

**Undersökning av långsiktiga effekter på  
mark och grundvatten vid infiltration av  
lakvatten - fältundersökning och  
utvärdering av förhållanden vid  
Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred**

***Jessica Jennerheim***

**Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,  
kandidatarbete, nr 397  
(15 hp/ECTS credits)**



**Geologiska institutionen  
Lunds universitet  
2014**



**Undersökning av långsiktiga effekter  
på mark och grundvatten vid  
infiltration av lakvatten  
-fältundersökning och utvärdering av  
förhållanden vid Kejsarkullens  
avfallsanläggning, Hultsfred**

Kandidatarbete  
Jessica Jennerheim

Geologiska institutionen  
Lunds universitet  
2014

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning .....</b>	<b>7</b>
1.1	Problembeskrivning	7
1.2	Bakgrund	7
1.3	Områdesbeskrivning	8
1.4	Teoretisk bakgrund	10
1.4.1	Jonutbyte	10
1.4.2	Katjonsbyteskapacitet	10
1.4.3	Faktorer som påverkar adsorption och jonutbyte	10
1.4.4	Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry	11
1.5	Geologi	11
1.6	Hydrogeologi	12
<b>2</b>	<b>Metod .. ..</b>	<b>12</b>
2.1	Litteraturstudie	12
2.2	Prover	12
2.2.2	Jordprover	13
2.2.2	Vattenprover	14
2.3	Analys	14
<b>3</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>14</b>
3.1	Jordartskartering	14
3.2	Konduktivitetmätning	14
3.3	Jordprover	14
3.3.1	Totalhalter	14
3.3.2	T-test och jonkvoter	15
3.4	Vattenprover	17
<b>4</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>17</b>
4.1	Konduktivitet	17
4.2	Jordprover	17
4.3	Vattenprover	18
4.4	Felkällor	19
4.5	Sammanvägning	19
<b>5</b>	<b>Slutsats och rekommendationer.....</b>	<b>20</b>
<b>6</b>	<b>Tack.....</b>	<b>20</b>
<b>7</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>20</b>
	<b>Bilagor.....</b>	<b>21</b>

# Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten - fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred

JESSICA JENNERHEIM

Jennerheim, J., 2014: Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten– fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 397, 20 sid. 15 hp.

**Sammanfattning:** Söder om Hultsfred, i Småland, ligger Kejsarkullens avfallsanläggning. Här har ett område, i närheten av deponin, använts i över 30 år för infiltration av lakvatten. Lakvattnet sprinklas ut över marken, där merparten av de miljöfarliga ämnena adsorberas under vattnets passage neråt mot underliggande grundvatten och renas. Detta arbete har som syfte att undersöka hur länge till infiltration är möjlig på platsen, samt utvärdera föroreningshalten i ett område nedströms lakvattenspridningen för att på så sätt skapa en uppfattning om föroreningsrisken för lakvattnets närmsta recipient, Storgöl. För att undersöka detta togs markprover från tre provgropar inom infiltrationsområdet och tre nedströms detta, samt ett referensprov. I varje punkt togs två prover på olika nivåer i marken. Det togs även vattenprover från provpunkterna nedströms lakvattenspridningen. I samtliga prover, utom i referensprovet, mättes även vattnets konduktivitet. Markproverna analyserades för totalhalten natrium, kalcium, kalium, aluminium och magnesium. Det samma gäller vattenproverna. På dessa mättes även andra parametrar som pH och COD-Mn. Resultaten från markanalyserna visar att infiltrationsområdet är förorenat, medan proverna nedströms infiltrationsområdet inte är det. Detta stöds även av vattenanalyserna och konduktivitetmätningarna. Då föroreningar tidigare har påträffats längre nedströms och provtagning skedde i början av en infiltrationsperiod har slutsatsen dragits att föroreningarna troligtvis rör sig längre ner i marken eller endast kan observeras efter en längre period av infiltration. Med befintlig fakta kan dock inga slutsatser dras om hur länge till effektiv infiltration är möjlig på platsen, bara att marken redan är påverkad. Därför föreslås att fler undersökningar utförs, där CEC, d.v.s. kajonbyteskapacitet, och mängden adsorberade katjoner mäts, gärna på ett större djup under markytan och över skilda tidsperioder under året.

**Nyckelord:** Geologi, lakvatten, Kejsarkullens avfallsanläggning, grundvatten

**Handledare:** Per Möller och Bertil Sundlöf

**Ämnesinriktning:** Kvärtärgeologi

*Jessica Jennerheim, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: nat11je@student.lu.se*

# An analysis of long term effects on the soil and groundwater from infiltration of leachate – field study and evaluation of the conditions at Kejsarkullens landfill, Hultsfred

JESSICA JENNERHEIM

Jennerheim, J., 2014: An analysis of long term effects on the soil and groundwater from infiltration of leachate – field study and evaluation of the conditions at Kejsarkullens landfill. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 397, 20 pp. 15 hp (15 ECTS credits).

**Abstract:** At the *Kejsarkullens landfill*, located south of Hultsfred in Småland, leachate has been infiltrated over a nearby land surface, for more than 30 years, to purify it. The leachate is sprinkled on the ground, and during percolation downwards to the groundwater surface the pollutants are adsorbed and thus the water is purified. This study aims to examine how much longer infiltration is possible and estimate the level of pollution in an area downstream, in order to evaluate the pollution risk of the nearest recipient, *Storgöl*. To examine the level of pollution, three sites were chosen within the infiltration area and three downstream, for sampling. One site outside and lateral to the infiltration area was chosen as a reference point. At each site two samples were taken at different, shallow depths below the ground surface (30-60 cm). Water samples were also taken at the sample sites downstream. The soil samples were analysed for the total amount of sodium, calcium, potassium, aluminum and magnesium. The water samples were tested for the same elements, as well as for the levels of COD-Mn, pH and other components. The results from the soil sample analysis show that the infiltration area is polluted while the area downstream is not. This is supported by the results of the pH and conductivity measurements. Because leachate has been found further downstream in previous investigations, and that the sampling took place in the beginning of an infiltration period, it has been concluded that the leachate is transported at a greater depth than at the depth where the samples were taken, or that the leachate can only be observed after a longer period of infiltration. However, nothing can be said about how much longer effective infiltration is possible in the area, only that it is already affected. Therefore more studies are suggested where the CEC, cation-exchange capacity, and amount of adsorbed cations are measured, preferably at greater depths and during different time periods of the year.

**Keywords:** Geology, leachate, Kejsarkullen landfill, groundwater

**Supervisor(s):** Per Möller and Bertil Sundlöf

**Subject:** Quaternary Geology

*Jessica Jennerheim, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: nat11jje@student.lu.se*

# 1 Inledning

Söder om Hultsfred, Småland, ligger Kejsarkullens deponi, som har varit i drift sedan 1974. Här deponeras icke-farligt och inert avfall, främst hushålls- och industriavfall samt slam från avloppsreningsverk fram till 2001, då deponeringen upphörde. Delar av området är sluttäckt men målet är att hela deponin i framtiden ska sluttäckas. För att rena det lakvatten som bildas av deponin, samlas detta upp i lakvattendiken och förs först till en lakvattendamm och därefter en infiltrationsyta, där det sprinklas ut över marken. Marken adsorberar då de miljöfarliga ämnena och marken renas på så sätt passivt.

Syftet med detta arbete är att undersöka hur länge infiltrationsytan vid Kejsarkullens deponi kan användas för naturlig infiltration av lakvatten. Mer specifikt syftar denna studie till att undersöka markens föroreningshalt och mätnadsgrad, dels i men även nedströms infiltrationsytan för att försöka utröna hur länge platsen kan användas, samt få en uppfattning om hur påverkad den närmsta ytvattenrecipienten, Storgöl, är eller riskerar att bli i framtiden.

## 1.1 Problembeskrivning

Människan har alltid skapat avfall. I modern tid har kunskaperna om konsekvenser av avfallsdeponering av olika slag, samt ett allmänt miljömedvetande ökat. Detta har skapat ett behov av väl fungerande behandlingsmetoder av förorenade områden. Vidare har fokus på senare år lagts på att försöka återanvända och återvinna material istället för att deponera dem (Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/CE). Trots detta fanns det 157 deponier i Sverige 2009 (Naturvårdsverket, 2014). Från många av dessa sprids lakvatten, definierat som en ”vätska som rinner genom, tränger ut ur eller innehålls av avfall under deponering, mellanlagring eller transport” (Avfall Sverige, 2014). Deponier producerar lakvatten med ämnen som är mer eller mindre farliga för naturen (Naturvårdsverket, 2014). För de deponier som producerar miljöfarligt lakvatten är det väsentligt med bra reningsmetoder för att detta lakvatten inte ska skada varken närmiljön eller de människor som bor eller vistas i närheten av deponierna.

Ett sätt att rena förorenat lakvatten är att infiltrera det i luftade marklager. En väsentlig fråga i ett detta sammanhang är hur länge man kan använda en och samma plats för naturlig infiltration av lakvatten som reningsmetod. På Kejsarkullens deponi har denna metod för lakvattenrening använts i över 30 år (Forsberg, 2002) och frågan är hur länge till reningsmetoden kan tillämpas med bra effekt över samma infiltrationsyta. Hultsfreds kommun har anlitat Tyréns AB i Kristianstad för att belysa denna problemställning och denna rapport är en del av detta.

Cirka 300m öster om befintligt infiltrationsområde finns den närmsta ytvattenrecipienten, Storgöl. Då lakvattnet rör sig i riktning mot Storgöl är det också av intresse att undersöka om gölen är eller riskeras påver-

kas av lakvattnet, vilket även ytligt berörs i detta arbete.

## 1.2 Bakgrund

Varje år släpper en deponi ut mellan 1500 och 3500 m<sup>3</sup> lakvatten per hektar och år (Naturvårdsverket, 2008). Mängden lakvatten som bildas i en deponi beror bland annat på temperatur, nederbörd och nedbrytning, men även på hur effektiv sluttäckningen är på att hindra att nederbörd infiltrerar deponin. Lakvatten kan variera mycket i sammansättning beroende på vad som deponerats, hur lakbart materialet är, samt hur det bryts ner.

Mängden producerat lakvatten och dess sammansättning påverkas också av vilken så kallad ”fas” deponin befinner sig i. En deponis livstid delas in i fyra faser, (i) aerob, (ii) anaerob (sur), (iii) metanogen och, (iv) humusbildande fas (Naturvårdsverket, 2008; se tabell 1).

Tabell 1. En deponis olika faser samt deras kännetecken och tidsutbredning (Naturvårdsverket, 2008).

Fas	Tidsutbredning	Kännetecken
<b>Aerob (syre- och nitratreducerande)</b>	Några dagar - några veckor	Syrerik
<b>Anaerob (sur)</b>	Några veckor – ca 10 år	Lågt pH. Höga halter av kväve, svavel, BOD och COD. Hög metallutlakning.
<b>Metanogen</b>	Några månader – flera hundra år	pH går från neutralt till basiskt över tid. Medelhöga halter av BOD, hög halt av COD, kväve, järn och klorider. Lägre metallutlakning med undantag av bly.
<b>Humusbildande</b>	> 100 år, osäker uppgift	Endast svårnedbrutet organiskt material finns kvar. Vid syreinträngning kan även metaller fällas ut.

Eftersom alla deponier är olika och det främst är deras sammansättning av deponerat avfall som påverkar hur ett lakvatten kommer att se ut, innebär detta att allt lakvatten i princip är unikt för varje enskild deponi. Detta gör att det kan vara svårt att rena lakvatten och har lett till att många olika metoder för rening har utvecklats. Reningsmetoder delas ofta in i separation respektive biologiska tekniker (Naturvårdsverket, 2008). Separation syftar till att avskilja föroreningarna från vattnet, medan biologiska tekniker bryter ner föroreningarna till mindre farliga ämnen. Exempel på några vanliga metoder är luftad damm, reningsverk och infiltration (Naturvårdsverket, 2008). Vilken metod som är mest lämplig beror på lokala förutsättningar (topografi, geologi, dränering), vad som har deponerats (Naturvårdsverket, 2008), samt ekonomi. Reningsmetoden måste därför utvärderas i varje enskilt fall.

I denna rapport läggs fokus på naturlig infiltration som reningsmetod. Naturlig infiltration ingår i gruppen biologiska reningsmetoder, vilket gör att den lämpar sig vid förekomst av organiska föroreningar (Naturvårdsverket, 2008). Metoden är även lämplig vid reducering av kväve, vilket sker med hjälp av bakterier i marken. Reningen sker när jonerna absorberas till markpartiklarna. Detta går igenom närmare i avsnitt 1.4.

### 1.3 Områdesbeskrivning

Kejsarkullens deponi ligger ca 2 km söder om Hultsfred (Fig 1). Deponin har varit i drift sedan 1974 och deponering pågick fram till 2001 (Forsberg, 2002). Sluttäckning har påbörjats på delar av området och målet är att hela deponin så småningom ska sluttäckas (Forsberg, 2002). På deponin deponerades icke-farligt och inert avfall, där hushålls- och industriavfall samt slam från avloppsreningsverk har utgjort merparten av det som deponerats (Forsberg, 2002).

År 2012 gjordes ett kandidatarbete av Elin Hultin Eriksson på platsen med syfte att ta reda på lakvattensplymens utbredning. Plymens utbredning bestämdes då med hjälp av resistivitetsmätningar och bedömdes ha sydöstlig riktning (Hultin, 2012). Därmed är Storgöl närmsta recipient, belägen ca 150 m från deponin och ca 300 m från infiltrationsområdet. Storgöl påverkas redan av lakvattnet och ca 75 % av det lakvatten som når gölen kommer från infiltrationsytan (Rosander, 2012). Detta berörs i avsnitt 1.6.

Från deponin samlas lakvatten upp med hjälp av lakvattendiken, först till en luftningsdamm och därefter till ett infiltrationsområde (Fig 2) beläget söder om deponin (Forsberg, 2002). Lakvattnet sprinklas ut över den naturliga marken och renas på så vis passivt. Sedan 1981 har protokoll förts över mängden lakvatten som pumpas till infiltrationsytan (Forsberg, 2002).

Lakvattnets kvalitet undersöks årligen enligt ett kontrollprogram, som uppdaterades år 2007 (Rosander, 2012). Mängden lakvatten som pumpas för infiltration beror på nederbörd och har därigenom varierat. Mellan 2003-2011 pumpades 10 000 till 14 000 m<sup>3</sup>/år för infiltration. Viktigt att notera är att detta

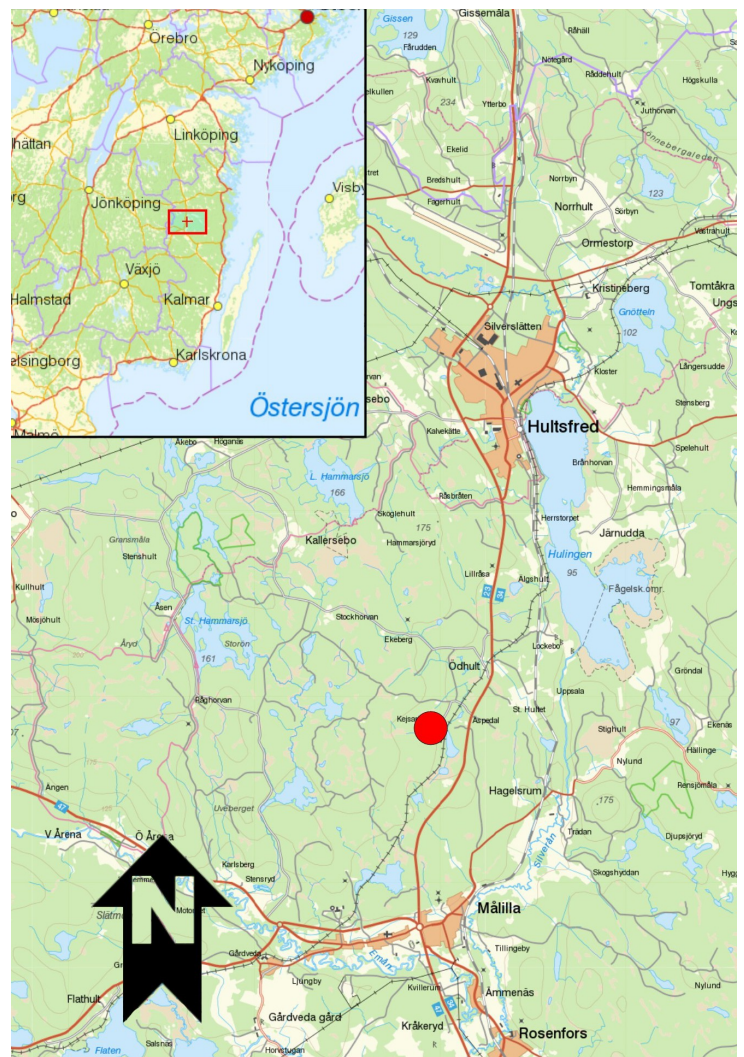


Fig 1. Karta över Hultsfred där undersökningsområdet är markerat med en röd prick. Modifierad från VISS, 2014

lakvatten har blandats med dagvatten. Det opåverkade lakvattnet har ett pH som varierar mellan 7,2 och 7,6 men som ligger relativt konstant (Rosander, 2012). I tabell 2 redovisas pH och resterande parametrar och halter från tre grundvattenbrunnar i området. G2 är referensrör, G5 är beläget nedströms infiltrationsområdet och G10 precis bredvid deponin. Brunnarnas placering framgår av områdesbilden (Fig 2).



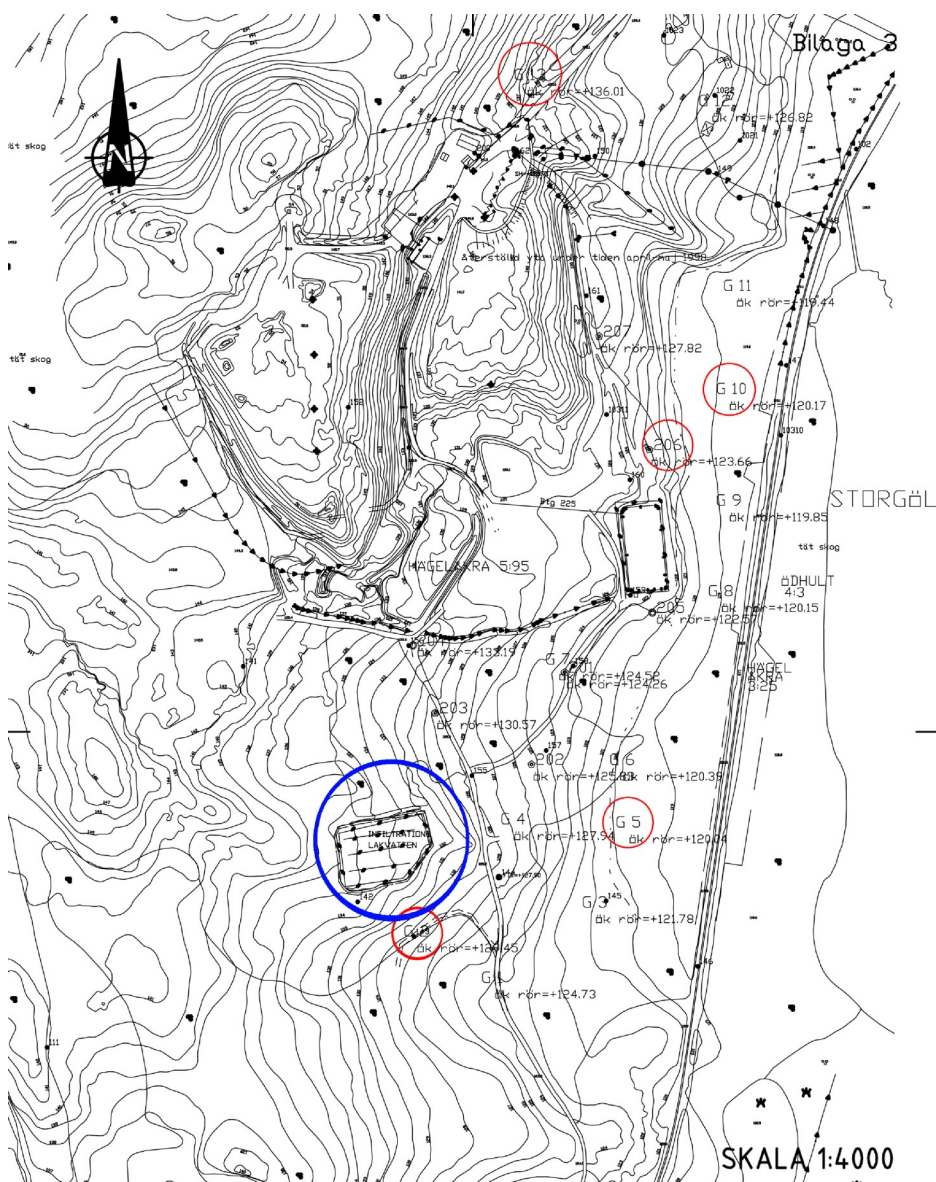


Fig 2. Översiktbild av Kejsarkullens deponi. Infiltrationsområdet är markerat med blått. Grundvattenbrunnar är markerade med rött. Källa: Tekniska kontoret, Hultsfreds kommun.

Tabell 2. Tabell över halter och parametrar i tre grundvattenbrunnar. G2 är referensrör, G5 ligger nedströms infiltrationsområdet och G10 precis bredvid deponin.

Medelvärde 2007-2011	G2	G5	G10
<b>Konduktivitet(mS/m)</b>	8,27	41,51	197,5
<b>pH</b>	6,6	6,5	7,3
<b>COD-Mn(mg/l)</b>	1,39	1,7	51,1
<b>Järn, Fe(mg/l)</b>	u.d.	0,44	0,13
<b>Kalcium, Ca(mg/l)</b>	5,42	39,9	174
<b>Kalium, K(mg/l)</b>	2,5	2,53	120
<b>Magnesium, Mg(mg/l)</b>	1,8	7,98	45,3
<b>Natrium, Na(mg/l)</b>	6,33	24,2	140

Källa: Rosander, 2012

## 1.4 Teoretisk bakgrund

I marken finns joner med både positiv och negativ laddning. Eftersom positiva respektive negativa joner finns i ungefär lika stor mängd har marken ingen nettoladdning. Däremot är det viktigt att komma ihåg att enskilda markpartiklar har en laddning, vilket gör att joner kan adsorberas på eller intill ytorna på dessa (Eriksson et al., 2005). Då jordlagren i Sverige huvudsakligen består av kvartära sediment avsatta i samband med den senaste inlandsisens avsmältning är de geologiskt sett unga och därigenom relativt ovittrade. Detta leder till att de flesta av markpartiklarna är negativt laddade och därigenom till att fler katjoner än anjoner binds till dem.

Markpartiklarna kan ha två olika typer av laddningar, permanenta respektive variabla. Permanenta laddningar återfinns vanligtvis hos lermineral av typ 2:1 och är alltid negativa. Till markpartiklar med variabla laddningar hör alla typer av kolloider. Dessa kan vara både positiva och negativa. Till skillnad från permanenta laddningar ändras variablas laddning från positivt till negativt (och vice versa) vid ändrat pH. Detta gör att ett ändat pH påverkar balansen mellan anjoner och katjoner på markpartikeln och därigenom i marken som helhet. Olika markpartiklar har olika pH vid vilken denna övergång sker. Punkten där nettoladdningen är noll för variabla partiklar kallas PZNC (point zero net charge). Denna har stor betydelse för vilken nettoladdning en jord kommer ha (Eriksson et al., 2005).

Mellan markpartiklarna finns en vattenlösning, som inom marklära delas in i två zoner. Närmast markpartikeln finns innerlösningen. Zonen definieras som det område där mängden joner ger samma laddning som markpartikelns totalladdning, och kan därigenom variera i storlek beroende på vilka joner som finns i innerlösningen. De vanligaste katjonerna i zonen är  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  och  $\text{Na}^+$ . Utanför innerlösningen finns ytterlösningen där balans råder mellan anjoner och katjoner. Joner rör sig konstant mellan inner- och ytterlösningen, men inget nettoflöde uppstår åt något av hållen (Eriksson et al., 2005).

Det finns två krafter som påverkar jonerna i vattenlösningen. En kommer från markpartikeln och är riktad mot denna (elektrisk potentialgradient), den andra är riktad mot ytterlösningen (kemisk potentialgradient) och uppkommer när vattenlösningen strävar efter att jämna ut skillnaderna i laddning mellan zonerna (Eriksson et al., 2005).

### 1.4.1 Jonutbyte

Jonerna i innerlösningen är bundna olika hårt till markpartikeln. De kan dessutom bytas ut mot andra joner om sådana som har lättare att bindas in finns i vattenlösningen (Eriksson et al., 2005). Jonernas laddning påverkar hur lätt de har att bindas till markpartikeln och joner med högre laddning binds hårdare till markpartikeln. Detta gör att exempelvis  $\text{Mg}^{2+}$  binds hårdare än  $\text{Na}^+$ . En annan viktig faktor är vattenmäng-

den. Vid en högre vattenhalt, exempelvis till följd av nederbörd, binds tvåvärdade joner enklare till markpartikeln jämfört med envärdade joner. Vid torra uppstår motsatt effekt (Eriksson et al., 2005).

Om joner av ett ämne tillsätts, kommer under en period fler av dessa joner att röra sig från yttre till innerlösningen. Detta upphör efter att balans uppnåtts. Effekten blir att om ett nytt ämne tillsätts till marken kommer det att adsorberas av markpartiklar och därigenom fångas upp av marken (Eriksson et al., 2005). Denna process utnyttjas vid naturlig infiltration av lakvatten och får reningsmetoden att fungera (Naturvårdsverket, 2008).

### 1.4.2 Katjonsbyteskapacitet

Katjonsbyteskapacitet (CEC) är markens totala förmåga att binda katjoner i utbytbar form (Eriksson, 2005) och definieras som antalet negativa laddningar per kg jord. Motsvarande finns anjonbyteskapacitet (AEC), där det istället är mängden positiva laddningar per kg jord som undersöks. Enheten är  $\text{cmol}/\text{kg}$ , d.v.s. centimol laddningar per kg torr jord. Som ett mått på mängden joner i marken kan CEC bestämmas i laboratorium genom att tillsätta ett överflöd av bariumklorid. Denna kommer därvid att tränga bort de andra jonerna och ta deras plats på partikelytorna. Genom att mäta mängden bortträngda joner får man på så sätt ett mått på CEC.

### 1.4.3 Faktorer som påverkar adsorption och jonutbyte

Det finns en rad faktorer som påverkar hur olika ämnen binds i marken. Som nämnts tidigare påverkar jonens utseende hur lätt den binds till en markpartikel, där de med högre laddning binds hårdare än de med lägre. Förutom jonens eget utseende påverkar omgivningen hur lätt och hårt den binds. Tidigare togs vattenhalten upp som en påverkande faktor (se avsnitt 1.4.1) men det finns många flera. Ett exempel är mängden humusämnen. En högre halt humusämnen leder till att fler joner kan adsorberas då dessa har många negativt laddade ytor till vilka katjonerna kan bindas (Naturvårdsverket, 2006).

En annan faktor som påverkar är förekomsten av konkurrerande joner (Naturvårdsverket, 2006). Eftersom vissa joner binds lättare eller hårdare än andra och därigenom har större konkurrenskraft kan dessa kraftigt påverka adsorptionen av andra joner. Exempelvis kan vanligt förekommande ämnen, som kalcium och aluminium, minska mängden joner som adsorberas (Naturvårdsverket, 2006).

Markens pH påverkar också vilka joner som är konkurrenskraftiga (Naturvårdsverket, 2007). Vid ett högt pH är kalcium den jon som binds lättast till marken (Naturvårdsverket, 2007), vilket leder till att denna normalt har en hög abundans i marken (B. Sundlöf, personlig kontakt, 2014). Vid ett lågt pH (<6-6,5) tar aluminium och järn över som viktiga joner (Naturvårdsverket, 2007).

#### 1.4.4 Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry

ICP/AES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry) är en analysmetod för att bestämma halter av olika ämnen, främst metaller, i vätskor eller gaser. Analysutrustningen kan delas upp i två delar, en del där plasman förvaras och en del där detektorn sitter.

Det första som sker är att salpetersyra tillsätts till provet. Detta förhindrar att metallerna adsorberas till provkärlet eller analysapparaten före upphettning. Provet förs sedan in i den kammare där den mycket heta plasman finns (10 000 K), vilket leder till att provet hettas upp och att atomerna exciteras (Dunnivant och Ginsbach, 2009), d.v.s. att elektronerna hoppar till skal med högre energiinnehåll. Eftersom dessa atomer ofta är instabila kommer elektronerna att hoppa tillbaka till sitt ursprungliga skal och då sända ut energi i form av ljus. Detta sker när provet lämnar kammaren med plasman och kyls ner. Ljuset som sänds ut får passera en smal springa, där de olika våglängderna separeras, och registreras därefter av detektorer. Varje ämne sänder ut ljus med olika våglängder, unikt för just det ämnet, vilket utnyttjas för att bestämma halterna av olika metaller i proven (Dunnivant och Ginsbach, 2009).

Då metoden endast kan användas på vätskor eller gaser är det vanligt att utföra en syralakning på fasta prover, så som i fallet med jordprover. Lakningen utförs med salpetersyra och det är själva lakvätskan som sedan används för analysen (Naturvårdsverket, 2002). Vid bestämning av de utbytbara katjonerna används dock bariumklorid vid lakningen (Johansson, 2012).

### 1.5 Geologi

Jordens skorpa består nästan till hälften av syre (46,6%). Efter syre är kisel (27,7%) det vanligaste ämnet (Marshak, 2001) och tillsammans ingår de i många vanliga mineral, så som kvarts. Aluminium (8,1%) är det tredje vanligaste ämnet (Markshak, 2001). Det är ovanligt att aluminium finns löst i marken. Istället bildar aluminiumet i marken mineralkomplex, t.ex. bauxit, med andra ämnen (Shakhashiri, 2008). Andra vanliga ämnen är järn, kalcium, natrium, kalium och titan. Det är dessa ämnen som tillsammans utgör 98,9% av jordskorpan (Marshak, 2001). Totalhalten i marken varierar beroende på jordart men är generellt sett högre i

Tabell 3. Referensvärden för totalhalten av magnesium, kalcium, kalium och natrium i marken (modifierat från Jacks och Nordström (1984).

Ämne	Totalhalt(mg/kg)
<b>Magnesium</b>	200-700
<b>Kalcium</b>	1500-4700
<b>Kalium</b>	300-700
<b>Natrium</b>	100-300

finkornigare jordar (B. Sundlöf, personlig kontakt, 2014). En tabell över vad som kan anses vara referensvärden för totalhalten av magnesium, kalcium, kalium och natrium redovisas i tabell 3 (Jacks och Norrström, 1984).

Större delen av södra Sverige omfattas av det s.k. transskandinaviska magmatiska bältet, TMB (SKB, 2000), som består till största del av odeformerade graniter och porfyryer, som bildats för 1850-1650 miljoner år sedan (Johansson, 2014). I Hultsfred domineras berggrunden av olika varianter av Smålandsgranit, där Växjögranit är vanligast (SKB, 2000). Det är även denna granit som förekommer i undersökningsområdet

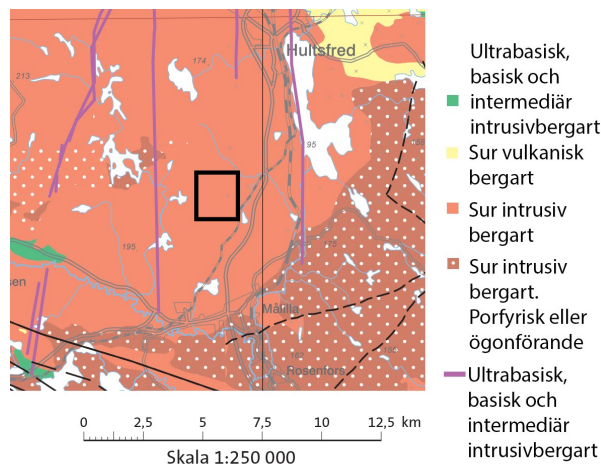


Fig 3. Bergartskarta över Hultsfredsområdet. Det direkta undersökningsområdet vid Kejsarkullen är markerat med en svart fyrkant. Karta hämtad ur SGU:s kartgenerator ([http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder\\_sv.html](http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html)).

vid Kejsarkullen (Fig 3), vilket även bekräftades okulerat i fält. Ytligt kan graniten vara väldigt uppsprucken och den dominerande sprickriktningen är NV-SO, men sprickor förekommer även i NO-SV riktning (Forsberg, 2002).

I Hultsfreds kommun är morän den vanligaste jordarten (SKB, 2000) och morän dominerar i undersökningsområdet (Fig 4). I de sydvästra delarna av området, vid Storgöl, förekommer torv. Moränen varierar mellan grusig och siltig sandig morän (Forsberg, 2002).

Jordlagrens mäktighet varierar kraftigt inom kommunen, mellan några meter och upp till 20 m (SKB, 2000). Norr om infiltrationsområdet vid Kejsarkullen går berget i dagen på vissa platser (Fig 4), vilket tyder på små jorddjup. Inom området har dock tidigare undersökningar visat på jorddjup över 4-5 m (Forsberg, 2002).

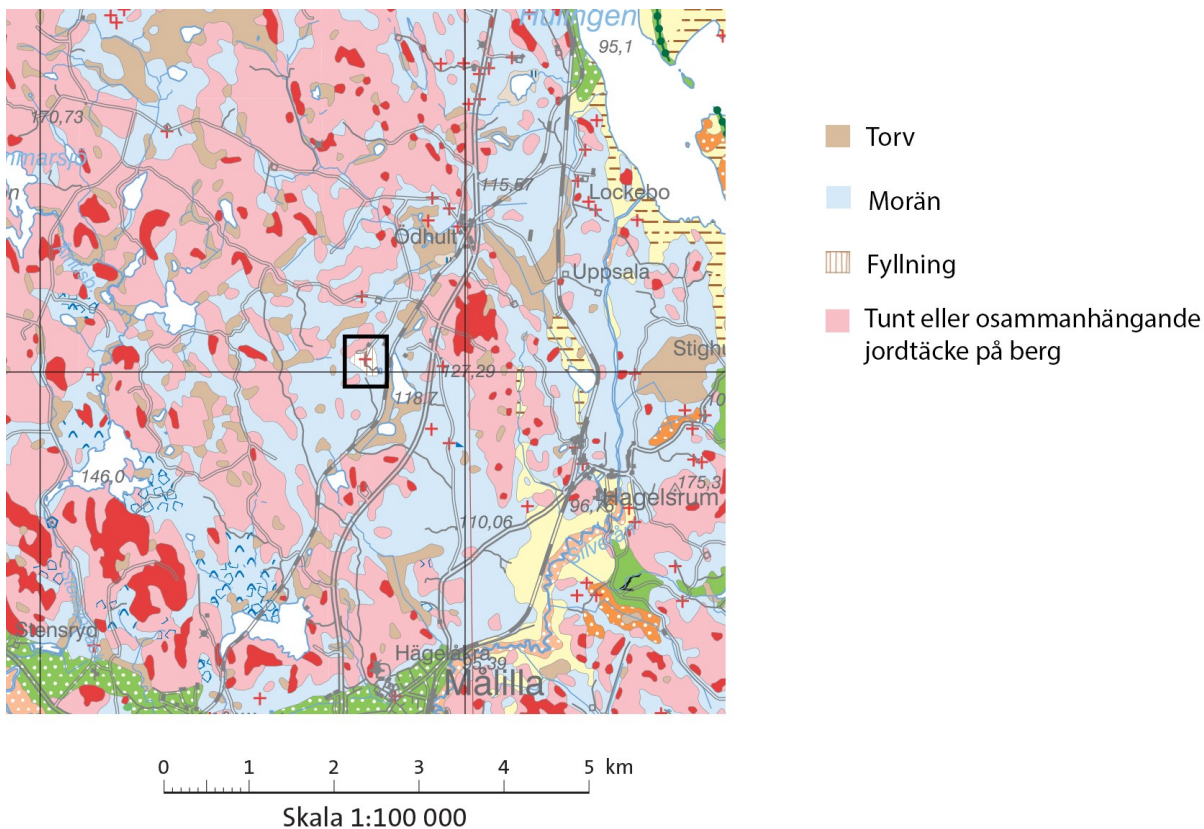


Fig 4. Jordartkarta över Hultsfredsområdet. Undersökningsområdet är markerat med svart kvadrat. Karta hämtad ur SGU:s kartgenerator ([http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder\\_sv.html](http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html))

## 1.6 Hydrogeologi

Grundvattenytan i området ligger ytligt på ca 124,5-126,5 m.ö.h (Rosander, 2012) och går i dagen i de östra delarna av undersökningsområdet, vilket observerades i fält vid provtagning. Transporttiden för lakvattnet från deponiområdet till Storgöl har uppskattats till ca 5 år (Forsberg, 2002). Från infiltrationsområdet är transporttiden ca 17 år. Vid en undersökning 2002 utfördes propumpnings- och återhämtningsförsök för att bestämma moränens hydrauliska konduktivitet, d.v.s. vattenledande förmåga (Forsberg, 2002). Moränens hydrauliska konduktivitet beräknades då till att ligga runt  $10^{-6}$  m/s, lokalt med både något högre eller lägre värden. Detta är en relativt hög hydraulisk konduktivitet för morän, men är rimlig då sandig morän enligt naturvårdsverket (1999) har en hydraulisk konduktivitet mellan  $10^{-6}$  och  $10^{-8}$  m/s och siltig morän mellan  $10^{-6}$  och  $10^{-9}$  m/s.

Vid tidigare undersökningar har konduktiviteten, d.v.s. den elektriska ledningsförmågan, uppmätts på olika former av vatten inom området. I Storgöl, som är den närmsta recipienten, har konduktiviteten uppmätts till ca 25 mS/m de senaste 3-5 åren (Rosander, 2012). Konduktiviteten i fem observationsbrunnar (Fig 2) mättes i samma undersökning och uppvisade en variation mellan ca 8 mS/m och ca 197 mS/m, beroende på var brunnen är belägen (Rosander, 2012). Generellt

sett verkar dock lakvattenpåverkat vatten ha en högre konduktivitet, medan de brunnar som troligen ligger utanför lakvattenplymen har en konduktivitet på ca 10 mS/m (Rosander, 2012).

## 2 Metod

### 2.1 Litteraturstudie

Undersökningen inleddes med en litteraturstudie med fokus på katjonutbyte och dess betydelse vid infiltration. Därutöver studerades naturlig infiltration som reningsmetod av lakvatten. Även tidigare arbeten på Kejsarkullens avfallsanläggning studerades. Förutom detta studerades tidigare rapporter angående Kejsarkullens geologi och hydrogeologi

### 2.2 Prover

Den 10 april 2014 genomfördes en fältundersökning av området, varvid sammanlagt 14 jordprover togs från sju punkter inom området (Fig 5). Tre punkter valdes inom infiltrationsområdet (IP1-IP3) och tre valdes nedströms lakvattenspridningen (P1-P3). En sista provpunkt är belägen norr om infiltrationsområdet och användes som referenspunkt (Ref). Vid de tre provpunkterna tagna nedströms lakvattenspridningen (P1-P3) togs även vattenprover då grundvattnet nåddes vid provtagning.

### 2.2.1 Jordprover

Jordproverna togs från provgropar, vilka grävdes med spade. Cirka en halvliter jord lades i provpåsar och i varje punkt togs två prover, ett på ca 10 cm djup ner i den opåverkade mineraljorden och ytterligare ett prov ca 20 cm längre ner, detta för att kunna studera eventuella skillnader i föroreningshalt på olika nivåer i marken. Dagen proverna togs förvarades de i bakluckan på en bil, där temperaturen var ungefär som utomhustemperaturen (ca 5°C). Därefter förvarades proverna i en kylväska innan de skickades till Eurofins för analys. Denna analys omfattade bestämning av totalhalten aluminium, kalcium, magnesium, kalium, natrium och

ammonium.

Förutom prover för kemisk analys genomfördes en jordartsbestämning i fält för att få en uppfattning om hydraulisk konduktivitet i området.

Resultaten från markproverna utsattes för ett t-test för att avgöra huruvida en skillnad mellan halterna av de undersökta ämnena i proverna från infiltrationsområdet och nedströms lakvattenspridningen kunde uppfattas och i så fall hur. Vid de ämnen där det fanns en eller två provpunkter vars värden tydligt avvek från standarden utfördes två t-test; ett där den avvikande punkten räknades med och ett där den bortsågs från. Det utfördes även ett t-test för att avgöra om kvoten Al/Ca är beroende av huruvida provpunkten befinner



Fig 5. Översiktsbild av Kejsarkullens deponi. Provpunkter är markerade med röda, svarta och blå prickar. Karta modifierad från Lantmäteriet, 2014.

sig inom eller utanför infiltrationsområdet. Enligt teorin bör kvoten öka inom förorenade områden, varför denna test skulle kunna påvisa påverkan av lakvatten (Johansson, 2012).

## 2.2.2 Vattenprover

Vid de tre provpunkter (P1-P3) som valdes nedströms lakvattenspridningen (Fig 3) togs även vattenprover för analys. Vattenproverna förslöts i provkärlet och sändes tillsammans med jordproverna till Eurofins för analys.

Konduktivitetmätning av vattnets elektriska ledningsförmåga utfördes även direkt på plats vid alla provpunkter utom referenspunkten, då grundvattenytan ej nåddes vid provtagning. Mätning skedde även vid de ställen (2 punkter) där grundvattnet observerades i dagen.

Resultaten från analyserna jämfördes med gränsvärdena för dricksvattenförsörjning för enskild brunn samt de tillståndsklasser som återfinns i SGU rapport 2013:01 (SGU, 2013). Dessa klasser redovisas i bilaga 1.

## 2.3 Analys

Analys av mark- och vattenprover utfördes av Eurofins AB. Vid markproverna utfördes detta enligt metoden SS028150-2/ IPC-AES, vilket innebär en lakning av proverna med salpetersyra och därefter en analys med hjälp av excitation av elektroner. För komplett beskrivning av metoden, se avsnitt 1.4.4. Vad gäller vattenanalyserna beskrivs analysgången i tabell, bilaga 2.

## 3 Resultat

### 3.1 Jordartskartering

Precis som förväntat visade merparten av provpunkterna att ytligt liggande jordart varierade mellan grusig och siltig sandig morän (tabell 4). Generellt sett verkar kornstorleken öka åt väster, men för få prov togs för att säga detta med säkerhet. Vid en provpunkt (P3) påträffades torv, vilket enligt jordartskartan är rimligt. Viktigt att notera om undersökningsområdet är dess stora blockighet.

Tabell 4. Okulär jordartbedömning vid provtagningspunkter inom undersökningsområdet. Punkternas läge framgår av Fig 5.

Provpunkt	Jordart
IP1	Sandig morän
IP2	Siltig sandig morän
IP3	Grusig sandig morän
P1	Siltig sandig morän
P2	Siltig sandig morän
P3	Torv
Ref	Grusig sandig morän

### 3.2 Konduktivitetmätning

Uppmätt elektrisk ledningsförmåga visar på värden mellan 150 och 200 mS/m inom infiltrationsområdet, vilket är betydligt högre än de värden på ca 4 mS/m som uppmättes nedströms infiltrationsområdet (tabell 5). Den i fält uppmätta konduktiviteten överensstämmer med den konduktivitet som uppmättes i laboratorium där värdena från fält, som tidigare nämnts, låg runt 4 mS/m medan värdena från laboratoriet visade på 5 mS/m. Även den konduktivitet som uppmättes där grundvattenytan gick i dagen låg mellan 3 och 4 mS/m.

Jämfört med tidigare uppmätta prover (tabell 2) är den elektriska konduktiviteten i proverna tagna nedströms infiltrationsområdet jämförbara med de tagna i brunn G2, referensbrunnen. Vattenprover tagna i infiltrationsområdet kan däremot snarast liknas vid de tagna i brunn G10, som kan anses vara förorenad. Värdena i infiltrationsområdet ligger dock något högre än G10 (218mS/m jämfört med 197.5mS/m), med undantag för IP2 som har något lägre värde än G10.

Tabell 5. Konduktivitet uppmätt i fält och analyserad i laboratorium.

Provpunkt	Konduktivitet fält	Konduktivitet analys
IP1	218	-
IP2	140	-
IP3	218	-
P1	4	5,1
P2	4	4,9
P3	3,5	6,1
Ref	-	

### 3.3 Jordprover

Vid analys skulle en lakning med bariumklorid utföras för att mäta halterna av utbytbara katjoner. Istället utfördes en lakning med salpetersyra och det är detta resultat som nu redovisas. Jonhalterna motsvarar därigenom totalhalter i marken.

#### 3.3.1 Totalhalter

I samtliga prover är aluminium det dominerande ämnet (Fig 6). Generellt sett ligger halterna av aluminium mellan 5000 och 10000 mg/kg Ts med tre undantag (bilaga 3). Ett av undantagen är PIN1 (det vill säga provpunkt P1 nivå 1), som har en mycket hög aluminiumhalt på 19000 mg/kg Ts (medelvärde för P1 är 13250 mg/kg Ts). Detta värde är klart över de andra provpunkterna och kan jämföras med medelvärdet i P3, som ligger på ca 5200 mg/kg Ts. Det ämne som

därefter är vanligast är kalcium. Detta gäller inom infiltrationsområdet och i punkt P3. I resterande prover är magnesium det ämne som är näst vanligast. Kalium har generellt sett låga värden i alla provpunkter, men något högre inom infiltrationsområdet och i referenspunkten. Magnesiumhalten varierar kraftigt i de olika punkterna men är något högre i infiltrationsområdet och referenspunkten. Undantaget är P1 som har det högsta uppmätta magnesiumvärdet. Alla värden redovisas i bilaga 3.

Generellt sett är alla halter högre inom infiltrationsområdet och i viss mån även referenspunkten. Undantaget är magnesium- och aluminiumhalten i P1, som överstiger värdena i de andra provpunkterna. P3 är den provpunkt som har överlag lägst värden med undantag av kalcium.

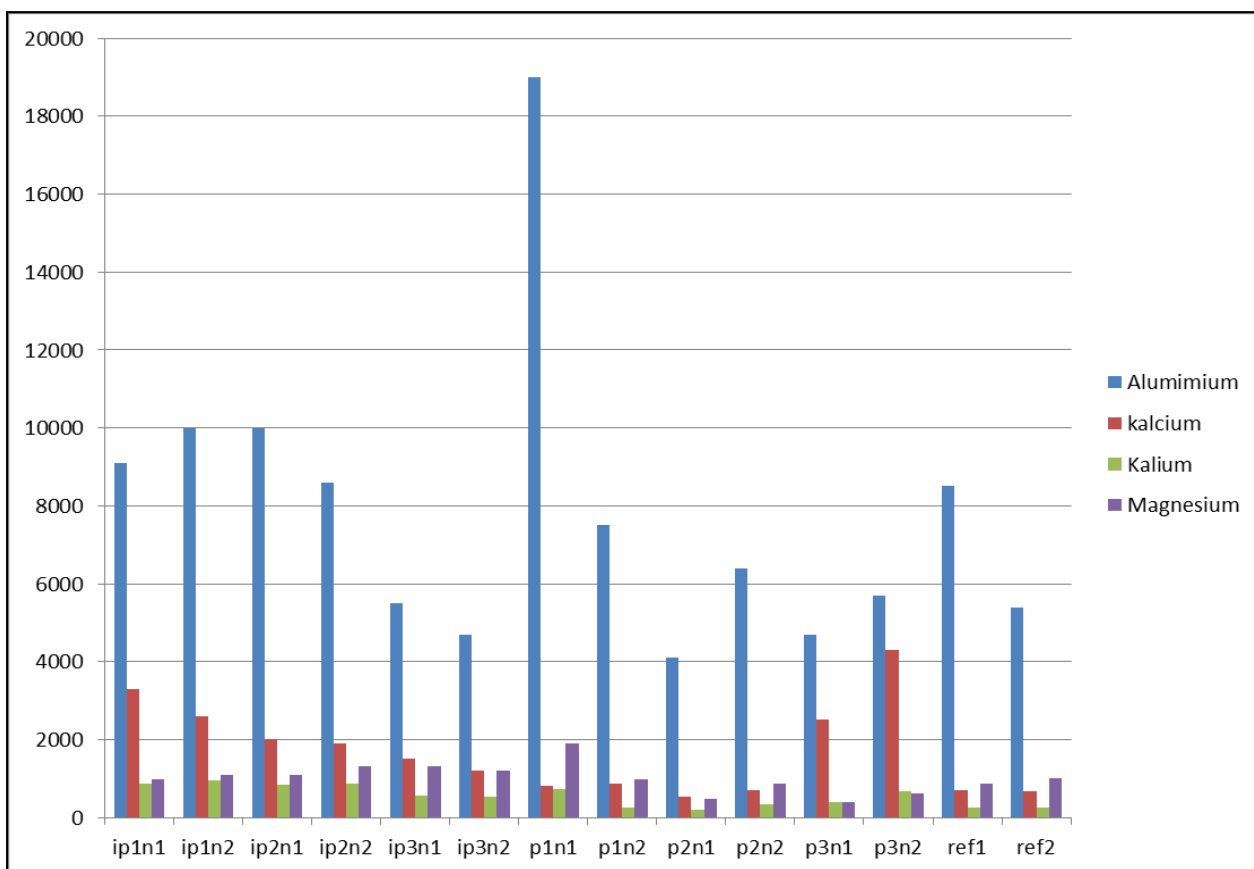
Totalhalterna för magnesium, kalcium och kalium jämfördes även med vad som kan anses vara rimliga normalvärden. Natrium uteslöts då denna hamnade under detekteringsnivån i samtliga prov. Vid jämförelsen kan konstateras att värdena från prov P1-P3 (nedströms lakvattningspridningen) kan liknas vid referensvärdena medan värdena från prov IP1-IP3 (infiltrationsområdet) ligger något högre. Undantaget är kalcium där värdena från både infiltrationsområdet och området nedströms lakvattenspridningen är låga, även om medelvärdet från infiltrationsområdet är inom referensvärdena. Extrema värden valdes att uteslutas. Resultaten redovisas i tabell 6.

### 3.3.2 T-test och jonkvoter

Efter utförd t-test kan konstateras att det inte finns någon signifikant skillnad mellan infiltrationsområdet och området nedströms detta, med undantag för kalium. Om de punkter, vars värden kan anses orimliga, bortses från vid t-testet visar dock alla prover på en signifikant skillnad (tabell 7). Ammonium och natrium bortsågs från totalt då dessa i merparten av proverna låg under detekteringsgränsen.

Det fanns ingen tydlig skillnad mellan halterna på de olika nivåerna i marken. I ca hälften av fallen tycks halterna öka nedåt och i hälften tycks de minska. Dock finns inget samband mellan ämne eller plats, vilket leder till att fördelningen kan tolkas som slumpmässig.

Efter jämförelse av fördelningen mellan aluminium och kalcium (kvoten Al/Ca) inom och utanför infiltrationsområdet kan konstateras att andelen aluminium i P1-P3 (proverna tagna nedströms lakvattenriktningen) är högre än i proverna tagna inom infiltrationsområdet. Undantaget är P3 (torven) där halten istället är lägre. Andelen är även högre i referenspunkten och kvoten där kan jämföras med kvoten i P1-P3. Utförd t-test visade på signifikant skillnad ( $P=0,049$ ) mellan platserna. Kvoter och p-värde redovisas i tabell 8. Observera att referenspunkten användes istället för P3 vid t-testet då P3 består av torv istället för morän. Referensprovet anses därför mer jämförbart med resterande prover.



Figur 6. Totalhalter av aluminium, kalcium, kalium och magnesium i marken i samtliga tagna prover.

Tabell 6. Tabell över referensvärden och uppmätta totalhalter av magnesium, kalcium och kalium

Ämne	Referensvärde	Medelvärde infiltrationsområde	Medelvärde nedströms lakvattenriktning (g/kg Ts)
<b>Magnesium</b>	200-600	1162	746
<b>Kalcium</b>	1500-4700	1588	710
<b>Kalium</b>	300-600	770	386

Tabell 7. Beräknade p-värden från korrigerat och icke-korrigerat t-test.

Ämne	Icke korrigerat t-test	Korrigerat t-test
<b>Aluminium</b>	0,485640313	0,023505413
<b>Kalcium</b>	0,304100703	0,004315036
<b>Kalium</b>	0,02740426	-
<b>Magnesium</b>	0,166042796	0,007850318

Tabell 8. Kvoten Al/Ca i de olika provpunkterna samt P-värde från utförd t-test. P-värde: 0,049

Provpunkt	Kvot Al/Ca
<b>IP1</b>	3,24
<b>IP2</b>	4,76
<b>IP3</b>	3,8
<b>P1</b>	15,5
<b>P2</b>	8,54
<b>Ref</b>	10,1



### 3.4 Vattenprover

Samtliga vattenprover klassas som tjänligt med anmärkning för dricksvatten för enskild brunn. De parametrar som fick anmärkningar var kemisk syreförbrukning (COD), färgtal, halt av organiskt material (COD-Mn), turbiditet, pH, lukt, fluoridhalt, alkalinitet, låg totalhårdhet och järnhalt (ej provet från P1). Vattnet bedöms enligt Eurofins ej vara lämpligt som dricks- och hushållsvatten utan rening. Viktigt att notera är att proverna filterades före analys, vilket gör att värdena blir något lägre än vad de faktiskt är på platsen. Restande värden låg under gränsvärdena.

De för denna undersökning viktigaste faktorerna är pH, lukt, järn-, kalcium-, kalium- magnesium- och natriumhalt samt konduktivitet, och halten av organiskt material. Dessa redovisas i tabell 9 med undantag för konduktiviteten, som diskuteras i avsnitt 3.2. Alla vattenproverna uppvisade stark lukt av terpenier, en typ av olja. Oljan kunde även observeras i fält i provpunkt 3.

Tabell 9. Analyserade halter av ämnen och parametrar från vattenproverna P1-P3.

Faktor	P1 vatten	P2 vatten	P3 vatten
pH	5,8	5,0	5,1
COD-Mn (mg/l)	24	190	390
Järnhalt, Fe (mg/l)	0,20	1,1	17
Kalcium, Ca (mg/l)	2,6	1,8	5,8
Kalium, K (mg/l)	<1	1	4,3
Magnesium, Mg (mg/l)	0,89	0,72	2
Natrium, Na (mg/l)	3,8	4,6	4,5

De analyserade halterna COD-Mn, Fe, Ca, K, Mg och Na samt pH jämfördes med tidigare uppmätta halter (tabell 2) och det kan konstateras att vattnet generellt sätt kan liknas vid det vatten som återfinns i brunn G2 (tabell 2), d.v.s. referensbrunnen. Detta gäller dock inte för järnhalten och COD-Mn, som båda ligger över de tidigare uppmätta värdena.

Vid jämförelse med tillståndsklasser enligt SGU rapport 2013:01 kan konstateras att samtliga parametrar bortsett från pH och järnhalt faller inom klassen låg påverkan. Enligt denna klassning klassas järnhalten som mycket hög och pH som mycket lågt. Dock finns inga kommentarer om påverkansgrad i dessa fall.

## 4 Diskussion

### 4.1 Konduktivitet

Konduktiviteten inom infiltrationsområdet uppvisar förväntade värden, d.v.s. rimliga värden för lakvatten. Värdena är dock något förhöjda i de norra delarna av området, vilket troligtvis beror på naturlig variation i marken.

Konduktiviteten minskar drastiskt utanför infiltrationsområdet och vid P1-P3 ligger de på nivåer som kan jämföras med normalt, oförorenat, grundvatten. Detta kan tolkas som att föroreningarna rör sig djupare ner i marken än vid de nivåer där prover togs, alternativt att reningen av lakvattnet är så pass effektivt att nämnvärd påverkan inte kan ses i området och därigenom inte heller längre i Storgöl. Det faktum att värdena i brunn G5, d.v.s. grundvattenbrunnen nedströms infiltrationsområdet, har uppvisat högre konduktivitet än i vattenproverna tyder dock på att den förstnämnda tolkningen är mer trolig då G5 (Fig 2) endast är belägen 5-10 m närmare infiltrationsområdet än provtagningpunkterna för den här undersökningen. Att konduktiviteten är lite högre i P3 kan bero på att provpunkten låg någon meter närmare infiltrationsområdet, att lakvattnet här går ytligare eller att jordarten i den punkten bedömdes till torv. Det kan även bero på naturliga variationer i marken.

Storgöls konduktivitet ligger mitt emellan konduktiviteten i provpunkterna IP1-IP3 och P1-P3, vilket kan tyda på en viss lakvattenpåverkan. Enligt SGU rapport 2013:01 är dock konduktiviteten normal och tyder därigenom inte på betydande lakvattenpåverkan.

### 4.2 Jordprover

Det dominerande ämnet i marken, både i infiltrationsområdet och i provpunkterna nedströms detta, är aluminium. Detta tyder på en sur mark då aluminium ofta är vanligare i sura jordar. Även det pH som mättes upp i vattenproverna stärker detta antagande. Eftersom en sur mark gör att aluminium tenderar att dominera kan detta anses rimligt. Aluminiumhalterna skulle även kunna komma från en morän skapad från aluminiumrik berggrund, men eftersom värdena är så pass höga även i prov P3, d.v.s. provet med torv, är detta alternativ mindre troligt.

Det faktum att marken är sur kan både vara naturlig och bero på lakvattnet. I det här fallet verkar det mer troligt att marken är naturligt sur då konduktiviteten nedströms är så pass låg att en hög föroreningsnivå inte är särskilt trolig, även om vissa föroreningar verkar ha nått dit (se avsnitt 4.3).

Vid jämförelse mellan referensvärden och uppmätta värden (tabell 6) kan det konstateras att provvärden från P1-P3 (d.v.s. nedströms infiltrationsområdet) är snarlika referensvärdena och kan därför tolkas som antropogent opåverkade och därigenom anses som oförorenade. Värdena från infiltrationsområdet är högre än referensvärdena från tabell 6, vilket skulle kunna tyda på föroreningar.

Anledningen till att kalciumnivåerna är så pass

låga överlag (Fig 6) kan bero på att marken är så pass sur men är svårt att uttala sig om med befintlig data. Referensprovet ligger mycket lägre vad gäller totalhalterna kalcium och kalium men högre vad gäller magnesium. Proven borde ha dock ha högre halter av kalcium då marken där antas vara mindre sur. Vad detta beror på är svårt att säga men en orsak kan vara att moränen var grövre i den punkten och grövre kornstorlekar bör innebära lägre totalhalter överlag. Om detta är fallet skulle det även förklara varför alla halter i punkt IP3 är lägre än inom resten av infiltrationsområdet.

Att det är högre värden generellt sett för alla ämnen i infiltrationsområdet tyder på att marken där är betydligt mer förorenad, vilket även stöds av att infiltrationsområdet har högre totalhalter än referensvärdena. Det är svårt att säga exakt när marken kan tänkas bli mättad på ämnen från lakvattnet, men då marken i infiltrationsområdet är förorenad jämfört med referenspunkten, vilket stöds av de höga totalhalterna inom infiltrationsområdet jämfört med området nedströms, kan detta vara ett tecken på att delar av föroreningarna har fastnat i marken. Sammantaget skulle detta kunna innebära att det inte är så långt kvar innan marken är mättad på föroreningar och nuvarande infiltrationsprocess blir verkningslös men detta är dock omöjligt att säkert fastställa med befintlig data.

T-testet av kvotfördelningen Al/Ca visar att det finns en signifikant skillnad inom och utanför infiltrationsområdet. Kvotfördelningen är dock omvänd den som utförts i tidigare arbeten, så som det utfört av Johansson (2012). Detta skulle kunna tyda på att metoden inte är applicerbar i det här fallet. Mer troligt är dock att förhållandet är omvänt på grund av annorlunda markförutsättningar, främst vad gäller pH. Då pH nedströms lakvattenspridningen är så pass lågt att aluminium är en dominerande jon, medan pH är neutralt inom informationsområdet och därigenom har kalcium som dominerande ämne, skulle detta kunna vara en faktor som medfört att kvoterna blir omvända. Även lakvattnets sammansättning kan potentiellt spela roll då detta påverkar vilka joner som finns tillgängliga för konkurrens av de naturligt förekommande jonerna i marken.

Att andelen aluminium är högre nedströms lakvattenspridningen kan bero på att marken där är surare. I sura marker dominerar aluminium oftast över kalcium och eftersom lakvattnet som infiltreras är relativt neutralt (pH 7.2-7.6), medan vattnet nedströms är surt (pH ca 5.5), kan detta orsaka att andelen aluminium där blir högre. Totalhalten aluminium är dock fortfarande större i infiltrationsområdet med undantag för ett värde i P1, som är avsevärt högre än i resterande prover. Detta är troligen en effekt av infiltrationen av lakvatten, som innehåller aluminium, och därigenom kan höja totalhalten. Att andelen aluminium är något lägre i P3 kan bero på att detta prov består av torv eller vara en följd av naturlig variation då skillnaden är så pass liten.

Då tidigare prover från platsen har tytt på en förekomst av föroreningar längre nedströms än vid prov-

tagningspunkterna i denna undersökning bör föroreningar rimligtvis finnas på platsen. Detta kan dock inte påvisas i jordproverna, vilket kan tyda på att föroreningarna transporteras på djupare nivåer i marken än där proverna togs.

En annan faktor som tyder på att marken nedströms är förorenad är en undersökning utförd av Johansson (2012) som har markerat den troliga utbredningen för lakvattenplymen baserat på resistivitetmätningar (se avsnitt 1.3). I nämnt arbete är lakvattenplymens utbredning utmarkerad och innefattar då det området där prov P1-P3 togs. I mätningarna utförda av Johansson (2012) kan dock lakvattnet tolkas ligga ytligt, vilket inte verkar troligt enligt detta arbete. Detta skulle kunna bero på lokala variationer i lakvattenflöde eller på att resistivitetmätningens upplösning är så pass låg att den första halvmetern i vilken proverna togs inte urskiljs från underliggande lager.

En sista faktor som kan påverka att inte några föroreningar kan ses i jord- och vattenproverna är att provtagningen skedde i början av infiltrationsperioden. Det är möjligt att föroreningar kan ses på platsen efter en längre period av infiltration men att dessa lakas ur naturligt när infiltration inte sker. Detta skulle även kunna förklara varför totalhalterna är så pass höga inom infiltrationsområdet. Där har nyligen tillförts nya joner från infiltrerat lakvatten, som kan adsorbera till ytorna.

#### 4.3 Vattenprover

Vattenproverna visar på ett generellt sätt rent vatten i provpunkterna. Detta stärks då samtliga halter utom pH och järnhalt klassas som mycket låg påverkan enligt SGU rapport 3012:01. De höga järnhalterna i proverna är troligtvis naturliga då vattnet är så pass surt att järn blir en dominerande jon. Dessutom kan högre järnhalter anses vanliga i podsoler, där järn tenderar att fällas ut.

Vattenproverna visar på en hög organisk halt, vilket ofta är ett tecken på föroreningar. I det här fallet är det dock mer troligt att detta beror på att humus från ovanliggande nivåer fallit ner vid provtagning och därigenom kontaminerat proverna.

Terpenerna som kunde observeras i fält kommer förmodligen naturligt från träden och bör därför exkluderas från vidare diskussioner.

En faktor som kan göra att ingen förorening kan ses är som tidigare nämnts att lakvattnet förmodligen rör sig längre ner i marken än där proverna togs. Detta kan leda till att föroreningar inte syns i proverna trots att de existerar längre ner. En faktor som tyder på att toppskiktet av marken inte är förorenad är grundvattnets pH, som borde ligga närmare lakvattnets pH på 7.2-7.6 om detta blivit påverkat. Istället ligger det på ca 5.5, vilket kan anses vara ett normalt pH för podsoler och därigenom tyder på oförorenad mark.

En faktor som stärker teorin att vattnet rör sig i djupare nivåer i marken är att föroreningarna enligt Rosander (2012) har en transporttid mellan infiltrationsområdet och Storgöl på ca 17 år och infiltrationen

har hållit på i över 30 år (protokoll över infiltrering finns sedan 1981). Detta antyder att föroreningarna bör ha nått Storgöl, vilket visats i tidigare undersökningar (Rosander, 2012), inom denna tidsram och därigenom också synas i analys av vattenproverna. Sammantaget gör detta att slutsatsen kan dras att föroreningarna orsakade av infiltration högst troligt rör sig i nivåer längre ner i marken än på provtagningsnivåerna för föreliggande undersökning.

#### 4.4 Felkällor

Det finns ett antal felkällor som bör vägas in då slutsatser dras. En av dessa är att jord från höga och låga nivåer i marken kan ha blandats vid provtagning. Detta känns troligt då provgroparna fylldes med vatten vid provtagning, vilket gjorde det svårt att säkert fastställa att jord endast från rätt nivå insamlades.

En annan felkälla är att inga vattenprover togs från lakvattnet. Även om äldre vattenprover finns hade nya prover från lakvattnet varit önskvärda för att säkert kunna jämföra med de vattenprover som togs nedströms infiltrationsområdet. Detta gäller framförallt för de ämnen och parametrar som ej redovisades utförligt i äldre rapporter.

En tredje felkälla är att provtagningspunkterna P1-P3 låg relativt nära en järnväg, som potentiellt kan sprida föroreningar till provpunkterna och därigenom göra dem missvisande. Även om detta inte är särskilt troligt är det värt att nämna att exempelvis järnhalterna i vattenproverna kan påverkas av järnvägen och bli något högre än om påverkan endast kom från deponi, alternativt naturliga halter i marken.

Ämnen, som ammonium, som inledningsvis antogs skulle spela stor roll vid bedömningen, låg under detekteringsgränsen i nästan alla provpunkter, vilket försvårar tolkningen. Detta beror troligtvis på att totalhalter istället för mängd utbytbara joner analyserades. Hade rätt analys utförts hade möjligtvis förhållandena mellan ämnena ändrats och därigenom kunnat användas. Detta gäller även för natrium, som också hamnade under detekteringsgränsen och därigenom inte kan användas i tolkningen. Det finns dock en risk att både ammonium och natrium hade hamnat under detekteringsgränsen även om rätt lakmedel hade använts då det tänkta lakmedlet ej lakar lika hårt, vilket kan medföra att nivåerna ändå inte hade kunnat användas.

Den mest betydande felkällan för denna undersökning är att fel lakmedel användes vid lakningen av markproverna under analys i det laboratorium som proverna sändes till, detta på grund av missförstånd i kommunikationerna. Tiden och ekonomin för examensarbetet tillät inte att göra om analysarbetet. Istället för den tilltänkta bariumkloriden användes salpetersyra, vilket medförde att totalhalter i marken analyserades istället för mängden adsorberade katjoner. Detta försvårade tolkningen markant då det var svårt att er hålla fakta om normalvärden för föroreningsfri mark. Fokus fick därför läggas på att jämföra halterna mellan platserna och koppla dessa till andra parametrar, så som pH.

#### 4.5 Sammanvägning

Sammantaget kan sägas att det finns en skillnad i totalhalter mellan infiltrationsområdet och provtagningsområdet nedströms lakvattenströmningen. Provpunkterna nedströms infiltrationsområdet är jämförbara med uppmätta värden från referensprovet, medan de från infiltrationsområdet ger högre värden med få undantag. Detta tyder på att analyserade prover i provpunkterna P1-P3 ej är förorenade, vilket även stärks av analys av vattenproverna. Vattenproverna visar på låga halter av samtliga ämnen med undantag för järn, som ändå tros vara naturligt, samt ett lågt pH och en låg konduktivitet som stärker detta. Tidigare undersökningar från området samt kunskaper om dess hydrogeologi tyder dock på att marken trots detta bör vara förorenad nedströms. En högst trolig slutsats som kan dras är därför att marken troligtvis är förorenad på djupare nivåer än där proverna i denna undersökning togs.

Det är också troligt att tidpunkten för provtagningen har påverkat resultatet. Då provtagningen skedde i början av en infiltrationsperiod kan detta ha medfört att föroreningar inte syns i de ytligare marklagren. En möjlighet är att föroreningar endast kan ses ytligt efter en längre tids infiltration. Det är dock inte möjligt att säkert fastställa utan fler undersökningar av området.

Totalhalterna av analyserade ämnen är svåra att tillämpa för att avgöra hur länge till en fortsatt infiltration är effektiv som reningsåtgärd vid Kejsarkullen. Emellertid tyder totalhalterna på att marken i infiltrationsområdet är förorenad, vilket ger en uppenbar risk att marken börjat bli mättad på föroreningar och därigenom att metoden i framtiden upphör att fungera med samma effektivitet. Någon exakt tid tills detta sker går dock ej att fastställa utan fortsatta studier av området. En tydlig påverkan på området kan konstateras. En undersökning av områdets utbytbara katjoner samt CEC med hjälp av bariumkloridlakning är önskvärd för att kunna göra en bättre bedömning av hur mättad marken är på joner, och därigenom hur länge till området potentiellt kan användas.

Att fastställa eventuell påverkan på Storgöl är även det svårt utan fortsatta studier av området. Det kan dock konstateras att föroreningarna inte tycks förorena marken ytligt vid i denna undersökning utlagda provpunkter. Då grundvattnet i dessa punkter kan anses opåverkat av lakvattenspridning kan detta också ses som ett tecken att påverkan på Storgöl kommer att bli relativt lindrig så länge infiltrationen fungerar. Dock bör lakvattenspridning från själva deponin tas med i beräkningen då denna potentiellt kan påverka Storgöl.

En annan möjlig förklaring till varför lakvattnet ej syns i varken mark- eller vattenproverna nedströms kan vara att det lokalt tar andra vägar och därigenom ej rör sig förbi utlagda provgropar. Denna förklaring kan dock anses vara mindre trolig då provgroparna ligget parallellt med järnvägsspåret och föregående resistivitetmätningar tyder på att lakvattnet tar denna riktning. Risken att alla tre prover missar lakvattnets väg när de alla enligt resistivitetmätningarna ska ligga inom lak-

vattenplymen bedöms vara låg, vilket leder till att slutsatsen kan dras att lakvattnet rör sig på djupare nivåer, alternativt inte syns i början av infiltrationsperioden.

## 5 Slutsats och rekommendationer

Det går utifrån befintliga data ej med någon större säkerhet att uttala sig om hur länge infiltrationsområdet vid Kejsarkullens deponi är effektivt brukbar för infiltration av lakvatten. Det är dock uppenbart att infiltrationsområdet är förorenat. Information om markens CEC bör underlätta vid framtida undersökningar och därför föreslås provtagning av markens utbytbara kationer och CEC inom infiltrationsområdet, samt nedströms detta.

Då föroreningar tidigare har observerats i området kring Storgöl samt att den hydrauliska konduktiviteten i marken tyder på att föroreningar bör ha transporterats dit, kan slutsatsen dras att Storgöl redan i någon utsträckning påverkas av lakvatteninfiltrationen.

Från föreliggande undersökning indikerar slutsatserna att lakvattnet troligen rör sig längre ner i marken än de nivåer där provtagning skedde, vilket ger en bild av spridningsvägarna. Det ger även en fingervisning om att marken nedströms infiltrationsområdet inte kan bedömas vara förorenad ytligt. En rekommendation blir därför att provta marken nedströms infiltrationsområdet på djupare nivåer för att bedöma på vilka nivåer i marken föroreningarna rör sig och därigenom få en mer detaljerad bild av spridningsrisken i området.

Eftersom föroreningsnivån i marken även potentiellt kan variera under året, med toppar i slutet av en infiltrationsperiod och dalar i början av en period, vore det önskvärt att undersöka hur stora dessa skillnader är. Därför föreslås att prover tas över en längre tidsperiod och vid fler tidpunkter på året.

Att bedöma föroreningsnivåer och spridningsrisker med hjälp av totalhalter verkar i viss utsträckning vara en god metod. Dock bör bariumklorid trots detta användas istället för salpetersyra vid lakning av proverna så att mängden adsorberade kationer analyseras istället för totalhalter. I det här fallet bedöms kationer vara mer användbara då det finns mer referensvärden för dessa, vilket gör dem mer lättolkade och jämförbara med tidigare arbeten.

Sammanfattningsvis bör fler undersökningar utföras av området, gärna på ett större djup under markytan och över tid, allt för att bättre kunna kartlägga föroreningsbilden och därigenom avgöra hur länge till infiltration är möjlig på platsen.

## 6 Tack

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare: Bertil Sundlöf på Tyréns och Per Möller på Lunds universitet. Utan dem hade arbetet inte gått att genomföra.

Ett speciellt tack till Sandra Martinsson på Tyréns för all hjälp och visat engagemang.

## 7 Referenser

- Avfall Sverige. Citerar *Avfall Sverige, Svensk avfalls terminologi (1998, AFR-rapport 217)*, tillgängligt. <http://www.avfallsverige.se/ordlista/> [2014-04-03]
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Lund: Studentlitteratur AB.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/CE
- Forsberg, L. 2002. *Avlutningsplan Kejsarkullens deponi*. Opublicerat.
- Hultin, E. E., 2013. *Resistivitetmätningar för avgränsning av lakvattenplym från Kejsarkullens deponis infiltrationsområde*. Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet, Nr. 328, 30 sid. 15 hp.
- Jacks & Nordström. 1984. *Markkalkning för att åtgärda surt grundvatten- lägesrapport i februari 1984*. Stockholm: Inst. För kulturteknik, Tekniska högskolan
- Johansson, S. 2012. *Lakvattendetektion med hjälp av katjonsutbyte- fallstudie av Flishults avfallsanläggning i Vetlanda kommun*.
- Marshak, S. 2001. *Earth- portrait of a planet* (tredje upplagan). University of Illinois: W.W. Norton & Company
- Naturvårdsverket (2014). *Om deponering av avfall idag*. Tillgänglig <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Om-deponering-av-avfall/> [2014-04-03]
- Naturvårdsverket (2008). *FAKTA: Lakvatten från deponier*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2007). *Hållbar sanering. Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Rapport 5741. Stockholm: Naturvårdsverket
- Naturvårdsverket (2006). *Hållbar sanering. Metaller mobilitet i mark*. Rapport 5536. Stockholm: Naturvårdsverket
- Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918. Stockholm: Naturvårdsverket
- Rosander, M. (2012). *Utvärdering avseende lak- och dagvatten under provtagningsperiod 2003-2011 Kejsarkullens deponi*. Uppdragsnummer: 203707. Uppdragsgivare: Hultsfreds kommun. Uppdragsansvarig: Sundlöf, B. Uppdragstagare Tyréns, 22 sid.
- Shakhashiri, B. (2008). *Chemical of the week- Aluminum*. Tillgänglig <http://scifun.chem.wisc.edu/chemweek/PDF/Aluminum.pdf> [2014-05-09]
- SKB (2000). *Förstudie hultsred- Slutrapport*. Stockholm: Svensk Kärnbränslehantering AB

## Bilagor

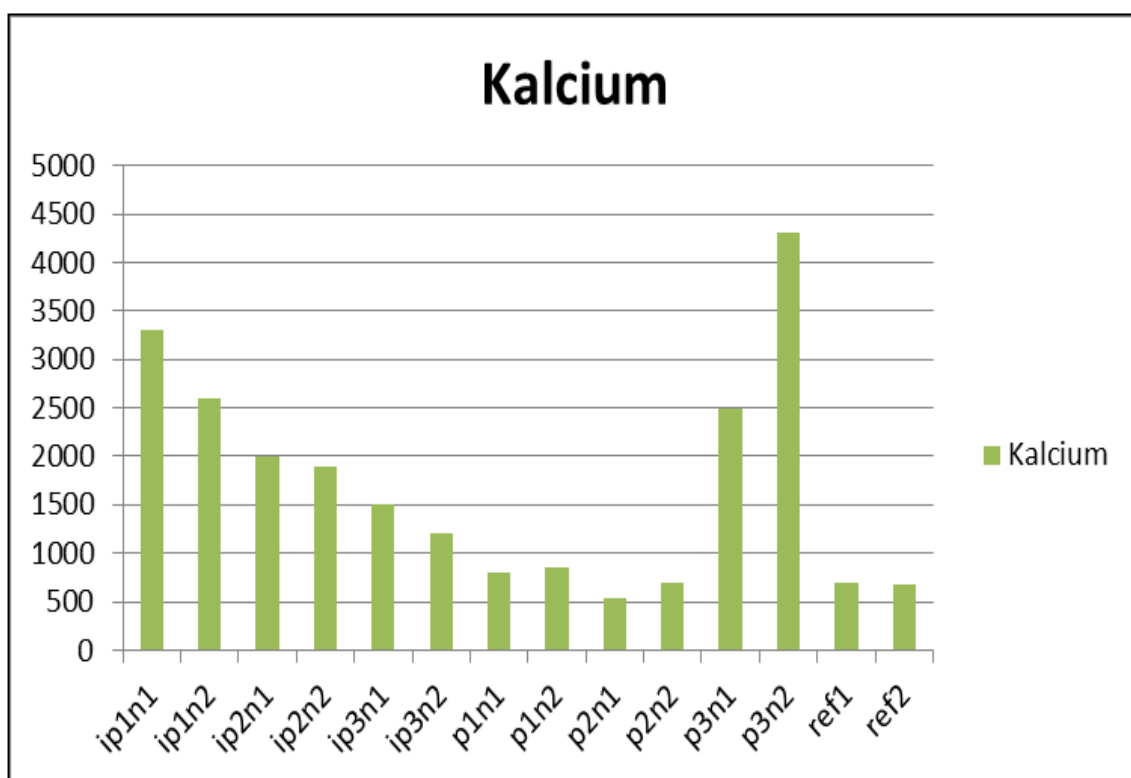
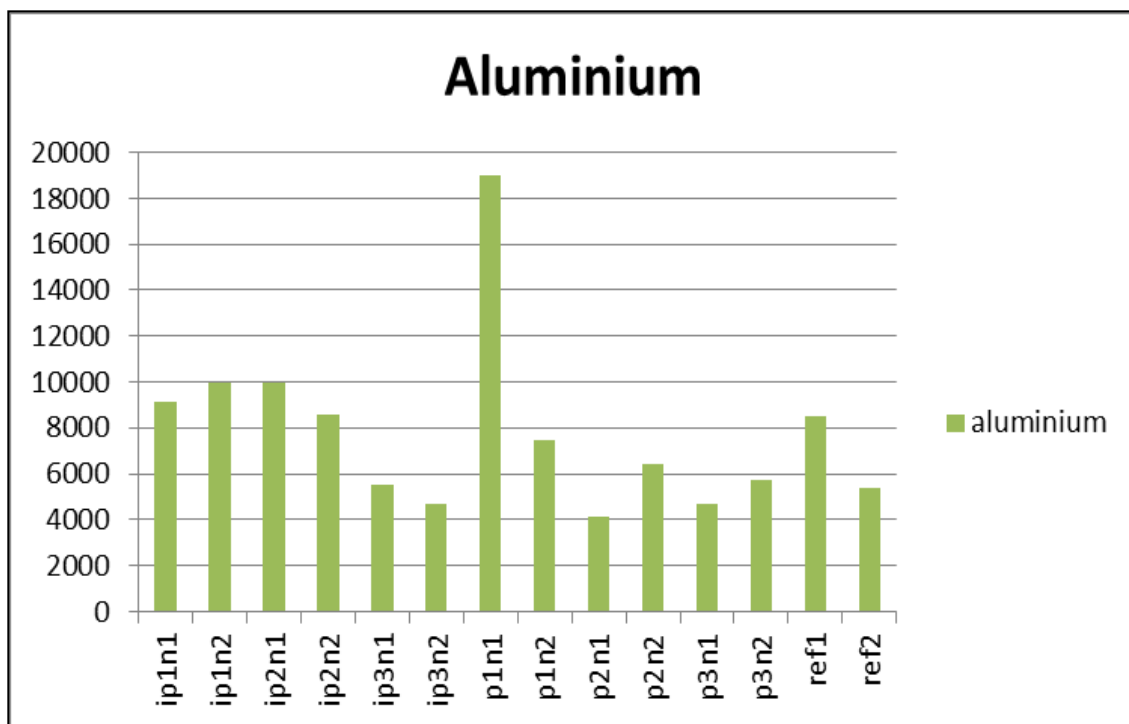
Bilaga 1. Tabell över klassindelning enligt SGU 2013:01.

Klassindelning enligt bedömningsgrunder									Enligt SGU-FS 2008:2 bilaga 1*	
Kategori	Parameter	Enhet	Norm**	1	2	3	4	5	Utgångspunkt för att vända trend	Riktvärde
Försurning	Alkalinitet, HCO <sub>3</sub>	mg/l	T	>180	60–180	30–60	10–30	=10		
	pH	-	T	>8,5	7,5–8,5	6,5–7,5	5,5–6,5	=5,5		
Redox	Redox	klass	T	Aeroba	Svagt aeroba	Svagt anaeroba	Anaeroba	Blandvatten		
	Syre	mg/l	T	>10	7,5–10	5–7,5	2,5–5	=2,5		
Organiska ämnen och partiklar	CODMn	mg O <sub>2</sub> /l	T	<0,5	0,5–2	2–4	4–8	=8		
	Färg	mg Pt/l	T	<5	5–15	15–30	30–60	=60		
	Turbiditet	FNU	T	<0,5	0,5–1,5	1,5–3	3–6	=6		
Salt	Klorid	mg/l	MPT	<5/20	20–50	50–100	100–300	=300	50/75* **	100
	Konduktivitet	mS/m	MPT	<10/25	25–50	50–75	75–150	=150	55/65* **	75
	Sulfat	mg/l	MPT	<5/10	10–25	25–50	50–100	=100	100	250
Kväve	Ammonium	mg/l	MPT	<0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	0,5–1,5	=1,5	0,5	1,5
	Nitrat	mg/l	GPT	<2	2–5	5–20	20–50	=50	20	50
	Nitrit	mg/l	T	<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	=0,5		
Metaller	Aluminium	mg/l	T	<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	=0,5		
	Järn	mg/l	T	<0,1	0,1–0,2	0,2–0,5	0,5–1	=1		
	Mangan	mg/l	T	<0,05	0,05–0,1	0,1–0,3	0,3–0,4	=0,4		
Metaller	Arsenik	µg/l	MPT	<1	1–2	2–5	5–10	=10	5	10
	Uran	µg/l	T	<5	5–10	10–15	15–30	=30		
Metaller	Bly	µg/l	MPT	<0,5	0,5–1	1–2	2–10	=10	2	10
	Kadmium	µg/l	MPT	<0,1	0,1–0,5	0,5–1	1–5	=5	2	5
	Kvicksilver	µg/l	MPT	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,05	0,05–1	=1	0,05	1
Metaller	Koppar	mg/l	T	<0,02	0,02–0,2	0,2–1	1–2	=2		
	Krom	µg/l	T	<0,5	0,5–5	5–10	10–50	=50		
	Nickel	µg/l	T	<0,5	0,5–2	2–10	10–20	=20		
	Zink	mg/l	T	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,1	0,1–1	=1		
Baskatjoner	Kalcium	mg/l	T	<10	10–20	20–60	60–100	=100		
	Kalium	mg/l	T	<3	3–6	6–12	12–50	=50		
	Magnesium	mg/l	T	<2	2–5	5–10	10–30	=30		
	Natrium	mg/l	T	<5	5–10	10–50	50–100	=100		
	Totalhårdhet	mg/l	T	<15	15–35	35–70	70–150	=150		
	Totalhårdhet	dH	T	<2,1	2,1–4,9	4,9–9,8	9,8–21	=21		
Oorganiska ämnen	Bor	mg/l	T	<0,01	0,01–0,1	0,1–0,5	0,5–1	=1		
	Fluorid	mg/l	T	<0,4	0,4–0,8	0,8–1,5	1,5–4	=4		
	Fosfat	mg/l	T	<0,02	0,02–0,04	0,04–0,1	0,1–0,6	=0,6		

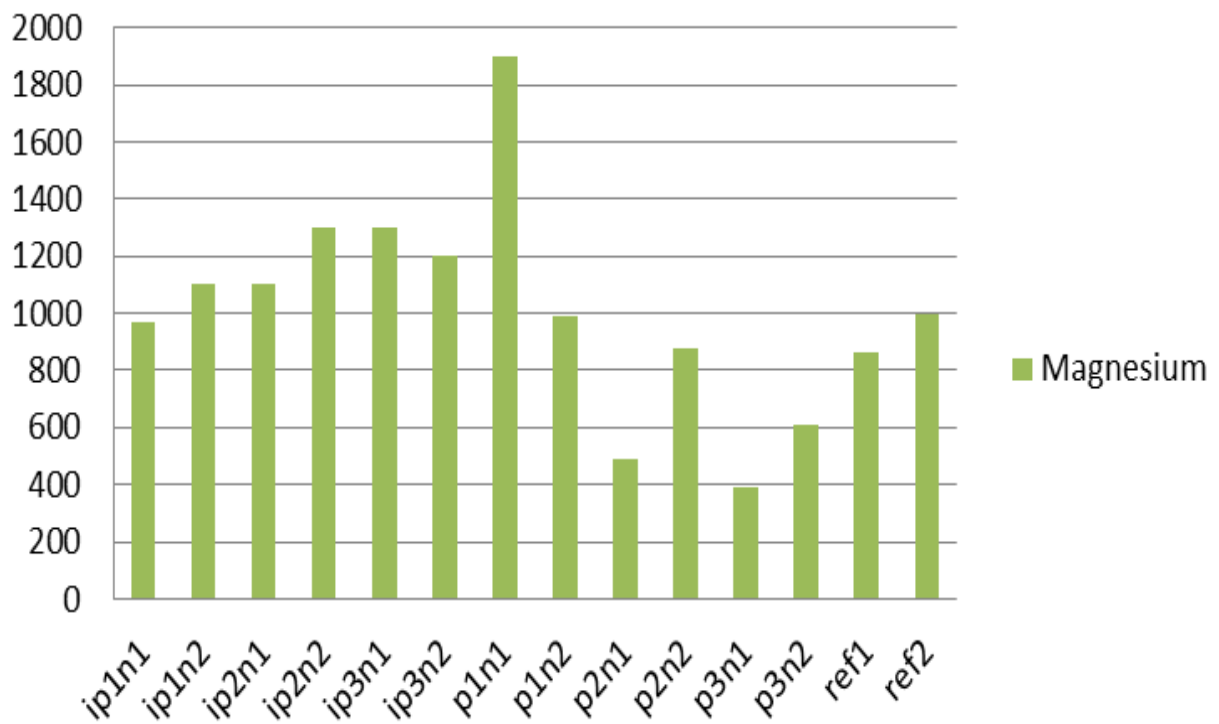
Bilaga 2. Tabell över metoder vid vattenanalyser.

Parameter/ämne	Metod
Lukt, styrka, vid 20°C	SLV 1990-01-01 mod
Lukt, art, vid 20 °C	SLV 1990-01-01 mod
Turbiditet	SS-EN ISO 7027
Färg	EN ISO 7887 - Method C
pH	SS-EN ISO 10523:2012
Alkalinitet	SS EN ISO 9963-2
Konduktivitet	SS-EN 27888
Klorid	EN ISO 10304-1
Sulfat	St Meth 4500-SO4 / Kone
Fluorid	StMeth 4500-SO4 / Kone
COD-Mn	SS 028118 / mod
Ammonium	SS-EN 11732:2005 / Kone
Ammonium-nitrogen	SS-EN 11732:2005 / Kone
Fosfat	SS-EN ISO6878:2005/ Kone
Fosfatfosfor	SS-EN ISO6878:2005/ Kone
Nitrat	SS 028133 / Kone
Nitrat-nitrogen	SS 028133 / Kone
Nitrit	SS EN 26777 / Kone
Nitrit-nitrogen	SS EN 26777 / Kone
Totalhårdhet	Beräkning (Ca+Mg)
Natrium	SS 028150-2 / ICP-AES
Kalium	SS 028150-2 / ICP-AES
Kalcium	SS 028150-2 / ICP-AES
Järn	SS 028150-2 / ICP-AES
Magnesium	SS 028150-2 / ICP-AES
Mangan	SS 028150-2 / ICP-AES
Koppar	SS 028150-2 / ICP-AES

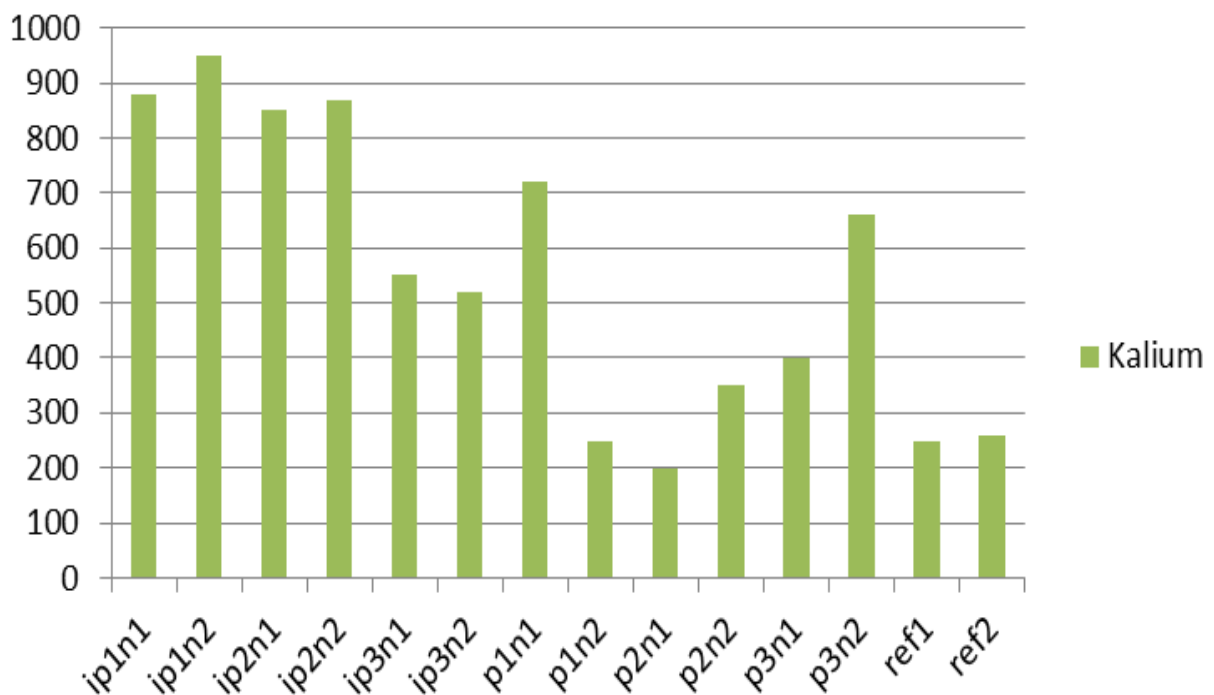
Bilaga 3. Totalhalter av aluminium, magnesium, kalcium och kalium. Enhet mg/kg Ts



## Magnesium



## Kalium





## Tidigare skrifter i serien

### ”Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet”:

349. Jalnefur Andersson, Evelina, 2013: En MIFO fas 1-inventering av fyra potentiellt förorenade områden i Jönköpings län. (15 hp)
350. Eklöv Pettersson, Anna, 2013: Monazit i Obbhult-komplexet: en pilotstudie. (15 hp)
351. Acevedo Suez, Fernando, 2013: The reliability of the first generation infrared refractometers. (15 hp)
352. Murase, Takemi, 2013: Närkes alunskiffer – utbredning, beskaffenhet och oljeinnehåll. (15 hp)
353. Sjöstedt, Tony, 2013: Geoenergi – utvärdering baserad på ekonomiska och drifttekniska resultat av ett passivt geoenergisystem med värmeuttag ur berg i bostadsrättsföreningen Mandolinen i Lund. (15 hp)
354. Sigfúsdóttir, Thorbjörg, 2013: A sedimentological and stratigraphical study of Veiki moraine in northernmost Sweden. (45 hp)
355. Månsson, Anna, 2013: Hydrogeologisk kartering av Hultan, Sjöbo kommun. (15 hp)
356. Larsson, Emilie, 2013: Identifying the Cretaceous–Paleogene boundary in North Dakota, USA, using portable XRF. (15 hp)
357. Anagnostakis, Stavros, 2013: Upper Cretaceous coprolites from the Münster Basin (northwestern Germany) – a glimpse into the diet of extinct animals. (45 hp)
358. Olsson, Andreas, 2013: Monazite in meta-sediments from Stensjöstrand: A pilot study. (15 hp)
359. Westman, Malin, 2013: Betydelsen av raka borrhål för större geoenergisystem. (15 hp)
360. Åkesson, Christine, 2013: Pollen analytical and landscape reconstruction study at Lake Storsjön, southern Sweden, over the last 2000 years. (45 hp)
361. Andolfsson, Thomas, 2013: Analyses of thermal conductivity from mineral composition and analyses by use of Thermal Conductivity Scanner: A study of thermal properties in Scania rock types. (45 hp)
362. Engström, Simon, 2013: Vad kan inneslutningar i zirkon berätta om Varbergscharnockiten, SV Sverige. (15 hp)
363. Jönsson, Ellen, 2013: Bevarat maginnehåll hos mosasaurier. (15 hp)
364. Cederberg, Julia, 2013: U-Pb baddeleyite dating of the Pará de Minas dyke swarm in the São Francisco craton (Brazil) - three generations in a single swarm. (45 hp)
365. Björk, Andreas, 2013: Mineralogisk och malmpetrografisk studie av disseminerade sulfider i rika och fattiga prover från Kleva. (15 hp)
366. Karlsson, Michelle, 2013: En MIFO fas 1-inventering av förorenade områden: Kvarnar med kvicksilverbetning Jönköpings län. (15 hp)
367. Michalchuk, Stephen P., 2013: The Sämfold structure: characterization of folding and metamorphism in a part of the eclogite-granulite region, Sveconorwegian orogen. (45 hp)
368. Praszkiar, Aron, 2013: First evidence of Late Cretaceous decapod crustaceans from Åsen, southern Sweden. (15 hp)
369. Alexson, Johanna, 2013: Artificial groundwater recharge – is it possible in Mozambique? (15 hp)
370. Ehlorsson, Ludvig, 2013: Hydrogeologisk kartering av grundvattenmagasinet Åsumsfältet, Sjöbo. (15 hp)
371. Santsalo, Liina, 2013: The Jurassic extinction events and its relation to CO<sub>2</sub> levels in the atmosphere: a case study on Early Jurassic fossil leaves. (15 hp)
372. Svantesson, Fredrik, 2013: Alunskiffern i Östergötland – utbredning, mäktigheter, stratigrafi och egenskaper. (15 hp)
373. Iqbal, Faisal Javed, 2013: Paleocology and sedimentology of the Upper Cretaceous (Campanian), marine strata at Åsen, Kristianstad Basin, Southern Sweden, Scania. (45 hp)
374. Kristinsdóttir, Bára Dröfn, 2013: U-Pb, O and Lu-Hf isotope ratios of detrital zircon from Ghana, West-African Craton – Formation of juvenile, Palaeoproterozoic crust. (45 hp)

375. Grenholm, Mikael, 2014: The Birimian event in the Baoulé Mossi domain (West African Craton) — regional and global context. (45 hp)
376. Hafnadóttir, Marín Ósk, 2014: Understanding igneous processes through zircon trace element systematics: prospects and pitfalls. (45 hp)
377. Jönsson, Cecilia A. M., 2014: Geophysical ground surveys of the Matchless Amphibolite Belt in Namibia. (45 hp)
378. Åkesson, Sofia, 2014: Skjutbanors påverkan på mark och miljö. (15 hp)
379. Härling, Jesper, 2014: Food partitioning and dietary habits of mosasaurs (Reptilia, Mosasauridae) from the Campanian (Upper Cretaceous) of the Kristianstad Basin, southern Sweden. (45 hp)
380. Kristensson, Johan, 2014: Ordovician i Fågelsångskärnan-2, Skåne – stratigrafi och faciesvariationer. (15 hp)
381. Höglund, Ida, 2014: Hiatus - Sveriges första sällskapsspel i sedimentologi. (15 hp)
382. Malmer, Edit, 2014: Vulkanism - en fara för vår hälsa? (15 hp)
383. Stamsnijder, Joaen, 2014: Bestämning av kvartshalt i sandprov - metodutveckling med OSL-, SEM- och EDS-analys. (15 hp)
384. Helmfrid, Annelie, 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföreningar i Rejmyre samhälle. (15 hp)
385. Adolfsson, Max, 2014: Visualizing the volcanic history of the Kaapvaal Craton using ArcGIS. (15hp)
386. Hajny, Casandra, 2014: Ett mystiskt ryggradsdjursfossil från Åsen och dess koppling till den skånska, krittida ryggradsdjursfaunan. (15 hp)
387. Ekström, Elin, 2014: Geologins betydelse för geotekniker i Skåne. (15hp)
388. Thuresson Emma, 2014: Systematisk sammanställning av större geoenergianläggningar i Sverige (15 hp)
389. Redmo Malin, 2014: Paleontologiska och impaktrelaterade studier av ett anomalt lerlager i Schweiz. (15hp)
390. Artursson, Christopher, 2014: Comparison of radionuclide-based solar reconstructions and sunspot observations the last 2000 years. (15 hp)
391. Svahn, Fredrika, 2014: Traces of impact in crystalline rock – A summary of processes and products of shock metamorphism in crystalline rock with focus on planar deformation features in feldspar. (15 hp)
392. Järvin, Sara, 2014: Studie av faktorer som påverkar skredutbredningen vid Norsälven, Värmland. (15hp)
393. Åberg, Gisela, 2014: Stratigrafin i Hanöbukten under senaste glaciationen: en studie av borrhälsor från IODP's expedition nr 347 . (15 hp)
394. Westlund, Kristian, 2014: Geomorphological evidence for an ongoing transgression on northwestern Svalbard. (15hp)
395. Rooth, Richard, 2014: Uppföljning av utlastningsgrad vid Dannemora gruva; april 2012- april 2014. (15hp)
396. Persson, Daniel, 2014: Miljögeologisk undersökning av deponin vid Getabjär, Sölvesborg. (15hp)
397. Jennerheim, Jessica, 2014: Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten – fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred. (15 hp)



## LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen  
Lunds universitet  
Sölvegatan 12, 223 62 Lund

