först är vid täckning av 4 etapper som en stor koncentrationsminskning kan ses. I övrigt kan samma slutsatser dras som för P1.

Koncentration i P2 vid steady state för olika täckningsgrad

70 mm/år 200 mg/l för ej täckta etapper

5 mm/år 1000 mg/l för täckta etapper



Figur 24: Graf över koncentrationer i P2 för olika simuleringar med olika täckningsgrad över etapp 1. Scenariot utan täckning är samma som tidigare beskrivna simulering A.

Simuleringar över de olika sluttäckningsscenarierna gjordes även med en kloridkoncentration på 10 000 mg/l efter sluttäckning, för att se om en orealistisk koncentration kan ge så höga halter som har observerats i P1 och P2. Dessa simuleringar planar ut på drygt 25 mg/l för P1 och 35 mg/l för P2. Grafer för dessa simuleringar återfinns i appendix 8.5 i Figur A - 8 och Figur A - 9.

5. DISKUSSION

5.1. FÖRORENINGSSITUATION

5.1.1. Trender

Ämneshalterna av flera ämnen ökar i P1 och/eller P2. Det finns dels statistiskt signifikanta trender (ökningar och minskningar), men det finns också trender i utseendena hos tidsserierna som visar ämneshalternas förändring. Den tydligaste trenden är en S-formad kurva som återfinns främst i P1 för flera ämnen. Sulfat uppvisar en mycket tydlig S-formad kurva. En S-formad kurva innebär en kraftig ökning under en kort tidsperiod som sedan planar ut. Den kan orsakas av ett ”plug flow”, det vill säga en plötslig ökning från en lägre koncentration till en högre. I verkligheten ”smetas” koncentrationen ut till en S-formad kurva då ämnestransport påverkas av dispersion och diffusion. Det skulle alltså kunna vara så att ämneshalterna inte kommer öka mer i P1 om de nått en maxkoncentration som de kommer stanna på. Alla tidsserier av ämneshalter i P1 som ser ut att öka kan tolkas som S-formade kurvor. Samtliga skulle dock också kunna tolkas som linjära ökningskurvor i ämneshalter. Det går därför inte att förutsäga framtida koncentrationer i P1 enbart genom att titta på tidigare uppmätta halter.

En annan trend som kan ses i utseendet hos tidsserierna är att P2 har väldigt spridda koncentrationer, i jämförelse med P1:s S-formade kurvor. Dessutom finns det för svavel, natrium och sulfat en trend i att de spridda koncentrationerna uppkommer efter 2009. Det skulle kunna förklaras med en förändring i flödesvägar runt den tidpunkten. Vad som skulle ha orsakat dessa är oklart. Det enda kända som hänt vid etapp 1 är sluttäckningen som påbörjades 2006 med avjämning och terrassering. En annan förklaring skulle kunna vara olika analysmetoder, detektionsgränser, filtrering etc. Men det generellt mer spridda beteendet hos P2 bör ha att göra med att det ligger vid en annan del av deponin. Ämneskoncentrationerna uppvisar samma trender för samma ämnen hos P1 och P2 men det blir olika utfall sett till tidsseriernas utseende. **Utmärkande för P2 är att asbest deponerats i närheten, samt att den tätade kondensatcellen ligger nära.** Det finns också stora skillnader i grundvattengradient och -flöde. Gradienten från kondensatcellen ner till P2 är brant, precis som topografien. Vid P1 är grundvattengradienten svag. Detta kan ses både i uppmätta nivåer och i modellen. P2 kan därmed antas bli påverkad snabbare av förändringar i **exempelvis nederbörd, grundvattenbildning och ytavrinning.** Vid jämförelse av **P2:s halter och nederbörden 2010–2017 som återfinns i 3.3.2 Tabell 1** kan man se att vid det nederbördsrika året 2012 finns också relativt låga halter. Det nederbördsfattiga året 2013 åtföljs av högre halter först 2014. Ett visst samband kan finnas vilket i så fall understryker skillnaden mot P1 som följer en jämn trend utan att nederbörden påverkar.

Det är främst metaller med låg laddning som ökar: natrium, kalium, magnesium och kalcium. Deras tidsserier, främst kalciums, är mycket lik tidsserien för sulfat. Detta skulle kunna indikera upplösning och transport av beståndsdelarna i gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), vilket skulle vara rimligt eftersom industriavfall deponerats på platsen. Samtliga dessa metaller kan även bilda salter med sulfat och klorid. Nämnade metaller och sulfat **korrelerar** även med tidsserien för svavel, vilket skulle kunna indikera upplösning av vissa metallsulfider. Metaller med högre laddning som bly, järn, kvicksilver och nickel ökar inte.

Det minskande pH-värdet i P1 är statistiskt signifikant. Eftersom en hel del aska och andra förbränningsrester ska ha deponerats på platsen borde pH-värdet i själva deponin vara relativt högt. Det skulle kunna vara så att pH-sänkningen sker först när lakvattnet lämnat deponin. En fas i åldrandet av deponerat material är den sura, anaeroba fasen då metallutlakning kan ske och reducerande förhållanden uppstår på grund av syrebrist. Metallutlakning runt etapp 1 sker dock bara av metaller med låg laddning. Öman (2008) kommer fram till att transport av metaller är

beroende av organiska kolloider eller karbonat. Ömans studie fokuserar på metaller som järn, bly, kadmium, zink och nickel. Det ska inte finnas så mycket organiska ämnen i deponin, men lite lär finnas då man kan se en pH-sänkning som enligt tidigare nämnda åldrandefaser är beroende av anaerob nedbrytning. Det kan vara så att ingen metallutlakning av metaller med högre laddning kan ses på grund av bristen på kolloider och karbonat som kan transportera metallerna.

5.1.2. Insamlade data

De ofiltrerade proverna sorterades bort för att få mer trovärdiga grafer och trender. En stor del av metaller med högre jonladdning som järn, bly, kadmium, aluminium, koppar och kvicksilver visar inte på några tydliga trender efter att de mycket höga värdena, som överensstämde med ofiltrerade prover, togs bort.

Ämneshalten av kvicksilver är exakt samma under perioder, vilket beror på att halten legat under laboratoriets detektionsgräns. Därmed är det svårt att säga något om kvicksilverhalten i P1 och P2. Samma sak gäller selen vid en del provtillfällen.

5.2. GRUNDVATTENMODELLERING

5.2.1. Tolkning av resultat

Grundvattnet under etapp 1 rör sig idag enligt modellen mestadels norrut mot resten av avfallsanläggningen. En tydlig gradient ut från deponin kan ses vid P2 ner i dalen öster om deponin. En svag gradient ut syns även i det sydvästra hörnet av deponin, där vattnet antingen kan flöda ut mot P1 eller in mot dräneringsledningen. Vid jämförelse med simuleringarna utan och med sluttäckning ses att dagens nivåer ligger mellan dessa, men betydligt närmare scenariot med täckning. Hur snabbt grundvattennivåer når ny jämvikt är okänt. Om sluttäkningsarbetet ledde till minskad grundvattenbildning långt innan slutgiltiga tätskikt lades 2012–2018 anses det rimligt att deponin snart nått en ny jämvikt.

En jämförelse mellan simuleringarna före och efter sluttäckning vittnar om att de förändrade grundvattennivåerna bör ge minskat läckage till P1 och P2. Vid P1 förändras nivåerna så att grundvattendelaren går utanför P1, vilket innebär att vattnet från P1 rinner in mot deponin istället för tvärtom. Vid P2 blir den del av deponin som kan läcka mindre och även gradienten minskar. Detta då de höga nivåerna i östra delen av deponin sjunker och nivåerna istället följer bergytan under deponin. Orsaken till de höga nivåerna är troligtvis att topografin är högre där, sedan sjunker nivåerna ju torrare det blir.

Eftersom flödesmodellen inte är transient så kunde inte tidsserierna efterhärmas genom sluttäckning. Istället kördes stationära simuleringar med olika indata för att dels se vilka nivåer som kan uppmätas i P1 och P2 med olika koncentrationer i lakvattnet, samt för att undersöka modellens känslighet. De slutsatser som kan dras är att nuvarande modell inte kan förklara den kraftiga ökningen av klorid runt 2013 genom sluttäckning i form av minskad grundvattenbildning med högre koncentration. Detta då simuleringarna med högre sluttäkningsgrad leder till lägre koncentrationer. Det enda undantaget är ”extremfallet” med 10 gånger högre koncentration, men inte heller där kommer koncentrationerna upp i det som uppmätts.


Den modellparameter som påverkar kloridkoncentrationerna i P1 i högst grad är konduktiviteten i dräneringssystemet. Det beror på att P1 ligger vid en svag grundvattendelare. Flödet vid P1 är starkt beroende av dräneringen i området, något som det enbart finns begränsad information om i och med att dräneringsledningen är gammal och skogen söder om deponin är outforskad. P2 påverkas mest av konduktansen i dräneringssystemet, det södra diket samt

förändring i moränens hydrauliska konduktivitet. Orsaken till att halterna blir lägre utan det södra diket är att grundvattnet inte längre ”dras ned” till det södra diket. Mellan deponin och P2 finns packad morän vars konduktivitet inte förändras i någon simulering, så att minskad konduktivitet i moränen leder till lägre halter kan bero på att moränskiktet under och nedanför P2 stoppar upp flödet. Slutligen påverkas halterna i bägge rören av mängden kloridhaltig grundvattenbildning vilket är logiskt.

Eftersom ökningen av kloridkoncentrationer inte kunnat förklaras med enbart flödesmängds- och koncentrationsförändringar måste det finnas andra skäl till att kloridhalterna ökat. Klorid är ett konservativt ämne som inte deltar i särskilt många reaktioner och vars salter är lösliga. För andra ämnen kan nedbrytningsreaktioner med utlakning vara en förklaring, men att förklara ökningen av klorid så har inte stöd i litteraturen. En alternativ förklaring kan vara att flödesvägar har förändrats i och med sluttäckningsarbetet, exempelvis genom maskiner som kört på deponin. Maskiner skulle också kunna orsaka ökad kompression av avfallet lokalt och därmed leda till ökad mängd lakvatten med högre halter. En annan förklaring är att något har orsakat en plötslig förändring i själva deponin, ett tydligt men orealistiskt exempel är att en hink med föroreningar har vält. Det som talar emot är att ökade koncentrationer inte gav ökande halter i denna modell och att det är svårt att föreställa sig vad som annars kan ha hänt. Alla fysikaliska förändringar nämnda i detta stycke är av sådan natur att de inte kan simuleras med den framtagna modellen.

5.2.2. Val av parametervärden

Grundvattenbildning

Grundvattenbildningen på den naturliga marken, det vill säga i skogen runt omkring Hovgårdens avfallsanläggning, sattes till 100 mm/år. Det är lägre än den grundvattenbildning i Uppland på 150 mm/år som Rodhe et al. (2006) beräknat. Orsaken till att den sattes lägre är att simulerade grundvattennivåer blev höga. Fler diken hade kunnat sättas in för att motverka detta men det bedömdes orealistiskt. På bebyggd och/eller behandlad mark, det vill säga avfallsanläggningen, sattes grundvattenbildningen till 70 mm/år. Huruvida det är en rimlig mängd är svårt att bedöma. Om ytvattenhanteringen på anläggningen är väldigt effektiv är vald grundvattenbildning eventuellt för stor. 

Hydraulisk konduktivitet

Den enda informationen som fanns om den hydrauliska konduktiviteten i området var att moränens konduktivitet är $1,9-5,5 \cdot 10^{-6}$ m/s. Den sattes slutligen till $3 \cdot 10^{-5}$ m/s i horisontell riktning och $3 \cdot 10^{-6}$ m/s i vertikal riktning. I övrigt är de hydrauliska konduktiviteterna bestämda utifrån vad som hittats i litteraturen och vad som lett till rimliga grundvattennivåer för modellen. Modellen konvergerar inte vid för låga konduktiviteter på lera. Detta skulle kunna bero på att vatten inte rinner igenom för låga konduktiviteter vilket eventuellt skapar problem i form av torra celler i morän- och berglagren under leran. Överlag uppvisar modellen för höga grundvattennivåer, särskilt i de grundvattenrör som inte ligger runt etapp 1. Det skulle kunna bero på för låga konduktiviteter. Problemet med att höja konduktiviteter är att de når orimliga värden som inte har stöd i litteraturen. Därför är det troligtvis något annat som fattas i modellen som leder till de höga grundvattennivåerna, snarare än låga konduktiviteter.

Konduktans i diken och dräneringssystem

Det var svårt att hitta en lättförståelig definition av den konduktans som används av MODFLOW i flödesberäkningar. Därför testades olika konduktanser i de olika dikena, med en strävan efter att använda låga värden för att inte ”hitta på” ett extremt effektivt dike som inte har en motsvarighet i verkligheten.

Dräneringssystemet antogs i modellen ha lägre konduktivitet under etapp 1 jämfört med resten av anläggningen. Antagandet gjordes då ämneshalterna i P1 inte steg när dräneringssystemet var effektivt. Högre men eventuellt mindre rimliga halter hade dock kunnat användas. Det är okänt hur dräneringssystemet under etapp 1 är uppbyggt och vilket tillstånd det är i. Det är inte ett orimligt antagande att det kan vara trasigt/igenfyllt/avbrutet. Då modellen troligtvis inte efterhärrar verkligheten korrekt är det troligt att dräneringssystemet ligger på en högre höjd än vad det gör i modellen, vilket skulle innebära en mindre effektiv dränering. En annan möjlighet är att berggrunden och jordlagren inte befinner sig i samma läge som de gör i modellen och att det påverkar i hög grad. Modellen utgör inte bevis för att dräneringssystemet är trasigt.

Diket längs med modellens västra gräns finns tillsammans med det norra diket till för att dränera bort det vatten som inte rinner mot avfallsanläggningen. Det har antagits att grundvattendelaren ligger inom modellområdet, så då måste vatten kunna flöda åt andra håll, vilket det inte kan utan diken då modellens gränser inte tillåter något vatten att flöda ut. Detta hade troligtvis kunnat uppnås på andra sätt, exempelvis genom att tilldela modellens gränser ett randvillkor med flöde proportionerligt mot skillnaden i hydraulisk potential (*general head*). Det är dock inte obefogat att lägga till diken längs modellgränsen då man på flygbilder kan se att det går vägar och/eller diken runt modellen. Det optimala för att få bort överskottsvatten hade varit att göra modellområdet större tillsammans med ett randvillkor runt hela modellen. Då hade randvillkoret tack vare avståndet påverkat flödena i P1 och P2 i mindre utsträckning.

Modellens känslighet diskuteras vidare i 5.2.3.

Koncentrationer i infiltrerande vatten

Lakvattnets kloridinnehåll är okänt. Därför användes koncentrationer inom intervallet som Öman et al. (2006) observerat hos lakvatten. Kloridhalterna i det infiltrerade vattnet efter sluttäckning sattes till fem gånger högre än innan. López et al. (2018) simulerade att ämneshalter i lakvatten kunde öka med 260 % med minskad nederbörd, så en ökning med 400 % är betydligt större men användes ändå för att få tydliga eventuella resultat. I appendix presenteras resultat av simuleringar med 10 gånger högre koncentration efter sluttäckning, enbart som ett teoretiskt test.

Porositet

Den effektiva porositeten kan variera inom samma jordart. Den effektiva porositet som är svårast att bedöma är den hos det deponerade materialet som sattes till 0,2. Det är högre än exempelvis lera och morän och innebär en långsammare transporthastighet om konduktiviteten lämnas oförändrad. Om deponin skulle bestått helt av aska skulle den effektiva porositeten troligtvis likna den för lera eller morän, om askan består av fina partiklar. Eftersom deponin även består av industriavfall och andra typer av förbränningsrester ansågs en något högre effektiv porositet vara rimlig.

Longitudinell dispersivitet

Den longitudinella dispersiviteten påverkar koncentrationerna i P1 och P2 positivt, det vill säga ju högre dispersivitet desto högre halter. Tumregeln att dispersiviteten är 10 % av transportsträckan följdes.

5.2.3. Känslighet

Både grundvattennivåer och ämneshalter i P1 påverkas av det södra diket. Det beror på att modellgränsen är nära. Någon typ av dränering eller bestämning av vattennivån måste ske på gränsen, men det påverkar också närliggande grundvattenrör. En optimering av modellen vore att utöka modellområdet så att punkterna ligger längre ifrån modellgränsen. Det har inte gjorts inom ramen av detta projekt. Följden av den något snäva modellen är att det är svårt att dra

slutsatser om var grundvattendelaren väster om etapp 1 befinner sig. En viktig slutsats är däremot att grundvattendelaren är otydlig och att flödet från deponin till P1 är lättpåverkat av eventuella diken och dräneringssystem. Om det finns ett djupt dike i skogen runt P1 skulle det kunna påverka spridningen av ämnen från deponin. Även det omvända gäller, om dräneringssystemet som ligger under deponin skulle kunna göras mer effektivt skulle det förhindra spridning ytterligare, då ett icke fungerande dräneringssystem ger väldigt höga halter i P1 och P2.

I resultatet verkar det som att det södra diket påverkar P2 mer än P1 eftersom halterna minskar mer, men man får komma ihåg att dräneringssystemet under deponin redan ”drar” i vattnet i P1. Eftersom dräneringssystemet påverkar P1 mest syns inte effekten av det södra diket lika tydligt. I P2 däremot påverkar dräneringssystemet mindre, sett till relativ ökning av koncentration. Därför syns en större effekt av det södra diket. Slutsatsen blir att vid ett någorlunda fungerande dräneringssystem så påverkar det södra diket P2 mer, eftersom dräneringssystemet påverkar mindre. Om det är så att dräneringssystemet inte fungerar alls, är det troligt att P1 istället påverkas mer av det södra diket, eftersom grundvattendelaren vid P1 är mindre tydlig än vid P2.

Att dräneringssystemet påverkar ämneshalter i hög grad är rimligt, då det ligger relativt nära provpunkterna och finns till just för att förhindra spridning. Det påverkar som redan nämnts dock P1 mer än P2. En situation utan dräneringssystem ger ungefär samma halter i P1 och P2 (220 mg/l) men en minimal konduktans i dräneringssystemet gör att P1:s halter går ner till 40 mg/l, medan P2 får en koncentration på 125 mg/l. Ännu en gång kan man dra slutsatsen att P2 och P1 påverkas olika mycket av samma mekanismer.

Modellering av ämnestransport är känslig för förändringar i hydraulisk konduktivitet, främst i morän. Den använda hydrauliska konduktiviteten på $3 \cdot 10^{-5}$ m/s i horisontalled och $3 \cdot 10^{-6}$ m/s i vertikalled bedöms vara inom intervallet för en rimlig konduktivitet i morän men den skulle också kunna vara mindre. En tio gånger mindre konduktivitet ger mycket låga halter i jämförelse. Det kan förklaras med att morän är det mediet som grundvattnet främst transporteras i fram till grundvattenrören.

5.2.4. Osäkerheter

Som tidigare nämnts har det installerats en pump mellan P2 och deponin, då en förhöjd kloridkoncentration uppmättes i början av 1990-talet. Nivåerna sjönk efter installation av pumpen och 2004 noterade Golder Associates att läckage skulle ske om pumpning upphörde. 2018 observerades låga nivåer i pumpbrunnen, så pumpen verkar inte behöva pumpa nu för tiden. En möjlig slutsats är att grundvattnet hittar andra vägar, t.ex. runt pumpen. Pumpen finns inte med i modellen och därför är transportmodellen för P2 väldigt osäker. Orsaken till att pumpen inte finns med är brist på information.

Modellen tar inte hänsyn till att mer och mer material deponeras. Hur mängden deponerat material påverkar grundvattennivåer i steady state har inte undersökts i detta projekt, men i verkligheten påverkas grundvattennivåerna i form av t.ex. fördröjda flöden.

Geologin under avfallsanläggningen och i synnerhet under etapp 1 är inte helt känd. Data på topografin under etapp 1 hade gjort modellen mer tillförlitlig. Modellen i detta projekt har en relativt jämn bergyta under deponikroppen, eventuella sänkor eller sprickor representeras inte.

Ett antagande som gjorts är att det finns oändligt med klorid som kan lösa sig i det infiltrerande vattnet. Som tidigare nämnts är det inte troligt på lång sikt då man kan tänka sig att flödesvägar etableras och att klorid ”sköljs ur” dessa. Ett alternativ är att använda fastställda initiala koncentrationer i flera lager av celler. Ett potentiellt problem är dock att ämnet sköljs ur för

snabbt och att tidsserien bara visar en topp. Man skulle behöva använda sig av fastläggning och eventuellt andra typer av kemiska processer som inte använts i denna modell. Dessutom blir startdatumet för modellen avgörande.

5.2.5. Förbättringar

Den största utmaningen för att konstruera en tillfredsställande modell var bristen på data om deponins struktur, geologin under deponin samt lakvattenmängder. Den viktigaste förbättringen vore att göra modellen transient istället för stationär, i både MODFLOW och MT3DMS. Då skulle man kunna lägga in sluttäckningen som minskad grundvattenbildning vid vissa tidpunkter samt variera grundvattenbildningen vid olika årtal eller säsonger. Det vore intressant att studera årsnederbörd i kombination med sluttäckning för att se om det kan ge en tydlig förklaring till fluktuation i P2:s halter.



6. SLUTSATSER

Av totalt 33 analyserade ämneskoncentrationer och fysikaliska parametrar uppmätta 1991–2018 uppvisar tolv av dessa en statistiskt signifikant ökning över tid i en eller flera punkter runt deponin på etapp 1. Dessa är alkalinitet, konduktivitet, sulfat, klorid, kalcium, natrium, svavel, kalium, magnesium, strontium, barium, och nitratkväve. Sex av de 33 analyserade koncentrationerna och parametrarna uppvisar statistiskt signifikanta minskningar och dessa är pH-värde, kadmium, zink, kvicksilver, bly och arsenik.

Grundvattnet under etapp 1 rör sig idag mestadels norrut mot resten av avfallsanläggningen. En tydlig gradient ut från deponin kan ses vid P2 ner i dalen öster om deponin. Runt P1 är grundvattendelaren otydlig men en svag gradient ut från deponin finns i det sydvästra hörnet.

Sluttäckningen leder till lägre grundvattennivåer i etapp 1 och upphört läckage till P1 i och med förändrade grundvattendelare och minskade gradienter. En del av deponin i det sydöstra hörnet kommer fortsatt ligga utanför grundvattendelaren vilket kan innebära fortsatt läckage till P2, men vattnets flödesväg här är oklar.

De ökade föroreningshalterna beror inte enbart på den flödesminskning i kombination med koncentrationsökning som sluttäckningen har gett upphov till. Halternas ökning kan bero på sluttäckningen och då spelar andra processer in som inte undersökts inom ramen av detta projekt.

Den omgivande faktor som påverkar föroreningshalterna i P1 mest är effektiviteten på dräneringssystemet. Orsaken är att grundvattendelaren vid P1 är svagt uttalad och ett fungerande dräneringssystem påverkar så mycket att andra faktorer inte konkurrerar. De faktorer som påverkar halterna i P2 mest är effektiviteten i dräneringssystemet och i det södra diket samt förändring i moränens hydrauliska konduktivitet. P2 påverkas av fler faktorer än P1 eftersom dräneringssystemet inte har lika stor inverkan. Orsaken till att konduktivitet påverkar halterna bedöms vara att lägre konduktivitet hindrar tillflödet.

7. REFERENSER

- Abd El-Salam, M. M. & I. Abu-Zuid, G. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, 6(4), ss 579–586.
- Appelo, C. A. J. & Postma, D. (2013). *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2. ed., 10., corr. repr. Boca Raton: CRC Press [u.å.]. ISBN 978-0-415-36428-7.
- Avfall Sverige. *Deponering*. [online] (2018) (Avfall Sverige). Tillgänglig: <https://www.avfallsverige.se/avfallshantering/avfallsbehandling/deponering/>. [2018-11-27].
- Bagchi, A. (1987). Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms. *Waste Management & Research*, 5(4), ss 453–463.
- Bear, J. & Cheng, A. H.-D. (2010). *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. Dordrecht; London: Springer. (Theory and applications of transport in porous media; v. 23). ISBN 978-1-4020-6681-8.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *Science of the Total Environment*, 250(3-jan), s 101.
- Carlsson, L. & Gustafson, G. (1984). *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning: Sv. byggtjänst (distr.). ISBN 978-91-540-4106-0.
- Chu, L. M., Cheung, K. C. & Wong, M. H. (1994). Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management*, 18(1), ss 105–117.
- Crawley, M. J. (2007). *The R Book*. Wiley. ISBN 978-0-470-51024-7.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology*. 2nd ed. New York: Wiley. ISBN 978-0-471-59762-9.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Lund: Studentlitteratur.
- Espeby, B. & Gustafsson, J. P. (1998). *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen*. Kungliga Tekniska Högskolan. (TRITA-AMI-Rapport 3038).
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall. ISBN 978-0-13-365312-0.
- Golder Associates (1994). *Hovgårdens avfallsanläggning - Planerad utvidgning av deponin*. Golder Associates (2004). *Tolkning av hydrogeologiska förhållanden vid Hovgårdens avfallsanläggning, Uppsala*.
- Harbaugh, A. W. (2005). MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process. s 253.
- Hartmann, F., Bader, H.-P. & Scheidegger, R. (2004). Model simulations for describing water transport in a landfill with bottom ash from a municipal solid waste incinerator (MSWI): model validation and scenarios. *Waste Management & Research*, 22(5), ss 324–333.
- Herrmann, I., Svensson, M., Ecke, H., Kumpiene, J., Maurice, C., Andreas, L. & Lagerkvist, A. (2009). Hydraulic conductivity of fly ash–sewage sludge mixes for use in landfill cover liners. *Water Research*, 43(14), ss 3541–3547.
- Knutsson, G. & Morfeldt, C.-O. (1993). *Grundvatten: Teori och tillämpning*. Solna: Svensk Byggtjänst. ISBN 978-91-7332-646-9.
- Krásný, J. & Sharp, J. M. (Eds) (2007). *Groundwater in fractured rocks: selected papers from the Groundwater in Fractured Rocks International Conference, Prague, 2003*. London; New York: Taylor & Francis. (International Association of Hydrogeologists selected papers; 9). ISBN 978-0-415-41442-5.
- Lantmäteriet (2018). Höjddata 2 m raster.
- Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. Linköping: SGI.

- López, A., Calero, T. & Lobo, A. (2018). Mathematical simulation to improve municipal solid waste leachate management: a closed landfill case. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(28), ss 28169–28184.
- MVM konsult (1992). Nivåer 1970.
- Naturvårdsverket (2003). *Efterbehandling av förorenade sediment en vägledning* Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5254-3.pdf>. [2016-04-18].
- Naturvårdsverket (2004). *Deponering av avfall: handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-0134-6.
- Naturvårdsverket (2008a). *Kvalitetssäkring av bottenkonstruktion och sluttäckning i en deponi: vägledning till 32 och 37 §§ i deponeringsförordningen (2001:512)*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5909-5.
- Naturvårdsverket (2008b). *Lakvatten från deponier*. (8306).
- Naturvårdsverket. *Att inventera och åtgärda nedlagda deponier*. [online] (2018) (Naturvårdsverket). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Deponering-av-avfall-/Nedlagda-deponier/>. [2018-11-27].
- Promentilla, M. A. B. & Peralta, G. L. (2003). An evaluation of landfill disposal of asbestos-containing waste and geothermal residues within a risk-assessment framework. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 5(1), ss 0013–0021.
- QGIS Development Team (2018). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. Tillgänglig: <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. Wien, Österrike: R Foundation for Statistical Computing. Tillgänglig: <https://www.R-project.org/>.
- Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J. & Lagier, T. (2009). Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 135(8), ss 677–683.
- Rihm, T. (2014). *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier*. SGI.
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J. & Pers, C. (2006). *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära. (66).
- SGI. *Nedlagda deponier - SGI*. [online] (2018). Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/sv/vagledning-i-arbetet/deponi/nedlagda-deponier/>. [2018-11-27].
- SGU (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. ISBN 978-91-7403-193-5.
- SGU (2018a). *Jordarter 1:25000–1: 100 000*.
- SGU (2018b). *Jorddjupsmodell raster*.
- Uppsala Gatukontor (1991). *Miljörapport 1990 Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Uppsala Gatukontor (1992). *Miljörapport 1991 Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Uppsala Gatukontor (1994). *Miljörapport 1993 Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Uppsala kommun VA- och avfallskontoret (2007). *Miljörapport 2006 Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Uppsala Vatten och Avfall (2018). *Miljörapport 2017 Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Uppsala Vatten och Avfall. *Sluttäckning | uppsalavatten.se*. Tillgänglig: <https://www.uppsalavatten.se/sv/om-oss/vara-anlaggningar/hovgarden/sluttackning/>. [2018-09-13].

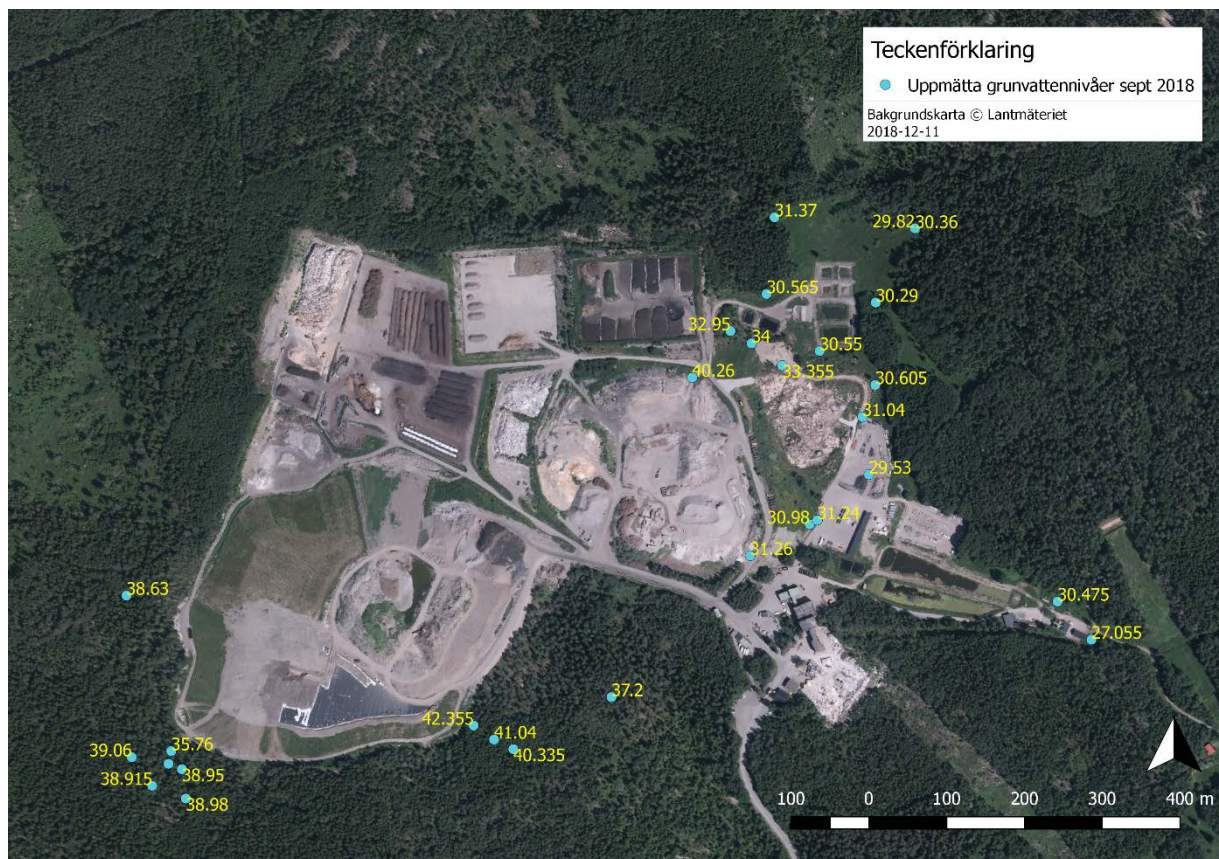
- VafabMiljö (2018). Sopans väg genom historien – från soptipp till resurshantering | Den nya avfallsplanen. Tillgänglig: <http://vafabmiljo.se/avfallsplanen/2016/12/06/sopans-vag-genom-historien-fran-soptipp-till-resurshantering/>. [2018-09-18].
- Waterloo Hydrogeologic. *Visual MODFLOW Flex*. [online] (2018a). Tillgänglig: <https://www.waterloohydrogeologic.com/visual-modflow-flex/>. [2018-10-26].
- Waterloo Hydrogeologic (2018b). *Visual MODFLOW Flex 5.1*.
- Waterloo Hydrogeologic (2018c). *Visual MODFLOW Flex 5.1 Help* [online].
- Yan, J. (1998). *Major leaching processes of combustion residues: characterization, modelling and experimental investigation*. Diss. Stockholm: Tekniska högsk.
- Zheng, C. & Wang, P. P. (1998). *MT3DMS A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model* Fort Belvoir, VA: University of Alabama.
- Öman, C., Malmberg, M. & Wolf-Watz, C. (2000). *Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*. Stockholm: IVL. (B1353).
- Östman, M. (2008). *Ageing landfills: development and processes*. Diss. Uppsala: Dept. of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Östman, M., Wahlberg, O., Ågren, S. & Mårtensson, A. (2006). Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill. *Waste Management*, 26(1), s 29.

Personliga meddelanden

Maria Adefjord, utredningsingenjör Uppsala Vatten
Eleonora Barck-Holst, miljöcontroller Uppsala Vatten

8. APPENDIX

8.1. GRUNDVATTENNIVÅER HOVGÅRDENS AVFALLSANLÄGGNING

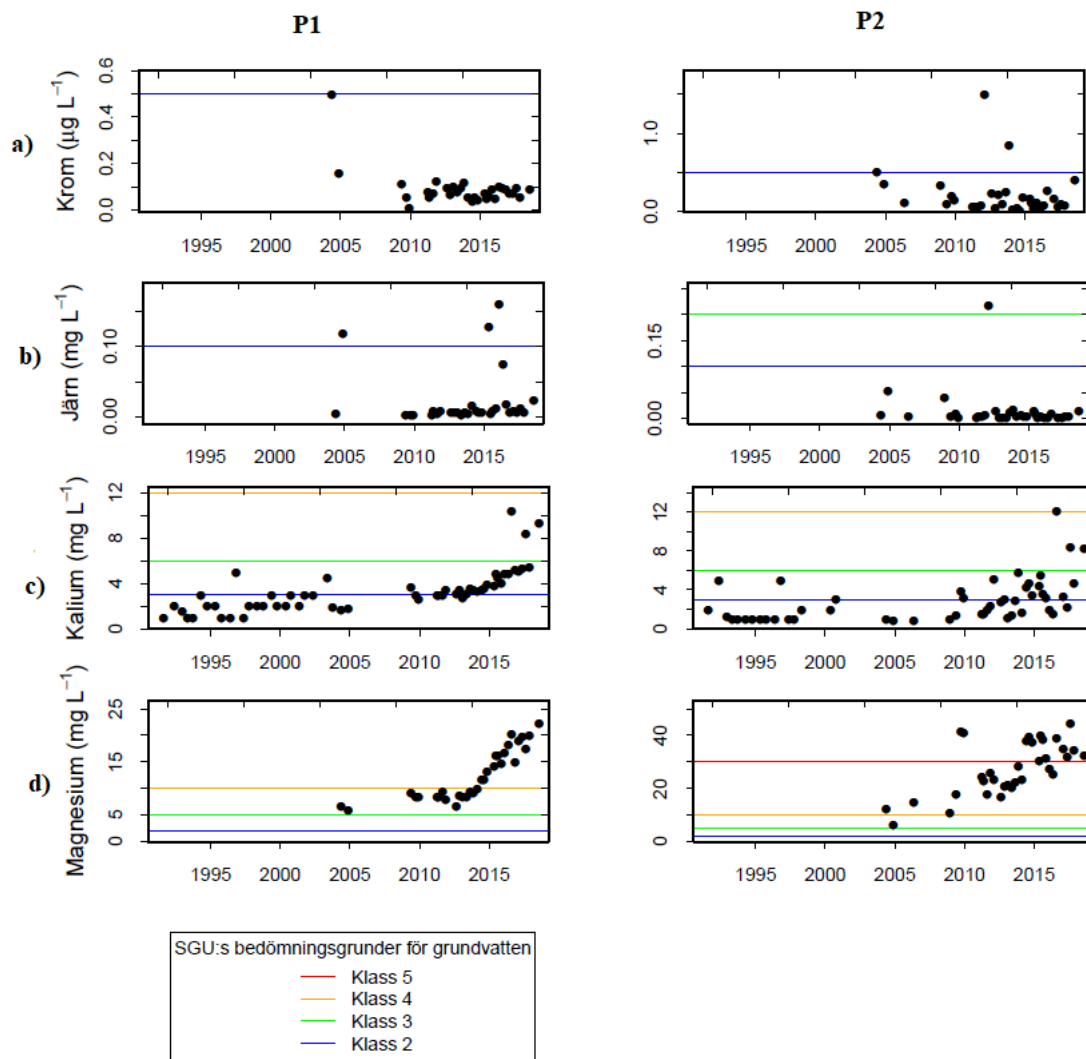


Figur A - 1: Grundvattennivåer på Hovgårdens avfallsanläggning september 2018. Enheten är meter över havet.

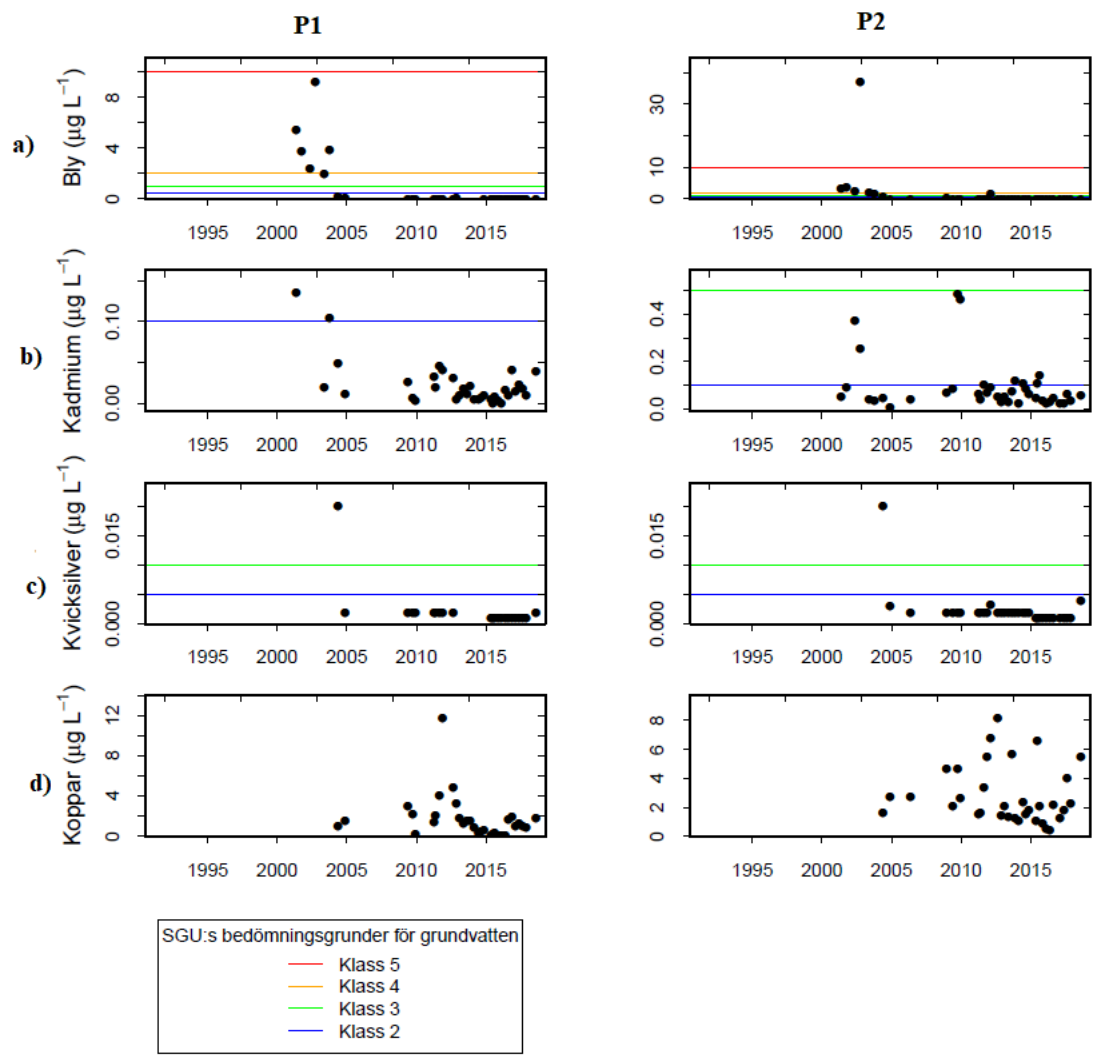
8.3. SAMMANSTÄLLDA ÄMNESHALTER



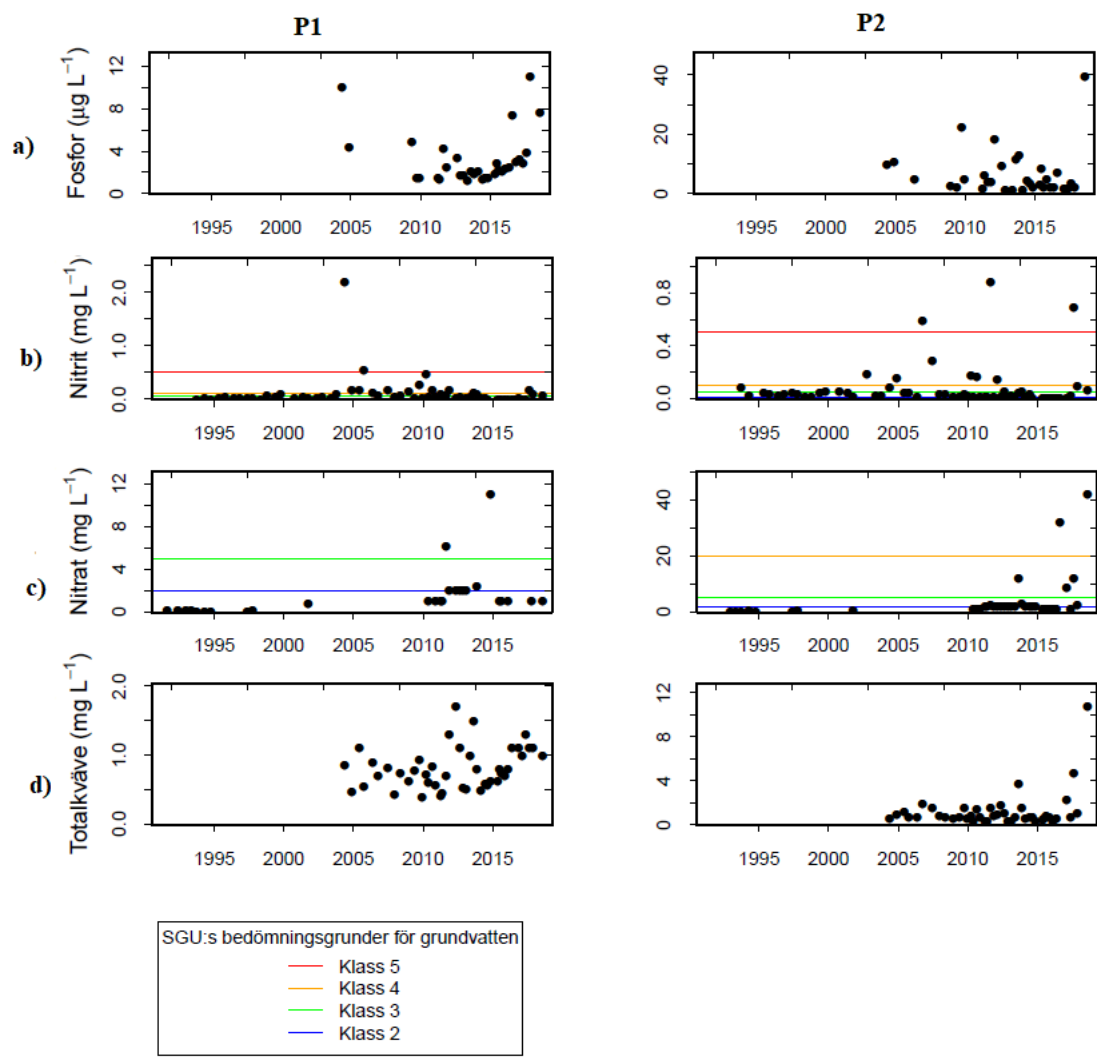
Halter från provtagningstillfällena som ej har filterrats har tagits bort från tidsserierna.



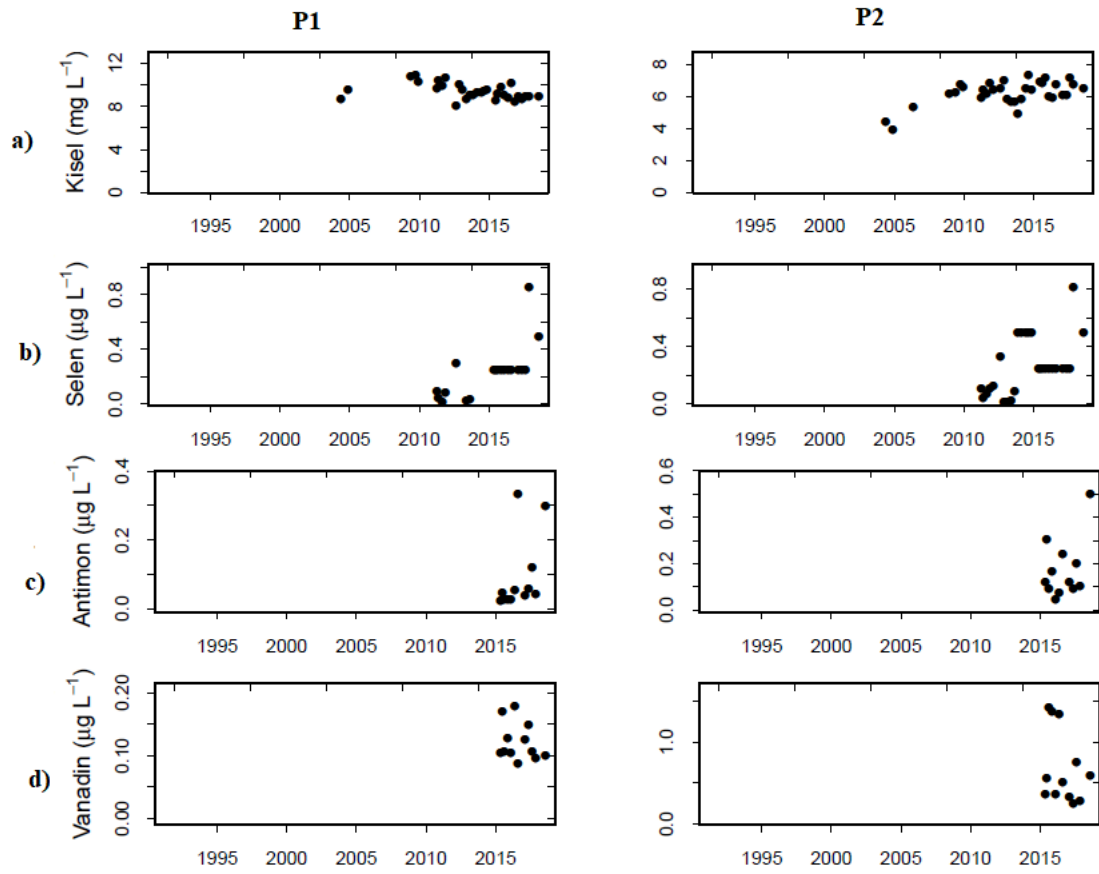
Figur A - 2: Sammanställda halter för krom, järn, kalium och magnesium.



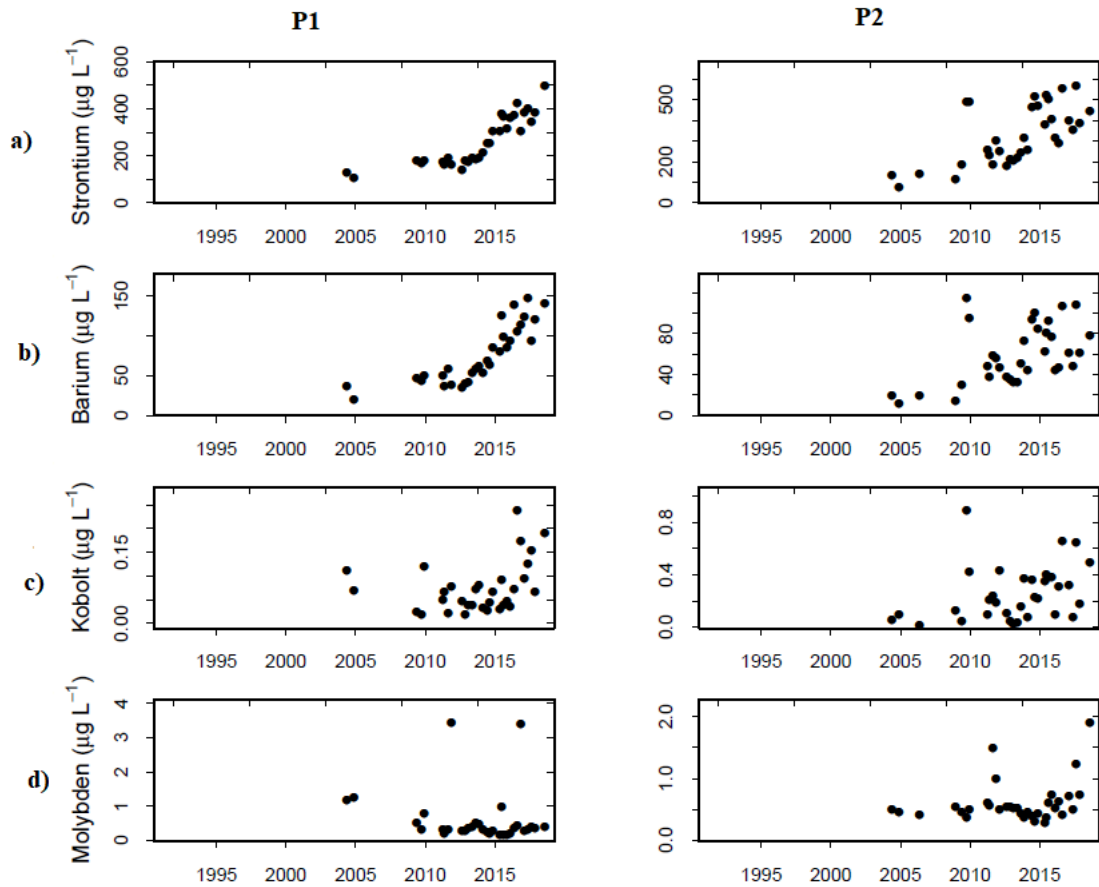
Figur A - 3: Sammanställda halter för bly, kadmium, kvicksilver och koppar.



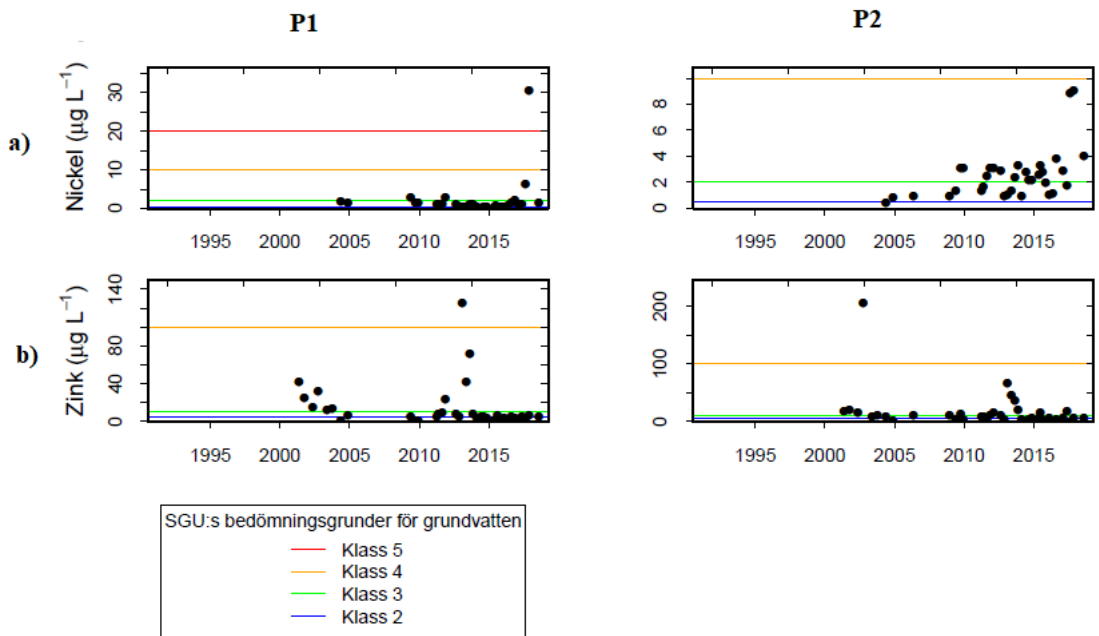
Figur A - 4: Sammanställda halter för fosfor, nitrit, nitrat och totalkväve.



Figur A - 5: Sammanställda halter för kisel, selen, antimon och vanadin.



Figur A - 6: Sammanställda halter för strontium, barium, kobolt och molybden.



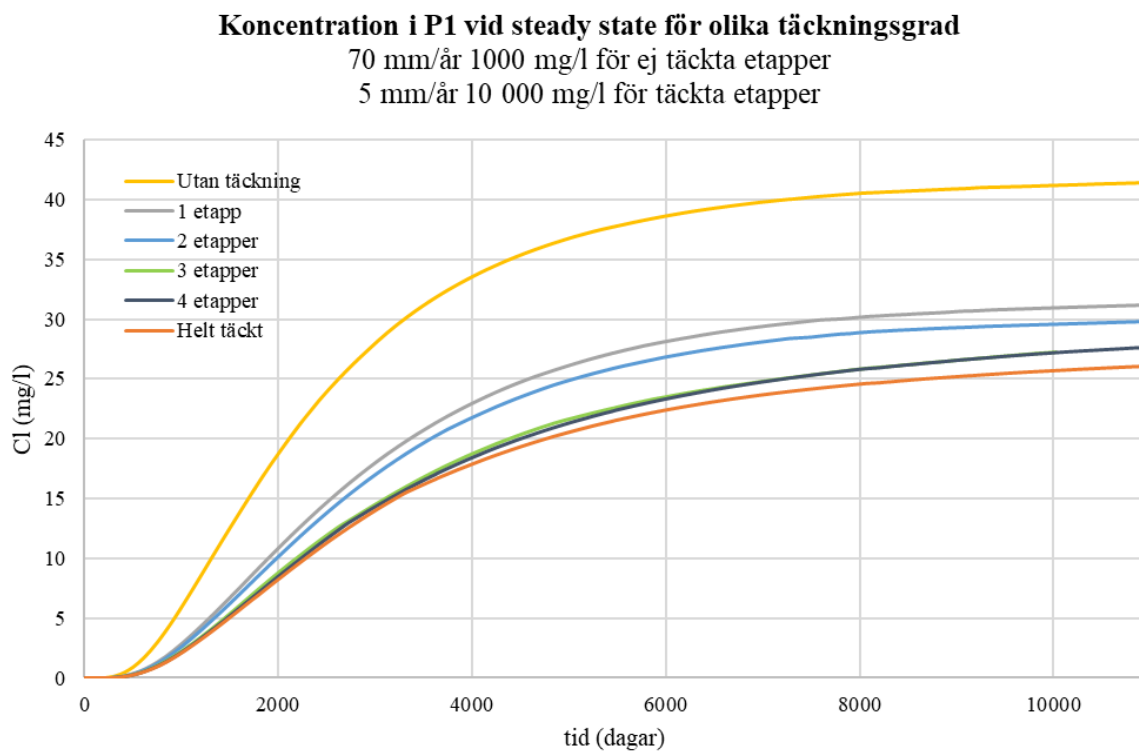
Figur A - 7: Sammanställda halter för nickel och zink.

8.4. KALIBRERING

Tabell A - 1: Tabell över utvalda värden som användes vid kalibrering och de residualer i grundvattenrör som varje simulering gav upphov till. Fet text i tabellen anger det som förändrats från den optimala modellen.

Hydraulisk konduktivitet (m/s)						GV-bildning (mm/år)		Konduktans (m ² /dag)		Residualer alla GV-rör (m)		Residualer GV-rör etapp 1 (m)		Kommentar
Kx morän	Ky morän	Kz morän	Kx lera	Ky lera	Kz lera	R naturlig	R anlägg.	syddike	drän	Medelvärde	Absolut medelvärde	Medelvärde	Absolut medelvärde	
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	70	1	1	1,82	1,95	0,043	0,57	optimal modell
3,00E-06	3,00E-06	3,00E-07	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	70	1	1	5,68	5,68	6,31	6,31	
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	1,00E-08	1,00E-08	1,00E-09	100	70	1	1	4,61	4,73	1,44	1,9	
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	150	70	1	1	2,52	2,52	1,3	1,3	
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	50	1	1	-	-	-	-	konvergerar inte
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	70	0	1	3,12	3,12	3,39	3,39	
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	70	1	5	1,79	1,93	-0,029	0,51	koncentrationer stiger inte
3,00E-05	3,00E-05	3,00E-06	9,00E-08	9,00E-08	4,00E-08	100	70	1	20	1,78	1,92	-0,054	0,49	koncentrationer stiger inte

8.5. YTTERLIGARE TRANSPORTSIMULERINGAR

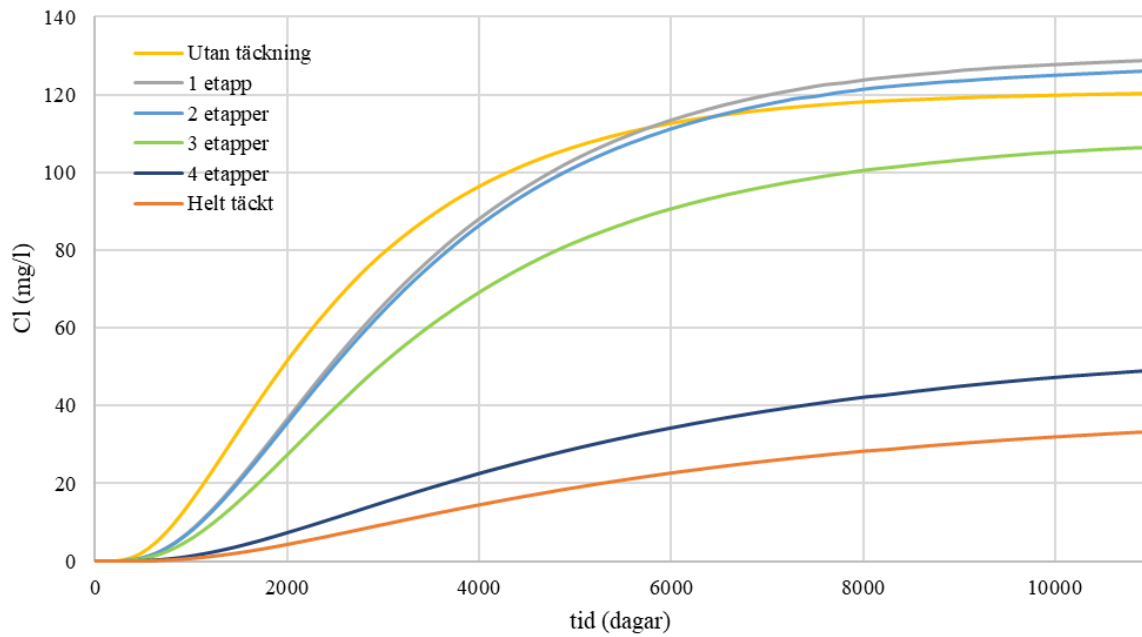


Figur A - 8: Graf över koncentrationerna i P1 vid olika täckningsgrad med koncentrationen 10 000 mg/l efter sluttäckning. Den höga koncentrationen antas inte vara rimlig utan ska ses som ett teoretiskt värde.

Koncentration i P2 vid steady state för olika täckningsgrad

70 mm/år 1000 mg/l för ej täckta etapper

5 mm/år 10 000 mg/l för täckta etapper



Figur A - 9: Graf över koncentrationerna i P2 vid olika täckningsgrad med koncentrationen 10 000 mg/l efter sluttäckning.