



Lakvattendetektion med hjälp av katjonsutbyte

- fallstudie av Flishults avfallsanläggning
i Vetlanda kommun

Susanne Johansson

2012

Miljövetenskap

Examensarbete för magisterexamen 30 hp
Lunds universitet

Lakvattendetektion med hjälp av katjonsutbyte

– fallstudie av Flishults avfallsanläggning i
Vetlanda kommun



Susanne Johansson
2012

Handledare:

Per Möller
Geologiska institutionen
Lunds universitet

Bertil Sundlöf och Malin Rosander
Tyréns, Kristianstad

Abstract

Water that flows through a landfill brings pollution to the groundwater and the polluted water is called leachate. This polluted water has to be treated due to environmental law to prevent damage in nature and to human health. In this thesis, a new approach to detect the streaks of leachate has been developed. This new method looks at the composition of the dominating cations (positive ions) adsorbed to soil particles. Soil in two different areas – one leachate affected area and another reference area has been investigated and it was found to be a significant difference between the percent of calcium in soil between these areas. Calcium is usually the dominating cation, but the prevalence decreases due to leachate impact. An alternative way to quantify the effect of leachate is to measure the quota between cations and calcium, and the quota Mg/Ca in soil was found to be significantly different between the two areas. The test was reproduced for soil both slightly above and beneath the groundwater level – and it was found that the method was robust enough to give similar results for these different levels of measurements.

Tack

I arbetet med denna uppsats har jag mötts av stor kunskap och vänlighet som inte bara har gjort detta arbete möjligt utan även har gjort uppsatsskrivandet till en trevlig tid. Jag vill tacka mina handledare Per Möller på Lunds universitet samt Bertil Sundlöf och Malin Rosander på Tyréns för den stora kunskapen ni har delat med er av och för att ni har hjälpt mig att hitta rätt riktning i arbetet. Jag vill även tacka Avfall Sverige för bidraget som gjorde denna undersökning möjlig. Jag vill dessutom tacka Carl Odelberg, chef för Flishults avfallsanläggning, för möjligheten att utföra undersökningen i Vetlanda. Jag vill samtidigt tacka Johan Fahlström för all hjälp med fältarbetet och Per Johansson för information om avfallsanläggningen. Vidare vill jag tacka Maj-Lis Gernersson, Tommy Olsson och Åsa Wallin på Lunds universitet för all hjälp med mina laboratorieanalyser. Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner för att ni alltid har trott på mig och för att ni har motiverat mig till att nå mina mål.

Sammanfattning

I lakvattenflöden från deponier finns föroreningar som potentiellt kan skada människors hälsa och den omgivande miljön, varför det är viktigt att detektera lakvattenstråkens riktning och utbredning. De metoder som framförallt används för att hitta lakvattenpassagerna i marken omfattar grundvattenanalys eller utförande av resistivitetsmätning i mark. Begränsningar för dessa metoder är att information om lakvattnets spridningsmönster enbart erhålls för själva mättillfället. Information om lakvattenstråken vid övriga tider på året, vilka kan variera beroende av utspädningsgrad i grundvattnet och grundvattenytans läge, kan inte erhållas. I denna rapport undersöks därför alternativa vägar för att utreda lakvattenstråkens utbredning, både nuvarande och historiska sådana, närmare bestämt om katjonsammansättningen (sammansättningen av positivt laddade joner) i mark kan användas för att detektera lakvattenvägar. De katjoner som har analyserats för jordprover är aluminium, kalcium, magnesium, kalium, ammonium och natrium.

Fältundersökningen utfördes vid Flishults avfallsanläggning i Vetlanda kommun. Vid undersökningen utfördes mark- och vattenprovtagning dels nedströms (väster) avfallsanläggningen och dels i ett förmodat opåverkat referensområde nordost om avfallsanläggningen. I varje provpunkt togs jordprover både över och under nivån för grundvattenytans läge, för att undersöka om detektion av lakvattenpåverkan var möjlig för båda dessa nivåer. Även grund- och ytvattnet provtogs, både upp- och nedströms avfallsanläggningen.

Koncentrationen av nämnda katjoner analyserades i tagna jordprover (morän). Vattenproverna analyserades med avseende på flertalet joner, konduktivitet, pH, kloridhalt, organisk halt, m.m. Erhållna resultatet från laboratorieanalyserna bearbetades med hjälp av statistiska metoder.

I de statistiska analyserna undersöktes skillnader i katjonsammansättning för joner adsorberade till jordprover mellan referensområdet och det lakvattenpåverkade området. Kalcium är i regel den dominerande jonen, varför det undersöktes om det förelåg en statistiskt signifikant skillnad i andelen kalcium mellan de två områdena. För att undersöka om de övriga jonernas förhållande till kalcium har ändrats på grund av lakvattengenomströmning undersöktes skillnader i dessa joners förhållande till kalcium (kvoter mellan de övriga jonerna och kalcium) mellan jordprover tagna i det påverkade och det opåverkade området. Vidare undersöktes om det förelåg en korrelation mellan vattenkemiska parametrar och katjonsammansättningen i marken.

Utifrån de statistiska analyserna kunde det fastställas att andelen kalcium var lägre i marken i det lakvattenpåverkade området, jämfört med det opåverkade området (referensområdet). Denna skillnad gäller för prover tagna både över och under grundvattenytan. För jonkvoterna Mg/Ca och Na/Ca föreligger en statistiskt signifikant skillnad mellan områdena för prover tagna både över och under grundvattenytan. För prover tagna över grundvattenytan visade även kvoten Al/Ca en signifikant skillnad mellan områdena, medan kvoten $\text{NH}_4\text{-N/Ca}$ (kvävedelen av ammonium/kalcium) var signifikant olika för prover tagna under grundvattenytan. Kvoten K/Ca visade ingen signifikant skillnad, varken för prover tagna över

eller under grundvattenytan. De största signifikanta skillnaderna erhöles för andelen kalcium samt för kvoten Mg/Ca, både över och under grundvattenytan.

Vid korrelationsanalys mellan de vatten- och markkemiska parametrarna kunde det inte utrönas någon statistiskt säkerställt korrelation. Anledningen till detta kan vara att de vattenkemiska parametrarna visar den kemiska sammansättningen i grundvattnet vid tidpunkten för provtagningen, medan de kemiska parametrarna för jordprover avslöjar en mer komplex historia med jonutbyte mellan jorden och grundvattnet under en längre tidsperiod.

Nyckelord

Lakvatten, deponi, katjonsutbyte, katjonsammansättning.

Summary

Leachate that drains from landfills contains pollutants that potentially can harm human health and the environment. Thus, it is important to detect the direction and extent of the streaks of leachate. Methods mainly used to detect leachate passages are groundwater analysis or resistivity measurements. Limitations of these methods are that information about the leachate distribution patterns are obtained only for the period of actual measurement. Information about leachate routes at other times of the year, which may vary depending on the degree of dilution in the groundwater and water table position, can not be obtained. This report investigates alternative ways to examine leachate distribution, both current and historical ones, and, more precisely, if cations (the composition of positively charged ions) in soil can be used to detect leachate routes and patterns. The cations analysed in soil are aluminium, calcium, magnesium, potassium, ammonium and sodium.

The study was conducted at the Flishult waste facility (landfill) in Vetlanda municipality. A field study was carried out, at which soil and water sampling was done both downstream (west) of the landfill area and in an assumed unaffected reference area northeast of the waste facility. At each sampling point sediment samples were taken both above and below the level of the water table position during the field work, this to investigate whether detection of leachate impact was possible. In addition, groundwater and surface water samples were taken, both upstream and downstream the landfill area.

The concentrations of cations were analyzed in sampled sediment (till). Water samples were analysed for several ions, conductivity, pH, chloride content, of organic content, etc. Results obtained from laboratory analyses were processed using statistical methods.

In the statistical analyses it was examined whether the cation composition, for cations adsorbed to sediment samples were different between the reference area and the leachate affected area. Since calcium is the usually dominant ion, it was investigated whether there was a statistically significant difference in the proportion of calcium between the two areas. To investigate whether the other ions relative to calcium changed due to leachate flow, it was also investigated if these ions relative to calcium (ratios of the other ions and calcium) differed between the two areas. Further, it was examined whether there was a correlation between water chemistry parameters and cations in the soil.

Based on the statistical analyses it was established that the percentage of calcium was lower in the soil in the leachate-influenced area, compared to the unaffected area (reference area). This distinction applies for samples taken both above and below the groundwater table. For the ion ratios Mg/Ca and Na/Ca there is a statistically significant difference between the two areas, in samples taken both above and below the water table. Samples taken above the water table also indicated a significant difference in the Al/Ca ratio between areas, while the NH₄-N/Ca (nitrogen portion of the ammonium/calcium) ratio significantly differed for samples taken below the water table. The K/Ca ratio showed no significant difference, neither for samples taken above or below the water table, for the two areas. The most significant differences between the areas were obtained for the percentage calcium and the Mg/Ca ratio, both for samples taken above and below the water table.

The comparison of analytical results between water and soil chemical parameters did not indicate any statistically significant correlations. The reason for this might be that water samples show the chemical composition in the groundwater at the time for sampling, whereas the chemical parameters for the soil samples reveal a more complex history with change of leachate composition and concentration over time.

Key words

Leachate, landfill, cation exchange, cation composition.

Innehåll

1.	Inledning.....	1
1.1	Problembeskrivning.....	1
1.2	Syfte och hypotes.....	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Disposition.....	3
1.5	Generell metod	3
2.	Bakgrund.....	3
2.1	Flishults avfallsanläggning.....	3
2.1.1	Avslutad deponidel.....	4
2.1.2	Lakvattenhantering.....	5
2.2	Geologi	6
2.2.1	Jordartsgeologiska förhållanden.....	6
2.2.2	Berggrundsgeologiska förhållanden.....	6
2.3	Grundvatten	6
2.3.1	Pumpning av grundvatten.....	7
3.	Teoretisk bakgrund.....	7
3.1	Avfallets historia.....	7
3.2	Lakvatten	9
3.2.1	Lakvatteninnehåll över tid.....	10
3.2.2	Parametrar för lakvattenanalys.....	11
3.2.3	Lakvattenspridning.....	12
3.2.4	Regelverk	13
3.3	Markkemi.....	16
3.3.1	Markpartiklar av betydelse.....	16
3.3.2	Markpartiklarnas laddning	18
3.3.3	Hur jordens sammansättning ändras över tid	19
3.3.4	Bindning av utbytbara joner.....	19
3.3.5	Katjonstyp	20
3.3.6	Vattenhaltens påverkan	20
4.	Metodik	20
4.1	Teoretiskt förarbete.....	20
4.1.1	Grundvattnets flödesriktning.....	21

4.2	Fältundersökning	21
4.2.1	Förarbete och rekognosering	21
4.2.2	Markprovtagning	21
4.2.3	Vattenprovtagning	24
4.3	Laboratorieanalys	27
4.3.1	Markkemisk analys	27
4.3.2	Vattenkemisk analys	29
4.4	Kornstorleksanalys	29
4.4.1	Siktanalys	29
4.4.2	Hydrometeranalys	30
4.5	Analys av data	31
4.5.1	Markkemisk jämförelse	31
4.6	Grafisk presentation över joners utbredning	32
4.7	Markkemi över och under grundvattenytan.....	32
4.8	Konduktivitet och markkemiska förhållanden	33
4.9	Klorid och markkemiska förhållanden	33
4.10	Vatten- och markkemisk dataanalys	33
4.11	Organisk halt och jonadsorption	33
4.12	Grundvattenflödets hastighet	34
5.	Resultat.....	34
5.1	Grundvattnets flödesriktning	34
5.2	Markkemisk analys.....	36
5.3	Vattenkemisk analys.....	36
5.4	Kornstorleksanalys	37
5.5	Procentandel kalcium i mark	37
5.5.1	Normalfördelningsanalys	37
5.5.2	T-test.....	37
5.6	Jonkvotsförhållande i mark	38
5.6.1	Normalfördelningsanalys	38
5.6.2	T-test.....	38
5.7	Grafisk presentation över joners utbredning	41
5.8	Markkemi över och under grundvattenytan.....	42
5.9	Konduktivitet och markkemiska förhållanden	44

5.9.1	Procentandelen kalcium	44
5.9.2	Jonkvoter	45
5.10	Klorid och markkemiska förhållanden.....	47
5.10.1	Procentandel kalcium	47
5.10.2	Jonkvoter	48
5.11	Vatten- och markkemisk dataanalys	50
5.12	Organisk halt och jonadsorption	50
5.13	Grundvattenflödets hastighet	51
6.	Diskussion	51
6.1	Grundvattenriktning.....	51
6.2	Markkemiska förhållanden	51
6.3	Vatten- och markkemiska förhållanden.....	54
6.4	Referensvärden för markkemisk analys	54
6.5	Användningsområde	55
6.6	Osäkerheter förknippade med studien	55
7.	Slutsats och förslag för framtida studier	56
	Referenser.....	58

Bilaga 1 – Markprovernas djupnivå

Bilaga 2 – Grundvattenytans läge

Bilaga 3 – Analysresultat för provpunkt 1

Bilaga 4 – Analysresultat för provpunkt 2

Bilaga 5 – Analysresultat för provpunkt 5

Bilaga 6 – Analysresultat för provpunkt 9406

Bilaga 7 – Analysresultat för provpunkt 9408

Bilaga 8 – Analysresultat för provpunkt 9807

Bilaga 9 – Analysresultat för provpunkt 9808

Bilaga 10 – Analysresultat för provpunkt G10

Bilaga 11 – Analysresultat för provpunkt G11

Bilaga 12 – Analysresultat för provpunkt G12

Bilaga 13 – Analysresultat för provpunkt G2 (referens)

Bilaga 14 – Analysresultat för provpunkt Y1

Bilaga 15 – Analysresultat för provpunkt Y2

- Bilaga 16 – Analysresultat för provpunkt Y3
- Bilaga 17 – Analysresultat för provpunkt Y4
- Bilaga 18 – Interpolation av konduktivitet
- Bilaga 19 – Markkemiskt analysresultat
- Bilaga 20 – Konduktivitet, klorid och pH
- Bilaga 21 – Kornstorlekskurvor
- Bilaga 22 – Referensprover i mark
- Bilaga 23 – Normplot för procentandel kalcium
- Bilaga 24 – Normplot för jonkvotsförhållande
- Bilaga 25 – Grafisk presentation över joners utbredning
- Bilaga 26 – Jonsammansättning i vatten och mark

1. Inledning

1.1 Problembeskrivning

Avfall har producerats av människan i alla tider, men fram till början av 1900-talet bestod det främst av organiskt material; metall, glas och liknande såldes istället till lumphandlare. Det organiska hushållsavfallet fraktades dessutom ofta ut till jordbruket där det användes som gödsel eller mat till djuren (Andréasson, 1998). När levnadsstandarden ökade under 1960- och 1970-talet ökade mängden sopor, samt mängden av oorganiskt material i avfallet. Deponering och förbränning av avfall blev dessutom vanligare sätt att ta hand om soporna. Idag finns det ca 8000 deponier i Sverige, men på de flesta deponeras det inte längre något avfall (Östman, 2008).

När avfallet deponeras kan vatten, framförallt från nederbörd, infiltrera genom avfallslagren och laka ut föroreningar. Det bildade lakvattnet kan spridas ut från deponin och förorena grundvattnet (Fetter, 2001). De föroreningar som finns i lakvatten kan potentiellt skada den omgivande miljön och människors hälsa, varför en detektion och analys av lakvattnets förekomst och spridning är viktig. En vanlig metod för att undersöka lakvattensspridning är att mäta konduktivitet och kloridhalt i grundvattnet (Naturvårdsverket, 2008), eller att göra resistivitmätningar i marken (Leroux & Dahlin, 2002). Nyare undersökningar visar även att koncentrationen av ammonium och kalium i grundvattnet kan användas som indikator för lakvattensspridning från äldre deponier (Sundlöf m.fl., 2011).

I de vanligaste metoderna provtas således grundvattnet, vilket gör att metoderna är känsliga för kyla, då låga temperaturer kan leda till att vattnet i grundvattenrören fryser. När grundvattnet står lågt kan det även vara svårt att få upp vatten ur rören. Halten av föroreningar i grundvattnet kan även variera mellan provtillfällena beroende av storleksnivån på grundvattenbildningen, vilket kan spä ut föroreningarna i olika hög grad.

Även de olika kemiska och fysikaliska processerna som sker i deponin kan påverka mängden föroreningar i lakvattnet (Naturvårdsverket, 2008). Eftersom det är svårt att veta om vattenprovet är representativt har olika sätt använts för att få ett mer säkert resultat, såsom att ta prover kontinuerligt under exempelvis en veckas tid, att använda en ”passiv provtagare” som samlar in ett begränsat antal ämnen (<150) under exempelvis en månad eller att sediment eller slam provtas från de lokala reningsanläggningarna (Törneman m.fl., 2009).

Ovannämnda sätt kan ge en bättre bild av föroreningssituationen i grundvattnet, men för att det ska vara en realistisk metod kan provtagning enbart ske under en begränsad tidsperiod, och eftersom nederbördsnivåerna varierar över året (Fredén, 2002), kan endast föroreningsnivåerna under en begränsad tid uppmätas. Detsamma gäller för resistivitmätning vid vilken enbart föroreningsnivån vid mättillfället kan tas i beaktande.

För de vanligaste metoderna, där grundvattnet mäts, kan inte påverkan i de övre jordlagren analyseras. Eftersom grundare jordlager ofta är luckrare p.g.a. vittringsprocesser (Eriksson m.fl., 2011), kan flödet genom dessa bli snabbare de perioder under året då grundvattenytan står högt. Dessa lager skulle därför kunna bära på information om lakvattenspridning under dessa perioder av året.

För att lösa dessa problem behövs en metod som kan användas för att detektera lakvattenströmningar över en längre tidsperiod och som även kan detektera dessa strömningar i de övre jordlagren. Ett sätt skulle därför kunna vara att provta jorden istället för grundvattnet. I marken finns det positiva joner, så kallade katjoner, som är löst bundna till markpartiklarna och som därför lätt kan byta plats med jonerna i grundvattnet (Eriksson m.fl., 2011; se även kap. 3.3). En förändring av katjonsammansättningen i grundvattnet skulle därför kunna ge en förändrad sammansättning i jorden. Eftersom lakvatten har en annan jonsammansättning än ”opåverkat” vatten (Sundlöf m.fl., 2011), borde därför en förändring av katjonsammansättningen kunna detekteras i mark som har lakvattengenomflöde. En undersökning av katjonsammansättningen i en markprofil skulle därför kunna ge en bild av eventuell lakvattenspridning.

1.2 Syfte och hypotes

Syftet med detta arbete är att undersöka om katjonsammansättningen i mark kan vara en indikator på lakvattenpåverkan. Hypotesen är att en genomströmning av lakvatten ger en förändrad katjonsammansättning i marken. För att undersöka detta utfördes mark- och vattenprovtagningar vid Flishults avfallsanläggning i Jönköpings län, Småland.

1.3 Avgränsningar

Enbart katjonerna aluminium (Al^{3+}), kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), kalium (K^+), natrium (Na^+) och ammonium (NH_4^+) har analyserats i tagna jordprover eftersom dessa, med undantag av ammonium och aluminium, är de vanligast förekommande katjonerna (Eriksson m.fl., 2011). Eftersom ammonium har visats vara en bra parameter för påvisande av lakvattenspridning från äldre deponier (Sundlöf m.fl., 2011) ansågs det vara väsentligt att även ta med denna jon i analysen. Aluminium- och vätejoner (H^+) kan finnas i en betydande grad vid lågt pH (Eriksson m.fl., 2011), men i tidigare mätningar från undersökningsplatsen har pH-värdet dock varit relativt neutralt. Vätejoner valdes därför bort, men i och med att det kan finnas aluminium i större kvantiteter i jordskorpan, som kan bli rörligt under vissa kemiska betingelser ansågs aluminium vara en jon av intresse.

På grund av undersökningsområdets belägenhet valdes situationen i Sverige som utgångspunkt vad gäller avfallets historik och nuvarande lagkrav. Markprocessen som sker vid katjonsutbyte under påverkan av lakvattenspridning får dock anses vara internationell i sin karaktär.

1.4 Disposition

I kapitel 2 beskrivs området där ovan nämnda fältundersökning utfördes; både hur avfallsanläggningen drivs och de geologiska förutsättningarna i området. I kapitel 3 förklaras den teoretiska bakgrunden som denna undersökning bygger på. Kapitlet inleds med att beskriva avfallets historia och fortsätter med att beskriva lakvatten; hur lakvatten vanligtvis undersöks och vilka lagkrav som finns. Vidare beskrivs de markkemiska förhållandena gällande katjonsutbyte. I kapitel 4 beskrivs metoderna som har använts under arbetets gång och i kapitel 5 presenteras resultatet. I kapitel 6 diskuteras resultatet och i kapitel 7 framställs slutsatsen och förslag för framtida studier. Vidare finns det flertalet bilagor, bland annat innehållande analysresultat från mark- och vattenanalyser.

1.5 Generell metod

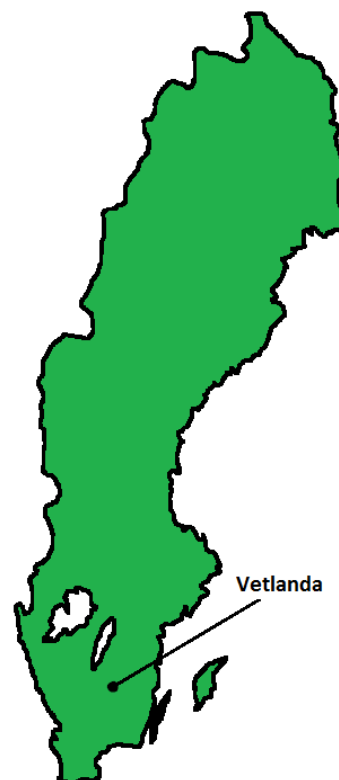
Arbetet inleddes med en litteraturstudie för att få en bättre förståelse för de kemiska processer som sker i marken och för rådande lagkrav vad gäller lakvattenhantering. Även äldre rapporter om Flishults avfallsanläggning, där fältundersökningen genomfördes, behandlades. Därefter utfördes en fältundersökning på Flishult där mark- och vattenprover togs. Markproverna analyserades med hjälp av ICP-AES och FIA, medan vattenproverna skickades in till analysföretaget Eurofins och analyserades med flertalet olika metoder.

Analys av resultaten utfördes med hjälp av t-test och korrelationsanalyser i Excel 2010. Även ArcGIS 9.3 användes för att analysera resultatet grafiskt.

2. Bakgrund

2.1 Flishults avfallsanläggning

Flishults avfallsanläggning drivs av Vetlanda Energi och Teknik AB (VETAB) och ligger ca sex kilometer utanför Vetlanda (VETAB, 2011a; figur 1.1). Anläggningen har varit aktiv sedan 1974, efter en kommunsammanslagning som ledde till att deponeringen centraliserades (P. Johansson, personlig kontakt, 2011). Inom avfallsanläggningen sker förbehandling och sortering av avfall, mellanlagring av avfall samt deponering av avfallsrester och miljöfarligt avfall¹. Avfallet kommer både från hushåll och från industri (VETAB, 2011b). Även en återvinningscentral är belägen inom området (VETAB, 2009a).



Figur 1.1. Vetlandas lokalisering.

¹ Enligt Avfallsförordning (2011:927) är farligt avfall det som markeras med en asterisk i bilaga 4. Naturvårdsverket kan även bestämma vad som kan anses vara farligt avfall, samt göra undantag (12-13§§). Avfallet betecknas som farligt om det är explosivt, brandfarligt, frätande, smittförande eller toxiskt för människa och miljö (Naturvårdsverket, 2010).

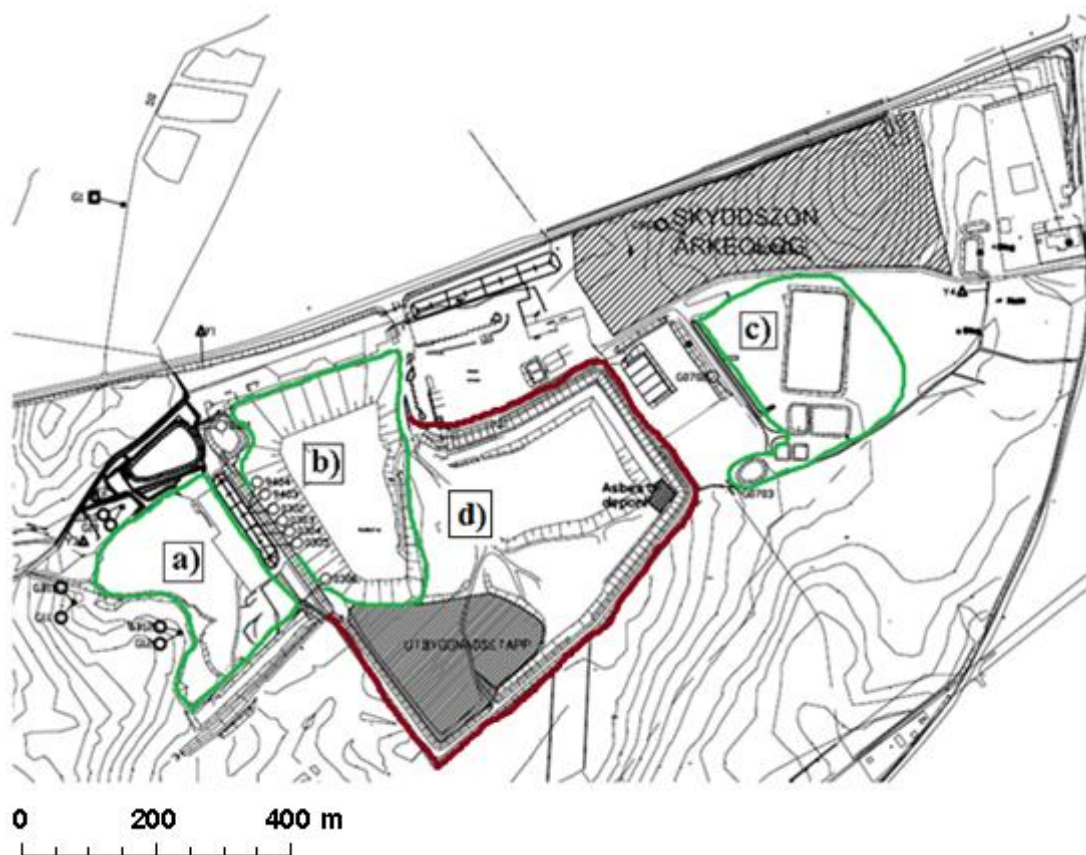
Avfallsanläggningen tar emot hushållsavfall från Vetlanda, Sävsjö, Eksjö och Uppvidinge, där Vetlanda år 2009 stod för nästan hälften av allt avfall medan de övriga stod för 16-19 % vardera av den totala avfallsmängden. Även avfall, i vissa fall farligt avfall, från andra kommuner tas emot såsom från Tranås kommun (VETAB, 2009b) och Jönköpings kommun (VETAB, 2009c). Dessutom lämnar industrier större mängder avfall till Flishult (VETAB, 2009b) och då delvis farligt avfall, t.ex. förorenad jord, bildskärmsglas och förorenade sediment (VETAB, 2009c).

Den deponerade mängden avfall har åren 1992-2009 varierat mellan ca 10 000-55 000 ton/år, med en stor topp år 2007-2008 då stora massor emottogs från marksaneringsarbeten. Den angivna mängden återvunnet avfall är mellan åren 1995-2003 ca 4 000-130 000 ton/år, med en topp år 2000, medan den angivna mängden 2004-2009 är ca 60 000-110 000 ton/år, med en topp år 2007-2008. Siffror för den återvunna mängden avfall på Flishult är dock missvisande då även det avfall som har samlats in från andra återvinningsstationer har tagits med i beräkningen fram till år 2003. Återvinningen har ökat över tid, trots att det inte syns i statistiken (VETAB, 2009d).

2.1.1 Avslutad deponidel

I den västra delen av området har en äldre del av deponin sluttäckts (figur 1.2b). Denna del av deponin startades 1974 och avslutades 15 år senare. Slänterna täcktes efter avslutandet, men sluttäckningen skedde först i slutet av 1990-talet då lagkraven hårdnade. Toppen av deponin och slänterna till norr och väster tätades vid denna tid med tätare material än det som användes vid deponidelens avslutande. Övriga sidor förväntas växa ihop med den pågående deponin, varför enbart en mindre täckning har gjorts där. Till sluttäckningen användes morän från området precis väster om deponin (figur 1.2a), blandat med träfiberslam. Tätskiktet är ca 2 m tjockt (P. Johansson, personlig kontakt, 2011).

Då lagkraven var annorlunda på 1970-talet utfördes det ingen botten tätning när avfallsanläggningen anlades. En senare utbyggt del avsedd för farligt avfall, anlades 2007 och är därför botten tätad (figur 1.2c). Detta område är tätat med en blandning av bentonit och stensmjöl och tätskiktet är ca 0,5 m mäktigt (P. Johansson, personlig kontakt, 2011).



Figur 1.2. Flishults avfallsanläggning med indelningarna: (a) avbanat område, (b) avslutad deponidel, (c) deponi för farligt avfall och (d) deponi för icke-farligt avfall.

2.1.2 Lakvattenhantering

Runt deponin för icke-farligt avfall (figur 1.2d) finns två diken som samlar upp lakvatten. Ett inre dike går längs med deponiområdet och leds till två dammar (norr om figur 1.2a); en luftningsdamm och en sedimentationsdamm (J. Fahlström, personlig kontakt, 2011). Efter att lakvattnet har syresatts och föroreningar sedimenterat leds vattnet till Vetlanda allmänna reningsverk (VETAB, 2012). Det finns även ett yttre dike inom området som ligger högre i terrängen än det inre diket och är tänkt att fungera som en naturlig barriär. Vattnet antas rinna från högre till lägre höjdnivåer, vilket minskar risken att lakvatten från deponin läcker ut. I det yttre diket ansamlas även eventuella föroreningar från återvinningsföretaget Ragn-Sells, beläget öster om avfallsanläggningen. Vattnet i detta yttre dike rinner ut i recipienten (J. Fahlström, personlig kontakt, 2011).

Lakvatten från deponin för farligt avfall (figur 1.2c) renas inom området i tre steg; lakvattnet oljeavskiljs för att senare luftas och slutligen filtreras genom en sandbädd. Vattnets innehåll kontrolleras sedan före utsläpp i recipienten (VETAB, 2012). Från deponin för icke-farligt avfall samlas det årligen ca 80 000 m³ lakvatten och från deponin för farligt avfall samlas det ca 20 000 m³ lakvatten (VETAB, 2012).

2.2 Geologi

2.2.1 Jordartsgeologiska förhållanden

Vid avfallsanläggningen dominerar morän, med överlagringar av torv i den sydvästra delen av området (Persson, 2001). Moränen är mestadels siltig-sandig men på större djup är den sandig-siltig, speciellt vid lågområdena. På vissa platser har den även funnits vara grusig-sandig (se även kapitel 5.4). Den översta metern är påverkad av vittringsprocesser och således mer porös (Andersson & Pettersson, 1994).

Området ligger över högsta kustlinjen (Fredén, 2002), varför moränen är osvallad (Andersson & Mårtensson, 1994). Det finns olika uppgifter om moränlagrets tjocklek. Moränen bedöms vara 2-3 m (Andersson & Pettersson, 1994), 4-5 m (Andersson & Mårtensson, 1994) eller >5 m (Samuelsson, 2005). Torvlagret är tunt: <1,0-1,5 m (Andersson & Pettersson, 1994). I den västra delen av området (figur 1.2a) har ett ca 1,5 m tjockt moränlager banats av för att användas till sluttäckning av den äldre deponidelen (figur 1.2b). Delar av det avbanade området har därefter fyllts med inerta massor och området är delvis asfalterat. Det inerta materialet består bland annat av utsorterad sten, morän och krossad, ren betong (P. Johansson, personlig kontakt, 2012)

2.2.2 Berggrundsgeologiska förhållanden

Inom området går inte berggrunden i dagen (Persson, 2001). Det under moränen liggande berget är enligt berggrundskartan en tuffitisk arenit (metagråvacka; Persson, 1989a), vilket är en metamorf, sedimentär bergart (Fredén, 2002). Det finns även konglomerat inom området samt ett litet stråk av metavulkanit (salisk till intermediär; Persson, 1989a), vilken även denna är en metamorf bergart (Markinfo, 2011).

Enligt Persson (1989b) föreligger inga sprickzoner inom avfallsanläggningsområdet, men väl en trolig sprickzon öster om området. Inte heller Andersson och Pettersson (1994) har funnit större sprickzoner inom området utan har bedömt att berggrunden är normalsprickig utan större sprickor för vattenpassage. Dock har senare undersökningar visat på potentiella större sprickzoner inom området. År 2002 detekterades höga konduktivitetsvärden och kloridhalter i bergborrade brunnar väster om avfallsanläggningen, vilket skulle kunna tyda på att lakvatten har transporterats ner i berget (Bruch, 2003). Resistivitets- och IP-mätningar styrker misstankarna om sprickzoner i berget (Leroux & Dahlin, 2002). Senare mätningar indikerar på en västgående sprickzon, som går över observationsrör G11 (punkten längst väster om figur 1.2a) och sedan nordväst (B. Sundlöf, personlig kontakt, 2011).

2.3 Grundvatten

Regionalt är avfallsanläggningen belägen inom Emåns avrinningsområde med anläggningen centralt placerad. Lokalt rinner vattnet mot Kroppeån ca 4 km nedströms från området (Andersson & Mårtensson, 1994).

Avfallsanläggningen ligger i ett höjdläge i terrängen bredvid en yt- och grundvattendelare (Andersson & Pettersson, 1994). Grundvattenytans läge fluktuerar över året med amplituden 2-3 m (Johansson m.fl., 2010). Generellt ligger grundvattenytan djupare högre upp i terrängen, 1,5-4,0 meter under markytan (m.u.my.), medan den ligger lägre i låga delar av

området, <0,5-1 m.u.my. Lågområdena finns i väster; markytan faller från ca 225 meter över havet (m.ö.h.) i östra delen av området till 217 m.ö.h. i den västra delen (Andersson & Mårtensson, 1994). Grundvattnet rör sig huvudsakligen åt väster (Andersson & Mårtensson, 1994; Andersson & Pettersson, 1994; se även kapitel 5.1) och lakvattnet från avfallsanläggningen anses flöda i den grövre delen av moränskiktet precis ovanför berggrunden (Andersson & Pettersson, 1994).

Den närmst belägna geologiska formation med större vattentransportkapacitet (akvifär) är Skureåsen, vilken ligger på ett avstånd av ca 600 m väster om avfallsanläggningen. Åsen är dock relativt smal, med litet djup och har inte en kontinuerlig utsträckning (Andersson & Pettersson, 1994; Persson, 2001; Samuelsson, 2005).

2.3.1 Pumpning av grundvatten

Höga halter av lakvatten har detekterats i bergborrade brunnar inom området. För att minska lakvattenspridningen började åtta bergborrade brunnar väster om anläggningen pumpas år 2005 (J. Fahlström, personlig kontakt, 2011; Johansson m.fl., 2010). Under 2010 utreddes effekterna av denna pumpning av Johansson m.fl. (2010). De fann att den gradient som skapades vid pumpningen gjorde att mer vatten drogs in till området och att större vattenmängder därmed blev förorenade. Vidare drogs slutsatsen att gradienten även hade potential att öka lakvattenläckaget (Johansson m.fl., 2010). Pumpningen avslutades därför år 2010 och efter det har konduktiviteten ökat kraftigt i de bergborrade brunnarna GB11 och GB12 (väst och sydväst i figur 1.2).

3. Teoretisk bakgrund

3.1 Avfallets historia

Människan har producerat avfall i alla tider, men sättet att hantera avfallet har varierat. Arkeologiska undersökningar har påvisat mycket gamla avfallshögar, men även andra sätt att bortskaffa sopor och latrin har använts. Indianerna byggde avloppssystem 3500 f. Kr och i det romerska riket var det förbjudet att skräpa ner på gatorna. Det fanns system för att leda ut avloppsvattnet och i Gehenna utanför Jerusalem fanns det ständiga eldar för avfallsförbränning (White-Hunt, 1980 i Östman, 2008).

I Sverige fraktades avfallet ofta ut till jordbruket för gödselanvändning mellan 1300-talet och mitten av 1800-talet. Det var borgmästaren i staden som var ansvarig för denna hantering och bönderna kom in till städerna för att hämta avfallet (Wetterberg, 2004 i Östman, 2008). På 1600-talet infördes det även en reglerad avfallshantering i Stockholm (Nygård, 2004). Trots att avfallet delvis togs om hand fanns det emellertid vid den här tiden stora mängder sopor och latrin på gatorna. Avfallet kunde även slängas direkt ner i närliggande vattendrag. Andra sätt att ta hand om avfallet var att gräva ner det på gården. Avfallsgroparna fylldes, täcktes över och sedan grävdes en ny grop. Avfallet härifrån hämtades ibland upp av jordbrukare utanför staden (Andréasson, 1998).

Avfallet kunde hos jordbrukarna användas som gödningsmedel, men för städernas invånare var det framförallt den estetiska aspekten i samband med bortförandet som var det viktiga – under denna tidsperiod fanns inte hygienaspekten med. Detta ändrades dock när koleran kom till Sverige år 1834. Det misstänktes att avfallet och latrinerna kunde sprida denna sjukdom, varför ett bortskaffande av dessa ansågs livsnödvändigt. Detta gjorde att allt avfall började bortskaffas från städerna och läggas på anläggningar. De flesta städer hade infört organiserad renhållning vid sekelskiftet mot 1900-talet (Andréasson, 1998).

För att samla in soporna i slutet av 1800-talet användes trätunnor i vilka avfallet kunde slängas och sedan bortskaffas – framförallt genom att det såldes till jordbrukare. I dessa tunnor fanns det i huvudsak organiskt material. Glas, metall och dylikt såldes istället till skrothandlare. Detta gjorde att avfallet kunde föras tillbaka till jordbruket där soporna användes som gödningsmedel på åkrar och som föda till grisar. Det senare hade blandade framgång; i Stockholm dog grisarna vid experimentet, medan de i andra städer var bättre på att separera matavfallet från övrigt hushållsavfall vilket gav en bättre födoblandning till grisarna (Andréasson, 1998). Runt sekelskiftet var produktanvändandet och avfallshanteringen framförallt ett slutet system; de sopor som inte användes till gödsel eller såldes brändes oftast på plats (Östman, 2008). Under 1920-talet började kommunerna med sophämtning och sopnedkast installerades i flertalet hyreshus (Andréasson, 1998). Deponering samt förbränning blev dessutom vanligare sätt att hantera avfallet på (Östman, 2008).

Under 1960- och 1970-talet ökade levnadsstandarden, vilket i sin tur ökade mängden och sorten avfall som producerades. Under denna tid ökade bland annat konsumtionen av plast- och metallförpackningar (Östman, 2008). I Göteborg dubblerades mängden avfall per person mellan 1930- och 1960-talet (Bernes & Lundgren, 2009). Under 1960-talet skedde även flertalet stora byggen i Sverige, vilket ökade mängden av avfall bestående av konstruktionsmaterial. Dessutom revs många byggnader vid den här tiden, vilket gav ännu mer material som deponerades (Östman, 2008).

I samband med införandet av miljöskyddslagen (1969:387) ökade kraven på avfallshanteringen och flertalet deponier avslutades därför. Idag finns det ca 8000 deponier i Sverige, varav de flesta är avslutade (Östman, 2008). Antalet aktiva deponier minskade mellan åren 1994-2009 från 300 till 160 stycken (Svantesson, 2010).

Inte bara antalet deponier, utan även mängden deponerat material minskade kraftigt under mitten av 1990-talet. Den deponerade mängden avfall från hushåll sjönk mellan 1997 till 2008 från 130 till 15 kg/capita och år. För den totala mängden avfall har mängden deponerat material minskat från 4,5 miljoner ton år 2004 till 3,5 miljoner ton år 2008. Den största mängden deponerat avfallet kommer från gruvindustrin. När gruvavfallet är medräknat i statistiken deponeras 76 % av allt avfall i Sverige, men om gruvavfallet utesluts i beräkningen deponeras enbart 6 % av avfallet. Av mängden farligt avfall är det 39 % som deponeras (Naturvårdsverket, 2010).

År 2008 var mängden avfall i Sverige 97,9 miljoner ton, av vilka ca 5,2 miljoner ton härstammade från hushållen och ca 93 miljoner ton från andra verksamheter. Utvinningsindustrin med gruvverksamhet som största producent står för den största delen av det senare med 59 miljoner ton (Naturvårdsverket, 2010). Statistiken över deponerat avfall från industrin under olika år är dock mer svårtolkad eftersom avfallsdefinitionen har ändrats över tid; stålskrot och träspill räknas t.ex. inte längre som avfall. Dessutom påverkar konjunkturen mängden avfall som produceras (Naturvårdsverket, 2010).

Lagstiftningen påverkar till stor del mängden material som deponeras. År 2002 blev det förbjudet att deponera brännbart avfall och 2005 blev det även förbjudet att deponera organiskt material, vilket påverkar mängden avfall som läggs på deponier (Naturvårdsverket, 2011a). Det har dessutom på EU-nivå beslutats hur olika sätt att bortskaffa avfall ska prioriteras. Utifrån Europaparlamentets och rådets direktiv (2008/98/EG), artikel 4, p.1, ska politiska beslut fattas utifrån en avfallshierarki med följande prioriteringsordning:

1. Förebyggande åtgärder
2. Förberedelse för återanvändning
3. Materialåtervinning
4. Annan återvinning, t.ex. energiåtervinning
5. Bortskaffande, t.ex. deponering

Genom Avfallsförordningen (2001:927) och ändringar i 15 kap. miljöbalken implementerades reglerna för detta direktiv i Sverige under 2011 (Naturvårdsverket, 2011b).

3.2 Lakvatten

När vatten, framförallt från nederbörd, rör sig genom avfallslagren i en deponi kan det ta med sig vätskor som finns i avfallet, samt laka ur ämnen från det fasta materialet. Resultatet blir lakvatten² (Fetter, 2001). Lakvatten kan även bildas av att deponin komprimeras och vätska därigenom pressas ut ur innehållet. Mängden lakvatten som bildas beror dels på yttre hydrologiska parametrar såsom nederbörd, eventuellt inläckage från yt- och grundvattnet (framförallt i äldre deponier med sämre botten tätning), avdunstning, ytavrinning, lakvattenläckage och magasinsförändringar, och dels av inre processer i deponin såsom temperatur och nedbrytningshastighet (Naturvårdsverket, 2008).

Under den största delen av driftfasen för en deponi, dvs. när nytt avfall successivt tillförs, kan uppenbart mer regn infiltrera i och med att deponin inte är övertäckt³. Ett sätt att minimera detta är bland annat att deponera på mindre områden i taget och täcka dessa innan nya områden används som deponeringsplats. Även temporära tak kan placeras över den pågående

² Även det vatten som avleds från förorenade ytor kallas ibland för lakvatten (Naturvårdsverket, 2008).

³ Även momentet att sluttäcka deponin räknas till driftfasen (Förordning (2001:512) om deponering av avfall, 3§).

deponin för att minska infiltrationen. Dessutom kan avfallet stabiliseras och rent grundvatten bortledas så att det inte läcker in i deponin (Naturvårdsverket, 2008).

Om deponin är placerad i ett så kallat inströmningsområde, dvs. i ett område där marken är vattenomättad och med nedåtriktad sjunkvattenbildning, kan lakvattnet infiltrera genom marken och förorena underliggande grundvatten. Om deponin emellertid är lokaliserad till ett utströmningsområde är marken istället vanligen mättat upp till markytan och med ett uppåtriktat grundvattenflöde mot denna, vilket minskar möjligheterna för och mängden av lakvatten som kan läcka ut. Samtidigt med det senare föreligger risk att grundvatten istället tränger in i deponin om denna är belägen i ett utströmningsområde, framförallt för äldre deponier utan botten tätning. Detta kan leda till ökad mängd lakvatten, vilket i sin tur ökar kostnaden för lakvattenrening. Från och med 2009 finns det även krav på att deponin ska skyddas från inläckage av grundvatten (Naturvårdsverket, 2008). Varje år läcker 7 miljoner ton lakvatten ut från deponier i Sverige, varav 1,1 miljoner ton inte renas (Naturvårdsverket, 2010).

3.2.1 Lakvatteninnehåll över tid

Vilka föroreningar som kan detekteras i lakvatten beror av flera faktorer, såsom lakbarhet hos avfallet, fastläggning av ämnen, nedbrytning, deponeringsteknik och vattenmängd (Naturvårdsverket, 2008). För deponier med mycket organiskt material, vilket vanligen betyder äldre deponier eftersom deponering av organiskt avfall förbjöds 2005 (Naturvårdsverket, 2011a), delas nedbrytningen in i fyra faser. Dessa ger upphov till olika processer och kemisk karaktär av lakvattnet (tabell 2.1; Naturvårdsverket, 2008).

Tabell 2.1. Lakvatteninnehållets fyra faser.

Fas	Tidsperiod	Lakvattnets innehåll och egenskaper
Syre- och nitratreducerande (aerob)	Några dagar - några veckor.	-
Sur (anaerob)	Några veckor - ca 10 år.	Lågt pH. Hög halt av kväve, svavel, BOD och COD ⁴ . Högre halt av vissa metaller, t.ex. zink, järn och mangan än i de andra faserna.
Metanogen	Några månader - flera hundra år.	pH ändras från neutralt till basiskt. Medelhög halt av BOD, hög halt av COD, kväve, järn och klorider. Metallhalten minskar, dock kan blyhalten öka.
Humusbildande	>100 år, osäker uppgift	Enbart organiskt material som är svårnedbrytbart, bestående av högmolekylära humusbildande föreningar med hydroxyl- och karboxylgrupper bundna till fenoler finns kvar i deponin. Metaller kan frigöras om syre kommer in i deponin.

Källa: Naturvårdsverket, 2008.

⁴ BOD och COD beskrivs närmare i tabell 2.2.

3.2.2 Parametrar för lakvattenanalys

Detektion av spridning

Det finns många olika parametrar att ta i beaktande när lakvatten undersöks. För undersökning av lakvattenspridning är konduktivitet, vattnets elektriska ledningsförmåga, en vanlig parameter. Även kloridhalten kan användas (Naturvårdsverket, 2008). Dessutom kan resistiviteten (inversen av konduktiviteten), dvs. hur trögt det är att leda ström genom marken, användas för att detektera lakvatten. IP-mätning, där den kvarvarande uppladdningen i marken en viss tid efter att resistivitetsmätningen har utförts kan också användas (Leroux & Dahlin, 2002). När det gäller äldre deponier har koncentrationen av ammonium och kalium visat sig vara bra indikatorparametrar för lakvattenspridning (Sundlöf m.fl., 2011).

Föroreningshalt

Föroreningshalten mäts för att undersöka risk för syrebrist till recipienten, påverkan på människa och miljö samt risken att dricks- och ytvattenkvaliteten kan försämrans. Lakvatten består framförallt av olika näringsämnen (t.ex. kväve), syreförbrukade ämnen, metaller och organiska lösningsmedel (tabell 2.2; Naturvårdsverket, 2008).

Hur mycket som får släppas ut i en recipient varierar med dennes förutsättningar gällande storleken på flöde, syreförhållanden, temperatur, storlek och salthalt (Naturvårdsverket, 2008).

Tabell 2.2. Parametrar som används vid undersökning av lakvatten.

Parameter	Beskrivning	Anledning att analysera
pH	Mått på hur surt eller basiskt vattnet är.	Har betydelse för lösligheten av ämnen.
Konduktivitet	Mått på andel lösta salter i vattnet.	Kan användas för att spåra lakvattenspridning.
Klorid	Negativ jon.	Kan påverka växtligheten negativt.
Alkalinitet	Mått på buffringskapacitet.	Visar på förmågan att stå emot försurning.
Suspenderat material	Mängden partiklar i vattnet.	Kan bära potentiellt bioackumulerade substanser.
Organiska ämnen	Ämnen innehållande kol, t.ex. aromatiska föreningar.	Är syreförbrukande och kan således påverka hela ekosystemet.
BOC, COD, TOC, DOC och POC	Olika mått att beräkna den syreförbrukande förmågan utifrån mängden kol i vattnet.	Beskriver möjlig syreförbrukning.
Kväve	Finns i viktiga föreningar såsom ammonium, ammoniak och nitrat.	Kan orsaka syrebrist, eutrofiering och försurning, vilka i sin tur kan frigöra fosfor och metaller från sediment.
Metaller	Grundämnena med speciella egenskaper.	Kan vara toxiska.
Toxicitet	Hur ”giftiga” olika ämnen i lakvattnet är. Toxicitetsnivån kan undersökas i laboratoriet.	För att undersöka om det är säkert att släppa ut vattnet till recipienten.
Oavsiktligt bildade ämnen	Ämnen som oavsiktligt bildas i olika processer, t.ex. dioxin.	Kan vara mycket skadliga.
Hormonstörande ämnen	Stör hormoner. T.ex. olika fenoler.	Kan påverka organismer.

Källa: Naturvårdsverket, 2008.

3.2.3 Lakvattenspridning

När föroreningar färdas med grundvattnet bildas det en föroreningsplym från avfallsanläggningen, i grundvattnets flödesriktning. Ju längre ifrån deponin desto lägre blir koncentration av eventuella föroreningar på grund av processerna hydrodynamisk dispersion och retardation. Den hydrodynamiska dispersionen kan delas upp i diffusion och mekanisk dispersion. Diffusionen skapas genom kemisk utjämning, dvs. att ett ämne har tendensen att vilja transporteras från ett område med en högre koncentration till ett med lägre (Fetter, 2001). Diffusionen utgör dock en mycket liten del av den totala hydrodynamiska dispersionen (Walger, 2006). Mekanisk dispersion har en större effekt och beror av följande faktorer:

- Friktionen i porerna, vilket gör att vattnet rör sig fortare i mitten av en por än i kanten.
- Att vattnet tar olika långa vägar genom porerna i marken.
- Skillnaden i porstorlek som gör att vissa vägar genom marken är snabbare än andra.

Retardation sker när föroreningarna i lakvattnet binder till partiklar i marken. Dessa bindningar kan vara svaga vilket gör att jonerna kan släppa från en markpartikel, färdas en bit längre i marken och sen binda till en ny partikel. Effekten att föroreningar rör sig i samma riktning som grundvattenflödet benämns advektion (Fetter, 2001).

3.2.4 Regelverk

Vid drift av en avfallsanläggning krävs att ett antal lagar och föreskrifter efterlevs. Nedan beskrivs de regler som är relevanta ur lakvattenhanteringssynpunkt.

Definitioner

Enligt Avfallsförordningen (2011:927) innebär deponering att avfall läggs på en upplagsplats avsett för avfall. Undantaget är beredningsplatser för avfall som ska transporteras vidare till annan plats för återvinning, behandling eller bortskaffningen. Även lagring inför återvinning kortare än tre år och lagring inför bortskaffning kortare än ett år är undantag (5 §). Lakvatten definieras som avfall enligt bilaga 4 i Avfallsförordningen (2011:927).

Försiktighetsprincipen

I 2 kap. i miljöbalken beskrivs försiktighetsprincipen som säger att det skall vidtas försiktighet i de fall där en verksamhet potentiellt kan tänkas påverka människa och miljö negativt (3 §, 2 st.). I 7 § beskrivs att detta ska uppfyllas i den utsträckning som det inte kan ses orimligt. Nyttan av skyddsåtgärderna ska vägas mot kostnaderna att utföra dessa.

Miljöfarlig verksamhet

I 9 kap. 1 § i miljöbalken beskrivs att "*användning av mark, byggnader eller anläggningar som [...] kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljö*" är en miljöfarlig verksamhet. En deponi kan således anses vara en miljöfarlig verksamhet. Om verksamheten enbart är anmälningspliktig eller om den är tillståndspliktig kan ses i bilagan till Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Konstruktion och anläggande av deponi

Enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall skall deponier ha ett uppsamlingssystem för lakvatten. Tätskiktet, materialskiktet och uppsamlingssystemet skall dessutom vara konstruerat så att lakvattnet produceras med maximalt 5 liter per kvadratmeter och år för en deponi med farligt avfall och maximalt 50 liter per kvadratmeter och år för en deponi för icke-farligt avfall. Dessa riktvärden gäller både under driftfasen och efter sluttäckning av deponin (22 och 31 §§). Det uppsamlade lakvattnet skall behandlas så att utsläppet inte skadar människors hälsa och miljö eller utifrån gällande villkor för verksamheten (22 §). Bottentätningen ska vara minst 0,5 m tjock, ha ett uppsamlingssystem för lakvatten (22 §) och transporttiden för lakvattnet genom barriären under deponin får dessutom inte vara kortare än 200 år för deponier för farligt avfall, 50 år för icke-farligt avfall och 1 år för inert avfall⁵ (19 §).

⁵ Inert avfall är sådant avfall som inte förändras väsentligt, varken kemiskt, fysiologiskt eller biologiskt (Förordning (2001:512) om deponering av avfall, 3§).

Efter att deponin har sluttäckts ska underhåll, övervakning och kontroll med hänsyn till människors hälsa och miljö ske i 30 år eller längre tid om tillsynsmyndigheten bestämmer så (33 §).

Ovannämnda regler gäller inte för deponier som är avslutade innan 16 juli 2001 (38-42 §§).

Egenkontroll

I 26 kap. 19 § i miljöbalken beskrivs att:

Den som bedriver en verksamhet eller vidtar åtgärder som kan befaras medföra olägenheter för människors hälsa eller påverka miljön skall fortlöpande planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga sådana verkningar. [...] Den som bedriver sådan verksamhet skall lämna förslag till kontrollprogram eller förbättrande åtgärder till tillsynsmyndigheten, om tillsynsmyndigheten begär det.

I Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll beskrivs det vidare att den verksamhet som är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt 9 eller 11-14 kap. 1§ i miljöbalken ska ha det organisatoriska ansvaret angivet (4 §), rutiner för att kontrollera utrustning ska vara satta (5 §) och riskerna ur hälso- och miljösynpunkt skall undersökas fortlöpande och systematiskt (6 §).

Gällande lakvatten så ska detta provtas ihop med grundvatten och ytvatten på flertalet punkter inom området för att undersöka inverkan på hälsa och miljö (NFS 2004:10, 42 §). Lakvattnet ska karaktäriseras där parametrar som återger de ämnen som kan skada människa och miljö ska mätas (p.1); de parametrar som väljs ska mätas fyra gånger om året för anläggningar som är i drift och två gånger om året vid efterbehandlingen (p.2). Dessa parametrar är upp till verksamhetsutövaren att bestämma och beror av vilket typ av avfall som finns på anläggningen (Naturvårdsverket, 2008). Under driftfasen skall lakvattenvolymen mätas varje månad och under efterbehandlingsfasen var sjätte månad (p.2). Grundvattennivån och grundvattensammansättningen ska provtas var sjätte månad när anläggningen är i drift (p.4).

Den grundläggande karaktäriseringen enligt p.1 görs vanligen om vart femte till sjätte år, men intervallet kan variera. Om en större avvikelse upptäcks vid vattenmätningen kan åtgärder behöva sättas in och vattnet provtas oftare under en period (Naturvårdsverket, 2008).

Miljö kvalitetsmål

Sverige har 16 miljö kvalitetsmål som beskriver vilka mål som ska uppnås inom en generation. Slutåret för samtliga miljö kvalitetsmål är 2020, förutom för klimatmålet som sträcker sig fram till 2050. Under dessa 16 miljö mål finns även ett stort antal delmål med olika slutdatum (Miljö mål, 2011a). Följande miljö kvalitetsmål kan anses vara särskilt relevanta ur lakvattensynpunkt:

Giftfri miljö

I detta mål anges att de antropogena ämnen som finns i miljön inte ska hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halten av naturfrämmande ämnen ska vara nära noll och all fisk som finns i sjöar och hav i Sverige ska vara tjanlig vad gäller naturfrämmande ämnen (Miljö mål, 2011b).

Under detta miljö kvalitetsmål finns även delmålet ”utfasning av farliga ämnen”. Målet är att persistenta, bioackumulerande, cancerframkallande, hormonstörande och allergiframkallande ämnen samt kadmium, kvicksilver och bly som redan finns i befintliga varor ska hanteras på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön och att spridningen via vatten ska minska. Detta delmål skulle ha varit uppfyllt år 2010, men förväntas inte vara nått förrän 2030 (Miljö mål, 2010a).

Levande sjöar och vattendrag

I detta miljö kvalitetsmål anges att föroreningar i sjöar och vattendrag inte får påverka den biologiska mångfalden, att vattenlevande arter ska leva i livskraftiga bestånd samt att sjöar och vattendrag ska ha en god ytvattenstatus gällande artsammansättningen samt kemiska och fysikaliska förhållanden (Miljö mål, 2010b).

Grundvatten av god kvalitet

Detta miljö mål anger att grundvattnets kvalitet inte ska påverkas av föroreningar från mänsklig aktivitet och att grundvattenkvaliteten ska nå upp till dricksvattenkvaliteten enligt svenska normer och EG:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG; Miljö mål, 2011c).

I delmålet ”rent vatten för dricksvattenförsörjning” nämns att föroreningar som är skapade av mänsklig aktivitet inte ska överskrida halter för dricksvatten av god kvalitet för vattentäcker med uttag >10 m³/dygn eller för vattenförsörjning för fler än 50 personer. Detta mål skulle ha varit uppfyllt år 2010 men det nåddes inte (Miljö mål, 2011d).

Ingen övergödning

Eftersom lakvatten kan innehålla stora halter av olika näringsämnen, bl.a. kväve (Naturvårdsverket, 2008), är miljö målet ”ingen övergödning” av intresse. Senast år 2010 skulle utsläppen av kväve till haven söder om Ålands hav ha minskat med 30 % jämfört med 1995 års nivå. Detta delmål har inte uppfyllts (Miljö mål, 2010c). Även fosforföreningarna skulle år 2010 ha minskat med 20 % jämfört med 1995 års nivå. Detta mål har inte heller uppnåtts (Miljö mål, 2011e).

3.3 Markkemi

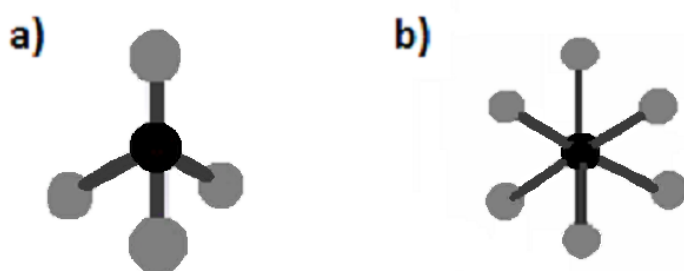
Markens partiklar kan vara laddade och därigenom attrahera joner från markvattnet. Olika sorters partiklar har olika stor laddning och vittringsgraden i marken påverkar storleken av den totala laddningen. I Sverige, där jordarna är förhållandevis unga med låg vittringsgrad, är markpartiklarna generellt negativa, vilket gör att de positiva katjonerna kan binda till dem. Katjonerna binds genom svaga krafter, vilket gör att de kan byta plats med andra joner i markvattnet. En förändrad katjonsammansättning i vattnet kan därför ge en förändrad sammansättning i marken. Processen som sker kallas katjonsutbyte (Eriksson m.fl., 2011). Nedan beskrivs de kemiska betingelserna i marken och hur detta katjonsutbyte går till.

3.3.1 Markpartiklar av betydelse

I marken finns det många olika typer av partiklar som har olika stor förmåga att binda joner till sig. De partiklar som har en stor specifik yta med många platser för inbindning är sekundära lermineral av 2:1-typ, humus, samt järn- och aluminiumoxider. Dessa partiklar är därför centrala för jonutbytet i marken (Eriksson m.fl., 2011; Gustafsson m.fl., 2007).

Partiklarnas grundstruktur

De olika markpartiklarna är uppbyggda av tetraedrar, oktaedrar och joner. En vanlig tetraeder består av en kiseljon omgärdad av fyra oxidjoner, alltså syrejoner med laddningen -2 (figur 3.1a). Dock kan även aluminium binda in istället för kisel. En oktaeder består av en central katjon omgärdad av sex oxidjoner (figur 3.1b; Eriksson m.fl., 2011). Den centrala katjonen kan vara Al^{3+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ och eventuellt även Zn^{2+} och Mn^{2+} (Gustafsson m.fl., 2007). Om den centrala katjonen byts ut, vilket kallas isomorf substitution, kan detta ändra laddningen i tetra- eller oktaedern. Om exempelvis Al^{3+} binds in istället för Mg^{2+} gör det att nettoladdningen minskar med -1. Detta gör att tetra- eller oktaedern blir mer negativ och katjoner som finns i den omgivande miljön kan därigenom binda till (Eriksson m.fl., 2011).



Figur 3.1. Schematisk bild av (a) tetraederstruktur och (b) oktaederstruktur.

Lermineral

Det finns både primära och sekundära mineral. De primära bildas genom fysikalisk vittring⁶ av berggrunden medan de sekundära bildas när det sker en kemisk vittring⁷ av de primära mineralen. För katjonsutbyte är de sekundära mineralerna av 2:1-typ av störst intresse. Dessa mineral består av tre skikt; två skikt av silikattetraedrar med ett oktaederskikt emellan. Innan den kemiska vittringen sätter igång och de sekundära mineralen bildas är kalium bundet till oktaederskiktet. Vid vittring är kalium det första som avges, vilket gör att det sekundära mineralet blir negativt laddat. För att kompensera detta binds utbytbara katjoner till (Eriksson m.fl., 2011).

Kaolinit, ett vanligt sekundärt mineral av 1:1-typ består av ett tetraederskikt och ett oktaederskikt. Detta gör att ena sidan av lagret består av hydroxigrupper (OH^-) medan den andra består av syreatomer. Flera olika lager kan då binda till varandra med hjälp av vätebindningar, vilket gör att vatten och katjoner inte kan binda in mellan lagren. Detta medför i sin tur att en del blir en mindre yta för katjonsutbyte. De laddningar dessa mineral har är framförallt pH-beroende. Eftersom hydroxigrupperna kan avge eller uppta en vätejon beroende av pH-värdet kan detta ge upphov till både positiva och negativa laddningar (Brady & Weil, 2002). Sekundära mineral av 1:1-typ uppkommer främst efter lång tids vittring och är därför ovanliga i Sverige (Eriksson m.fl., 2011).

Humusämnen

Humus bildas när organiskt material, t.ex. växtrester, bryts ner och omvandlas. Humusmaterialet kan delvis bestå av funktionella grupper såsom hydroxigrupper (OH) och karboxylgrupper (COOH). Vid ett ökat pH kan väte frisläppas från någon av de funktionella grupperna. Eftersom molekylerna då tappar en positiv laddning blir humuspartikeln mer negativ och en katjon kan därigenom binda till (Eriksson m.fl., 2011). Den viktigaste gruppen som bestämmer nettoladdningen är karboxylgruppen. För denna grupp sker frisläppningen av väte vid pH 3-7; humuspartikeln drar alltså till sig katjoner i stor utsträckning i detta pH- spann (Gustafsson m.fl., 2007).

Humuspartiklarna kan även innehålla aminogrupper (molekyler som innehåller kol, kväve och väte) vilka tar upp en vätejon vid sjunkande pH-värde och då bildar ammoniak. Ammoniak är positivt laddad och kan därför binda till sig negativa joner, så kallade anjoner (Eriksson m.fl., 2011). Fenolgrupper (ringformade föreningar som innehåller kol, syre och väte) kan vara av intresse vid $\text{pH} > 7$; vid basiska halter frisläpps väte från denna grupp (Gustafsson m.fl., 2007). På dessa sätt kan alltså humuspartikelns totala laddning variera beroende av pH (Eriksson m.fl., 2011).

⁶ Fysikalisk vittringen leder till att materialet splittras upp till mindre beståndsdelar. Detta sker genom inverkan av värme/kyla, svällning/minskning eller biologiska processer (Asman & Puri, 2002).

⁷ Vid kemisk vittring, skapad av olika kemiska processer, kan processerna leda till att materialet splittras upp till mindre beståndsdelar, men det kan även ändra de fysiska och kemiska betingelserna hos materialet (Asman & Puri, 2002).

Järn- och aluminiumoxider

Järn- och aluminiumoxider ökar i antal i takt med markens åldrande (Eriksson m.fl., 2011) och har pH-beroende laddningar (Gustafsson m.fl., 2007) som oftast är positiva (Eriksson m.fl., 2011). På oxidytan finns OH^- som både kan ta upp och avge en vätejon. Vid lågt pH tas vätejoner upp, vilket gör att fler anjoner, kan binda till och vid högt pH avges vätejoner, vilket gör att fler katjoner kan binda till (Gustafsson m.fl., 2007).

Dessa oxider bildas av vittringsprodukter från primära och sekundära mineral (som oftast är negativt laddade), vilket innebär att den negativa laddningen i marken minskar med tiden. I svenska jordar finns oxiderna dock inte i större kvantiteter, förutom i vissa specialfall (Eriksson m.fl., 2011).

3.3.2 Markpartiklarnas laddning

Markpartiklarna kan både ha permanenta och variabla laddningar där de permanenta laddningarna inte ändras av yttre faktorer, medan de variabla är pH-beroende. De permanenta laddningarna finns hos sekundära lermineral av 2:1-typ och är uteslutande negativa (Eriksson m.fl., 2011). Dessa bildas av isomorf substitution, dvs. att en jon av en liknande form och storlek kan byta plats med en annan i tetraeder- eller oktaederskiktet i markpartikeln. Om t.ex. Mg^{2+} binds in istället för Al^{3+} kan partikeln gå från neutral laddning till -1. Denna laddningsförändring ökar med ökad substitution. Eftersom utbytet inte påverkas av pH kallas laddningen för permanent (Brady & Weil, 2002).

De variabla laddningarna kan vara både positiva och negativa och återfinns på alla typer av kolloidala partiklar⁸, samt på ytterkanterna av lerpartiklar (Eriksson m.fl., 2011). Det är hydroxigrupperna på markpartiklarna som framförallt står för pH-beroendet. När pH-värdet ökar i grundvattnet dissocierar, dvs. ”släpper” vätejonen, från kolloiderna vilket ger en större negativ laddning på markpartikeln. På samma vis tas vätejoner upp vid lägre pH vilket gör att de positiva laddningarna ökar (Brady & Weil, 2002). För humusämnen finns det även andra kemiska grupper vars laddning är pH-beroende (Eriksson m.fl., 2011). Det pH-värde som ger en neutral laddning på partikelytan kallas ”point zero net charge” (PZNEC). Kaolinit, som är ett exempel på lermineral av 1:1-typ, har i regel negativ nettoladdning, medan Fe- och Al-oxider har en positiv laddning i sura och svagt basiska jordar (PZNEC 7-9). Organiska ämnen har i regel negativ nettoladdning (PZNEC <3). Gällande lermineral av 2:1-typ är andelen permanenta laddningar betydligt större än de variabla, varför PZNEC inte är ett relevant verktyg (Eriksson m.fl., 2011). Humus har en mycket större laddningskapacitet än lerpartiklar, varför en ökad humusmängd i marken väsentligt kan öka mängden adsorberade katjoner (Eriksson m.fl., 2011).

⁸ Kolloider är ett samlingsnamn för ler- och humuspartiklar med diameter som underskrider 0,2 μm (Eriksson m.fl., 2011).

3.3.3 Hur jordens sammansättning ändras över tid

När marken utsätts för vittringsprocesser ersätts lermineral av 2:1-typ och primära mineral mot lermineral av 1:1-typ och Fe- och Al-oxider. Då de senare till en högre grad består av positiva laddningar innebär denna förändring att den negativa laddningen i marken minskar med tiden. Jordarna i Sverige är relativt unga, varför vittringsgraden inte är särskilt hög. Dessutom finns det relativt mycket humus i marken p.g.a. det rådande klimatet, vilket i regel ger en negativ laddningskapacitet. Svenska jordar är därför i regel relativt negativt laddade (Eriksson m.fl., 2011).

3.3.4 Bindning av utbytbara joner

Vattnet kring markpartiklarna kan delas in i en inner- och en ytterlösning. I innerlösningen finns de joner som är adsorberade till markpartiklarna; den totala laddningen i innerlösningen motsvarar alltså den totala laddningen för markpartikeln. I innerlösningen kan det finnas både positiva och negativa joner och summan av deras laddning motsvarar partikelytans laddning. Ytterlösningen definieras som det vatten där det inte finns joner som är adsorberade till markpartiklar (Eriksson m.fl., 2011).

Joner kan bytas ut mellan inner- och ytterlösningen. Det som driver denna rörelse mot/från markpartiklarna är dels en elektrisk gradient och dels en kemisk potentialgradient. Den elektriska gradienten är skapad av laddningarna på partikelytan som vill dra jonerna till sig. Den kemiska potentialgradienten uppkommer då koncentrationen av joner är större i den ena lösningen än den andra, vilket leder till att systemet vill jämna ut skillnaderna och skapa jämvikt. Joner kan lätt vandra mellan dessa lösningar, men när systemet är i jämvikt är det lika många joner (av samma laddning) som vandrar ut som vandrar in. Jonerna kallas därför för utbytbara (Eriksson m.fl., 2011).

De huvudsakliga katjoner som binder till de negativa laddningarna är Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} och Na^{+} . Om pH-värdet är lågt kan även Al^{3+} och H^{+} finnas i en betydande mängd. De huvudsakliga anjonerna är klorid (Cl^{-}), nitrat (NO_3^{-}) och vätekarbonat (HCO_3^{-} ; Eriksson m.fl., 2011).

Jonerna som är adsorberade till kolloiderna har ett vattenlager kring sig och har därför inte en direkt bindning till markpartikeln utan hålls fast med hjälp av elektrisk attraktion. Den hydratiserade jonen⁹ är inte helt fast utan rör sig hela tiden nära kolloidytan; när den rör sig för långt bort kan en annan molekyl komma in och ta dess plats och ett jonutbyte har då skett. Jonladdningen måste vara ekvivalent vid ett sådant utbyte; en tvåvärd jon måste då exempelvis byta plats med två envärda joner (Brady & Weil, 2002).

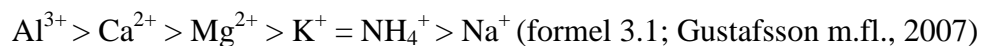
Om ett jonslag ökar i marklösningen, t.ex. på grund av gödning eller lakvattenpåverkan, kommer ett utbyte mellan inner- och ytterlösningen ske tills en ny jämvikt uppnås där det tillsatta jonslaget kommer att vara adsorberad till kolloiderna i en större utsträckning än innan (Brady & Weil, 2002).

⁹ En hydratiserad jon är en jon som har vattenmolekyler bundna till sig (Johansson, 1998).

3.3.5 Katjonstyp

Olika katjoner är olika bra på att konkurrera och tränga ut andra joner från innerlösningen, vilket påverkar koncentrationen av de olika jonerna. Generellt adsorberas joner med större laddning starkast. Även jonstorleken är av betydelse (Eriksson m.fl., 2011). Jonstorleken påverkar hur många syreatomer från vattenmolekyler som attraheras till katjonen. Ju mindre jonradie katjonen har desto fler vattenmolekyler är attraherade, detta eftersom en mindre radie gör att det är en kortare sträcka till den positiva kärnan i katjonen. Kalciumjonen, som är den näst största av de huvudsakliga katjonerna (ammonium är något större), drar alltså färre vattenmolekyler till sig än de flesta övriga. Dessutom krävs det färre kalciumjoner än envärda joner för att neutralisera markpartiklarnas negativa laddning. Vidare har en tvåvärd jon en starkare attraktionsförmåga än en envärd. Dessa tre egenskaper gör att innerlösningen blir tunnare om Ca^{2+} binds till markpartiklarna än om exempelvis Na^+ gör det. Aluminium har dock den största förträngande förmågan av de vanligast förekommande katjonerna, dvs. förmågan att tränga ut andra joner och själv binda till markpartiklarna, detta trots att dess jonradie är mindre än de övriga jonerna. Förklaringen till detta är att aluminium är en trevärd jon (Eriksson, m.fl., 2011).

Den förträngande förmågan beror således på både storleken av den hydratiserade jonradien och storleken på jonens laddning (Eriksson m.fl., 2011). Storleksförhållandena för den förträngande förmågan kan beskrivas som:



3.3.6 Vattenhaltens påverkan

Vattenhalten i mark påverkar jämvikten mellan inner- och ytterlösning, och därmed halten av de olika katjoner som är adsorberade till markpartiklarna. Vid en högre vattenhalt ökar adsorptionen av tvåvärd katjoner (Ca^{2+} och Mg^{2+}), medan adsorptionen av envärda joner (K^+ och Na^+) gynnas av torka. Emellertid, eftersom antalet joner i innerlösningen är mycket större än den i ytterlösningen (ca 10-100 gånger större) ändras inte andelen av de olika katjonerna i innerlösningen i någon högre grad (Eriksson m.fl., 2011).

4. Metodik

I detta kapitel beskrivs arbetets gång, steg för steg. Arbetet inleddes med en teoretisk förstudie och fortlöpte sedan med fältundersökning, laboratorieanalys och statistiska analyser.

4.1 Teoretiskt förarbete

Arbetet inleddes med en litteraturstudie av tidigare rapporter som behandlar området där fältundersökningen skulle utföras. Även flertalet kartor analyserades för att få en bild av områdets geologiska förhållanden såsom grundvattnets flödesriktning, grundvattendjup, sprickzoner och de jordartstyper som finns inom området.

För att få mer information om de mark- och vattenkemiska förhållanden, som denna undersökning bygger på, gjordes en litteraturstudie. Även lagtexter undersöktes för att få mer kunskap om de lagkrav som finns gällande lakvattenhantering.

4.1.1 Grundvattnets flödesriktning

I litteraturen anges det att flödesriktningen för grundvattnet i det undersökta området i huvudsak är västligt (Andersson & Mårtensson, 1994; Andersson & Pettersson, 1994). För att bekräfta detta utfördes en interpolation utifrån grundvattenytans höjd i ett antal observationsrör, från vilken slutsatser kan dras om vattnets flödesriktning.

Grundvattenytans nivå (m.ö.h.) för sex stycken observationsrör inom och i närheten av avfallsanläggningen plottades i ArcGIS¹⁰. Data för grundvattenytans höjdläge hämtades från mätningar vid två olika tillfällen (2007-10-22 och 2010-10-20). År 2007 pumpades fortfarande grundvatten ur de åtta bergboreade brunnarna väster om anläggningen, vilket lokalt förändrade grundvattenytans läge (Johansson m.fl., 2010). När höjden för de olika observationsrören var angivna i ArcGIS utfördes en interpolation med hjälp av det spatiala analysverktyget IDW (inverse distance weighted). Även ekvipotentiallinjer, som visar en interpolation av de olika höjdnivåerna i jämna meter, insattes med hjälp av det spatiala analysverktyget 'contour'. Grundvattnets flödesriktning är vinkelrät mot ekvipotentiallinjerna, från högre till lägre nivå.

4.2 Fältundersökning

4.2.1 Förarbete och rekognosering

Fältundersökningen utfördes på Flishults avfallsanläggning i Vetlanda kommun, 24-28 oktober 2011 (figur 1.1; figur 1.2). Provtagningsområdet valdes utifrån hydrogeologisk data gällande grundvattnets flödesriktning (Andersson & Mårtensson, 1994; Andersson & Pettersson, 1994). Mark- och vattenprover togs därför väster om avfallsanläggning, baserat på föreliggande hydrogeologiska data samt resultatet från ovan beskrivna grundvatteninterpolationen. Referensprover, vilka antogs vara opåverkade av lakvatten, togs uppströms avfallsanläggningen, således nordost om denna.

Fältundersökningen inleddes med en rekognosering av området. Konduktivitet och pH mättes i vattendrag och ytligt liggande vatten inom området väster om anläggningen för att eventuellt spåra lakvattenpåverkan. En allmän terrängrekognosering utfördes för att lokalisera lågpunkter som kan tänkas utgöra möjliga utströmningsområden.

4.2.2 Markprovtagning

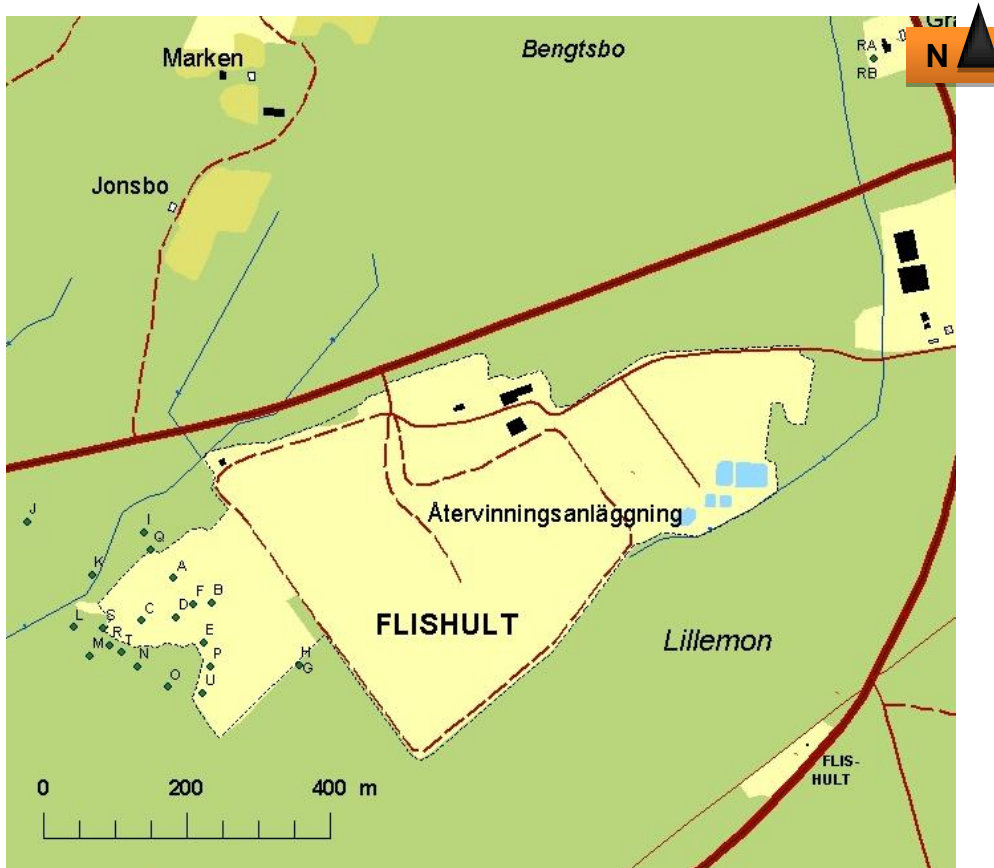
Inom provområdet väster om avfallsanläggningen valdes 21 provpunkter (figur 4.1; figur 4.2) och vid referensområdet nordost om avfallsanläggningen valdes två provpunkter (RA och RB, nordost i figur 4.1.) Rekognoseringen gav en bild av hur stort område väster om anläggningen som skulle kunna vara påverkat och provpunkterna valdes därför inom detta område. De placerades även i närheten av befintliga observationsrör så att mark- och grundvattenproverna skulle kunna jämföras. Även lågområden i terrängen som är möjliga utströmningsområden valdes som provtagningsplatser. Övriga provpunkter valdes så att en stor del av området väster om anläggningen skulle täckas in.

¹⁰ ArcGIS är ett datorprogram där geografisk information kan analyseras.

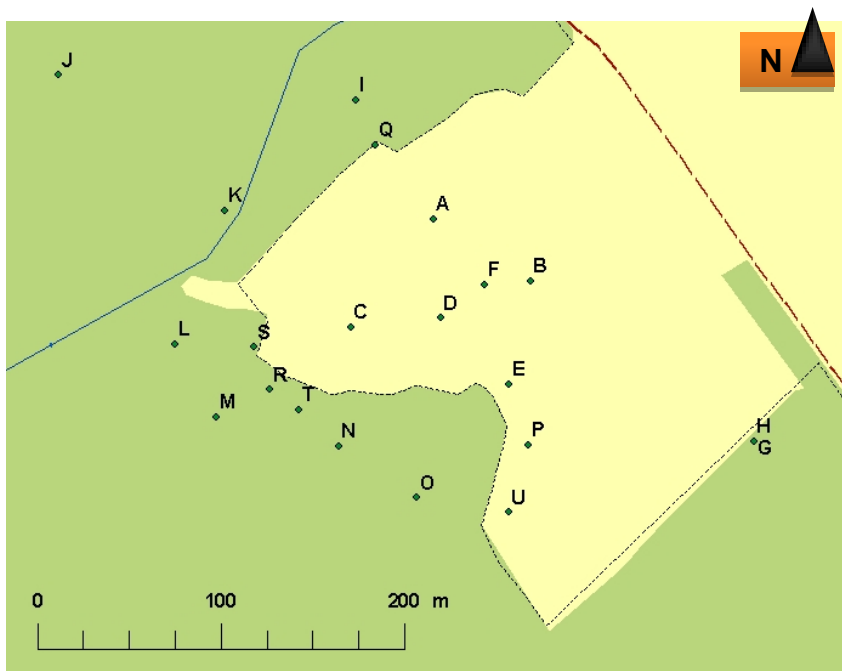
I varje provpunkt i det förorenade området togs jordprover i två nivåer. Proverna togs ca 1-2 dm över och 1-2 dm under grundvattenytan vilket motsvarade 2-70 respektive 20-123 cm under markytan för de olika provtagningspunkterna (tabell 1, bilaga 1). För att markprovet ovan grundvattenytan ska vara av intresse ska grundvattenytan tidigare ha haft denna höjdnivå. För att säkerställa detta erhöles information om grundvattenytans fluktuation det senaste decenniet och ytans nivå vid provtagningsstillfället. Utifrån dessa data kunde det ses att grundvattenytan vid tidigare tillfällen har stått högre.

Vid de provpunkter där ett grundvattenobservationsrör fanns i närheten uppmättes grundvattenytan med hjälp av ett lod och informationen om ytans läge användes för att bestämma lämpligt djup vid markprovtagningen. I de fall där grundvattenytan stod lågt togs proverna vid en lägre markpunkt nära observationsröret och skillnaden i markens höjdläge mättes för att uppskatta grundvattenytans läge. Några provpunkter låg även i närheten av vattendrag, varför nivån av vattenytan användes som en utgångspunkt för uppskattning av grundvattenytans nivå. I de provpunkter där ett grundvattenobservationsrör eller vattendrag inte fanns i närheten fick grundvattenytan uppskattas; denna uppskattning skedde i de flesta fall av att en smal grop grävdes bredvid provpunkten och grundvattnet rann sedan till. Eftersom grundvattenytan skulle kunna vara lägre i gropen än den sanna grundvattenytan, i och med att vatten följde med jorden upp när gropen grävdes och för att det kan ta en stund för vattnet att rinna till, gjordes även en okulär besiktning av jordproverna. Detta gjordes för att se om den uppmätta grundvattennivån stämde överens med nivån av fukt i markprovet.

I de två provpunkter där referensproverna togs erhöles prover från fyra nivåer mellan 16 och 59 cm under markytan och alla prover togs ovanför grundvattenytan (tabell 2, bilaga 1). Grundvattenytan i detta område låg lägre än vad som var praktiskt möjligt att nå med den provtagningsutrustning som fanns tillgänglig.

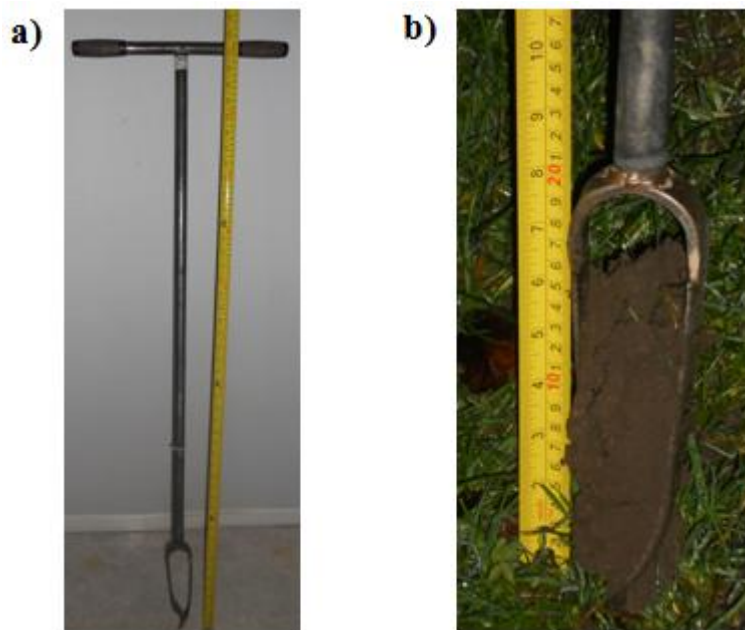


Figur 4.1 Provpunkter för jordproverna. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.



Figur 4.2 Provpunkter för jordproverna väster om området; uppförstoring av karta i figur 4.1. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

Markproverna togs med hjälp av en ca 120 cm lång kannborr (figur 4.3). Mellan varje provtagning rengjordes borren med papper för att material från tidigare provtagning inte skulle blandas med nästkommande. Borren används genom nedskruvning i marken till önskat provtagningsdjup. Härvid fylls borrkannen successivt med nytt material. När kannan är full dras borren upp för tömning. Detta gjordes tills borren var nere vid önskat provdjup. Vid den nivån drogs kannan upp och jorden uppsamlades. För att bestämma provtagningsdjupet markerades markytans nivå med ett gummiband om borrstången, och avståndet till jordprovets över- och underkant kunde sedan mätas. Provet lades i en tät plastpåse som tejpadades igen. Proverna förvarades i bagageluckan i en bil under fältveckan (utomhustemperaturen <math><10^{\circ}\text{C}</math>) och efter fältveckan förvarades de i ett kylrum (temperaturen 2°C).

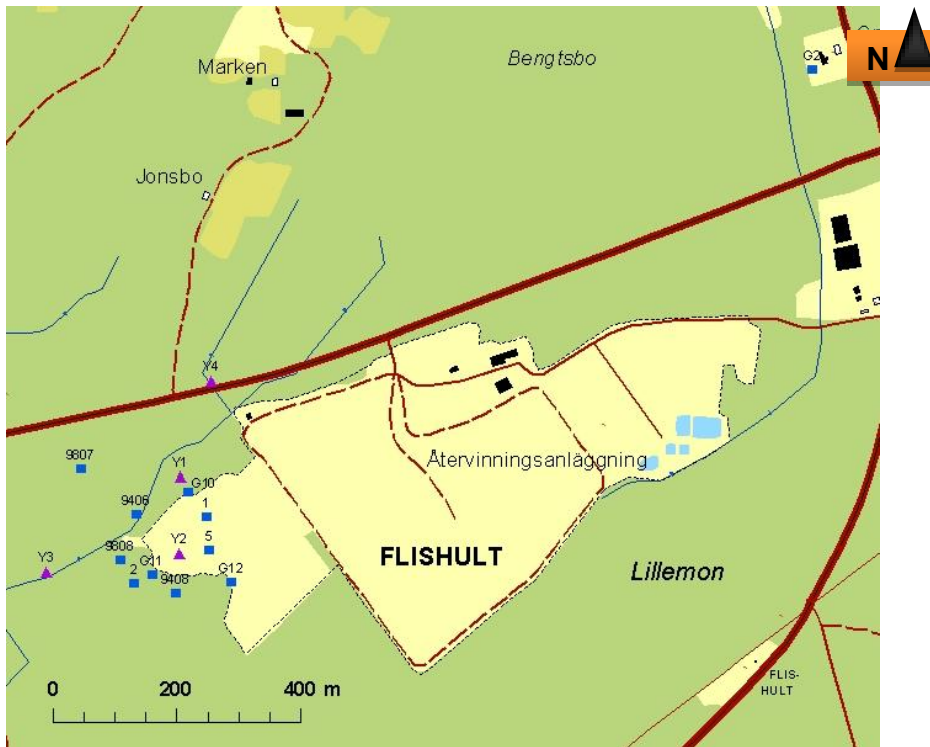


Figur 4.3. Kannborr använd vid markprovtagningen: (a) hela borren och (b) borrkannen.

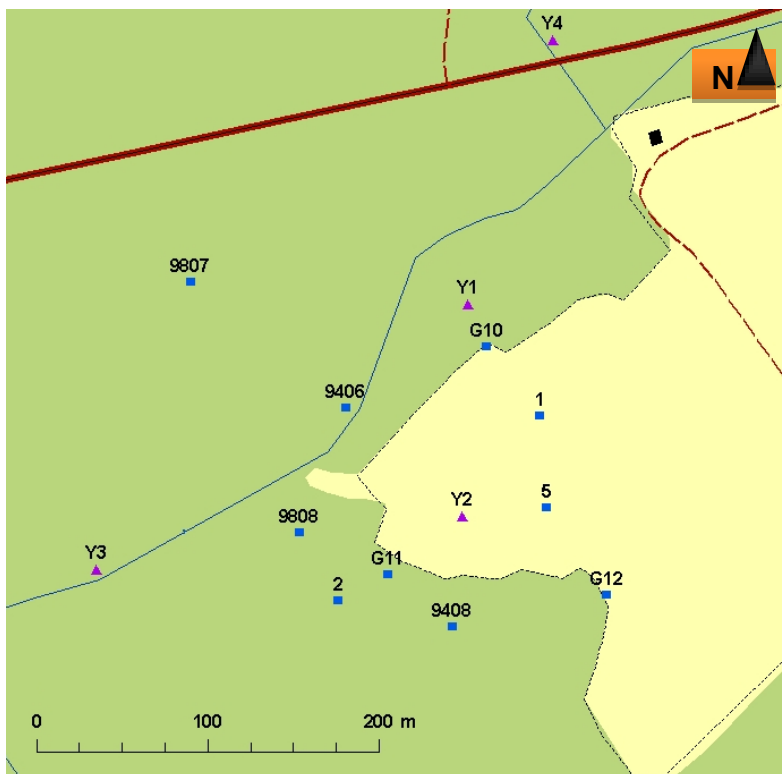
4.2.3 Vattenprovtagning

Inom provtagningsområdet sattes fem grundvattenrör. Dessa rör var av metall (innehållande järn), ca 1-2 m långa och med en diameter på 2-5 cm. För att grundvattnet skulle kunna få fler inflödesvägar till röret än enbart hålet i botten borrades flertalet hål i änden av röret.

Vid utsättning av grundvattenrör gjordes först ett hål i marken med hjälp av ett spett som slogs ner med en slägga. Grundvattenröret placerades därefter i hålet och slogs ner med hjälp av slägga. Rörets öppning täcktes sedan med tejp för att förhindra regnvattentillförsel. Av de fem grundvattenrör som sattes kunde vattenprov endast tas från tre av dessa (rör 1, 2 och 5) eftersom inflödet av vatten inte var tillräckligt i rör 3 och 4. I rör 2 (figur 4.4; figur 4.5) läckte regnvatten in, vilket ledde till att grundvattnet i röret blev utspätt. De värden som erhöles vid efterföljande vattenanalys är därför lägre än de nivåer som fanns i grundvattnet vid provtagningstillfället.



Figur 4.4. Punkter för vattenprovtagning. Fyrkanterna visar grundvattenobservationsrör medan triangelarna står för provtagningspunkter för ytvattenprov. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

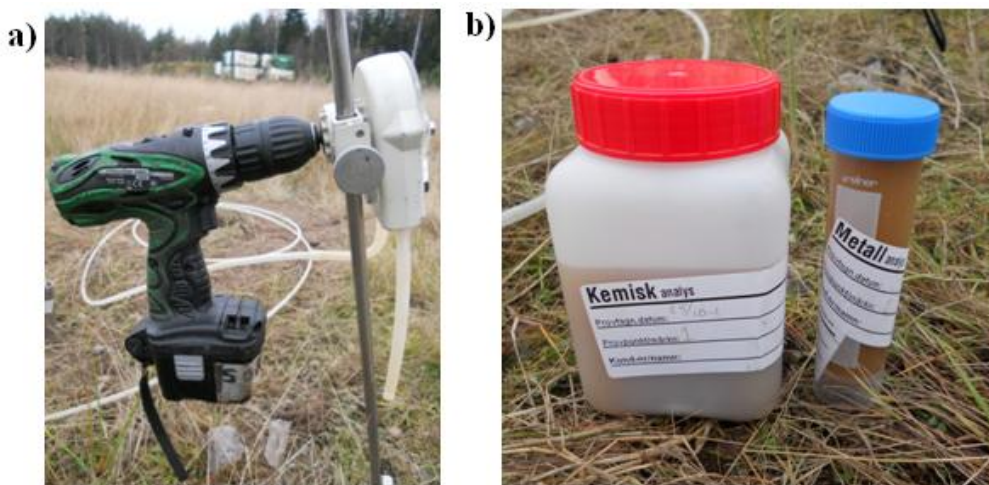


Figur 4.5. Punkter för vattenprovtagning; uppförstoring av karta i figur 4.4. Fyrkanterna visar grundvattenobservationsrör medan triangelarna står för provtagningspunkter för ytvattenprov. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

Grundvattenprover togs även från sju befintliga observationsrör inom området (G10, G11, G12, 9406, 9408, 9807 och 9808; figur 4.4; figur 4.5) samt i en brunn vid referensområdet (G2; nordost i figur 4.4). Dessa rör sitter djupare ner i de lösa jordlagren än de provisoriska rör som sattes vid undersökningstillfället, men når inte berggrunden. Grundvattenytans läge mätas innan provtagningen med hjälp av ett lod och ytan låg 12-189 cm under markytan (bilaga 2).

Även fyra ytvattenprover togs inom och i närheten av provtagningsområdet. Prov Y2 togs i den bäck som rinner genom det avbanade området. Prov Y4 togs norr om en större bilväg för att undersöka den rådande vattenkvaliteten innan vattnet blandades med lakvattenpåverkat vatten. Prov Y1 togs i bäcken nordväst om området. Vatten från denna bäck kommer från det yttre diket och är således lakvattenpåverkat. Det fjärde ytvattenprovet, Y3, togs längre in i skogen efter att bäckarna i vilka provpunkt Y1 och Y4 är belägna har sammanstrålat till en bäck. Även lakvattenpåverkat grundvatten kan möjligtvis ha läckt till denna bäck (figur 4.4; figur 4.5).

För de rör som sattes vid undersökningstillfället fick vatten rinna till under några timmar eller över natten. Både de utsatta grundvattenrören och de redan befintliga pumpades sedan med hjälp av en pumpanordning driven av en skruvdragare (figur 4.6a). Ca 250 ml vatten tappades på flaska och ca 50 ml i ett provrör (figur 4.6b). För grundvattenrören 1 och 5 krävdes flera pumpningar innan en tillräckligt stor vattenmängd kunde erhållas.



Figur 4.6. Verktyg och kärl som användes till vattenprovtagningen: (a) pumpanordning och (b) kärl för vattenuppsamling.

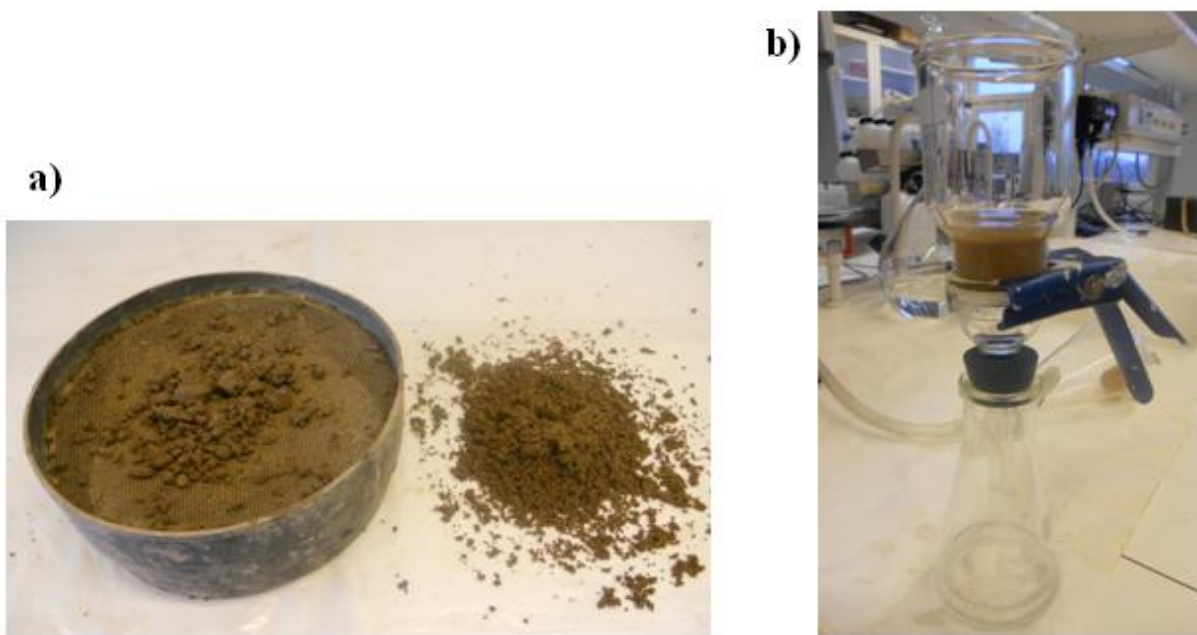
När en tillräckligt stor vattenmängd hade erhållits kördes pumpen torr så att allt vatten tömdes ur systemet. Vid nästföljande provtagning fick sedan vatten flöda fritt genom pumpslangen innan provtagning för att minska risken för kontaminering av vattenproverna. För de observationsrör med större vattenmängder kunde denna förpumpning, dvs. att vatten pumpades ur brunnen utan att samlas upp, ske under en längre tid och konduktivitet samt pH-värde kunde undersökas på plats. Ytvattenproverna togs genom att flaskorna sänktes i vattendragen och även här kunde konduktivitet och pH uppmätas. Efter provtagningen försvarades vattenproverna i bagageutrymmet i en bil (utomhustemperaturen <math><10^{\circ}\text{C}</math>) och skickades sedan i kylbox till analysföretaget (Eurofins).

4.3 Laboratorieanalys

4.3.1 Markkemisk analys

Lakning och jonanalys

Jordproverna sållades genom ett nät med maskstorleken 2 mm för att få bort grövre partiklar (figur 4.7a). Eftersom proverna var fuktiga med delvis aggregerad jord fick de ”gnuggas” genom sållet. Materialet som passerade nätet samlades upp och 20 g av detta vägdes och hälldes i en plastflaska med volymen 250 ml. För att extrahera jonerna från jordpartiklarna tillsattes 100 ml bariumklorid (BaCl_2) till varje flaska och proverna skakades i två timmar. Blandningen filtrerades sedan med hjälp av sugfiltrering där milliporfilter användes (figur 4.7b).



Figur 4.7. Verktyg för markkemisk laboratorieanalys: (a) såll med maskstorleken 2 mm och sållat prov samt (b) sugfiltreringsuppställning med milliporfilter.

För att analysera mängden ammonium i jordproverna användes analysverktyget FIA (flow injection analysis) i maskinen FIASTAR 5000 (tillverkad av FOSS AS). Detta gjordes genom att de filtrerade lösningarna hälldes upp i provrör och sattes i FIA-maskinen. Maskinen kalibrerades utifrån standardlösningar och proverna analyserades sedan. Värdet som erhålls är ammonium-nitrogen, således kvävedelen av ammonium.

För att analysera mängden av aluminium, kalcium, magnesium, kalium och natrium utfördes en ICP-AES-analys med maskinen OPTIMA 3000 DV (tillverkad av PERKINELMER). I analysen användes tre ”blankar” bestående ren bariumklorid, för att kunna detektera bakgrundskoncentrationen av de olika metallerna.

Vattenhalt och glödförlust

För att få jämförbara resultat behövs information om vattenhalten i jordproverna. Denna bestämdes genom att ca 1 tsk jord vägdes upp i en degel för vardera prov. Jorden torkades över natten i ugn med temperaturen 105°C. Deglarna fick svalna i en exsikator och de nya vikterna uppmättes. Vattenhalten (viktprocent) kunde därefter beräknas.

Humusämnen binder joner i en hög grad. Detta fenomen kan förklara skillnader i mängd joner i de olika proverna, varför halten av organiska material undersöktes genom så kallad glödförlust. De ugnstorkade jordproverna glödgades i 550°C i två timmar, varefter proverna fick svalna i ugnen och senare i en excikator innan vägning. Den organiska halten (viktprocent) kunde sedan beräknas.

Bearbetning av resultatet

Resultatet från ICP- och FIA-analyserna erhöles med enheten mg/l. För att få en tydligare enhet omräknades denna till µg/g torr jord med hjälp den erfarenhetsmässigt framtagna formel 4.1 som är anpassad efter de analysmängder som används:

$$x = \frac{(c-b)*1000*(0,1+(20*0,001*(v*0,01)))}{20*(1-v*0,01)} \text{ (formel 4.1)}$$

där

x = koncentrationen (µg/g torr jord)

c = koncentration (mg/l)

b = koncentrationen i ”blanken” (mg/l)

v = vattenhalt (%)

ICP-analysen utfördes under två dagar och från den ena körningen erhöles negativa koncentrationer för aluminium i några provpunkter. ”Blankarna” för aluminium (b i formel 4.1) visades vara betydligt högre än i körning två. Dessa antogs därför ha blivit kontaminerade, varför resultatet för ”blankarna” i den andra körningen användes för alla beräkningar vad gäller aluminium.

Att notera är att även de katjoner som fanns i vattenfasen i markproverna analyserades; det gick ej att skilja dessa i denna typ av analys. Dock är andelen katjoner i innerlösning, dvs. i den vattenfas där katjonerna är adsorberade till markpartiklarna, ca 10-100 gånger större än andelen katjoner i ytterlösningen (Eriksson m.fl., 2011). Resultatet speglar därför i huvudsak katjonsammansättningen för adsorberade joner.

4.3.2 Vattenkemisk analys

Grund- och ytvattenproverna analyserades av det ackrediterade företaget Eurofins. Jonerna analyserades i en ICP-AES (nio joner) eller ICP-MS (20 joner). Övriga metoder framgår av bilagorna 3-17 (benämningen MR1 och MR2 beträffas i bilaga 6 och 7, vilket är alternativa namn för observationsrör 9406 respektive 9408). På grund av missförstånd gentemot laboratoriet utfördes jonanalysen av vattenproverna på ofiltrerat vatten och proven uppslötts även (uppslutning är en metod där eventuella fasta partiklar i vattenprovet löses upp). Detta förfarande resulterar i att även de joner som inte var fria i vattnet blev tillgängliga, t.ex. joner bundna till markpartiklar eller de joner som bygger upp kolloider. Prover med hög grumlighet, dvs. prov med en stor andel fasta partiklar får då i analysen en högre totalkoncentration av ämnen än de prov med lägre grumlighet, vilket försvårar en jämförelse. I de fall då vattenproven har ingen eller låg grumlighet ger analys av ofiltrerat och uppslutet prov ingen större avvikelse mot analys på filtrerat och ej uppslutet prov. Analysresultatens överensstämmelse med den verkliga jonkoncentrationen i vatten kan därav variera.

4.4 Kornstorleksanalys

För att undersöka om kornstorleken i proverna stämmer överens med den som är angiven i tidigare rapporter utfördes en kornstorleksanalys. Till analysen användes material från provtagningspunkterna A, R, S och T (figur 4.2). Anledningen till att provpunkter inom ett mindre område användes var på grund av brist på material inom andra delar av provområdet. Kornstorleksanalysen är uppdelad i två steg där de grovkorniga fraktionerna undersöks i en siktanalys och de finkorniga i en hydrometeranalys. Eftersom det var brist på material användes jordmaterial från olika nivåer i sikt- respektive hydrometeranalysen (tabell 4.1), vilket ger upphov till en given felkälla i analysen.

Tabell 4.1. Nivån under markytan i centimeter under markytan (cm.u.my) varifrån prover till kornstorleksanalysen har erhållits.

Provpunkt	Siktanalys (cm.u.my)	Hydrometeranalys (cm.u.my)
A	33-47	2-30; 47-55
R	18-28	3-34
S	15-27	4-16; 43-55
T	26-55	5-29; 60-50

4.4.1 Siktanalys

Jordproverna vägdes och torkades sedan över natten vid 105°C. Proverna mortlades därefter lätt för att få isär en del av aggregaten innan jorden vägdes. För att bryta upp aggregeringen av de finkorniga partiklarna tillsattes 0,05 M natriumpyrofosfat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$). Blandningen silades sedan genom ett såll med maskstorleken 0,063 mm och genomspolades med vatten för att tvätta ur de finkorniga partiklarna. Provet överfördes till en metallskål; för att få över allt material användes vatten. När blandningen av vatten och jordmaterial i metallskålen hade stått i ca en halvminut kunde överskottsvattnet hällas bort och proverna torkades sedan vid 105°C över natten.

Nästköljande dag vägdes och mortlades provet efter att partiklar med diameter större än 22,4 mm frånskilts. Jordprovet hälldes i en siktats om 17 siktar med olika maskvidd (0,063-22,4 mm), underst med en bottenskål för uppsamling av eventuellt material med diametern <0,0063 mm. Siktatsen skakades därefter i en skakmaskin under 15 minuter. Materialet i varje sikt vägdes därefter.

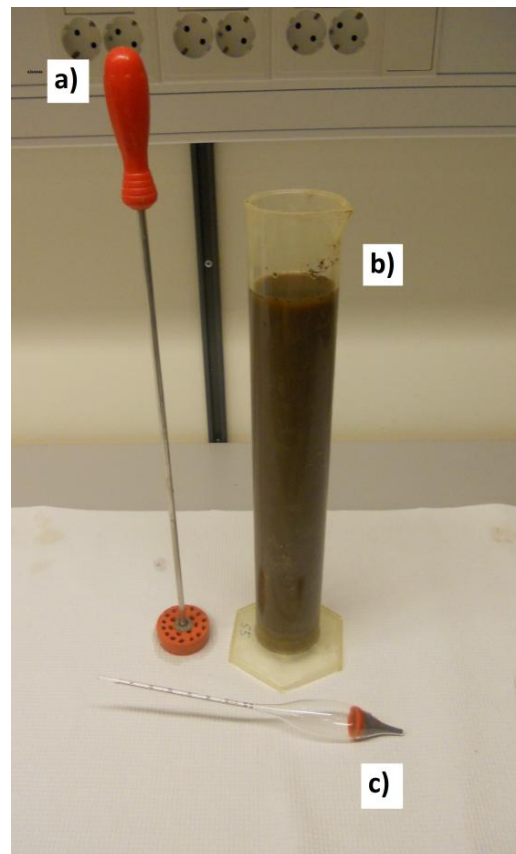
4.4.2 Hydrometeranalys

Eftersom det vid siktanalysen framkom att mer än 10 vikt-% av materialet var <0,063 mm i siktanalysen utfördes även en hydrometeranalys, olyckligt nog ej på material från samma nivå som siktanalysen på grund av materialbrist. Till hydrometeranalysen användes material som först siktats genom sikt med 2 mm maskvidd (från den markkemiska analysen). Proverna torkades över natten vid 105°C.

Lerhalten bedömdes vara <10 %, varför ca 100 g material från vardera prov vägdes och mortlades. Materialet hälldes därefter i ett cylinderrör med volymen 1000 ml (figur 4.8b). För att bryta upp aggregaten tillsattes 100 ml 0,05 M natriumpyrofosfat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) och 300 ml destillerat vatten till cylindern. Cylinderns öppning täcktes med parafilm och den fick sedan rotera i en vagga i 15 minuter. Därefter tillsattes destillerat vatten till nivån 990 ml, varefter blandningen homogeniserades med en silomrörare under en minut (figur 4.8a). Silomröraren och väggarna i cylindern sköljdes sedan av med destillerat vatten och en hydrometer sänktes ner i cylindern (figur 4.8c). Hydrometern avläses efter 30 s; 1, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200 och 400 minuter samt efter 1 dygn. Analysen skedde i ett rum med konstant tryck och temperatur.

Efter ett dygn återupprepades processen med omrörning och hydrometeravläsning för samma tidsintervall som dagen innan, fram till och med 20 minuter. För dessa avläsningar användes medelvärdet från de två dagarna i uträkningen av kornstorleken.

Data från sikt- och hydrometeranalysen infördes i en förprogrammerad formmall i Excel och kornstorleken bedömdes utifrån de erhållna kornstorleksdiagrammen.



Figur 4.8. Verktyg till hydrometeranalys: (a) silomrörare, (b) mätcylinder och (c) hydrometer.

4.5 Analys av data

Eftersom enbart prover ovanför grundvattenytan erhöles vid markprovtagningen inom referensområdet nordost om avfallsanläggningen saknas data för markkemin under grundvattennivån i detta område. Data gällande fluktuationer av grundvattenytans nivå inom referensområdet är otillräcklig, varför det ej kan säkerställas att grundvattenytan har stått så pass högt som nivån för markproverna. Dock kan det ses att grundvattenytan har stått högre än den gjorde vid provtagningstillfället i grundvattenobservationsrören inom och i närheten av avfallsanläggningen, varför grundvattenytan vid referensområdet på goda grunder kan antas ha varit högre belägen även här. Emellertid, eftersom grundvattenytan vid provtagningstillfället stod nära den maximalt uppmätta nivån för observationsrören är det dock inte troligt att grundvattennivån inom referensområdet har stått 1,3 m högre än vid provtagningen, vilket skulle krävas för att säkerställa att en grundvattengenomströmning tidvis skett inom detta område på gjorda provtagningsdjup. Referensproverna tagna ovanför grundvattenytan används trots detta som referens vid analys av markkemin under grundvattenytan.

4.5.1 Markkemisk jämförelse

De markkemiska förhållandena mellan området väster om avfallsanläggningen och referensområdet undersöktes. Eftersom alla prover väster om avfallsanläggningen inte nödvändigtvis är starkt påverkade av lakvattengenomströmning behövde en gallring utföras. Detta gjordes genom att den uppmätta konduktiviteten i de olika observationsrören väster om anläggningen jämfördes med referensprovet och värden från litteraturen. Enligt Pousette m.fl. (1989) är konduktiviteten i en brunn strax söder om Vetlanda 10-20 mS/m. Totalhårdheten är dock hög (15-30 mg/l), varför provet anses ha en antropogen påverkan. Gränsen för påverkat grundvatten sattes därför till 15 mS/m för de grunda observationsrören. Eftersom konduktiviteten blir högre vid större djup (Pousette m.fl., 1989) sattes gränsen för de djupare observationsrören till 20 mS/m. Eftersom grundvattnet inte undersöktes vid varje markprovpunkt utfördes en interpolering av grundvattnets konduktivitet i ArcGIS med hjälp av det spatiala analysverktyget IDW, samt att ekvipotentiallinjer konstruerades med hjälp av verktyget 'contour' (bilaga 18). Även konduktiviteten i bäckar inom området användes som utgångspunkt även om dessa inte helt avspeglar grundvattensammansättningen för markprov i deras närhet. Utifrån denna analys ansågs grundvattnet vid markprov J, K, L och N ha för låg konduktivitet för att vara starkt påverkade av lakvatten, varför dessa prover exkluderades.

Procentandel kalcium i mark

Eftersom kalcium är den jon som antas dominera i de flesta markprover undersöktes en eventuell skillnad i andel kalcium mellan området vid avfallsanläggningen och referensområdet. Vid analysen beräknades procentandelen kalcium av den totala mängden analyserade katjoner. Medelvärde och standardavvikelse beräknades och procentandelen kalcium jämfördes mellan områdena med hjälp av ett tvåsidigt t-test med olika varians för vardera fördelning. Detta undersöktes för kalcium över och under markytan. Analysvärden tabellerades och behandlades statistiskt med programmet Excel.

En analys med hjälp av t-test utgår från att analysvärdena är normalfördelade. Dock kan metoden användas även om observationspunkterna till mindre del avviker från en normalfördelning (Körner & Wahlgren, 2007). För att undersöka om stickproverna är normalfördelade användes funktionen 'normplot' i MATLAB 7.12.0.

Kvotförhållande i mark

Hypotetiskt kan det anses att kalcium minskar inom områden som genomflödas av lakvatten. För att undersöka vilka katjoner som har ökat på bekostnad av kalcium beräknades kvoten mellan de övriga jonerna och kalcium. Skillnader i kvotstorlek mellan Flishultsområdet och referensområdet kunde då undersökas.

För att undersöka om fördelningarna är "tillräckligt" normalfördelade för att resultatet från ett t-test ska anses vara giltigt gjordes en jämförelse med en normalfördelning utifrån funktionen 'normplot' i MATLAB. Därefter analyserades skillnaden i kvoter, dvs. förhållandet mellan de olika jonerna och kalcium, mellan det påverkade området och referensområdet, både under och över grundvattenytan. Detta gjordes genom att utföra tvåsidiga t-test med olika varians för vardera fördelning. Även medelvärden och standardavvikelser beräknades. Referensvärdets kvotfördelning för de olika provtagna djupen undersöktes dessutom.

4.6 Grafisk presentation över joners utbredning

För att illustrera utbredningen av joner väster om avfallsanläggningen och på så vis analysera i vilka områden som jonerna finns i högre eller lägre utsträckning användes programmet ArcGIS. Procentandelen kalcium samt de olika jonkvoterna angavs som punkter i vardera karta. Storleksordningen för dessa olika provpunkter illustreras genom större eller mindre cirklar i jämna intervall, genom funktionen 'Quantities -> Graduated symbols'. För att få en bild av kvotförhållandena inom hela undersökningsområdet utfördes även en interpolation med hjälp av det spatiala analysverktyget IDW.

Utifrån den grafiska presentationen kan även konkurrensförhållandet mellan olika joner gällande adsorption till markpartiklar utrönas

4.7 Markkemi över och under grundvattenytan

För att undersöka om denna metod att detektera lakvatten går att använda även ovanför grundvattenytan (om grundvattenytan har stått högre vid tidigare tillfällen) undersöktes korrelationen mellan värdena över och under grundvattenytan i Excel. Detta gjordes för procentandelen kalcium samt för olika jonkvoter. Till trendlinjen i diagrammet erhöles ett R^2 -värde, vilket användes för att undersöka om utförd korrelation är statistiskt signifikant.

4.8 Konduktivitet och markkemiska förhållanden

Eftersom nivån av konduktivitet i grundvatten ofta används för att detektera lakvattenpåverkan (Naturvårdsverket, 2008) undersöktes det om det finns en korrelation mellan konduktiviteten i grundvattnet och procentandelen kalcium respektive jonkvoterna i mark. Korrelationsanalysen utfördes i Excel. Härvid insattes trendlinje vars statistiska signifikans undersöktes med hjälp av R^2 -analys. Även värdena för referensområdet användes i korrelationen. Vattenprovet i observationsrör G11 gav ett extremvärde som inte stämde överens med vare sig tidigare eller senare mätningar, varför detta värde ej användes. Istället användes medelvärdet för konduktiviteten från 2011-10-13 och 2011-11-25 (innan och efter fältundersökningen).

4.9 Klorid och markkemiska förhållanden

Eftersom även halten av klorid används som indikator för lakvattenpåverkan (Sundlöf m.fl., 2011) undersöktes det om det finns en korrelation mellan mängden klorid i grundvattnet och procentandelen kalcium respektive jonkvoterna i mark. En korrelationsanalys utfördes i Excel, där R^2 -värdet användes för att undersöka om korrelationen är statistiskt signifikant. Även värdena för referensområdet användes i korrelationen. Eftersom ett extremvärde erhöles i observationsrör G11 som inte stämmer överens med tidigare eller senare mätningar användes för denna punkt ett medelvärde från mätningar utförda 2011-10-13 och 2011-11-25.

4.10 Vatten- och markkemisk dataanalys

Förhållandet mellan katjonerna Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ och NH_4^+ undersöktes i vatten- och markproverna. Procentandelen av de olika jonerna beräknades. För de vattenprover där jonhalten låg under detektionsgränsen användes ett värde som är en tiondel av detektionsgränsen. För både vatten- och markanalysen undersöktes enbart förhållandena mellan de joner som analyserades i båda analyserna, för att kunna jämföra resultaten från dessa två analyser. För vattenproverna uppslöts alla joner, förutom ammonium i laboratorieanalysen. Detta innebär att jonhalten kan vara högre för dessa än den var ursprungligen i vattnet, i och med att även joner bundna till markpartiklar samt joner som bygger upp dessa kolloider detekteras i analysen.

4.11 Organisk halt och jonadsorption

Eftersom joner enligt teorin kan binda till humus i en större utsträckning än till lermineral (Eriksson m.fl., 2011) undersöktes det om det finns en korrelation mellan mängden organiskt material och den totala mängden adsorberade katjoner. Att notera är att det är allt organiskt material som har uppmätts i analysen och alltså inte enbart humusämnen. En korrelationsanalys utfördes i Excel och R^2 -värdet användes för att undersöka om korrelationen är statistiskt signifikant.

4.12 Grundvattenflödets hastighet

Grundvattenflödets hastighet beräknas utifrån den hydrauliska konduktiviteten och grundvattenytans lutning (gradient). Information om den hydrauliska konduktiviteten inhämtas från den kornstorleksanalys som har utförts i detta arbete, medan gradienten uppskattas utifrån kartan innehållande information gällande grundvattenytans interpolerade flödesriktning. Grundvattenflödets hastighet beräknas i två steg. Det första steget är att beräkna den hydrauliska gradienten:

$$i = \frac{h}{l} \text{ (formel 4.2)}$$

där

i = hydraulisk gradient

h = höjdskillnad i grundvattennivå mellan två punkter (m)

l = avståndet mellan dessa två punkter (m)

Nästa steg är att beräkna den skenbara grundvattenflödes hastigheten enligt Darcys ekvation:

$$v = K \times i \text{ (formel 4.3)}$$

där

v = skenbar hastighet (m/s)

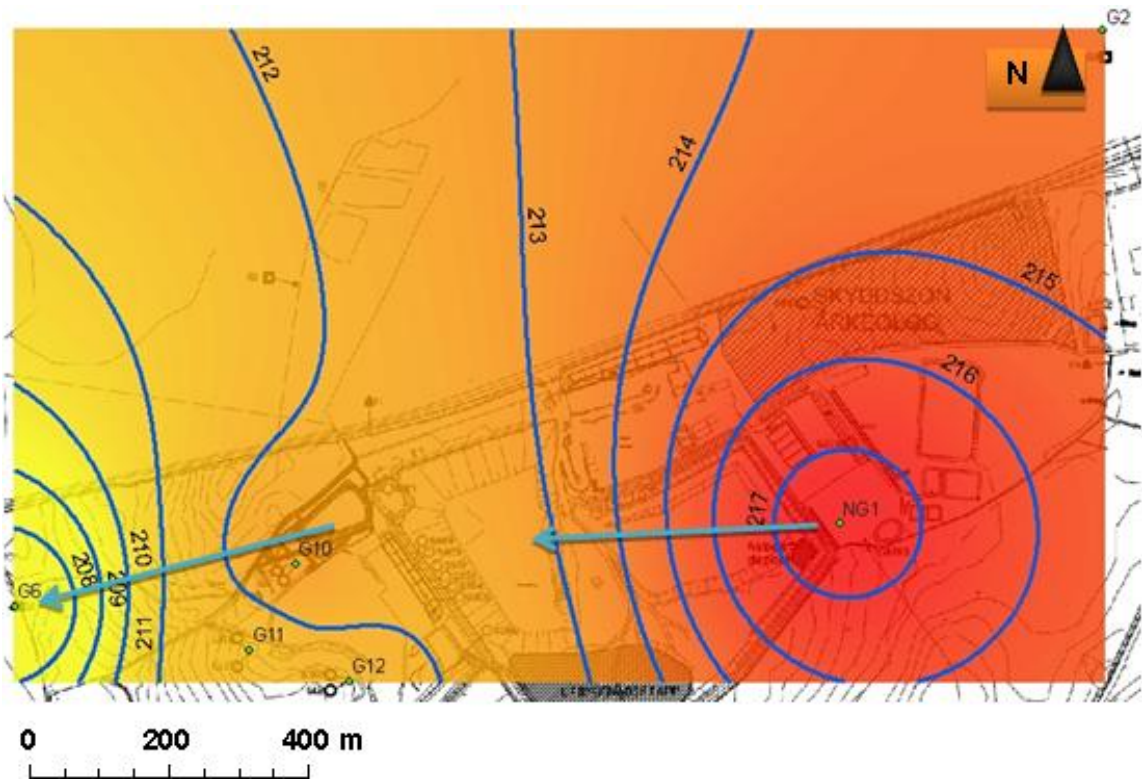
K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

i = hydraulisk gradient

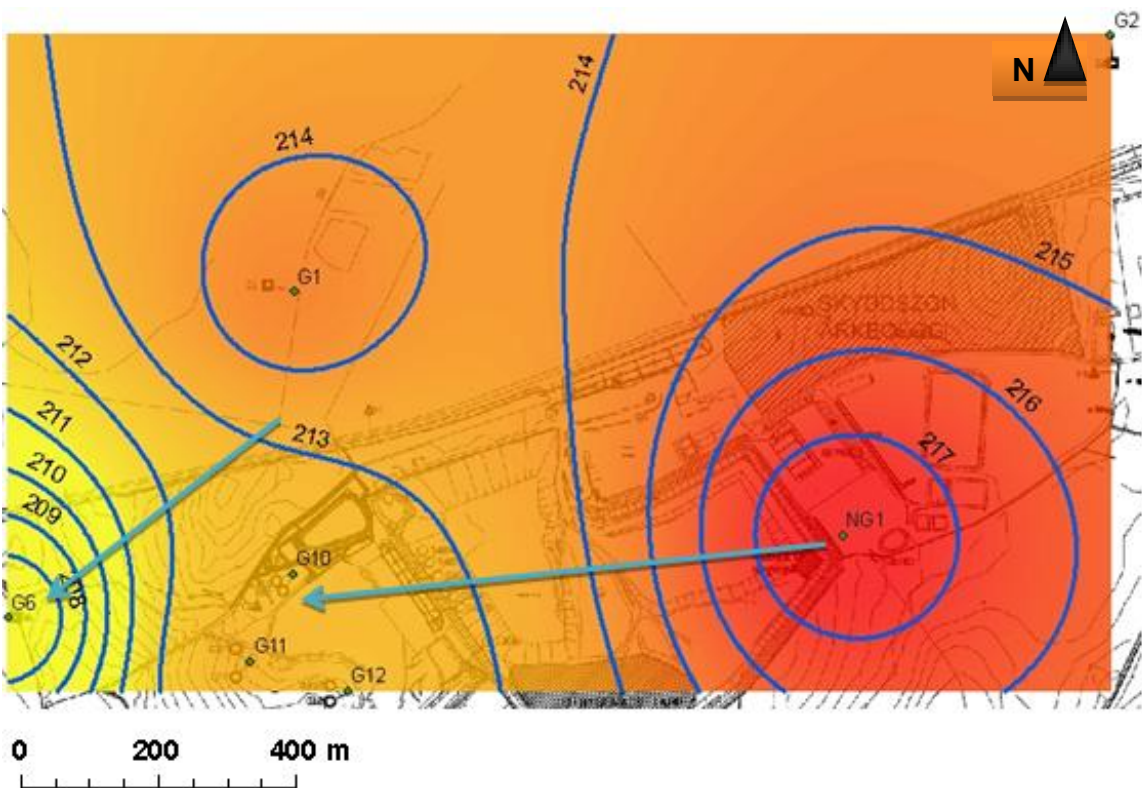
5. Resultat

5.1 Grundvattnets flödesriktning

Grundvattnets flödesriktning för dagarna 2007-10-12 (figur 5.1) och 2010-10-20 (figur 5.2) undersöktes. Figuren visar ekvipotentiallinjer för grundvattenytans läge interpolerade i jämna meter (m.ö.h.) på grundval av uppmätta grundvattennivåer i områdets observationsrör. Grundvattnet rör sig vinkelrätt mot linjerna, från en högre mot en lägre nivå. Vid båda mätillfällena indikeras att grundvattnets flödesriktning är västlig. Då simuleringen är baserad på få punkter skapar ekvipotentiallinjerna cirkelmönster kring vissa brunnar, vilket inte är fallet i den verkliga situationen. År 2007 pumpades bergborrade brunnar i området, vilket skulle kunna påverka grundvattenytans nivå i de jordborrade brunnarna. Flödesmönstren stämmer dock i huvudsak överens mellan dagarna och med tidigare angivna flödesmönster (Andersson & Mårtensson, 1994; Andersson & Pettersson, 1994).



Figur 5.1. Grundvattenytans läge (m.ö.h.) 2007-10-12. Blå linjer är ekvipotentiallinjer för grundvattenytans läge och pilar visar grundvattnets generella flödesriktning. Röd färg indikerar högre höjd och gul lägre.



Figur 5.2. Grundvattenytans läge (m.ö.h.) 2010-10-20. Blå linjer är ekvipotentiallinjer för grundvattenytans läge och pilar visar grundvattnets generella flödesriktning. Röd färg indikerar högre höjd och gul lägre.

5.2 Markkemisk analys

Utifrån formel 4.1 kan analysresultatet från ICP- och FIA-analyserna omräknas från mg/l till µg/g torrsvikt. Det omräknade analysresultatet, samt vatten- och glödförlust framgår av tabell 1-3, bilaga 19. Notera att det är kvävedelen av ammonium som analyserats (NH₄-N).

5.3 Vattenkemisk analys

Konduktivitet, kloridhalt, syreförbrukande förmåga samt pH erhöles från vattenanalysen (tabell 5.1). Övriga analysresultat finns i bilaga 3-17.

Tabell 5.1. Konduktivitet, klorid, syreförbrukande förmåga (COD-Mn) och pH i vattenprov.

Provpunkt	Konduktivitet (mS/m)	Klorid (mg/l)	COD-Mn (mg O ₂ /l)	pH
1	22	16	45	6,7
2	160	460	22	6,5
5	44	49	28	7,2
G10	21	9,7	0,87	7,9
G11*	1700	190	130	10,3
G12	120	340	18	6,4
9406	14	11	0,84	8
9408	17	5,2	1,6	8,4
9807	8,9	6	15	7,3
9808	5,5	9,5	14	6,1
Y1	23	35	52	7,1
Y2	33	28	10	7,9
Y3	41	52	31	7,6
Y4	21	54	44	6,1
G2	4,3	2,9	1,3	6,9
(referens)				

*Resultatet från rör G11 ansågs ej vara tillförlitlig, se resultat från G11 tagna innan och efter ovanstående prover i bilaga 20.

Resultaten för observationsrör G11 (tabell 5.1; bilaga 11) bedömdes ge orimliga koncentrationnivåer, vilka också skilde sig stort från resultatet från vattenanalyser både innan och efter provtagningstillfället. För att kunna använda brunn G11 i de statistiska analyserna, bortsågs de erhållna värdena. Istället användes ett medelvärde av resultaten från provtagningstillfällena 2011-10-13 och 2011-11-29 (bilaga 20). Dock anses det att analysresultatet från fältundersökningen är riktigt även för G11 eftersom högt pH-värde och hög konduktivitet uppmättes från brunnen både i fält och i laboratoriet. Brunnen pumpades även flertalet gånger och flaskan sköljdes ur för att försäkra att det inte hade skett en kontamination. Detta resultat valdes dock inte att användas eftersom samma höga värden inte erhöles, varken innan eller efter provtagningstillfället, och att den troligtvis tillfälliga vattenkvaliteten inte antas ha påverkat markkemin i en större utsträckning.

5.4 Kornstorleksanalys

Jordarterna i de undersökta provpunkterna (A, R, S och T; figur 4.2) bedöms med utgångspunkt från utförda kornstorleksanalyser (bilaga 21) vara grusig-sandig morän (A och R) medan de två övriga provpunkterna (S och T) uppvisar mer finkornig siltig-sandig morän.

5.5 Procentandel kalcium i mark

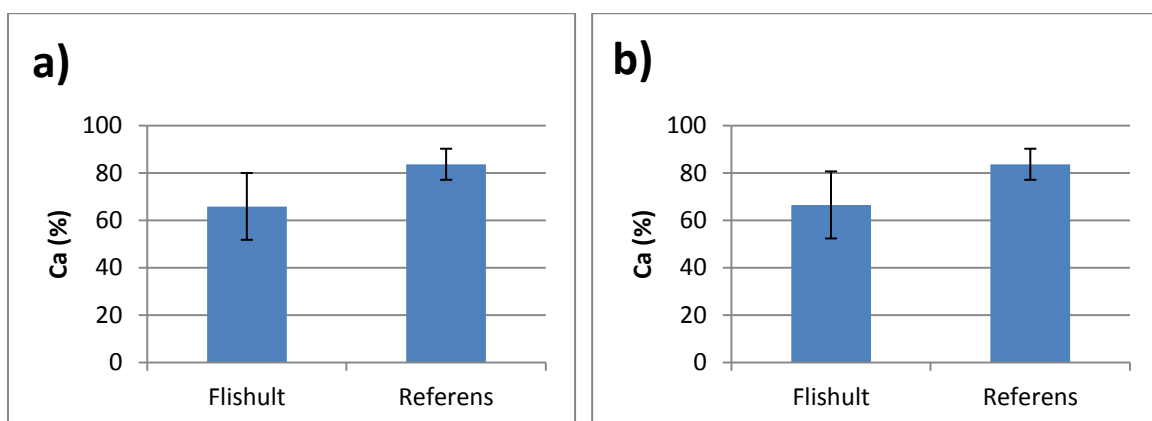
I denna analys användes markproverna inom referensområdet som referens vad gäller procentandel kalcium (procentandelen av den totala mängden analyserade joner), både för jämförelse över och under grundvattenytan. Fördelningen mellan de olika proverna kan utläsas i tabell 1, bilaga 22.

5.5.1 Normalfördelningsanalys

Utifrån funktionen 'normplot' i MATLAB ansågs det att de olika fördelningarna för procentandel kalcium vid referensområdet samt ovan och under grundvattenytan vid det lakvattenpåverkade området var tillräckligt nära en normalfördelning för att ett t-test skulle kunna utföras (bilaga 23). Fördelningen över grundvattenytan är den som stämmer bäst med en normalfördelning medan det för värdena under grundvattenytan finns några avstickare. Inom referensområdet avviker värdena för ett prov särskilt mycket.

5.5.2 T-test

Medelvärde och standardavvikelse för procentandelen kalcium väster om Flishults avfallsanläggning och inom referensområdet undersöktes med utgångspunkt från prover tagna både över och under grundvattenytan i respektive provtagningspunkter (figur 5.3). Resultatet från det tvåsidiga t-testet visar att det finns en statistiskt signifikant skillnad i andelen kalcium mellan de båda områdena, både för prover tagna över och under grundvattenytan. P-värdet för prover tagna ovanför grundvattenytan är $2,6 * 10^{-4}$ medan prover tagna under grundvattenytan uppgår till $3,9 * 10^{-4}$.



Figur 5.3. Medelvärde och standardavvikelse för procentandelen kalcium adsorberat till markpartiklar vid Flishults avfallsanläggning och inom referensområdet: (a) prover tagna över grundvattenytan och (b) prover tagna under grundvattenytan.

5.6 Jonkvotsförhållande i mark

I denna analys användes markproverna inom referensområdet som referens vad gäller jonkvotsförhållande vid jämförelse mot prover tagna både över och under grundvattenytan i det påverkade området. Fördelningen mellan de olika proverna kan utläsas i tabell 2-6, bilaga 22.

5.6.1 Normalfördelningsanalys

Utifrån normalfördelningsanalysen i MATLAB drogs slutsatsen att fördelningarna kan anses vara tillräckligt normalfördelade för att ett tvåsidigt t-test skulle kunna utföras (bilaga 24). För provpunkterna ovanför grundvattenytan är kvoten Al/Ca och NH₄-N/Ca för Flishultsområdet de som avviker mest mot en normalfördelning, om en relativt nära en sådan. Kvoterna K/Ca och Na/Ca ligger nära normalfördelning, förutom ett extremvärde för vardera fördelning (figur 1, bilaga 24). Överensstämmelse mot normalfördelning är generellt sämre för prover tagna under grundvattenytan. Kvoten Mg/Ca stämmer väl in med normalfördelningskurvan medan de andra har en eller flera avstickare (figur 2, bilaga 24). Inom referensområdet stämmer de flesta fördelningar relativt bra överens med normalfördelningskurvan, med undantag av K/Ca som har ett extremvärde (figur 3, bilaga 24).

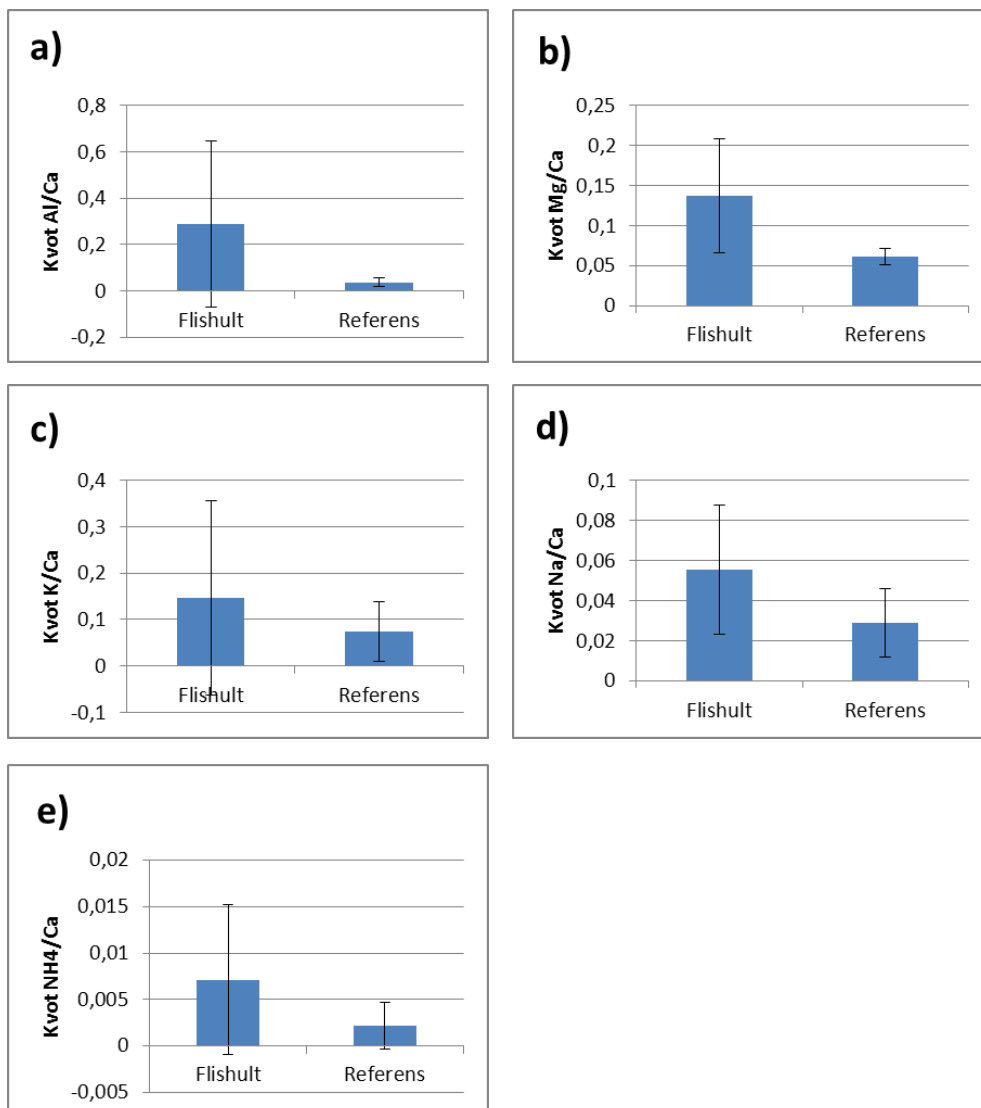
5.6.2 T-test

Prover ovanför grundvattenytan

Skillnaderna mellan Flishult och referensområdet i hur olika katjoner förhåller sig till kalcium, är signifikant för kvoterna Al/Ca, Mg/Ca och Na/Ca, men ej så för kvoterna K/Ca och NH₄-N/Ca, (tabell 5.2; figur 5.4).

Tabell 5.2. P-värde för tvåsidigt t-test. Gul markering innebär <95 % sannolikhet för skillnad mellan Flishult och referensområdet vad gäller adsorption till markpartiklar medan grön markering >95% sannolikhet för samma skillnad.

Kvot	p-värde
Al/Ca	0,0042
Mg/Ca	0,00026
K/Ca	0,15
Na/Ca	0,025
NH ₄ -N/Ca	0,11



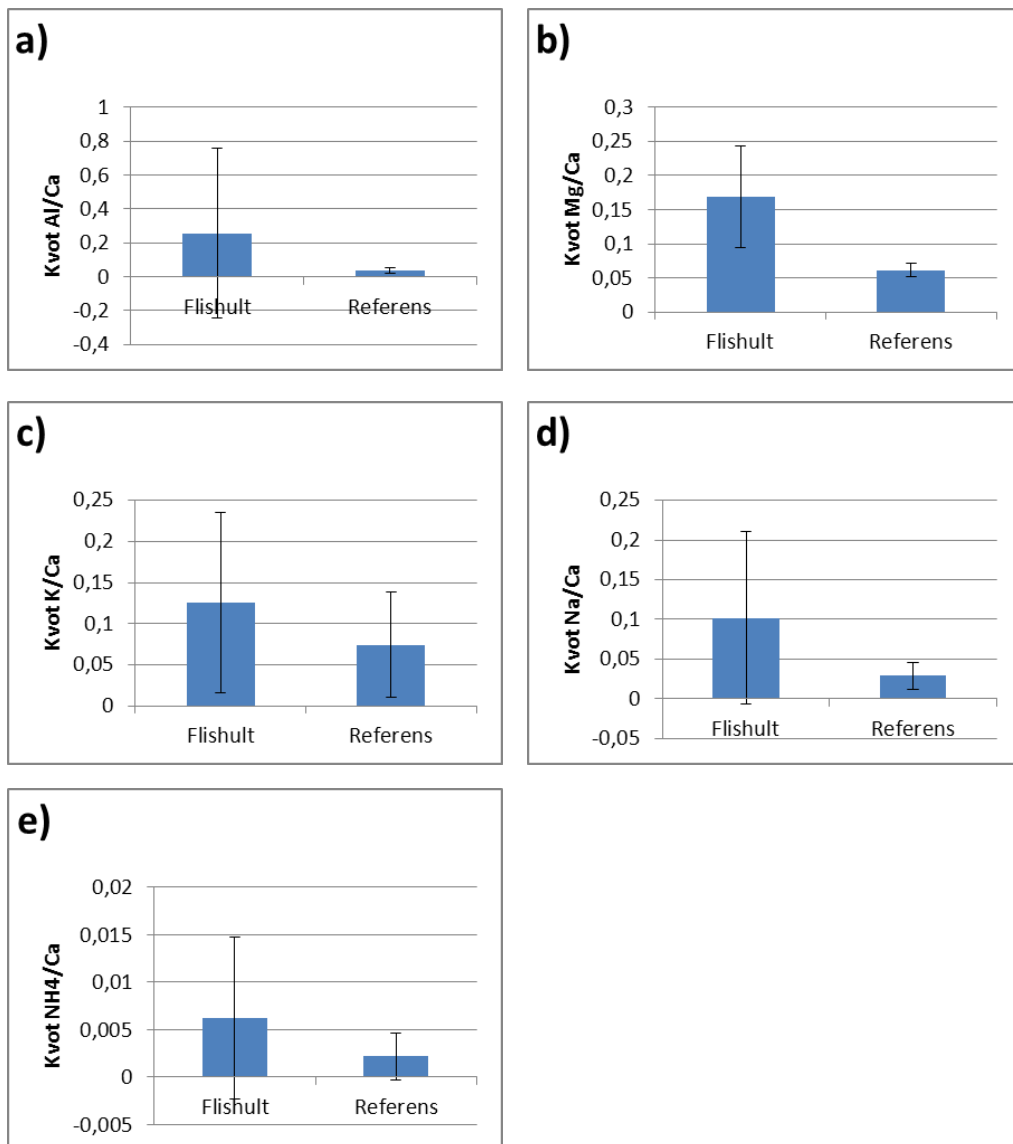
Figur 5.4. Medelvärde och standardavvikelse för hur jonerna förhåller sig till kalcium vad gället adsorbtion till markpartiklar ovan grundvattenytan för (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

Prover under grundvattenytan

Skillnaden för katjoners förhållande till kalcium mellan området väster om avfallsanläggningen och referensområdet är signifikant för kvoterna Mg/Ca, Na/Ca och NH₄-N/Ca, men ej för K/Ca och Al/Ca. Dock ligger Al/Ca nära denna gräns (tabell 5.3; figur 5.5).

Tabell 5.3. P-värde för tvåsidigt t-test. Gul markering innebär <95 % sannolikhet för skillnad mellan Flishult och referensområdet vad gäller adsorption till markpartiklar medan grön markering >95% sannolikhet för samma skillnad.

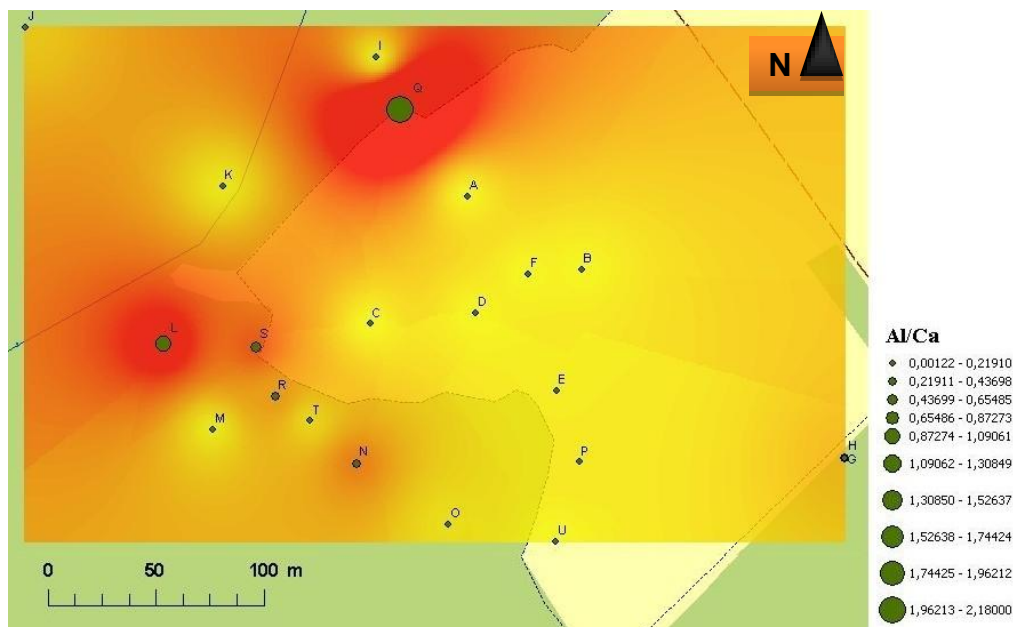
Kvot	p-värde
Al/Ca	0,056
Mg/Ca	2,0*10 ⁻⁶
K/Ca	0,13
Na/Ca	0,0069
NH ₄ -N/Ca	0,0070



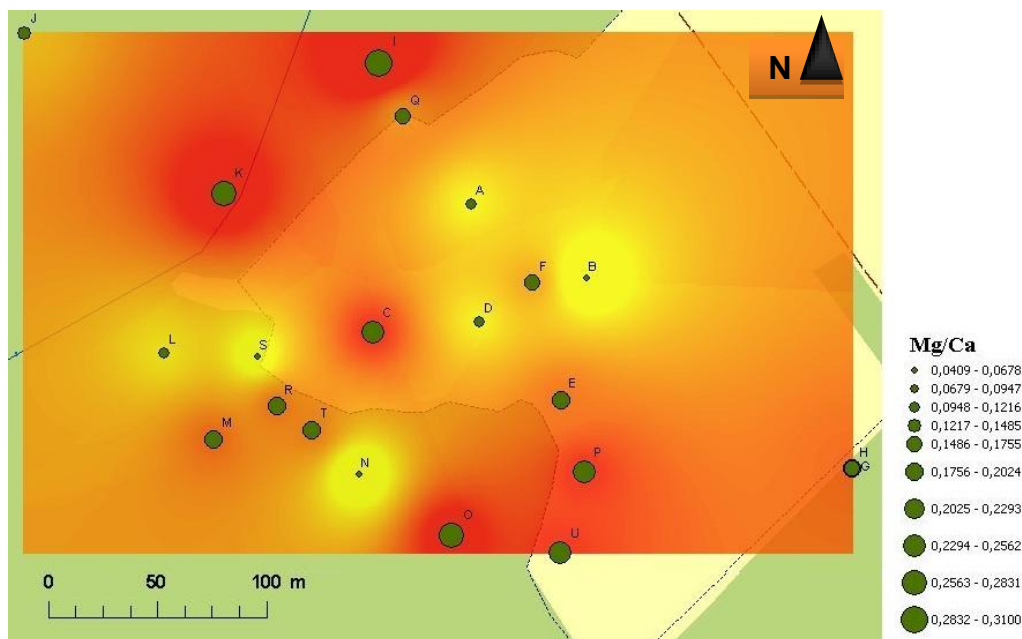
Figur 5.5. Medelvärde och standardavvikelse för hur jonerna förhåller sig till kalcium vad gäller adsorption till markpartiklar under grundvattenytan för a) Al/Ca, b) Mg/Ca, c) K/Ca, d) Na/Ca och e) NH₄-N/Ca.

5.7 Grafisk presentation över joners utbredning

Utifrån en grafisk presentation kan konkurrensförhållandet mellan olika joner utrönas. För aluminium och magnesium, de två joner med störst förträngande förmåga, med undantag av kalcium (Gustafsson m.fl., 2007), visar den grafiska plotten att i områden med mycket aluminium finns det i huvudsak mindre magnesium i förhållande till kalcium och vice versa (figur 5.6; figur 5.7). Övriga grafiska presentationer framgår av bilaga 25.



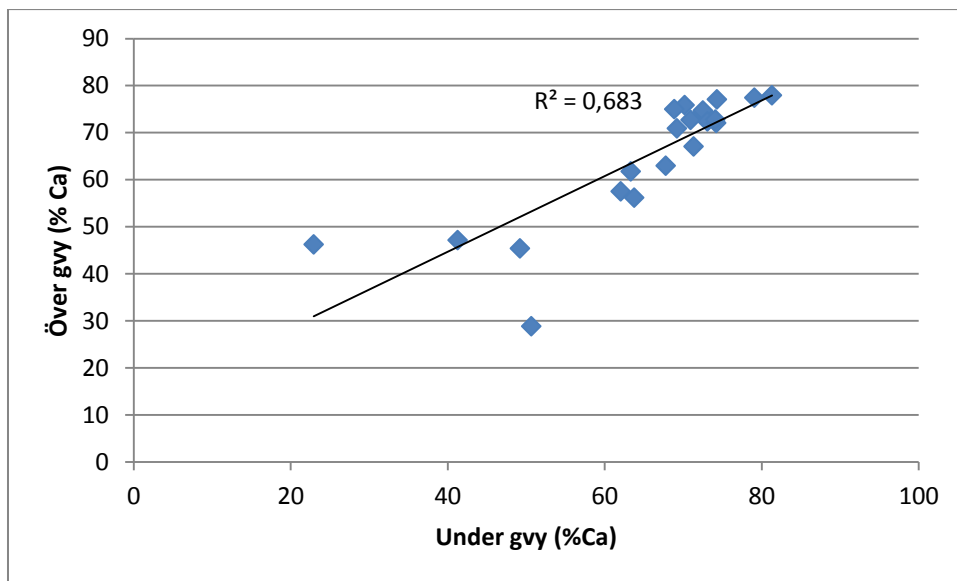
Figur 5.6. Kvoten Al/Ca under grundvattenytan. Gröna cirklarna visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna där rött innebär stor kvot och gult liten. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.



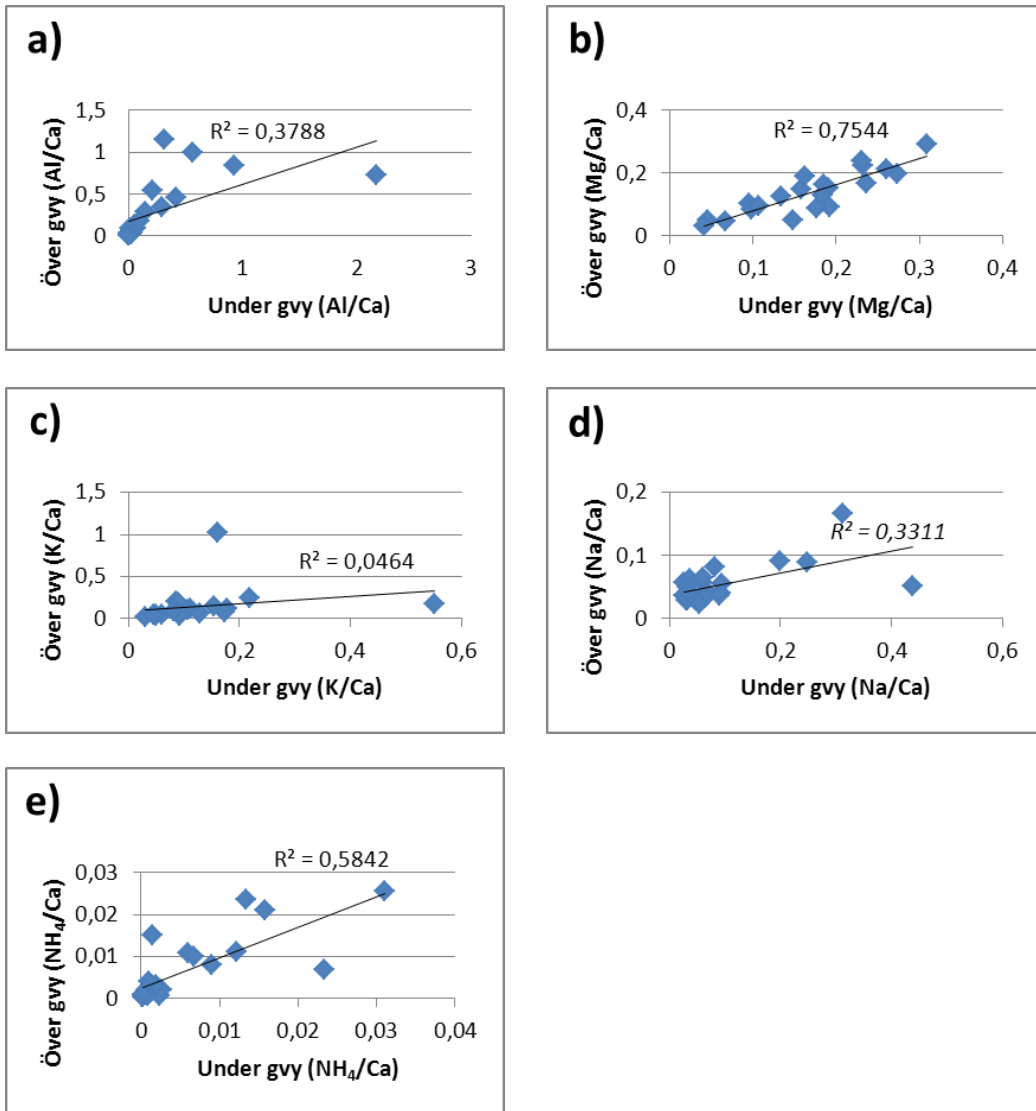
Figur 5.7. Kvoten Mg/Ca under grundvattenytan. Gröna cirklarna visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna där rött innebär stor kvot och gult liten. © Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

5.8 Markkemi över och under grundvattenytan

Korrelationen mellan de markkemiska betingelserna över och under grundvattenytan undersöktes. Antalet provpunkter och R^2 -värdet bestämmer ifall att korrelationen är statistiskt signifikant eller ej. Antalet provpunkter i korrelationsanalysen är 21. Detta ger det att ett R^2 -värde $>0,443$ innebär att korrelationen är statistiskt signifikant med p-värdet 0,05 (Siegle, 2011). Av detta framgår att korrelationen mellan procentandelen kalcium över och under grundvattenytan är statistiskt signifikant (figur 5.8). För jonkvoterna är det enbart Mg/Ca och $\text{NH}_4\text{-N}/\text{Ca}$ som har en signifikant korrelation mellan värdena över och under grundvattenytan. För p-värdet 0,10 är dock även korrelationen signifikant för Al/Ca (figur 5.9).



Figur 5.8. Korrelation mellan procentandel kalcium i marken över grundvattenytan (gvy) och under grundvattenytan, samt trendlinje med R^2 -värde.



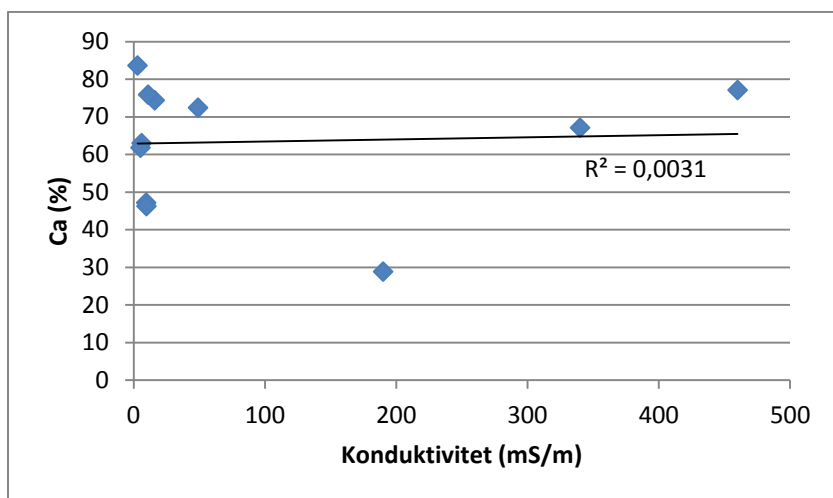
Figur 5.9. Kvoter över och under grundvattenytan (gvy) och trendlinje med R^2 -värde för (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

5.9 Konduktivitet och markkemiska förhållanden

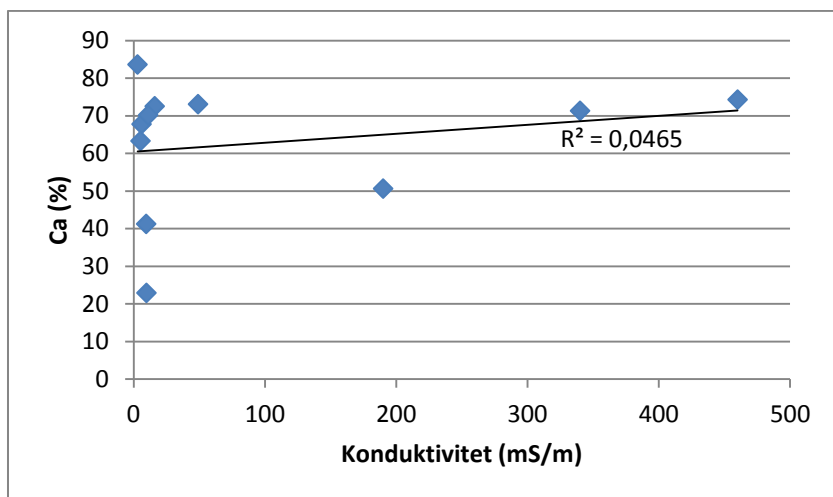
Korrelationen mellan konduktiviteten i grundvattnet och procentandelen kalcium respektive nivån av de olika jonkvoterna i marken har analyserats. Elva provpunkter har använts i alla analyser, vilket innebär att ett R^2 -värde $>0,602$ ger en statistiskt signifikant korrelation med ett p-värde på 0,05. För signifikansnivån 0,10 krävs det ett R^2 -värde $>0,521$ (Siegle, 2011). Notera att även referensprovet är representerat i korrelationsanalysen.

5.9.1 Procentandelen kalcium

Det finns ingen statistiskt signifikant korrelation mellan procentandelen kalcium i mark och konduktiviteten i grundvattnet, varken över grundvattenytan (figur 5.10) eller under densamma (figur 5.11).



Figur 5.10. Korrelationen mellan konduktiviteten i grundvatten och procentandelen kalcium i mark ovanför grundvattenytan.

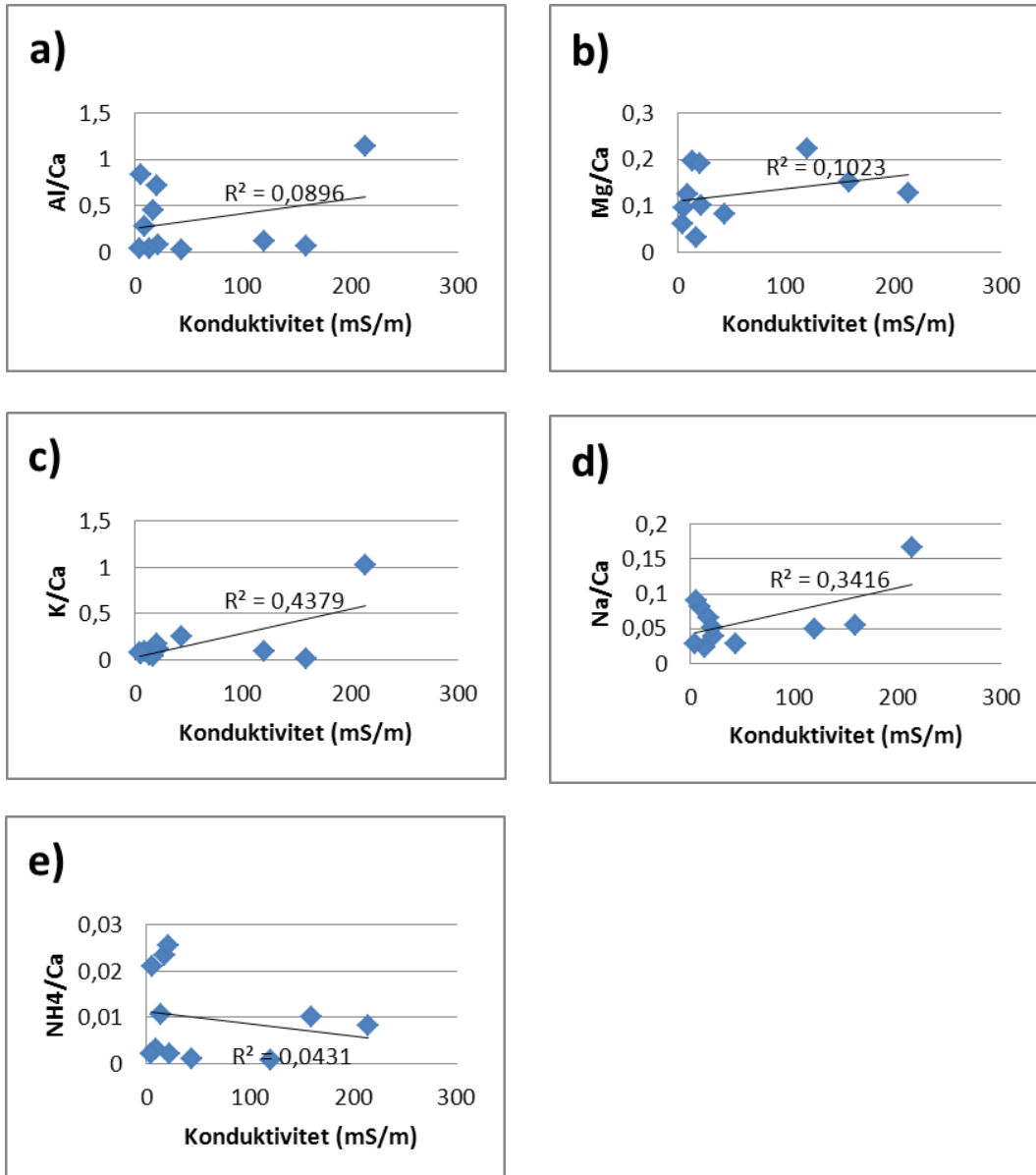


Figur 5.11. Korrelationen mellan konduktiviteten i grundvatten och procentandelen kalcium i mark under grundvattenytan.

5.9.2 Jonkvoter

Prover tagna över grundvattenytan

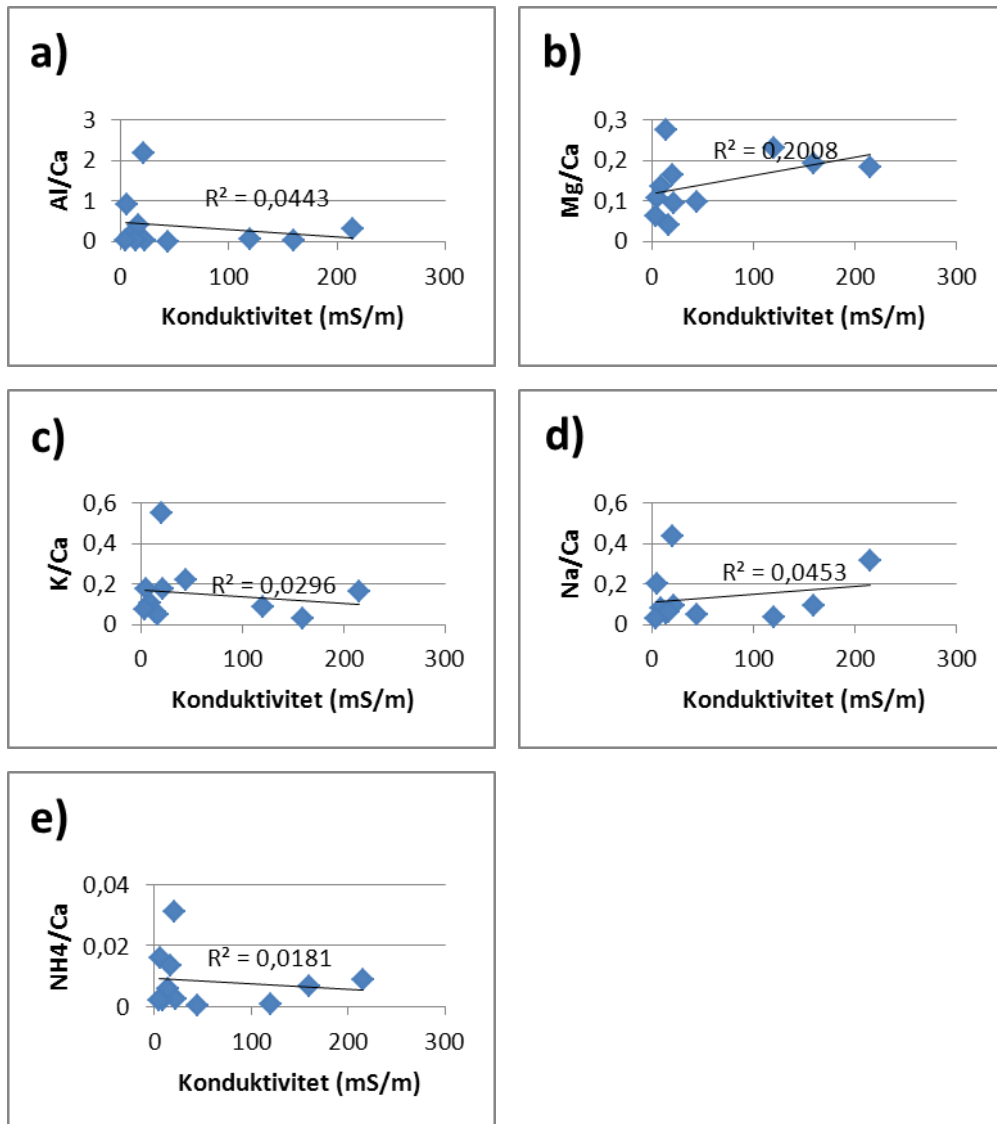
För korrelationen mellan konduktiviteten i grundvattnet och jonkvoterna i marken över grundvattenytan är ingen korrelation statistiskt signifikant vare sig för nivån $p=0,05$ eller för $p=0,10$. Korrelationen mellan K/Ca och konduktiviteten är den som är närmast signifikansnivån (figur 5.12; Siegle, 2011).



Figur 5.12. Korrelationen mellan konduktiviteten i grundvattnet och jonkvoter i marken ovanför grundvattenytan för kvoterna (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

Prover tagna under grundvattenytan

För korrelationen mellan konduktiviteten i grundvattnet och jonkvoterna i marken under grundvattenytan är ingen korrelation statistiskt signifikant, vare sig för nivån $p=0,05$ eller för $p=0,10$ (Siegle, 2011). Korrelationerna för prover under grundvattenytan (figur 5.13) är betydligt sämre än de över grundvattenytan (figur 5.12).



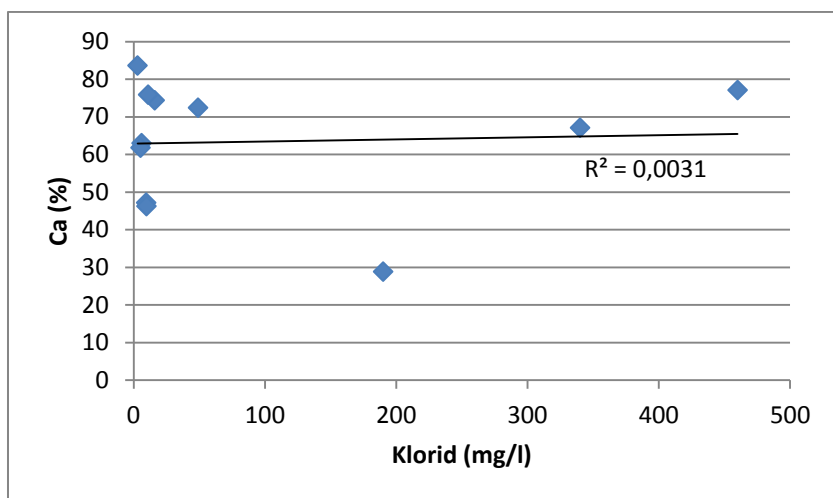
Figur 5.13. Korrelationen mellan konduktiviteten i grundvattnet och jonkvoter i marken under grundvattenytan för kvoterna (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

5.10 Klorid och markkemiska förhållanden

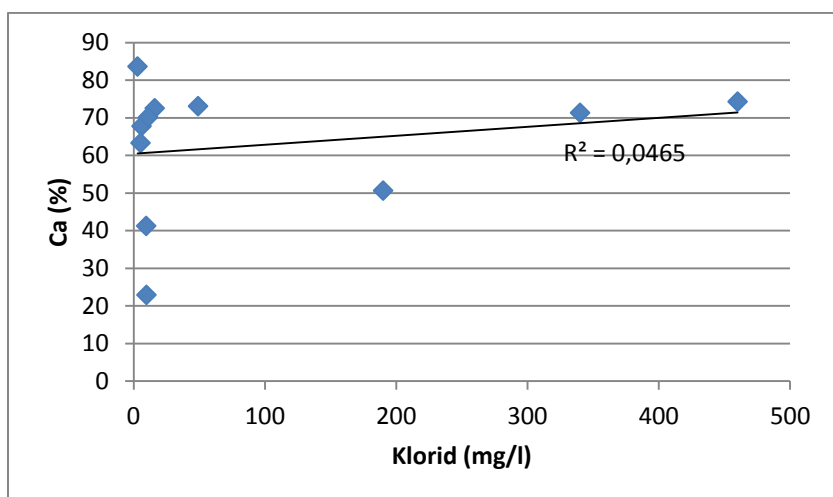
Korrelationen mellan nivån av klorid i grundvattnet och nivån av de olika jonkvoterna i marken har analyserats. Elva provpunkter har använts i analysen, vilket innebär det att ett R^2 -värde $>0,602$ ger en statistiskt signifikant korrelation med ett p-värde på 0,05. För signifikansnivån 0,10 krävs det ett R^2 -värde $>0,521$ (Siegle, 2011). Notera att även referensprovet är representerat i korrelationsanalysen.

5.10.1 Procentandel kalcium

Det finns ingen statistiskt signifikant korrelation mellan nivån av klorid i grundvattnet och procentandelen kalcium i mark, vare sig för prover tagna ovanför eller under grundvattenytan (figur 5.14; figur 5.15).



Figur 5.14. Korrelationen mellan kloridhalten i grundvatten och procentandelen kalcium i mark ovanför grundvattenytan.

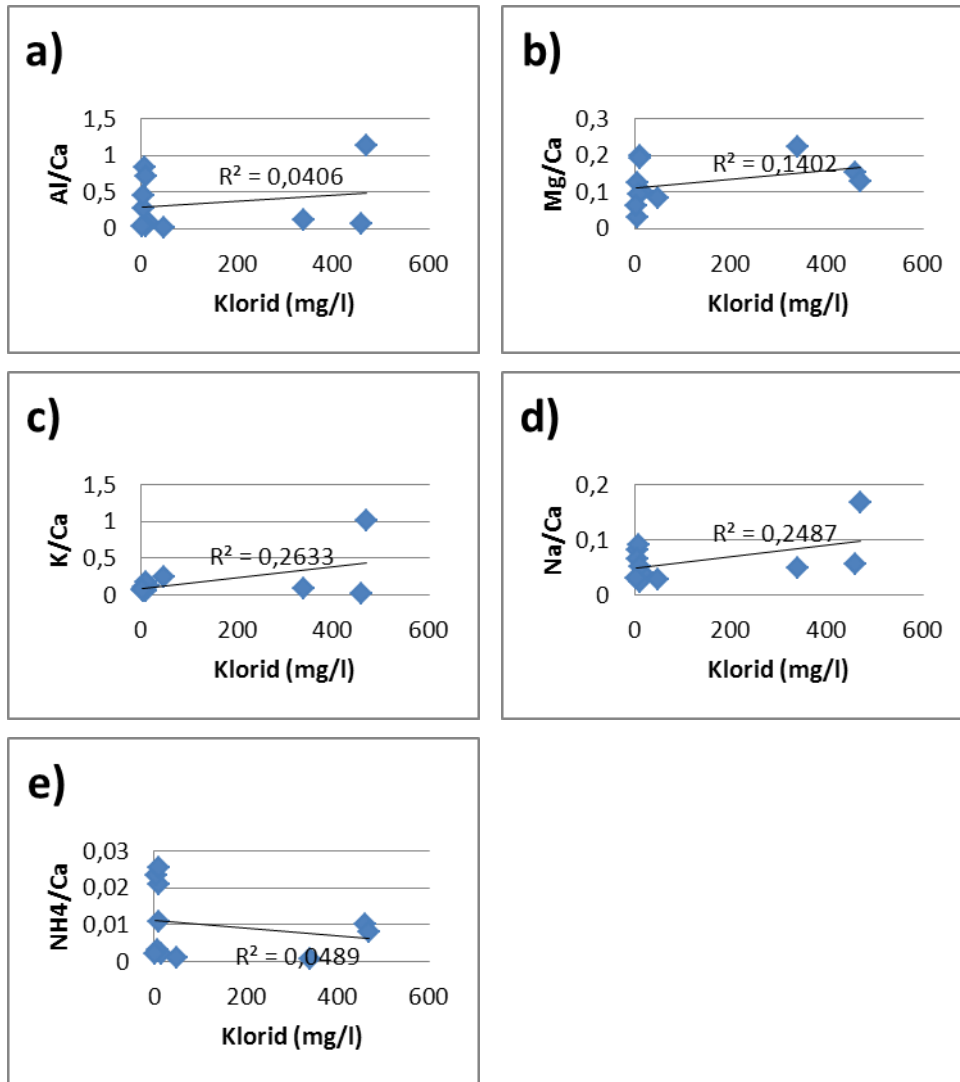


Figur 5.15. Korrelationen mellan kloridhalten i grundvatten och procentandelen kalcium i mark under grundvattenytan.

5.10.2 Jonkvoter

Prover tagna över grundvattenytan

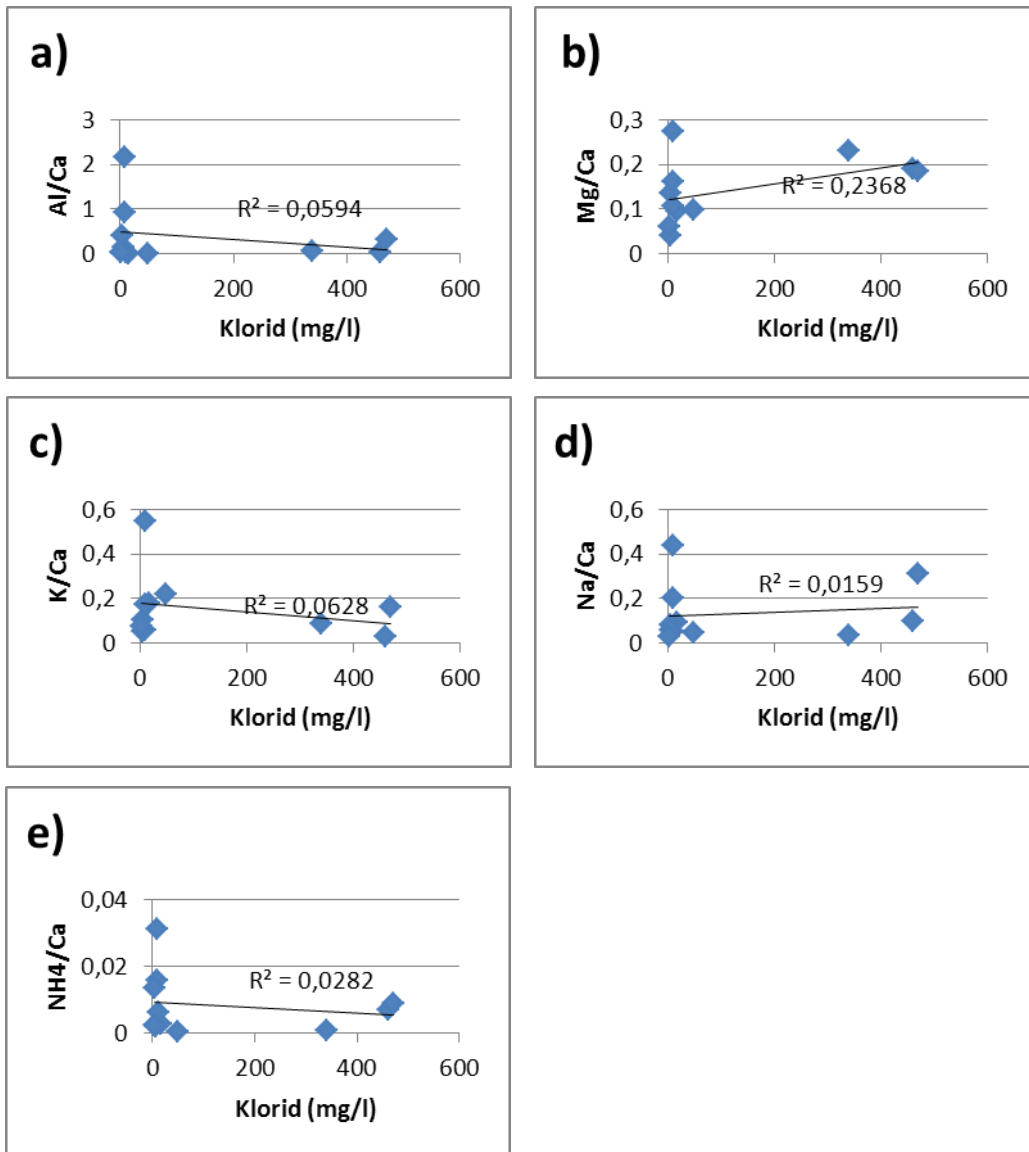
Ingen av korrelationerna mellan kloridhalten i grundvattnet och jonkvoterna i marken ovanför grundvattenytan är signifikant, varken för nivån $p=0,05$ eller $p=0,10$ (figur 5.16).



Figur 5.16. Korrelationen mellan kloridnivån i grundvattnet och jonkvoter i marken ovanför grundvattenytan för kvoterna (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH_4-N/Ca .

Prover tagna under grundvattenytan

Ingen av korrelationerna mellan kloridhalten i grundvattnet och kvoterna i marken under grundvattenytan är signifikant, varken för nivån $p=0,05$ eller $p=0,10$ (figur 5.17).



Figur 5.17. Korrelationen mellan kloridnivån i grundvattnet och jonkvoter i marken under grundvattenytan för kvoterna (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) $\text{NH}_4\text{-N/Ca}$.

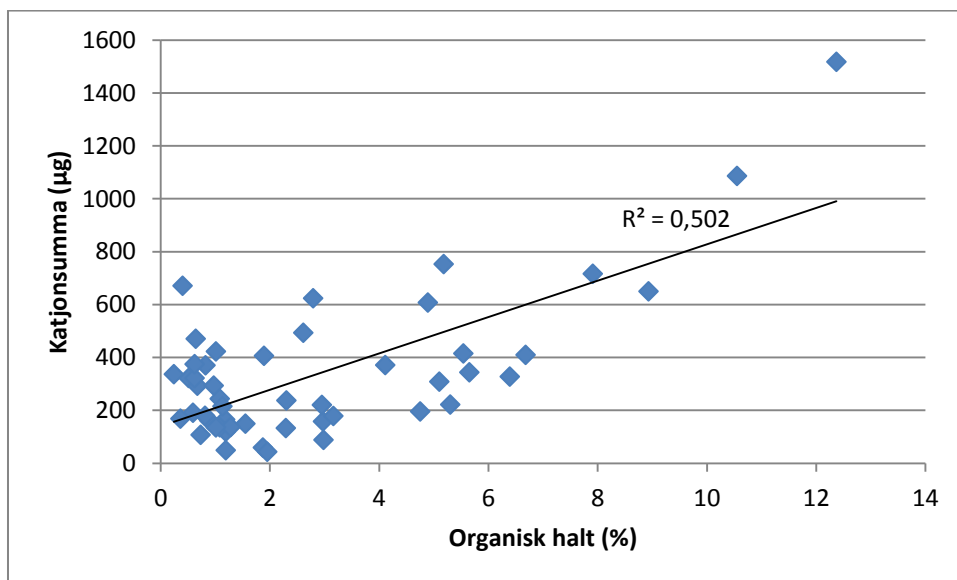
5.11 Vatten- och markkemisk dataanalys

Koncentrationen av katjoner i analyserade vatten- och markprover uppvisar stora skillnader mellan de olika proverna (figur 1-12, bilaga 26). Andelen aluminium är störst i de vattenprover som är tagna inom det avbanade området väster om avfallsanläggningen, men samma tendens kan inte ses i markproverna inom samma område (figur 1.2a; figur 2-4 bilaga 26). En stor andel aluminium i markprover kan istället ses inom de områden där vattenprover innehåller en stor mängd natrium (figur 5,6, 9 och 11, bilaga 26). Magnesium finns i samma storleksförhållande i mark- och vattenproverna för de flesta provpunkter (bilaga 26). Att notera är att även jordens jonsammansättning är representerad i olika hög grad i den vattenkemiska analysen, vilket försvårar en adekvat jämförelse mellan mark- och vattenprover. De jonhalter som erhållits från vattenanalysen behöver alltså inte stämma överens med den verkliga jonhalten i vattnet.

Det föreligger ingen uppenbar förändring i jonsammansättning för ytvatten nedströms avfallsområdet jämfört med prov Y4 som ligger norr om området. Natriumhalten är störst för punkt Y4 och för Y3, belägna längst nedströms avfallsområdet. Andelen natrium är lägre för prov Y1 och Y2 och andelen kalcium är störst i punkt Y2 (figur 4.5; figur 12, bilaga 26).

5.12 Organisk halt och jonadsorption

Det föreligger en statistiskt signifikant korrelation mellan den organiska halten i jorden och den totala mängden katjoner som kan binda till (figur 5.18). Korrelationen är signifikant även på nivån $p=0,01$ (Siegle, 2012).



Figur 5.18. Korrelationen mellan den totala mängden katjoner adsorberade till 1 g torr jord och den organiska halten.

5.13 Grundvattenflödets hastighet

På grundval av utförda kornstorleksanalyser, som uppvisar att moränen utgör en grusig-sandig till siltig-sandig sådan, torde grundvattnets flödes hastighet angivet som hydraulisk konduktivitet (K) ligga inom ett tämligen stort hastighetsintervall, $\sim 1 \cdot 10^{-5} - 10^{-8}$ m/s (Rosén m.fl., 2006). Hydraulisk gradient (i) beräknas enligt formel 4.2. För längdskillnaden (l) 1200 m uppskattas nivåskillnaden (h) för grundvattnet vara 10,5 m (figur 5.1; figur 5.2), vilket ger en hydraulisk gradient på 0,0085. Skenbar grundvattenflödes hastighet (v) beräknas enligt formel 4.3, vilket ger hastigheten $8,5 \cdot 10^{-8} - 8,5 \cdot 10^{-11}$ m/s, eller 0,027-2,7 m/år.

6. Diskussion

6.1 Grundvattenriktning

Det kan styrkas att grundvattnets flödesriktning inom provområdet är västlig, vilket tidigare angivits (Andersson & Mårtensson, 1994; Andersson & Pettersson, 1994). Provpunkterna är dock så pass få att ett exakt flödesmönster inte kan erhållas. Informationen anses ändå vara tillräcklig för att området väster om avfallsanläggningen kan antas vara det område som påverkas av lakvattenläckage och därmed utgör ett lämpligt område för provtagning. Den i arbetet utförda kornstorleksanalysen, samt den i litteraturen angivna densamma visar att det finns en stor variation av moränstyper. Eftersom dessa olika moräntyper har en varierad hydraulisk konduktivitet kan detta leda till att grundvattnet eventuellt flödar mer inom vissa områden väster om avfallsanläggningen. Detta skulle kunna innebära att grundvattnets flödesmönster skiljer sig något från den generella flödesriktningen.

6.2 Markkemiska förhållanden

Utifrån de statistiska analyserna erhöles en signifikant skillnad i andelen kalcium adsorberad i marken mellan området väster om avfallsanläggningen och referensområdet nordost därom, både för prover tagna över och under grundvattenytan (figur 5.3). Det kan alltså utrönas att en genomströmning av lakvatten leder till att kalcium byts ut i en större utsträckning, dvs. att andra joner binder in till markpartiklarna istället för kalcium.

När kalcium byts ut mot andra joner i samband med lakvattengenomströmningen är det av intresse att undersöka vilka joner som istället binder till markpartiklarna. För markprover tagna både över och under grundvattenytan kan det ses en signifikant skillnad i förhållandet mellan magnesium mot kalcium respektive natrium mot kalcium (kvoterna Mg/Ca och Na/Ca) vad gäller adsorption till markpartiklar mellan det förorenade området och referensområdet. Förhållandet mellan kalium och kalcium (kvoten K/Ca) är inte signifikant olika mellan områdena, varken över eller under grundvattenytan. Kvoten Al/Ca är signifikant för prover tagna över men inte under grundvattenytan, medan kvoten $\text{NH}_4\text{-N/Ca}$ är signifikant för prover tagna under men inte över grundvattenytan mellan de två områdena. Kvoten Mg/Ca är den som uppvisar störst signifikant skillnad för prover tagna både över och under grundvattenytan. Denna kvot kan således vara den bästa indikatorn på lakvattenpåverkan vad gäller jonkvoter (tabell 5.2; tabell 5.3).

De provpunkter väster om avfallsområdet som på grundval av konduktiviteten i grundvattnet ej bedömts vara tydligt lakvattenpåverkade har exkluderats i analysen. Denna avvägning styrker att de prover som har använts i den statistiska analysen verkligen är påverkade av lakvatten, vilket validerar att ovanstående resultat speglar skillnader mellan ett lakvattenpåverkat och ett opåverkat område.

Vid undersökningen av de markkemiska förhållandena har även ”konkurrensen” mellan de olika jonerna granskats för att utröna om de uppvisade konkurrensmönstren stämmer överens med teorin. Denna jonkonkurrens redovisas grafiskt i figur 5.6 och 5.7 för jonkvoterna Al/Ca och Mg/Ca under grundvattenytan och i figur 1-10, bilaga 25 för övriga jonkvoter samt för procentandelen kalcium. I markprover tagna både över och under grundvattenytan finns den minsta mängden kalcium i de områden där den största andelen aluminium i förhållande till kalcium har påträffats (figur 5.6; figur 1-2, bilaga 25; figur 7, bilaga 25). Aluminium är den undersökta jon som enligt teorin har störst förträngande förmåga och därför i störst utsträckning kan ta kalciumets plats vid adsorption till mark (Gustafsson m.fl., 2007). Data från denna undersökning verifierar detta förhållande. Vidare påvisas konkurrens mellan aluminium och magnesium, vilka är de joner som förutom kalcium har störst förträngande förmåga, dvs. störst möjlighet att binda till markpartiklar (Gustafsson, m.fl., 2007). I huvudsak är kvoten Mg/Ca större i de områden där kvoten Al/Ca är lägre och vice versa. Detta framgår framförallt i markprover tagna under grundvattenytan (figur 5.6; figur 5.7), men tendensen ses även för markprover tagna över grundvattenytan (figur 2-3, bilaga 25). Det kan tolkas som att aluminium tränger ut övriga joner när jonen förekommer i grundvattnet, men i områden med lägre mängd aluminium har magnesium större möjlighet att binda till markpartiklarna.

För att förklara skillnaden i jonsammansättning mellan olika provpunkter kan erhållna resultat granskas mer ingående. Vid provpunkterna L, Q, R och S föreligger kalcium i sin lägsta uppvisade andelsnivå, både för prover tagna över och under grundvattenytan (figur 4.2; figur 1, bilaga 25; figur 7, bilaga 25). I dessa fyra markprover är den totala mängden adsorberade joner lägre än medelvärdet för alla prover (tabell 2-3, bilaga 19), vilket tyder på att markens totala förmåga att binda joner är lägre här. En större mängd joner i grundvattnet vid dessa områden skulle därför eventuellt kunna påverka markkemin mer. Det skulle då inte krävas lika många aluminiumjoner i grundvattnet för att minska procentandelen kalcium till en viss nivå, jämfört med de områden i marken där jorden kan binda till fler joner. Dock finns det andra markprov med lägre totalhalt joner som inte har en låg andel kalcium bundet till sig (tabell 2-3, bilaga 19). Förklaringen till att just området kring provpunkterna vid R och S uppvisar en större påverkan skulle eventuellt kunna bero på förekomsten av ett utströmningsområde. En geofysisk undersökning visar tecken på att en sprickzon går genom detta område (B. Sundlöf, personlig kontakt, 2011) och höga konduktivitetsnivåer har uppmätts i grundvattnet (bilaga 18; bilaga 20). Det finns således indikationer på att detta område har haft en större lakvattenpåverkan, vilket i sin tur skulle kunna förklara de låga nivåerna av kalcium. En ytterligare förklaring till en större lakvattenpåverkan i detta område är att den hydrauliska konduktiviteten är större mellan området och avfallsanläggningen för dessa provpunkter (se kapitel 5.4; Andersson & Pettersson, 1994), vilket skulle kunna innebära att lakvattnet flödar i dessa jordfraktioner i en större grad. Vid provpunkt L är dock

konduktiviteten i grundvattnet låg vid provtagningstillfället, vilket tyder på att lakvattenströmningen är liten i detta område. Vid G10 är konduktiviteten förhöjd, men inte i en sådan nivå att det kan förklara den låga halten kalcium där.

Det kan även ses att kvoterna natrium och ammonium i förhållande till kalcium (Na/Ca och $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{Ca}$), trots jonernas låga förträngande förmåga (Gustafsson m.fl., 2007), finns i en större utsträckning i de områden där aluminium finns i stor utsträckning och där andelen kalcium är låg (figur 5.6; figur 5.7; bilaga 25). Detta skulle kunna förklaras av att en större mängd lakvatten med en relativt låg halt kalcium har flödat genom dessa områden, vilket i sin tur har lett till att dessa joner bytt plats med kalcium.

Eftersom aluminium finns i en stor utsträckning inom vissa områden väster om avfallsanläggningen är det av ett intresse att undersöka anledningen till detta. Aluminium kan läcka i jorden och bli mer dominant vid lägre pH (Brady & Weil, 2002), men en koppling med pH-värdet kan inte ses i detta fall (tabell 5.1; figur 5.6; figur 2, bilaga 25). En möjlighet för aluminiumtransport i grundvattnet kan vara att jonen binder till organiska föreningar från lakvattnet. Det finns dock ingen uppenbar koppling mellan nivån av COD-Mn i grundvattnet, som är ett sätt att mäta hur mycket organiskt material som finns i vattnet, och nivån av aluminium i marken. Det är dock möjligt att den organiska halten i grundvattnet har varierat och varit högre vid de tillfällen då aluminium har transporterats med grundvattnet och aluminium sedan har bundits till marken i större utsträckning.

Det angreppssätt att detektera lakvattenspridning som har undersökts i denna rapport är av extra stort intresse om markprover tagna ovanför grundvattenytan går att använda vid detektion av lakvattenströmningar. Anledningen till detta är att grundvattenytan vid några tider på året kan nå de översta jordlagren som i regel har en luckrare struktur (Eriksson m.fl., 2011), vilket innebär att grundvattenflödets hastighet, och således även lakvattenspridningens hastighet, blir större i dessa lager. Med de befintliga metoderna kan inte flödesvägarna i dessa lager undersökas om inte provtagning sker just de dagar när grundvattnet står som högst. För att undersöka om sättet att använda markkemiska parametrar som indikation på lakvattenpåverkan kan användas även för prover tagna ovanför grundvattenytan utfördes en korrelationsanalys för markkemin över och under grundvattenytan. Utifrån denna analys erhöles resultatet att det finns en statistiskt signifikant korrelation för andelen kalcium (figur 5.8), samt för kvoterna Mg/Ca och $\text{NH}_4\text{-N}/\text{Ca}$ (figur 5.9b; figur 5.9e) för prover tagna över och under grundvattenytan. Detta styrker att sättet att mäta de markkemiska parametrarna är robust även ovanför grundvattenytan (i de fall då grundvattenytan tidigare har stått högre) för dessa joner.

6.3 Vatten- och markkemiska förhållanden

Det finns ingen statistiskt signifikant korrelation mellan vare sig konduktivitet eller klorid i grundvatten i förhållande till de markkemiska parametrarna (figur 5.10-5.17). Eftersom konduktivitet och klorid är typiska parametrar för detektion av lakvatten (Naturvårdsverket, 2008) torde en korrelation tyda på att metoden att använda de markkemiska parametrarna är pålitlig. Dock är dessa vattenkemiska parametrar ett ögonblicksmått på förhållandena i grundvatten, medan markkemin har en möjlighet att bära på historisk information om lakvattenspridning. Att en korrelation inte kunde erhållas behöver alltså inte innebära att hypotesen ska förkastas.

Även en jämförelse mellan procentandelen joner i mark- och vattenprover utfördes (bilaga 26). Eftersom även joner från fast material, såsom jordmaterial, är representerat i olika hög grad i resultatet för vattenanalyserna så försvårar det en adekvat jämförelse av jonförhållandet mellan mark- och vattenprover. Det kan i figurerna inte ses en koppling mellan jonförhållandena i vatten och mark, men eftersom vattenproverna inte är filtrerade och dessutom uppslutna innebär det att analysresultaten från de grumligare vattenproverna skiljer sig från den verkliga sammansättningen i vattnet. Det kan därför inte säkerställas om det finns en verklig koppling eller inte.

Vad beträffar ytvattenpåverkan av lakvattenflödet föreligger en tendens för sådan påverkan nedströms avfallsanläggningen jämfört med provpunkten Y4 som är belägen norr om området (figur 4.5; tabell 5.1). Konduktiviteten ökar nedströms, vilket tyder på en tillförsel av joner från lakvattenströmningar. Dock är kloridhalten som högst både längst nedströms och för prov taget i punkt Y4. Detta förhållande skulle kunna förklaras av att Y4 ligger nära en bilväg och på så vis har fått tillförsel av klorid via vägsaltning. Det kan heller inte ses en tydlig förändring i jonsammansättning mellan Y3 och Y4. Natriumhalten i de fyra ytvattenproverna är högst i punkt Y3 som ligger längst nedströms avfallsanläggningen och i punkt Y4 som ligger vid vägen. Precis som för den förhöjda kloridhalten i punkt Y4 är det möjligt att den höga natriumhalten har sitt ursprung i vägsaltning. Till punkt Y3 kan det även ha tillförts natrium från lakvatten (figur 4.5; figur 12, bilaga 26).

6.4 Referensvärden för markkemisk analys

För prover tagna inom det undersökta referensområdet kan det ses en tendens att procentandelen kalcium minskar med djupet (tabell 1, bilaga 22), men referensproverna är så pass få att detta är svårt att säkerställa. För kvoter mellan övriga undersökta joner och kalcium kan det inte ses en tydlig tendens i förändring med djupet. Referensproverna får därför antas visa en naturlig variation i mark och därmed väl fungera som referens för analyserna i detta arbete, vad gäller prover tagna ovanför markytan. Dock är provpunkterna så pass få att de inte med säkerhet kan antas visa hela den naturliga variationen för den provtagna jorden. Jonsammansättningen i mark under grundvattenytan har inte varit möjlig att undersöka i denna analys eftersom markprover i denna nivå inte kunde tas vid provtillfället.

6.5 Användningsområde

Föreliggande arbetes undersökningsupplägg kan användas för att detektera lakvattenstråk från en deponi, både de nuvarande stråken och tidigare sådana. Eftersom detta angreppssätt kan användas för prover tagna både under grundvattenytan och över densamma, i de fall där grundvattenytan temporärt har stått över den befintliga grundvattenytan, kan även information erhålls om grundvattenströmningar i de grundare jordlagren. Detta kan vara av intresse eftersom grundvattnet när det står högt kan nå det luckrare jordlagret där vattnet kan få en snabbare passage (Eriksson m.fl., 2011), vilket kan leda till att lakvattnet eventuellt tar andra vägar.

Metoden har även fördelar mot metoder där grundvatten mäts under exempelvis en veckas tid eller när ”passiva provtagare” används (Törneman m.fl., 2009) i och med att information över ett större tidsspänn än detta kan erhållas med den markkemiska metoden. I nämnda metoder analyseras dessutom ca 150 parametrar (Törneman m.fl., 2009), vilket är betydligt fler än vad som krävs vid den markkemiska undersökningen.

För att denna metod skulle kunna fungera för provtagning över och under grundvattenytan krävs dock att det finns information om grundvattenytans fluktuation över en längre tid, vilket innebär att grundvattenobservationsrör måste sättas inom området i de fall där rör inte redan finns. Eftersom provtagning av grundvattnet är en angiven metod för deponins kontrollprogram (NFS 2004:10, 42 §) och för att grundvattenytans läge utifrån gällande regelverk ska mätas minst två gånger om året när deponin är i drift (NFS 2004:10, 42 § p.2) finns det i nyare deponier både grundvattenrör och data gällande grundvattenytans fluktuation. Det är även troligt att det finns grundvattenrör i anslutning till äldre deponier som inte är påverkade av ovan nämnda regelverk, eftersom provtagning av grundvattnet är en vanlig metod för att undersöka lakvattenstråk (Naturvårdsverket, 2008).

Genom den utformning och analysomfattning som har tillämpats i denna undersökning kan resultatet enbart indikera att metoden kan användas för att detektera lakvattenstråk. Föroreningsgraden kan inte i nuläget utrönas utifrån de markkemiska parametrarna. Dock kan en provtagning visa var stråken finns och på så vis minska behovet av att sätta fler grundvattenrör. Fördelen med metoden är även att den troligtvis inte påverkas i lika stor grad av utspädning som kan ske vid större grundvattenbildning.

6.6 Osäkerheter förknippade med studien

Under arbetes gång har olika avväganden fått göras vilket har påverkat resultatet mer eller mindre. I fält utfördes enbart en uppskattning av grundvattenytans läge för flera av markproverna, vilket skulle kunna innebära att markproverna ej togs på samma nivå under/över grundvattenytan för alla prover. Jord föll även ner från väggarna i provgropen i olika stor utsträckning, vilket innebär att proverna kan ha blivit påverkade av jordens sammansättning ovanför angiven provtagningsnivå. Även det faktum att grundvattenytan låg på olika djup för de olika provpunkterna innebär att de markkemiska förhållandena skulle kunna ha en naturlig varians. Grundvattenobservationsrören befann sig även på olika djup, och eftersom kornstorlek och markkemi inte är helt lika på alla djup samt att, som anges av Andersson och Pettersson (1994), lakvattnet möjligtvis rör sig i de djupare lagren, innebär det

att grundvattenkemin inte är helt jämförbar mellan de olika observationspunkterna. Vad gäller kornstorleksanalysen användes en för liten mängd material för att kornstorlekarna definitivt skulle kunna bestämmas. Jorden behövde även hämtas från flera nivåer, som skulle kunna ha olika fraktioner, för att en tillräckligt stor mängd skulle erhållas, vilken även det kan påverka analysen.

Vid den vattenkemiska analysen uppslöts proverna innan jonhalterna analyserades, på grund av missförstånd gentemot laboratoriet. Detta innebär att även de joner som var bundna till fasta partiklar, samt de joner som bygger upp markpartiklarna, analyserades. För de grumligare proverna, dvs. de prov med större andel fasta partiklar, kan detta förfarande ge en större felaktig bild än för prover med lägre grumlighet. Det kan även göra att det är svårt att jämföra de vattenkemiska förhållandena mellan olika vattenprover.

I de statistiska analyserna valdes det att inte använda analysresultaten från observationsrör G11, utan istället använda resultaten från vattenanalyser som var tidsmässigt nära provtagningstillfället. Värdena som erhöles vid provtillfället anses vara riktiga eftersom pH-värdet i fält var i samma nivå som det uppmätta värdet i laboratorieanalysen, samt att konduktiviten var hög vid båda mätningarna. Dock antas inte den tillfälliga vattenkvaliteten ha påverkat markkemin i en större utsträckning, men om så är fallet kan detta antagande ha gett ett felaktigt resultat.

En ytterligare felkälla gällande de statistiska analyserna för markkemin under grundvattenytan är att inga referensvärden nordost om avfallsanläggningen erhöles för denna nivå. Det är möjligt att markkemin hade skilt sig under grundvattenytan i detta område jämfört med markkemin över grundvattenytan i en sådan utsträckning att resultatet hade blivit annorlunda. Även det faktum att provpunkterna var få och inte följde en normalfördelningskurva perfekt kan göra att analyserna inte nödvändigtvis är helt jämförbara med verkligheten.

7. Slutsats och förslag för framtida studier

Undersökningen visar att det är möjligt att använda markkemiska förhållandena för att detektera lakvattenströmningar, vilket bekräftar hypotesen. Genom denna angreppsvinkel kan skillnaden mellan andelen kalcium i ett referensområde och de provpunkter inom ett förväntat lakvattenpåverkat område jämföras. Vidare kan kvoten Mg/Ca mellan dessa områden användas som en indikator för lakvattenpåverkan. Detta styrks av att det föreligger en statistiskt signifikant skillnad för dessa markkemiska parametrar mellan referensområdet och det förorenade området. Det finns även en statistiskt signifikant korrelation mellan markkemin under och strax över grundvattenytan, vilket styrker att undersökningsförfarandet kan användas i båda fallen.

För att utveckla detta ytterligare och för att validera resultaten kan ytterligare analyser utföras. En möjlighet är att under laboratoriestyrda förhållanden låta lakvatten från olika deponier och med olika kemisk sammansättning och koncentration flöda igenom jord av olika karaktär. Förändringar i markkemin innan och efter detta genomflöde kan då undersökas på ett mer kontrollerat sätt. Genom ett sådant förfarande kan resultatet från denna studie valideras. Nivån av markkemisk förändring i förhållande till koncentrationen av olika ämnen i lakvatten skulle

kunna undersökas och förfinas undersökningsverktyget. En ytterligare sak som skulle kunna undersökas är hur snabb effekten blir i markkemisk sammansättning när grundvattnets koncentration av föroreningar ändras över tid, vilket är fallet när lakvatten späds ut vid exempelvis häftiga regn, eller koncentreras vid torrare perioder. Även kemisk påverkan för markprover tagna i olika djupnivåer skulle kunna undersökas.

Eftersom enbart sex stycken joner har analyserats i denna undersökning och andra joner skulle kunna finnas i en större utsträckning i lakvatten hade fortsatta studier innehållande fler joner varit av intresse. Exempelvis järn finns i en större utsträckning i grundvattnet (bilaga 3-17; dock kan en del av detta förklaras av järninnehållet i observationsrör 1, 2 och 5) vilket skulle kunna styrka att en analys av denna jon är av intresse, men även andra joner med stor förträngande förmåga skulle kunna vara intressanta att undersöka.

För att referensprover inte ska behöva tas vid varje provtagningstillfälle när denna metod används bör det undersökas om det är möjligt att använda markkemiska värden från litteraturen vid analysen och om dessa litteraturvärden stämmer överens mellan olika områden med samma typ av jordart. Eftersom litteraturvärden kan anges i enheten mekv/100 g (Norrström & Jacks, 1986) kan det även vara av intresse att se om förhållandet mellan jonkvoter med denna enhet ger andra resultat i statistiska analyser än de som har erhållits i denna rapport. Anledningen till att det skulle kunna bli en skillnad om denna enhet används är att jonladdningens storlek tas i beaktande, vilket kan innebära att koncentrationerna och sedermera förhållandena mellan de olika jonerna är annorlunda om denna enhet används.

Referenser

- Andersson, A-C. & Mårtensson, J. (1994). *Vetlanda kommun – planerad utbyggnad av Flishults avfallsanläggning – lakvattenhantering*. Jönköping: VBB VIAK AB.
- Andersson, A-C. & Pettersson, M. (1994). *Vetlanda kommun - planerad utbyggnad av avfallsanläggning – undersökning av lakvattenspridning i grundvattenmagasinet nedströms avfallsanläggningen*. Jönköping: VBB VIAK AB.
- Andréasson, U. (1998). *Renhållning på liv och död*. Populär historia nr.3, 1998.
- Ashman, M. R. & Puri, G. (2002). *Essential soil science – A clear and concise introduction to soil science*. Oxford: Blackwell Science Ltd
- Avfallsförordning (2011:927), till och med ändring 2011:1009.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (2002). *The nature and properties of soils* (13:e upplagan). New Jersey: Pearson Education Inc.
- Bernes, C. & Lundgren, L. J. (2009). *Bruk och missbruk av naturens resurser – En svensk miljöhistoria*. Monitor 21. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Bruch, H. (2003). *Flishults avfallsanläggning, Vetlanda kommun – Resultat av markresistivitetmätningar utförda okt-nov 2002 samt åtgärder för att uppsamla förorenat grundvatten*. Växjö: Mark & Vatten Ingenjörerna AB [sic].
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Lund: Studentlitteratur AB.
- Europaparlamentets och rådets direktiv (2008/98/EG).
- Fetter, C.W. (2001). *Applied hydrogeology* (4:e upplagan). New Jersey: Prentice-Hall, Inc.
- Fredén, C. (red.) (2002). *Sveriges nationalatlas – Berg och jord* (3:e upplagan). Vällingby.
- Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, till och med ändring 2011:996.
- Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll, till och med ändring 2011:22.
- Förordning (2001:512) om deponering av avfall, till och med ändring 2011:999.
- Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I. (2007). *Soil and water chemistry*. Stockholm: KTH, Department of land and water resources engineering.
- Johansson, B. (1998). *Bestämning av antalet kristallvatten i kopparsulfat*. Tillgänglig: <http://school.chem.umu.se/Experiment/178> [2012-01-24].
- Johansson, S. Hassel Tjell, K. & Sundlöf, B. (2010). *Utredning av lakvattenläckage till grundvattnet från Flishults deponi*. Tyréns. Beställare: Vetlanda energi och teknik AB.
- Körner, S. & Wahlgren, L. (2007). *Statistisk dataanalys*. Lund: Studentlitteratur.
- Leroux, V. & Dahlin, T. (2002). *Resistivitets- och IP-mätningar vid Flishults avfallsanläggning, Vetlanda*. Lund: Lunds Tekniska Högskola
- Markinfo (2011). *Sveriges äldre berggrund - urberget*. Tillgänglig: <http://www.markinfo.slu.se/sve/mark/berggr.html> [2011-09-13].
- Miljöbalk (1998:808), till och med ändring 2011:1102.
- Miljömål (2010a). *Utfasning av farliga ämnen*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.nu/4-Giftfri-miljo/Delmal/Utfasning-av-farliga-amnen-20072010/> [2011-10-17].
- Miljömål (2010b). *Levande sjöar och vattendrag - definition*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.nu/8-Levande-sjoar-och-vattendrag/Definition/> [2011-10-17].
- Miljömål (2010c). *Utsläpp av kväveföreningar*. Tillgänglig: <http://miljomal.nu/7-Ingen-overgodning/Delmal/Utslapp-av-kvaveforeningar-2010/> [2012-01-25].
- Miljömål (2011a). *Om miljömålen*. Tillgänglig: <http://www.miljomal.nu/Undre-meny/Om-miljomalen/> [2011-10-17].

- Miljömål (2011b). *Giftfri miljö*. Tillgänglig:
<http://www.miljomal.nu/4-Giftfri-miljo/Definition/> [2011-10-17].
- Miljömål (2011c). *Grundvatten av god kvalitet*. Tillgänglig:
<http://www.miljomal.nu/9-Grundvatten-av-god-kvalitet/Definition/> [2011-10-17].
- Miljömål (2011d). *Rent vatten för dricksvattenförsörjning*. Tillgänglig:
<http://www.miljomal.nu/9-Grundvatten-av-god-kvalitet/Delmal/Rent-vatten-for-dricksvattenforsorjning-2010/> [2011-10-17].
- Miljömål (2011e). *Utsläpp av fosforföreningar (2019)*. Tillgänglig:
<http://miljomal.nu/7-Ingen-overgodning/Delmal/Utslapp-av-fosforforeningar-2010/> [2012-01-25].
- Naturvårdsverket (2008). *FAKTA: Lakvatten från deponier*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2010). *Avfall i Sverige 2008*. Rapport 6362. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2011a). *Deponeringsförbud*. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Deponering-av-avfall/Lagstiftning-och-vagledning/Deponeringsforbud/> [2012-01-20].
- Naturvårdsverket (2011b). EU:s nya avfallsdirektiv. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/en/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/EUs-nya-avfallsdirektiv/> [2012-01-20].
- Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10).
- Norrström, A.-C. & Jacks, G. (1986). *Markkalkning för att åtgärda surt grundvatten – lägesrapport i februari 1986*. Stockholm: Institutionen för kulturteknik, Tekniska högskolan.
- Nygård, H. (2004). *Bara ett ringa obehag? Avfall och renhållning i de finländska städernas profylaktiska strategier 1830-1930*. Diss. Åbo akademi. Åbo: Åbo akademis förlag.
- Persson, M. (2001). Jordartskarta 6F Vetlanda SV, skala 1:50 000. *Sveriges geologiska undersökning Ae 147*.
- Persson, L. (1989a). Berggrundskarta 6F Vetlanda SV, skala 1:50 000. *Sveriges geologiska undersökning Af 170*.
- Persson, L. (1989b). Strukturgeologisk karta 6F Vetlanda SV, skala 1:50 000. *Sveriges geologiska undersökning Af 170*.
- Pousette, J. Fogdestam, B. & Engqvist, P. (1989). Beskrivning till kartan över grundvattnet i Jönköpings län. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning Ah 11.
- Rosén, B., Andersson-Sköld, Y. och Starzec, P. (2006). *Emissioner från bränder – Spridning till mark och vatten*. Varia 568. Linköping: Statens geotekniska institut.
- Samuelsson, P (2005). *Hydrogeologisk utvärdering av läge för kompletterande provtagningsbrunn i jord, Flishults avfallsanläggning, Vetlanda*. Göteborg: Ramböll Sverige AB.
- Siegle, D. (2011). *Critical values of the Pearson product-moment correlation coefficient*. Neag School of Education, University of Connecticut. Tillgänglig:
<http://www.gifted.uconn.edu/siegle/research/Correlation/corrchrt.htm> [2012-02-09].
- Sundlöf, B., Lindskog, Å. & Rosander, M. (2011). *Byggande och anläggande på och i anslutning till gamla avfallsupplag - Problem och möjliga lösningar avseende gassäkerhet och andra frågeställningar*. Kristianstad: Tyréns.
- Svantesson, I. (2010). *Deponiläget 2009*. Avfall Sverige. Tillgänglig:
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/statistik/> [2012-01-20].

- Törneman, N., van Praagh, M., Johansson, M., Karlsson, L., Ingelstedt Frendberg, L., Heander, E. & Johansson, A. (2009). *Organiska riskämnen i lakvatten – en litteraturgenomgång och problembedömning*. SWECO Environment. Beställare: Naturvårdsverket.
- Vetab (2009a): *MILJÖRAPPORT - För Flishults avfallsanläggning (0685-60-001) år: 2009 version: 1. Grunddel*. Tillgänglig:
<http://www.vetlanda.se/download/18.28c6597c128c46498568000525/Grunddel.pdf> [2011-09-06].
- Vetab (2009b) *MILJÖRAPPORT - För Flishults avfallsanläggning (0685-60-001) år: 2009 version: 1. Bilaga 8. Fördelning avfall, avfallslämnare samt plockanalyser*. Tillgänglig:
<http://www.vetabvetlanda.se/download/18.28c6597c128c46498568000522/Bilaga+8+F%C3%B6rdelning+avfall+avfalls%C3%A4mnare+samtplockanalyser.pdf> [2011-09-06].
- Vetab (2009c). *MILJÖRAPPORT - För Flishults avfallsanläggning (0685-60-001) år: 2009 version: 1. Bilaga 3. Avfall från andra kommuner samt större avfallslämnare (>50 ton)*. Tillgänglig:
<http://www.vetlanda.se/download/18.28c6597c128c46498568000529/Bilaga+3+FA+avfall+fr%C3%A5n+andra+kommuner+mm.pdf> [2011-09-06].
- Vetab (2009d). *MILJÖRAPPORT - För Flishults avfallsanläggning (0685-60-001) år: 2009 version: 1. Bilaga 4. Övrig statistik 2009*. Tillgänglig:
<http://www.vetabvetlanda.se/download/18.28c6597c128c46498568000518/Bilaga+4+%C3%96vrig+statistik.pdf> [2011-09-06].
- Vetab (2011a). *Flishults avfallsanläggning*. Tillgänglig:
<http://www.vetabvetlanda.se/vanstermeny/verksamheter/miljoatervinning/flishult.4.5c7e71761136e4cf806800013559.html> [2011-09-06].
- Vetab (2011b). *Flishults avfallsanläggning till nytta för privatpersoner!*. Tillgänglig:
<http://www.vetabvetlanda.se/vanstermeny/verksamheter/miljoatervinning/flishult/forprivatpersoner.4.23b111a113baba753e800040407.html> [2011-09-06].
- Vetab (2012). *Fakta om Flishult*. Tillgänglig:
<http://www.vetabvetlanda.se/vanstermeny/verksamheter/miljoatervinning/flishult/faktaomflishult.4.81400e513535dddacd8000773.html> [2012-02-16].
- Walger, E. (2006). *Klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten: -Undersökningsmetodik samt analys av utförda undersökningar*. Examensarbete. Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Uppsala: Geotryckeriet.
- Östman, M. (2008). *Agening landfills – development and processes*. Diss., Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala: SLU Service/Repro.

Bilaga 1 – Markprovernas djupnivå

Tabell 1. Markprovernas nivå i cm under markytan (cm.u.my.), ovan och under grundvattenytan (gvy).

Prov	Ovan gvy (cm.u.my.)	Under gvy (cm.u.my.)
A	2-11	47-55
B	2-14	30-40
C	3-12	20-30
D	6-16	35-45
E	5-17	30-40
F	2-10	23-29
G	2-13	30-35
H	5-20	27-30
I	5-10	20-28
J	50-70	103-123
K	12-32	40-55
L	22-36	49-70
M	12-22	50-68
N	19-37	66-71
O	8-17	28-46
P	10-20	45-60
Q	15-25	30-38
R	3-17	23-34
S	4-16	43-55
T	5-18	50-60
U	2-12	23-28

Tabell 2. Markprovernas nivå i cm under markytan (cm.u.my.).

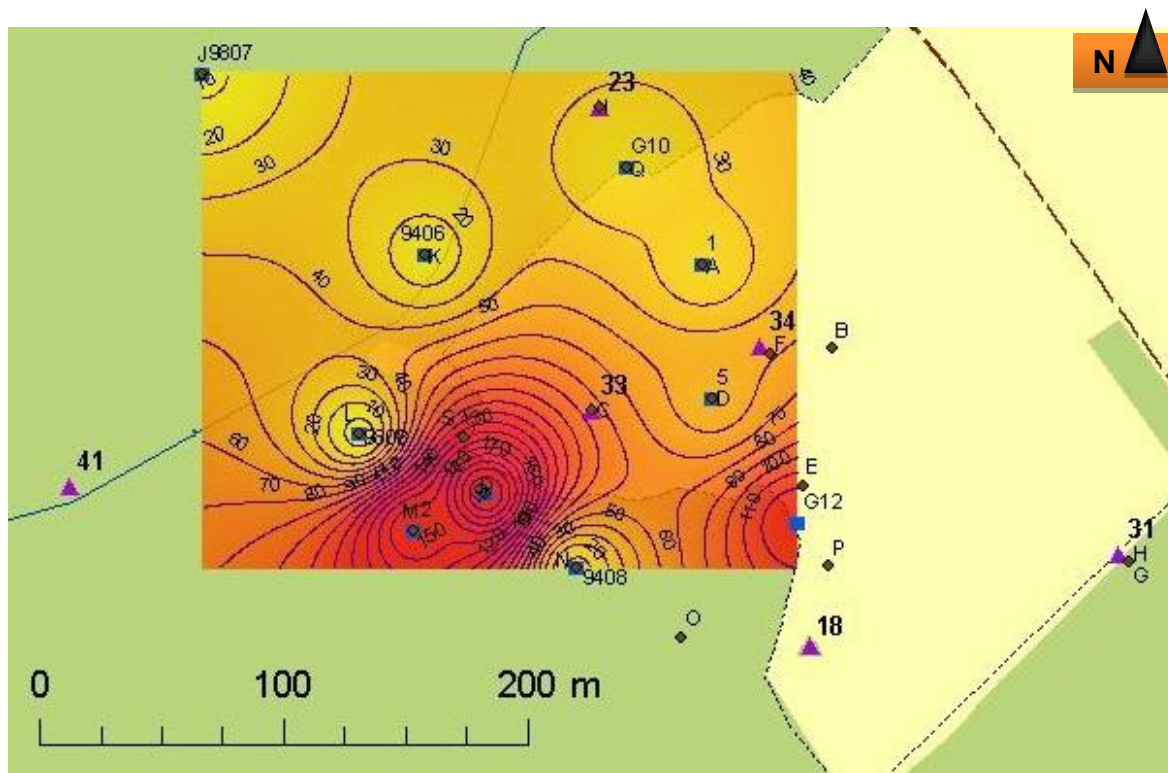
Prov	Nivå (cm. u. my)
RA1	15-24
RA2	21-32
RA3	37-48
RA4	43-52
RB1	17-25
RB2	20-32
RB3	33-45
RB4	40-59

Bilaga 2 – Grundvattenytans läge

Tabell 1. Grundvattenytans (gvy) nivå i cm under markytan (cm.u.my)

Observationsrör	Gvy (cm.u.my.)
1	16
2	12
5	27
9406	73
9408	59
9807	135
9808	50
G10	75
G11	45
G12	40
G2 (referens)	189

Bilaga 18 - Interpolation av konduktivitet



Figur 1. Den angivna och interpolerade konduktiviteten väster om Flishults avfallsanläggning (mS/m).
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

Bilaga 19 – Markkemiskt analysresultat

Tabell 1. Vattenhalt och organisk halt i markprover. En 1:a i provnamnet innebär att provet är taget ovanför grundvattenytan och en 2:a innebär att det är taget under. Referensproverna RA och RB togs i fyra nivåer, alla ovanför grundvattenytan.

Prov	Vattenhalt (%)	Organisk halt, torrt prov (%)
A1	12,5	1,18
A2	12,6	0,73
B1	16,6	1,19
B2	17,0	-
C1	11,2	0,51
C2	10,1	0,24
D1	15,0	0,59
D2	15,7	0,36
E1	19,0	1,55
E2	15,7	0,67
F1	15,6	1,08
F2	11,8	0,40
G1	29,6	5,10
G2	15,6	0,89
H1	28,0	4,11
H2	16,9	1,08
I1	12,7	0,82
I2	12,5	0,62
J1	13,9	1,28
J2	12,7	0,81
K1	20,0	2,79
K2	13,0	1,01
L1	22,0	2,97
L2	20,2	1,19
M1	30,4	5,18
M2	17,8	1,89
N1	26,8	5,30
N2	27,5	4,75
O1	26,2	4,89
O2	21,6	2,61
P1	13,8	1,13
P2	10,8	0,97
Q1	30,0	6,68
Q2	19,5	1,87
R1	19,6	2,98

R2	19,8	2,29
S1	25,2	6,39
S2	17,4	1,95
T1	31,9	8,93
T2	14,8	1,01
U1	11,1	0,62
U2	11,0	0,64
RA1	35,1	12,37
RA2	27,0	5,54
RA3	20,3	2,95
RA4	23,1	2,30
RB1	33,8	10,55
RB2	28,5	7,91
RB3	26,7	5,65
RB4	21,7	3,16

Tabell 2. Koncentrationen i markproverna i µg/g torrt prov. En 1:a i provnamnet innebär att provet är taget ovanför grundvattenytan och en 2:a innebär att det är taget under.

Prov	Al*	Ca	K	Mg	Na	NH ₄ -N	Summa
B2	0,41	162,51	25,19	7,33	4,29	0,14	199,88
C1	3,59	241,30	28,60	40,30	8,58	0,49	322,85
C2	1,04	244,54	27,26	57,86	6,41	0,16	337,27
D1	2,94	138,65	34,18	11,61	3,93	0,15	191,46
D2	0,38	123,61	26,96	12,22	5,93	0,03	169,13
E1	7,82	108,30	9,52	17,73	6,79	0,06	150,22
E2	6,92	217,90	20,05	40,26	8,02	0,51	293,65
F1	0,88	189,37	39,13	9,70	5,31	0,07	244,46
F2	0,65	530,90	45,40	78,89	15,49	0,13	671,47
G1	93,23	173,68	18,69	15,92	7,37	0,12	309,00
G2	22,11	103,23	9,50	19,90	7,08	0,09	161,91
H1	74,01	213,97	41,51	32,00	7,11	3,21	371,80
H2	25,06	84,57	7,62	13,42	5,53	0,13	136,33
I1	6,28	263,10	9,66	76,92	14,80	0,09	370,85
I2	6,03	223,18	11,04	69,11	13,12	0,05	322,53
J1	24,36	86,58	8,39	10,79	7,04	0,27	137,44
K1	16,12	473,83	24,86	93,58	10,85	5,10	624,34
K2	9,31	297,11	17,72	81,34	16,09	1,78	423,35
L1	63,09	74,93	5,27	7,14	6,82	1,57	158,81
L2	19,04	20,54	3,56	2,21	4,11	0,32	49,78
M1	36,48	581,03	9,79	88,31	32,06	5,86	753,52

*De ”blanka” proverna för aluminium från nästföljande körning användes när formel 4.1 i huvudrapporten användes till att beräkna ovanstående.

Tabell 3. Koncentrationen i markproverna i µg/g torrt prov. En 1:a i provnamnet innebär att provet är taget ovanför grundvattenytan och en 2:a innebär att det är taget under. Referensproverna RA och RB togs i fyra nivåer, alla ovanför grundvattenytan.

Prov	Al	Ca	K	Mg	Na	NH ₄ -N	Summa
A1	10,10	123,36	14,76	12,45	4,90	0,25	165,82
A2	0,80	78,28	13,98	7,47	7,19	0,21	107,93
B1	2,37	93,47	13,82	4,81	5,26	0,14	119,87
J2	18,52	121,99	12,97	16,38	9,91	0,22	180,00
M2	6,65	302,24	9,15	57,94	28,79	2,03	406,81
N1	62,46	137,41	6,12	4,22	8,93	3,23	222,37
N2	51,63	124,31	6,17	5,09	7,47	1,67	196,33
O1	36,56	442,34	18,24	93,65	12,37	4,94	608,10
O2	20,63	350,40	16,12	91,36	11,16	4,28	493,94
P1	18,07	144,89	13,33	32,48	7,06	0,11	215,94
P2	10,52	209,75	17,92	48,72	6,99	0,19	294,09
Q1	136,44	189,81	33,24	36,31	9,65	4,85	410,29
Q2	29,93	13,75	7,57	2,24	6,04	0,43	59,95
R1	29,28	25,64	26,15	3,29	4,27	0,21	88,84
R2	20,84	67,62	10,86	12,44	21,15	0,60	133,51
S1	148,46	149,01	9,07	7,13	13,40	1,01	328,07
S2	12,22	21,60	2,78	1,45	5,35	0,50	43,91
T1	85,13	488,04	15,74	41,86	17,78	1,90	650,46
T2	8,70	93,63	8,70	16,52	8,33	0,09	135,97
U1	0,89	273,21	24,58	64,95	11,35	0,23	375,21
U2	0,44	349,10	28,78	80,43	12,33	0,09	471,18
RA1	10,78	1408,67	20,01	65,33	12,93	0,50	1518,22
RA2	7,20	369,93	9,79	18,69	9,73	0,26	415,60
RA3	9,29	179,96	12,54	11,52	7,53	0,24	221,08
RA4	8,64	196,77	11,95	12,78	7,60	0,20	237,94
RB1	16,61	928,62	70,52	56,31	8,53	6,20	1086,79
RB2	25,18	612,50	28,95	36,90	9,93	3,43	716,89
RB3	13,30	281,53	22,16	18,60	8,59	0,18	344,35
RB4	7,41	126,35	28,04	9,94	7,34	0,13	179,22

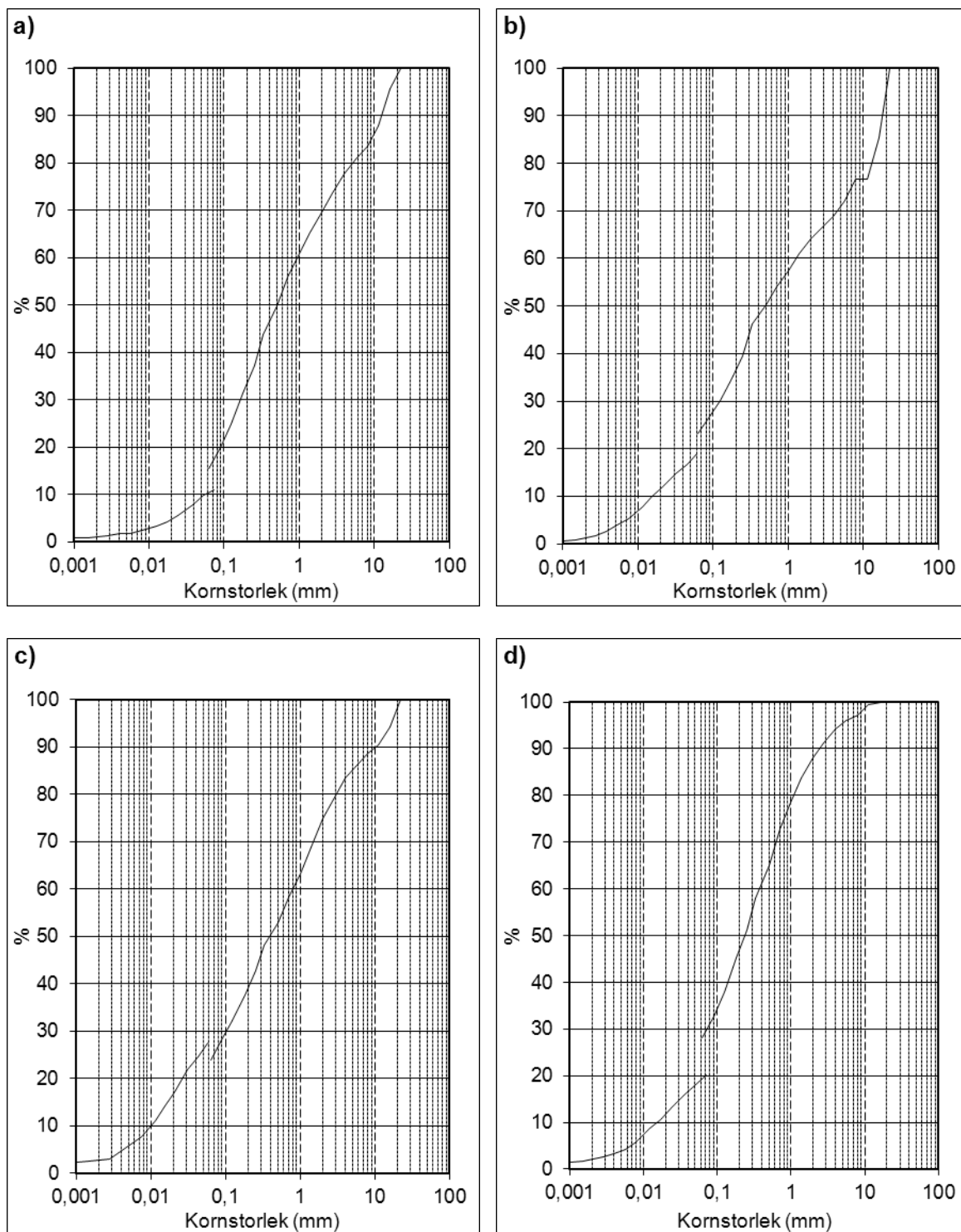
Medelvärdet för den totala mängden joner är 544 µg/g torrt prov.

Bilaga 20 – Konduktivitet, klorid och pH

Tabell 1. Konduktivitets- och kloridhalter samt pH som användes i de statistiska analyserna istället för värdena från bilaga 11.

Datum	Konduktivitet (mS/m)	Klorid (mg/l)	pH
2011-10-13	225	480	6,7
2011-11-29	205	460	6,6
Medel	215	470	6,7

Bilaga 21 - Kornstorlekskurvor



Figur 1. Kurvor över kornstorleken för markproverna: (a) A, (b) R, (c), S och (d) T.

Bilaga 22 – Referensprover i mark

Tabell 1. Procentandel kalcium i referensproverna för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,927841	0,854466
20-32	0,890114	0,854387
33-48	0,813983	0,817557
40-59	0,826968	0,705026

Tabell 2. Kvoten Al/Ca i referensprover för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,007653	0,017887
20-32	0,019463	0,04111
33-48	0,051624	0,047242
40-59	0,04391	0,058646

Tabell 3. Kvoten Mg/Ca i referensprover för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,04638	0,060633
20-32	0,050513	0,06025
33-48	0,06404	0,066053
40-59	0,064949	0,078699

Tabell 4. Kvoten K/Ca i referensprover för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,014204	0,075939
20-32	0,026473	0,04726
33-48	0,0697	0,078706
40-59	0,060733	0,221891

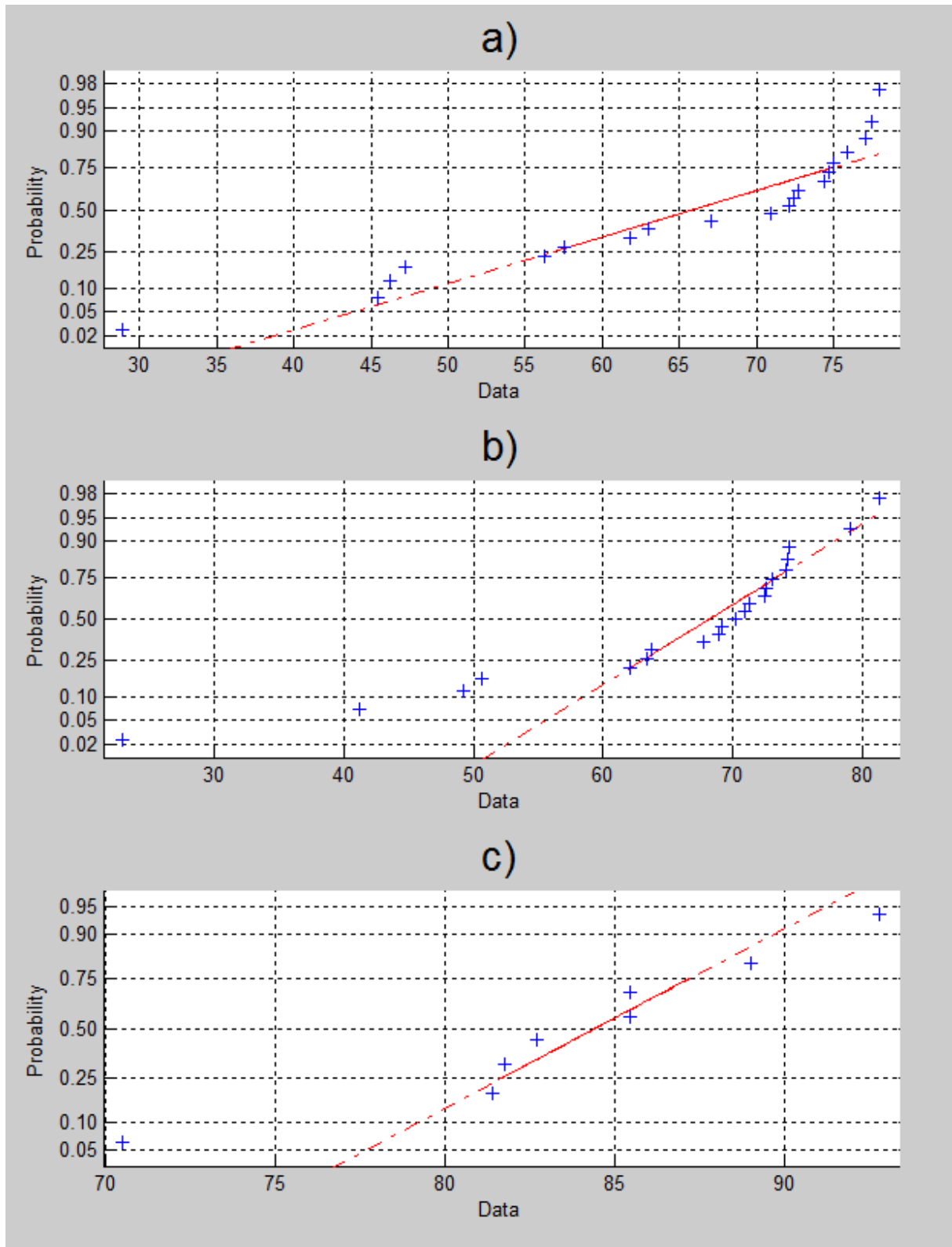
Tabell 5. Kvoten Na/Ca i referensprover för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,00918	0,009186
20-32	0,0263	0,01621
33-48	0,041829	0,030515
40-59	0,038628	0,058123

Tabell 6. Kvoten $\text{NH}_4\text{-N/Ca}$ i referensprover för olika djup.

Prov	RA	RB
15-25	0,000355	0,006677
20-32	0,000703	0,0056
33-48	0,001334	0,000639
40-59	0,001016	0,001029

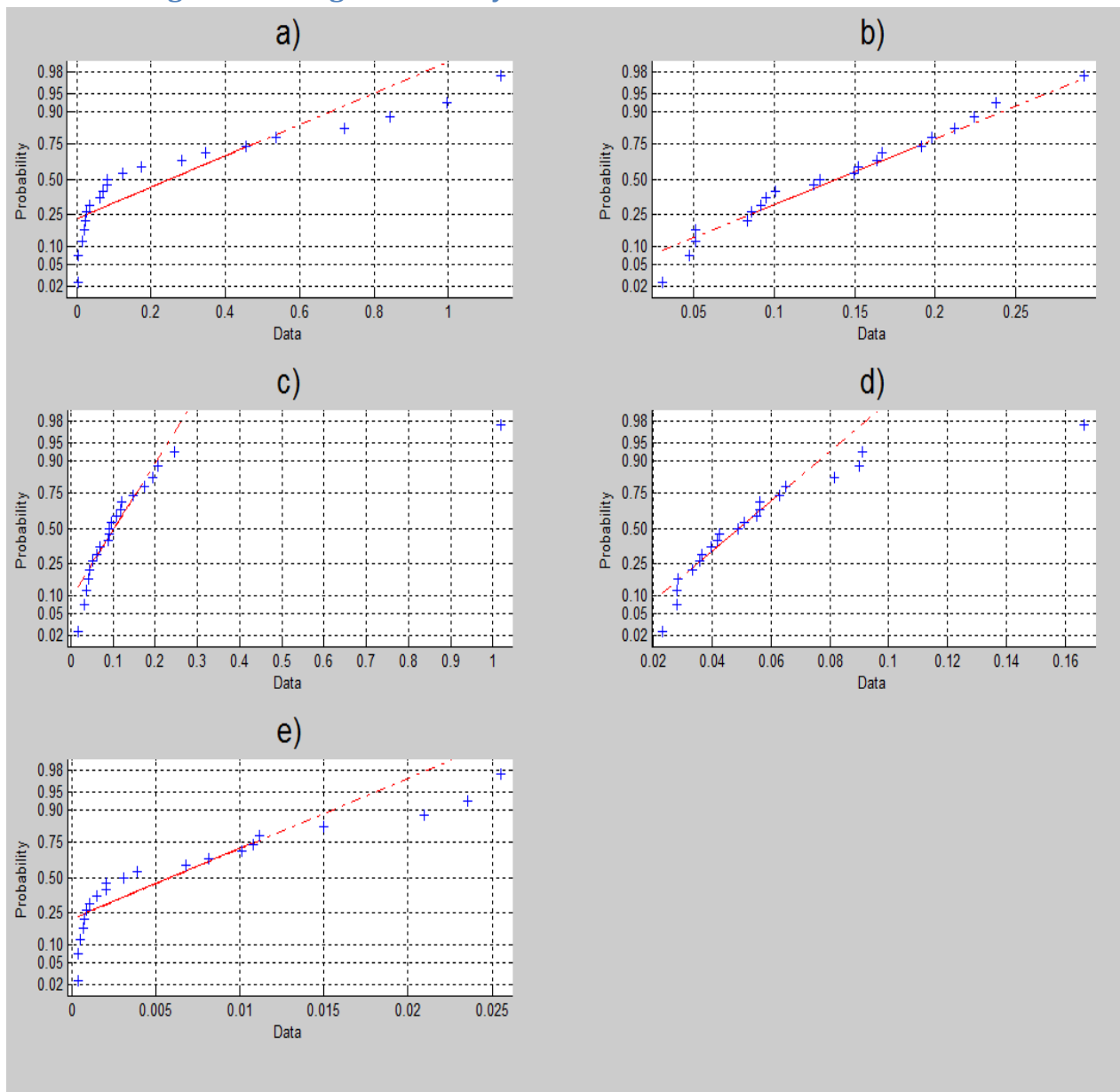
Bilaga 23 – Normplot för procentandel kalcium



Figur 1. De röda linjerna visar normalfördelning och de blå kryssen värdet för stickproven, för procentandel kalcium adsorberad till marken från (a) ovan grundvattenytan, (b) under grundvattenytan och (c) vid referensområdet.

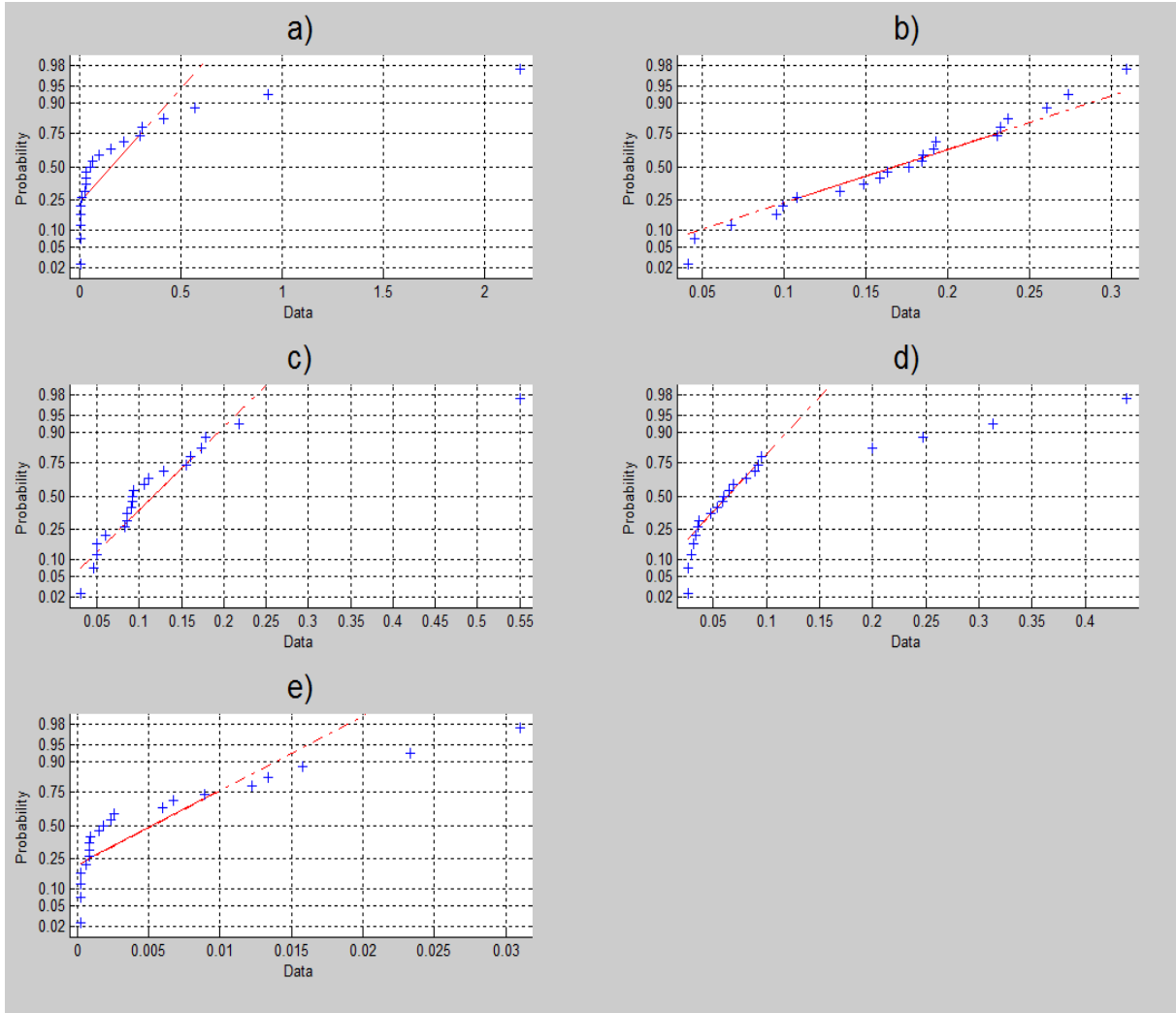
Bilaga 24 - Normplot för jonkvotsförhållande i mark

Prover tagna ovanför grundvattenytan



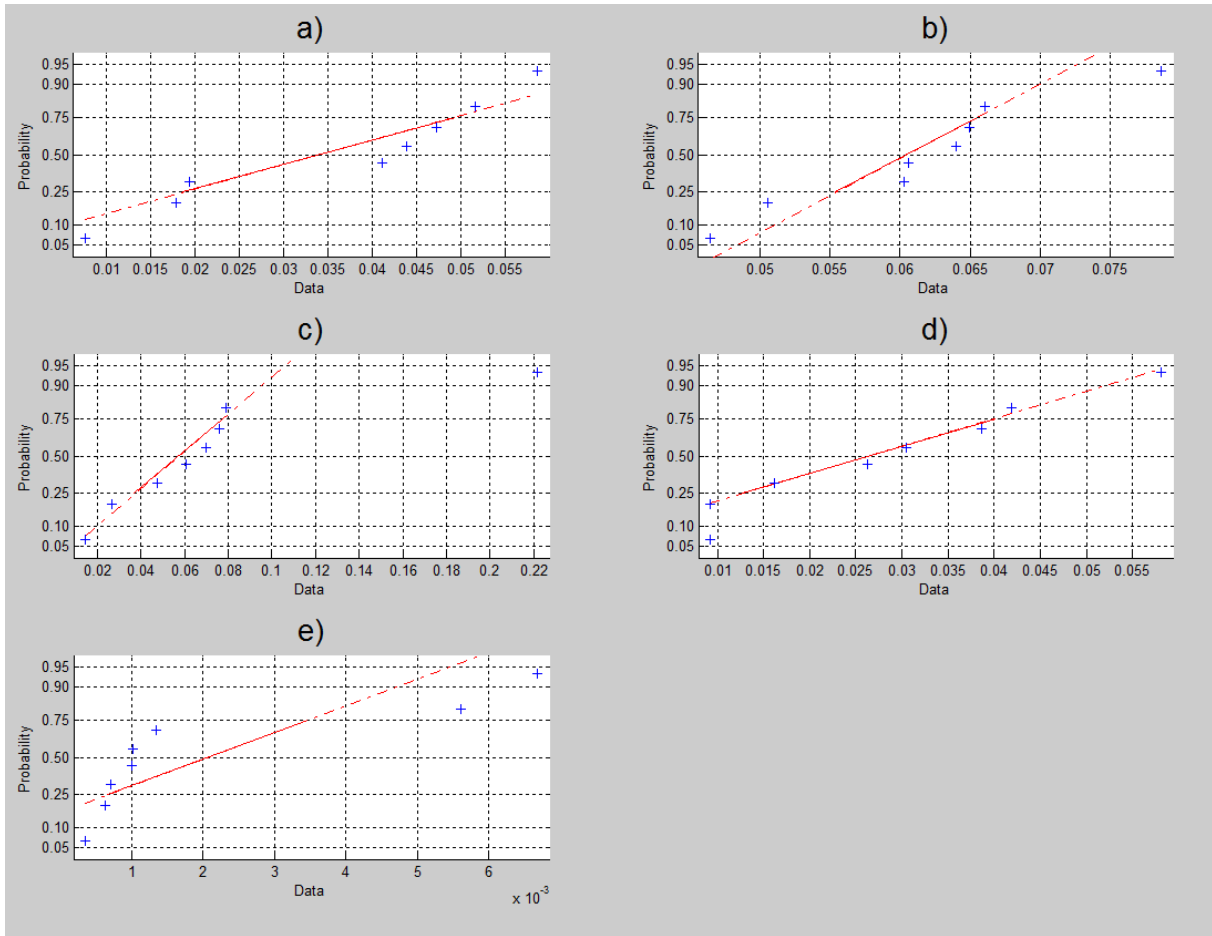
Figur 1. De röda linjerna visar normalfördelning och de blå kryssen värdet för stickproven, för olika kvoter av joner adsorberade till marken: (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

Prover tagna under grundvattenytan



Figur 2. De röda linjerna visar normalfördelning och de blå kryssen värdet för stickproven, för olika kvoter av joner adsorberade till marken: (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

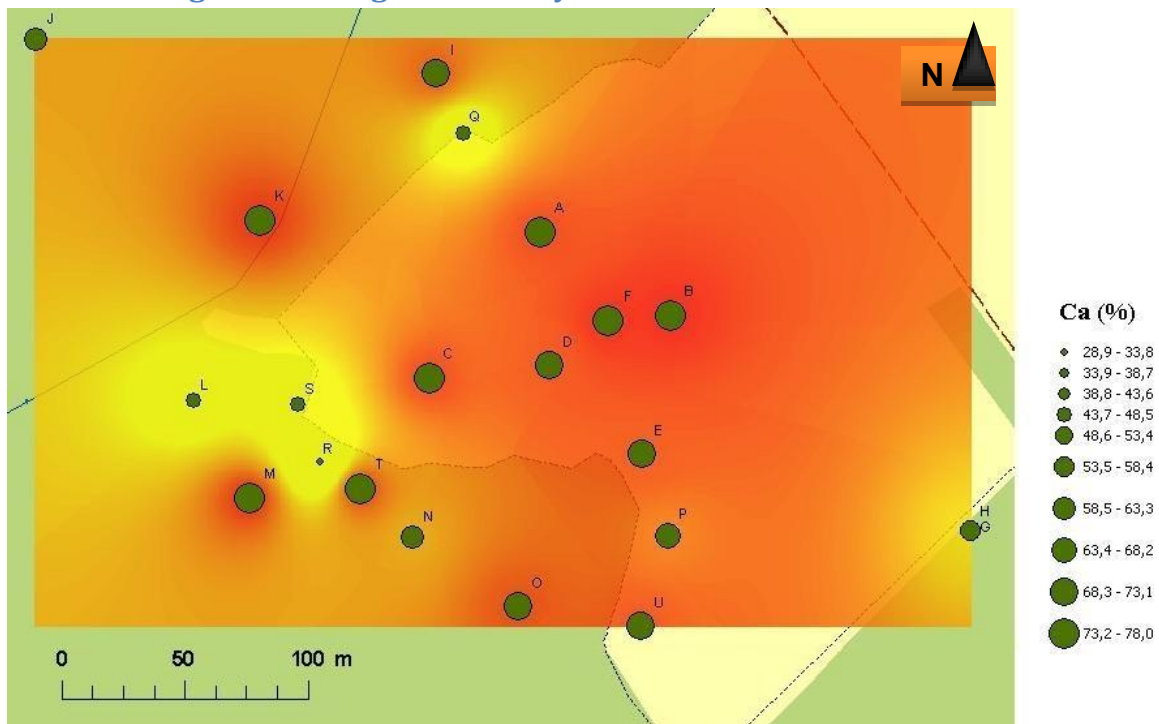
Referensområdet



Figur 3. De röda linjerna visar normalfördelning och de blå kryssen värdet för stickproven, för olika kvoter av joner adsorberade till marken: (a) Al/Ca, (b) Mg/Ca, (c) K/Ca, (d) Na/Ca och (e) NH₄-N/Ca.

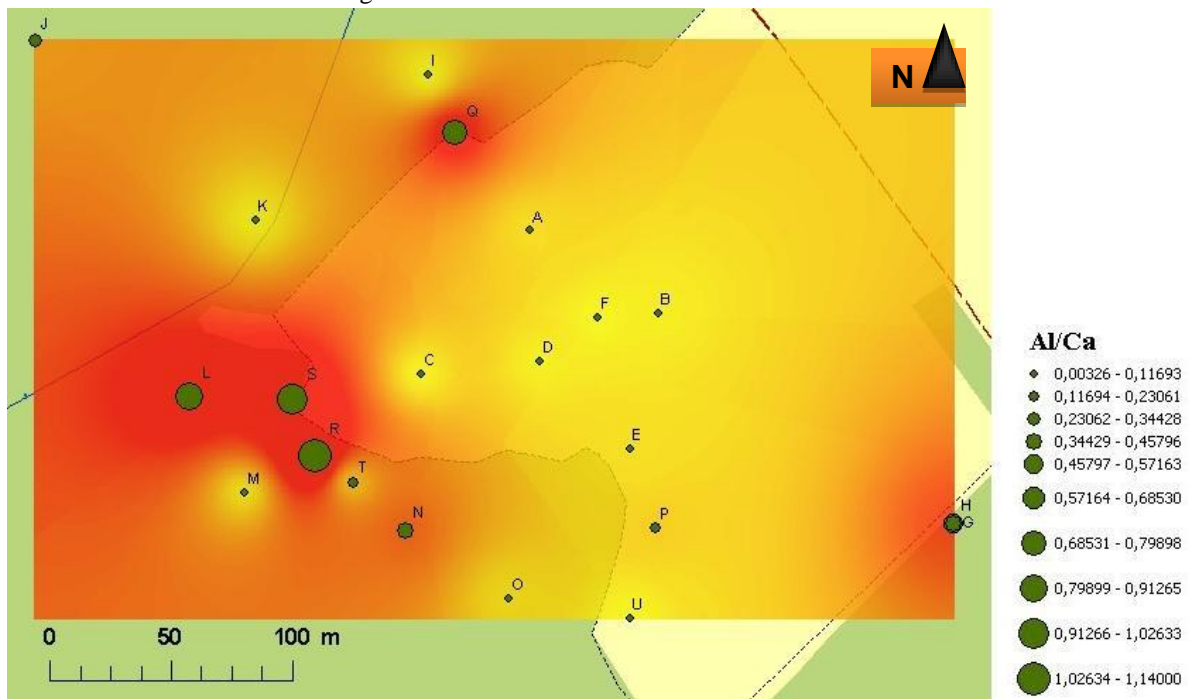
Bilaga 25 - Grafisk presentation över joners utbredning

Prover tagna ovanför grundvattenytan



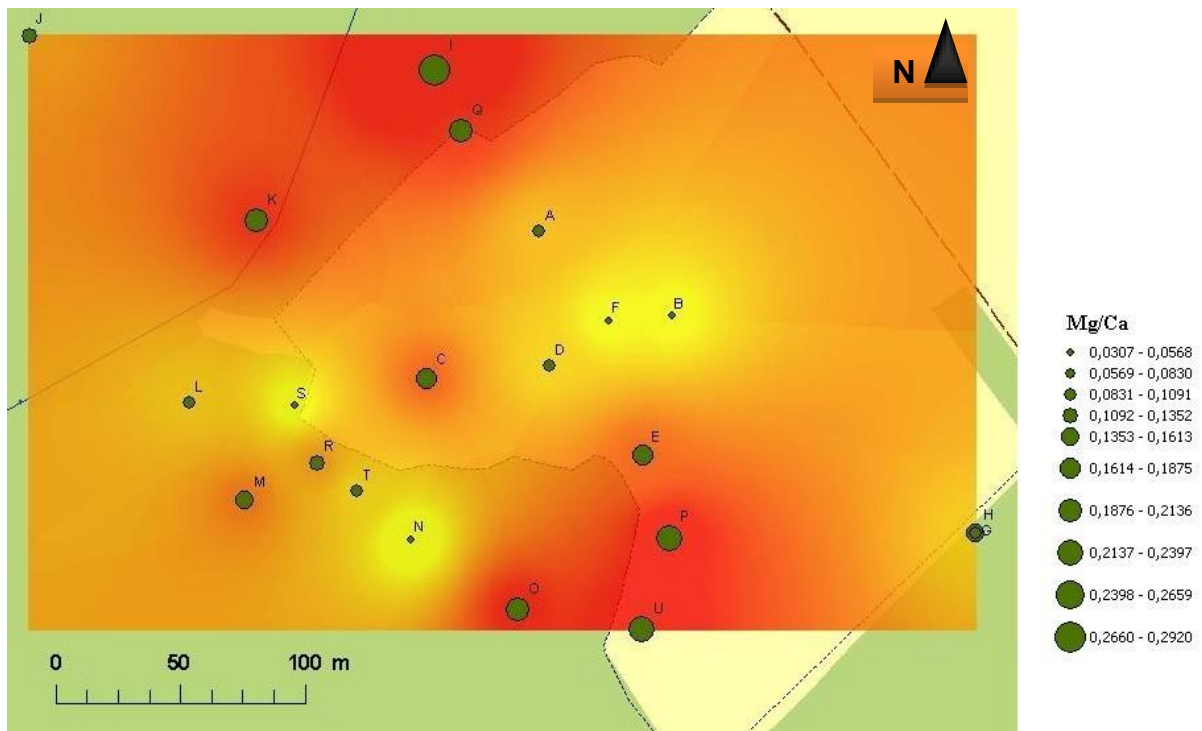
Figur 1. Procentandelen kalcium väster om Flishults avfallsanläggning. Cirklarnas storlek visar procentstorleken i provpunkterna medan övriga färgerna visar interpolerad procentandel (rött störst och gult minst).

© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

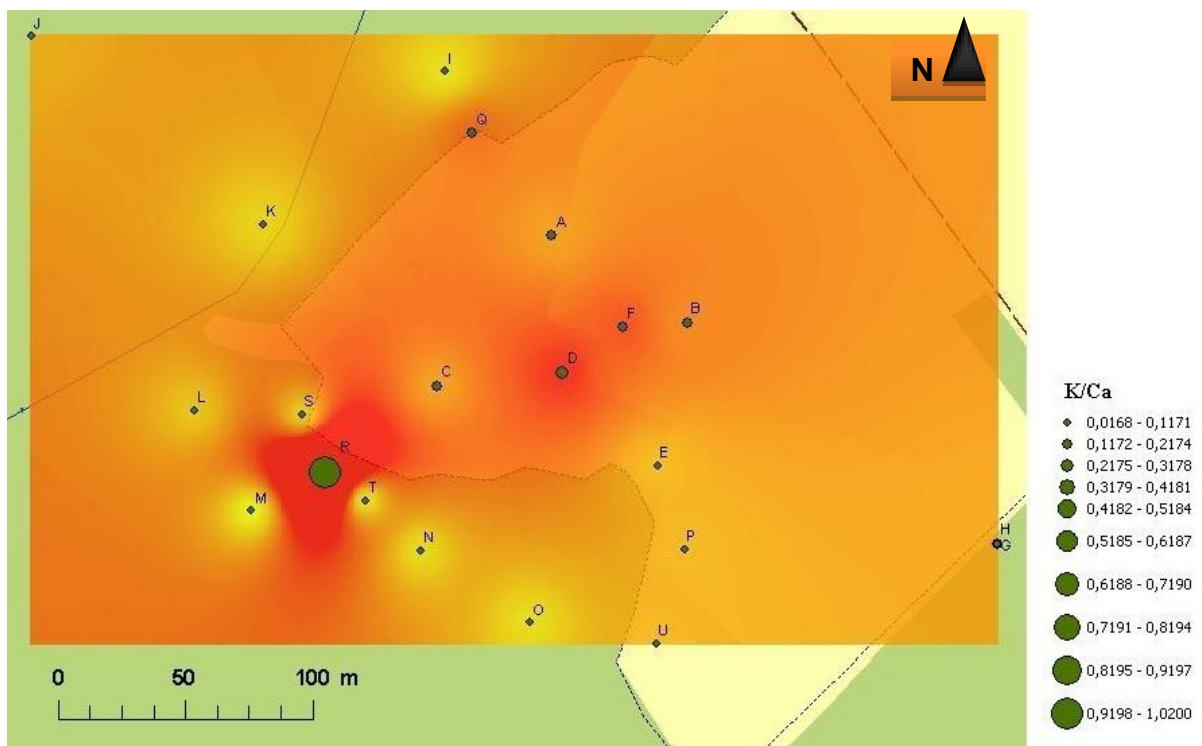


Figur 2. Kvoten Al/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.

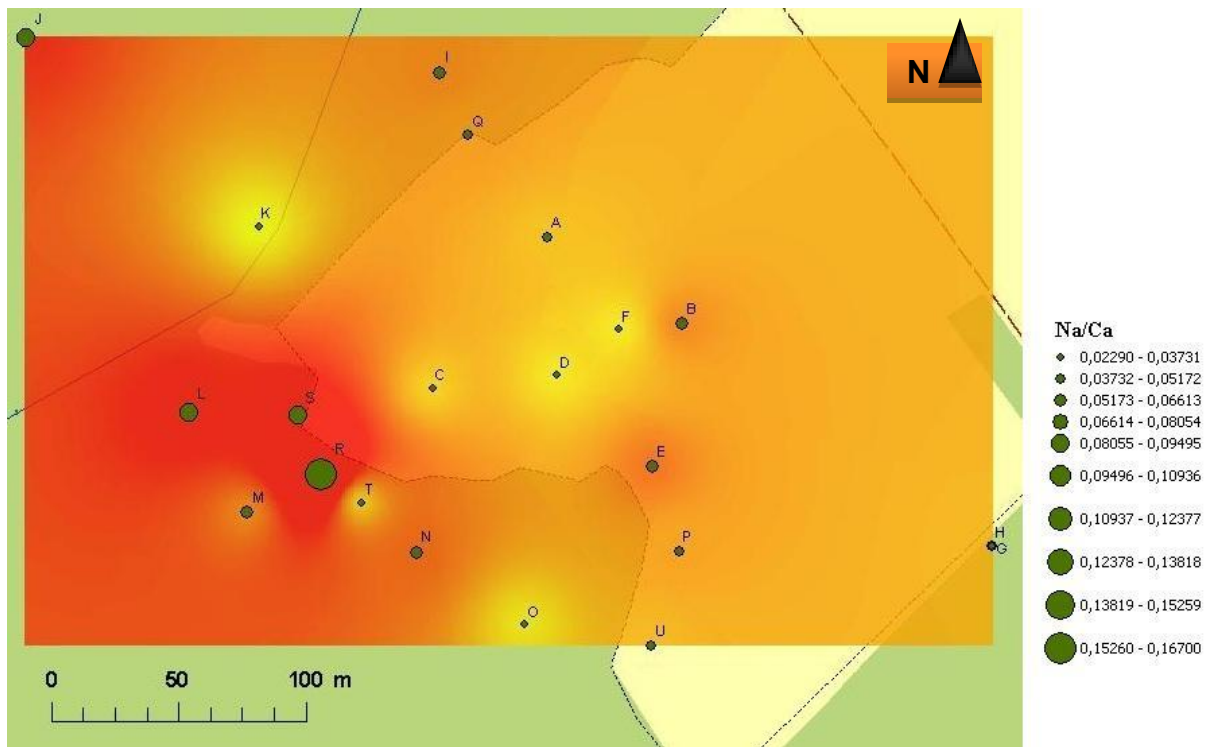
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.



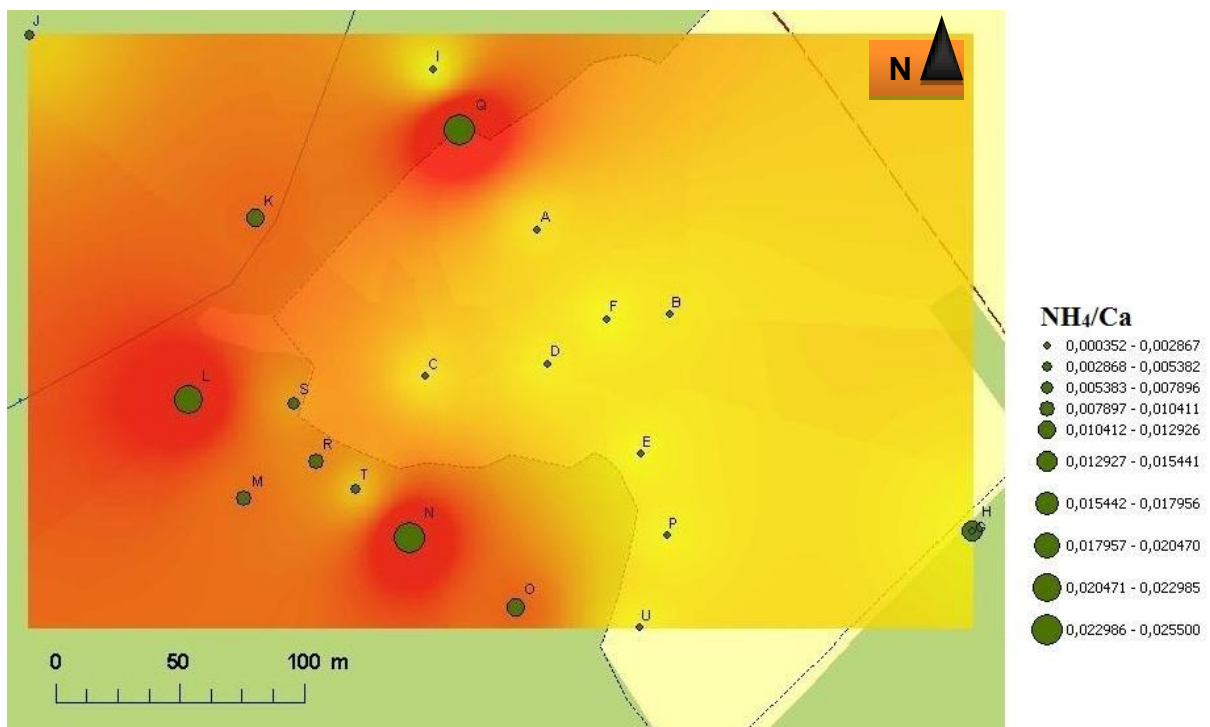
Figur 3. Kvoten Mg/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.



Figur 4. Kvoten K/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

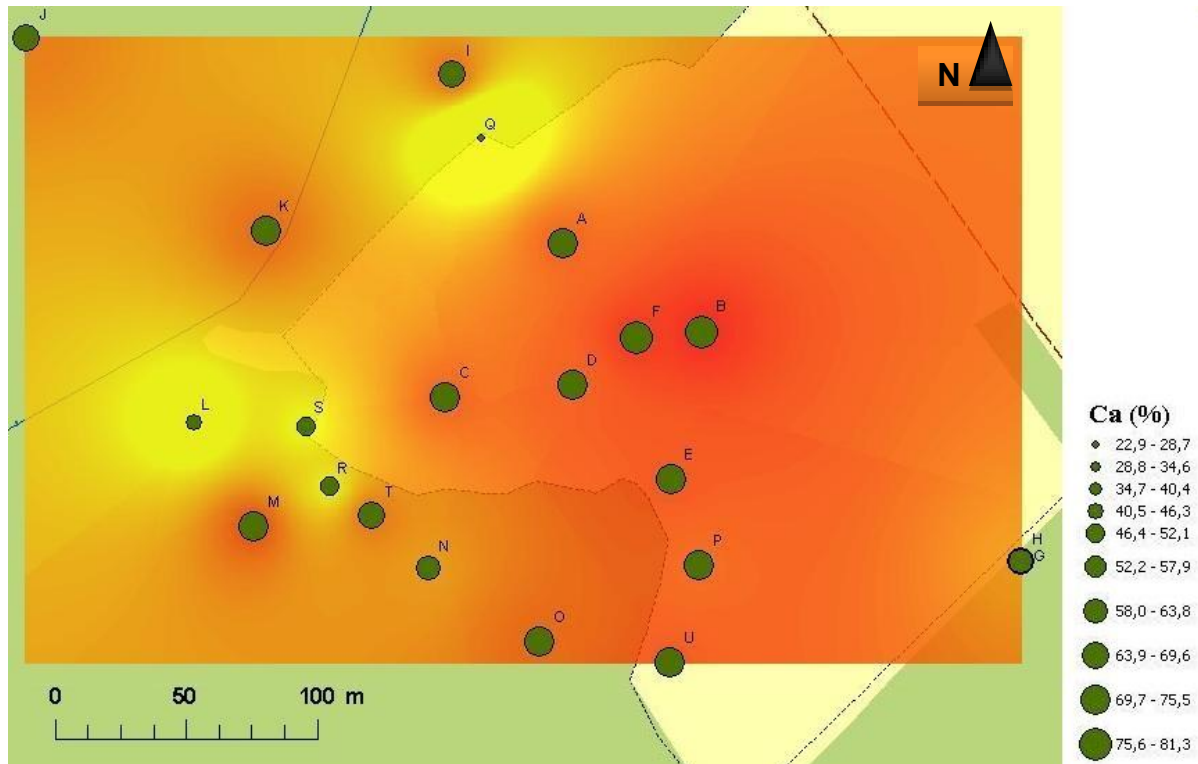


Figur 5. Kvoten Na/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

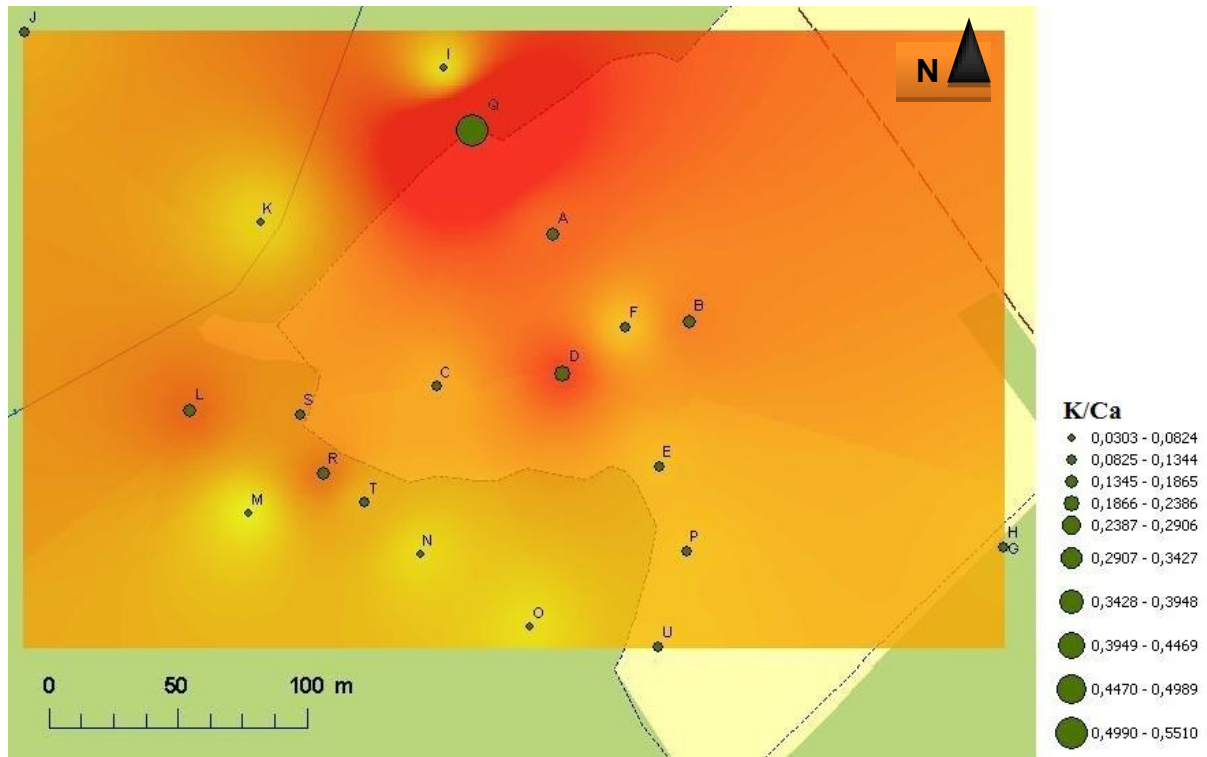


Figur 6. Kvoten NH₄-N/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

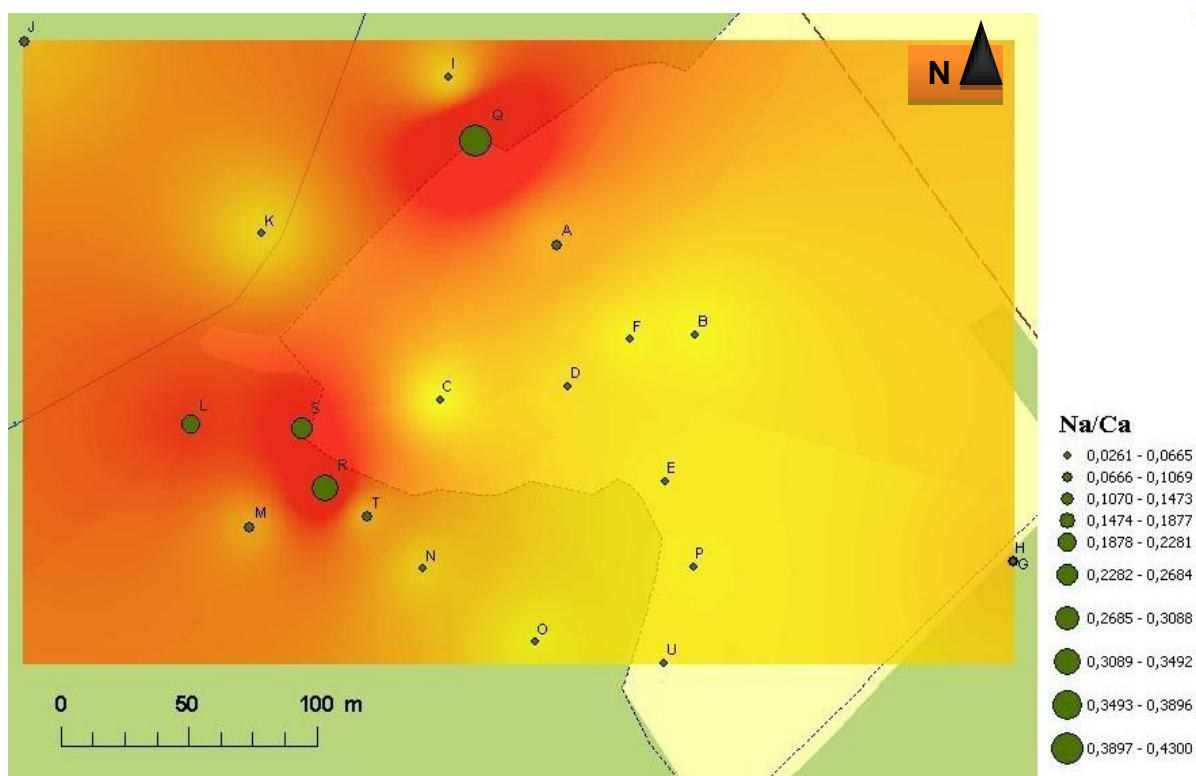
Prover tagna under grundvattenytan



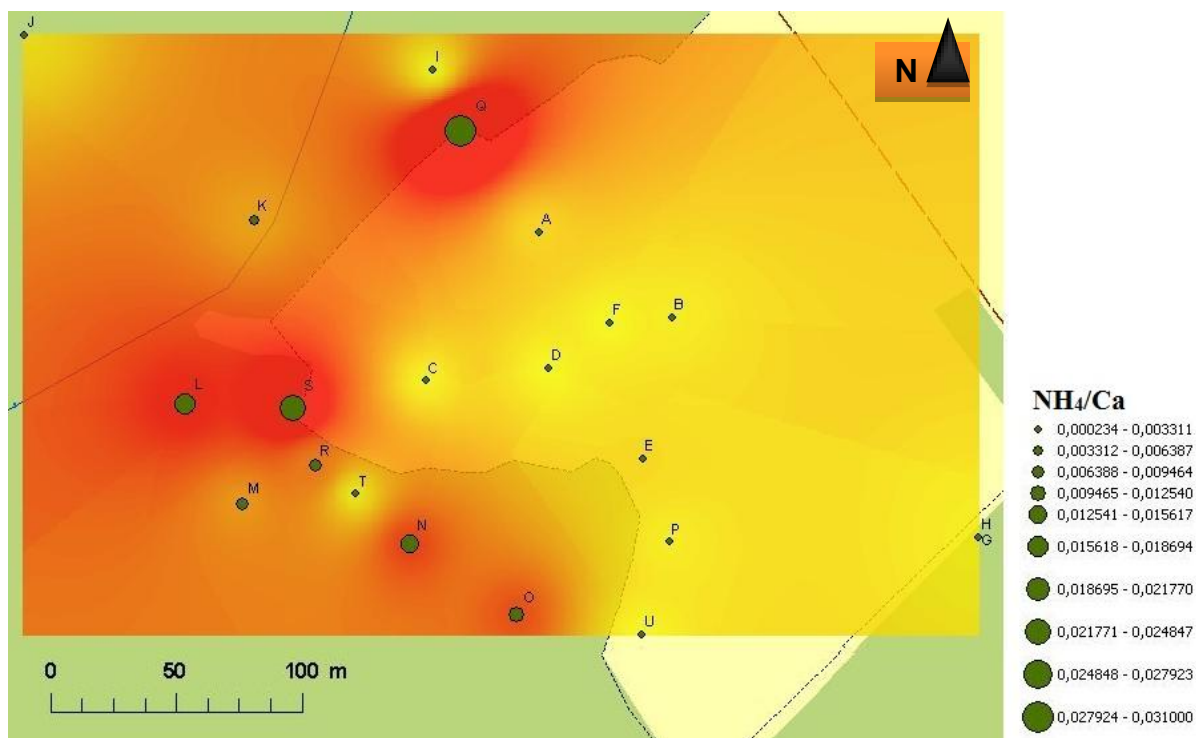
Figur 7. Procentandelen kalcium väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.



Figur 8. Kvoten K/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

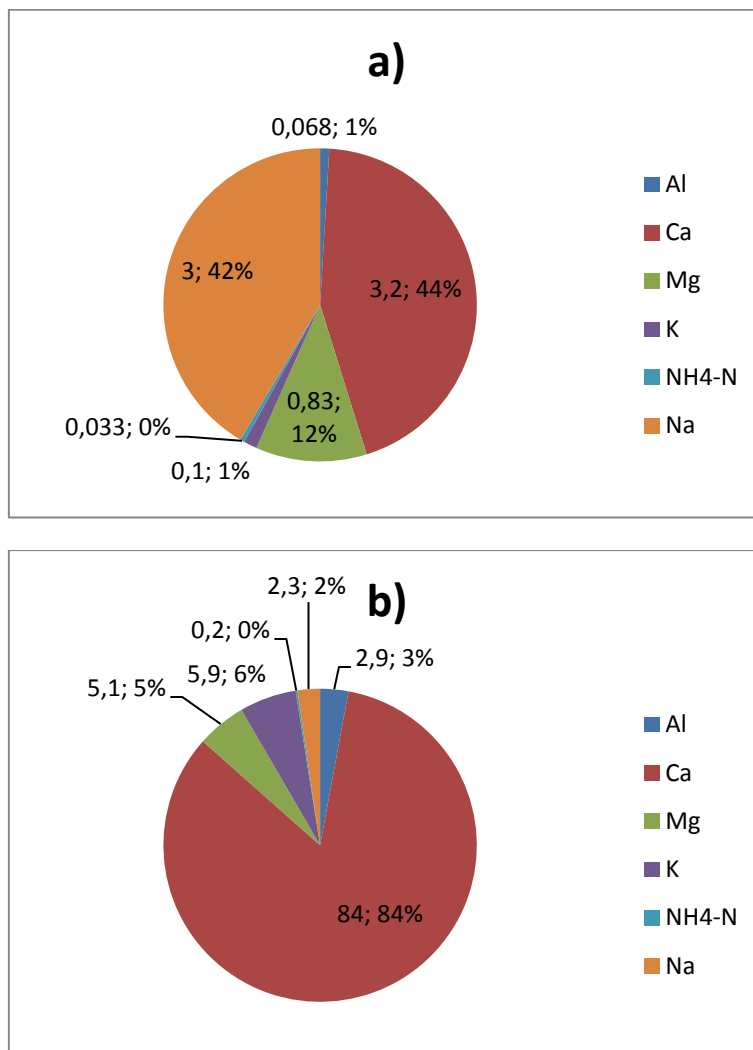


Figur 9. Kvoten Na/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

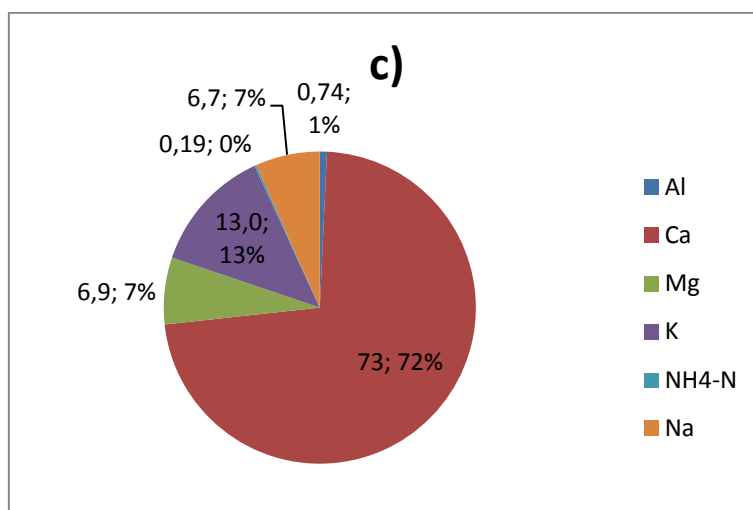
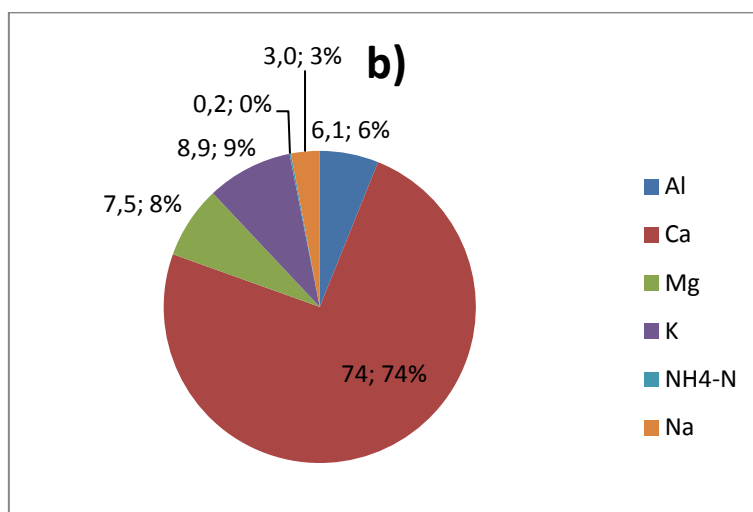
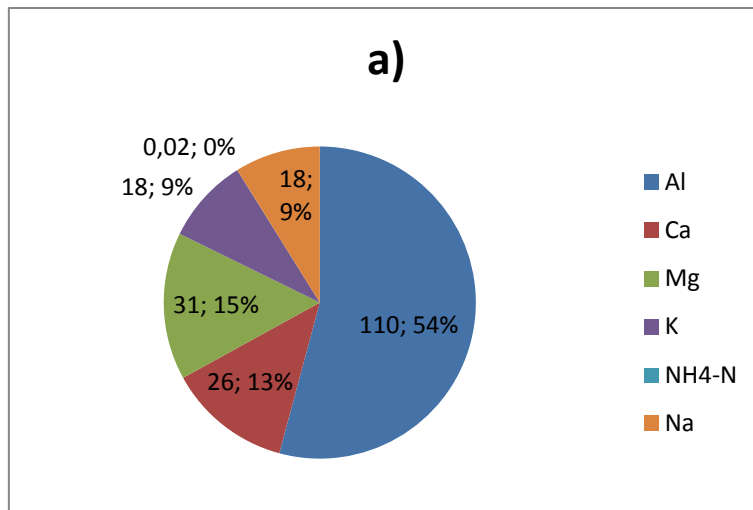


Figur 10. Kvoten NH₄-N/Ca väster om Flishults avfallsanläggning. Gröna cirklar visar storleksförhållanden i olika provpunkter. Gul till röd färg visar interpolation av kvoterna, där rött innebär stor kvot och gult liten kvot.
© Lantmäteriet Gävle 2012. Medgivande I 2012/0021.

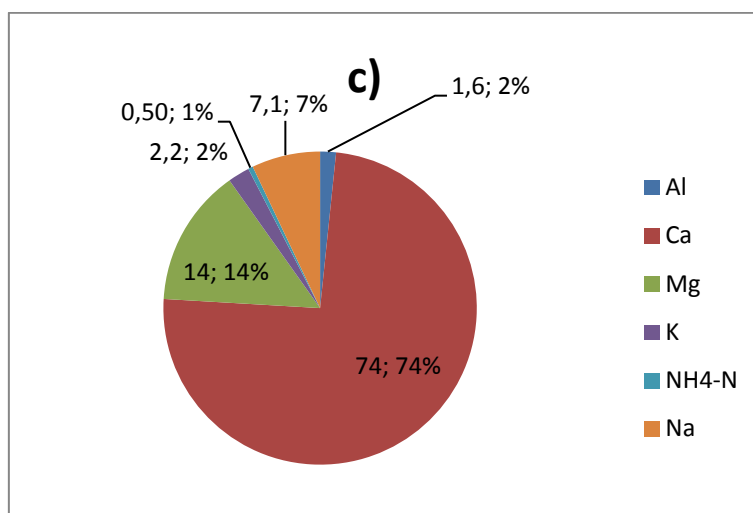
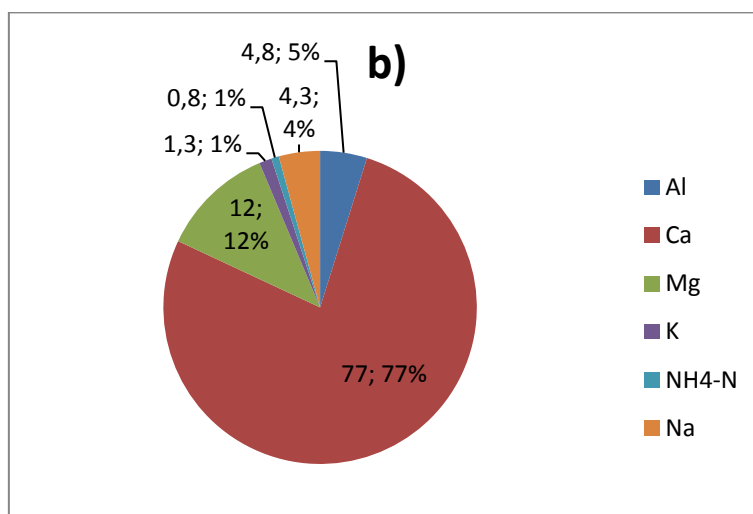
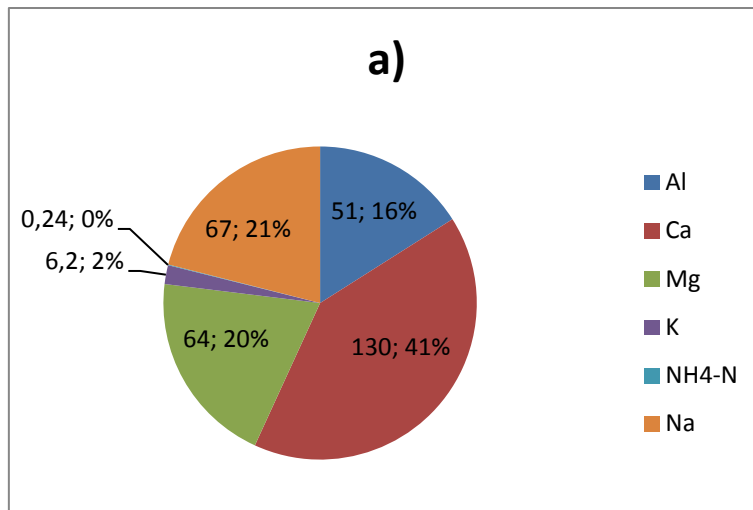
Bilaga 26 – Jonsammansättning i vatten och mark



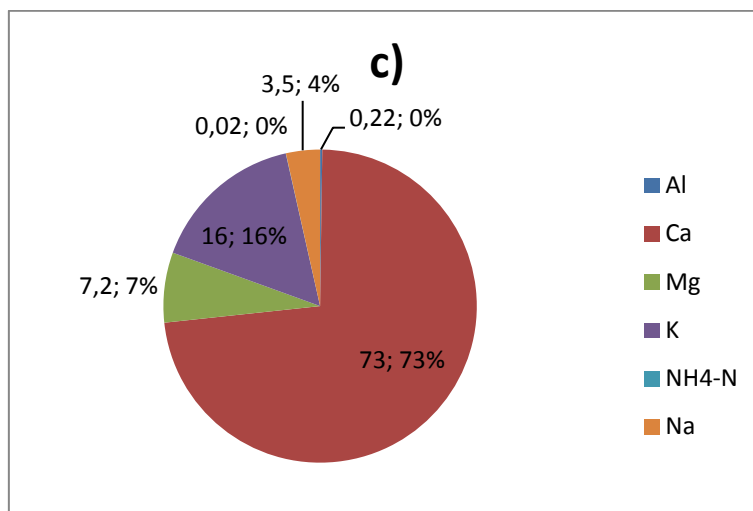
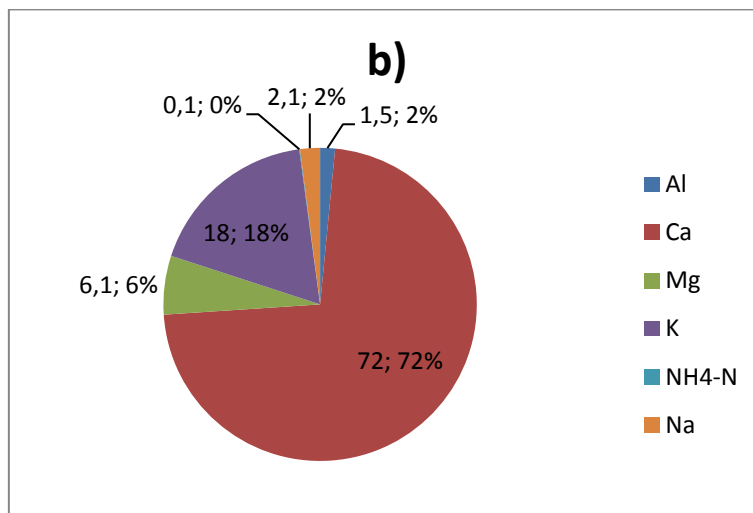
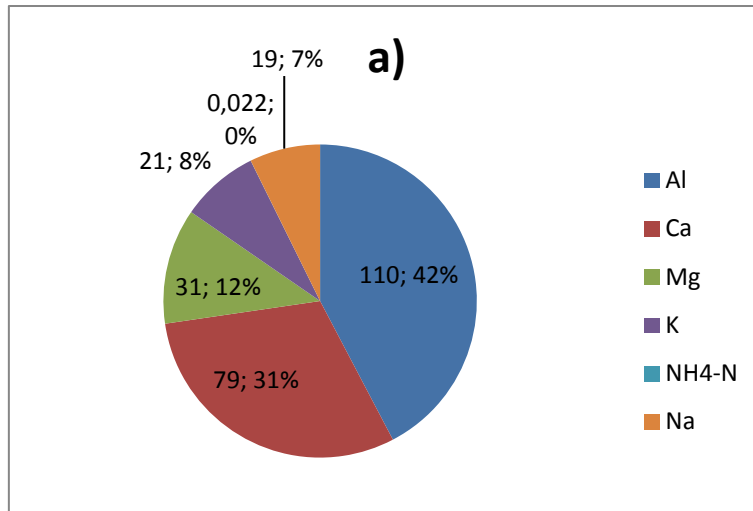
Figur 1. Mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör: (a) G2 (referens), samt mängden joner per g torr jord (µg; %) för: (b) medelvärdet av referensproverna RA och RB.



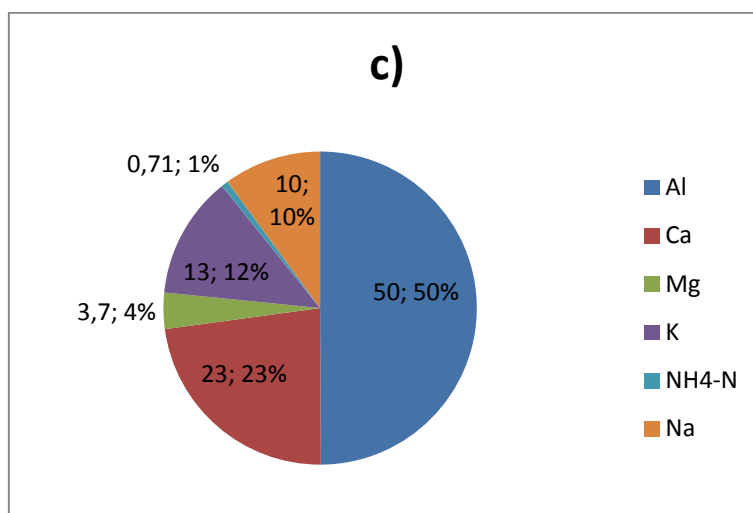
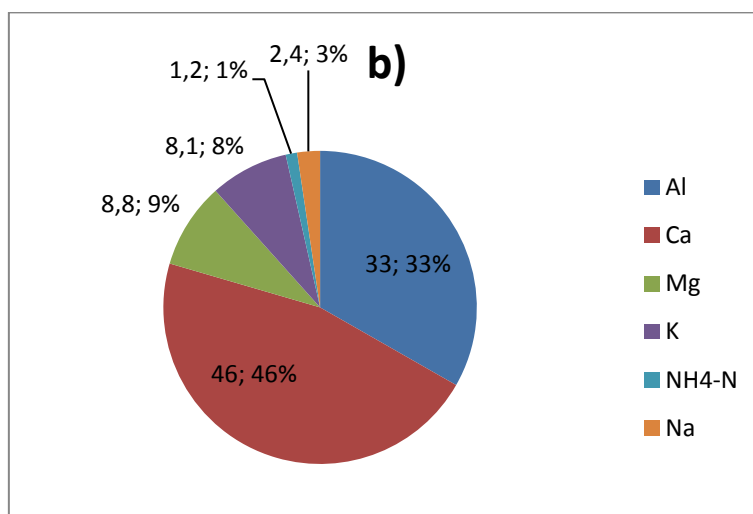
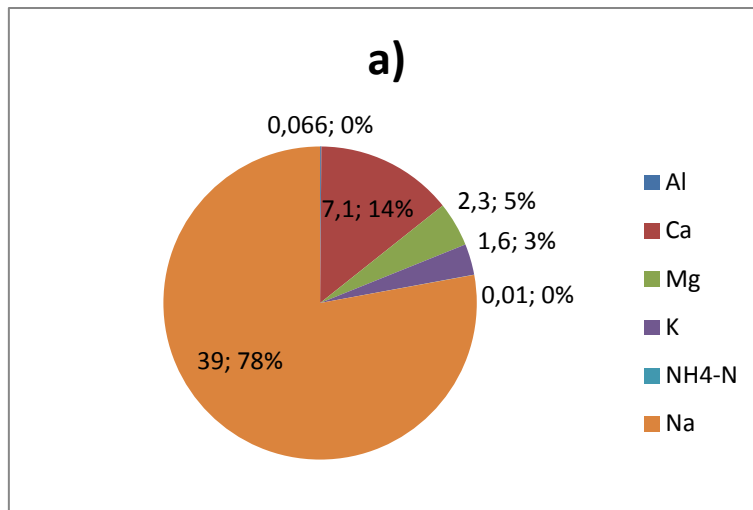
Figur 2. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 1.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt A: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



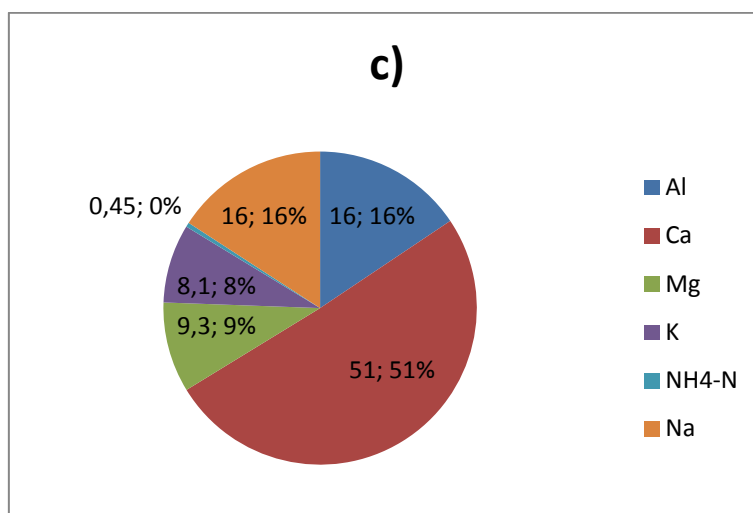
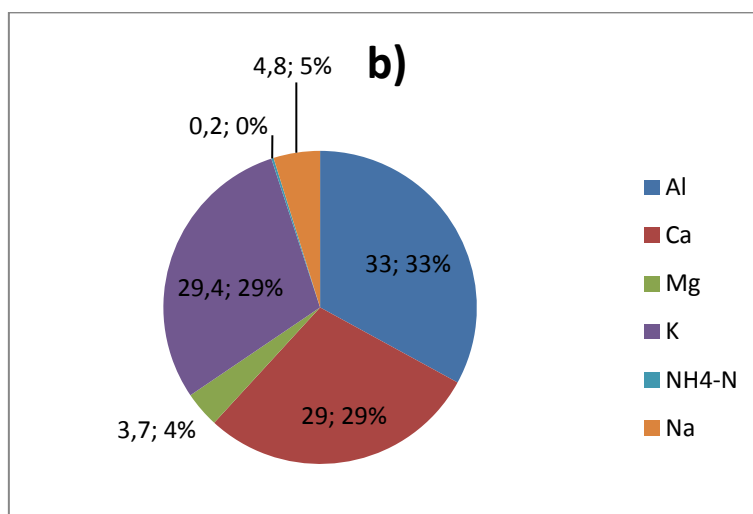
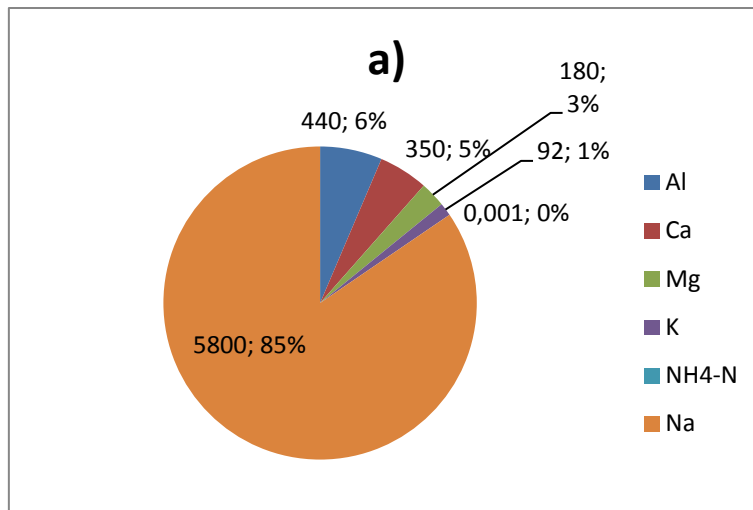
Figur 3. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 2.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt M: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



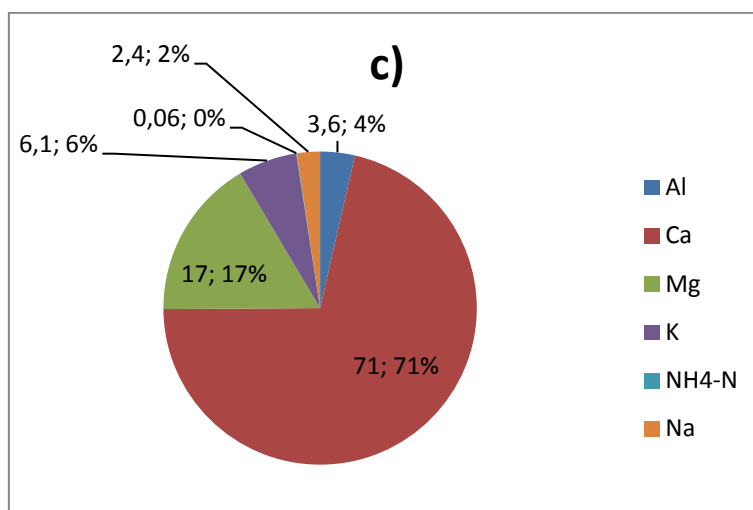
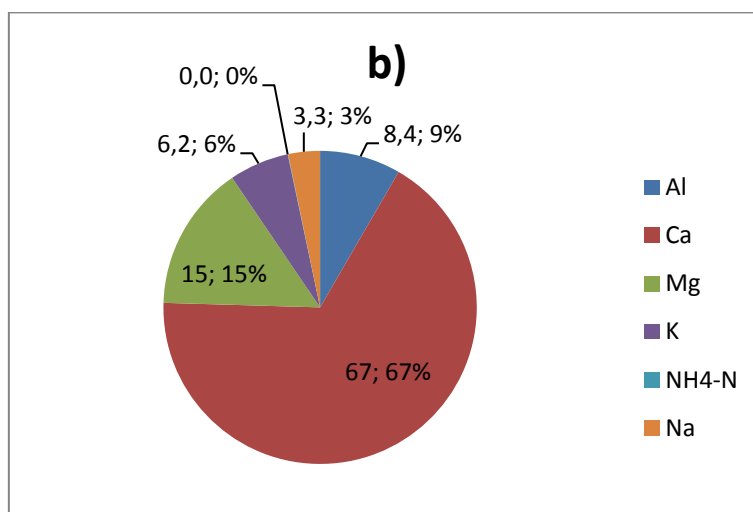
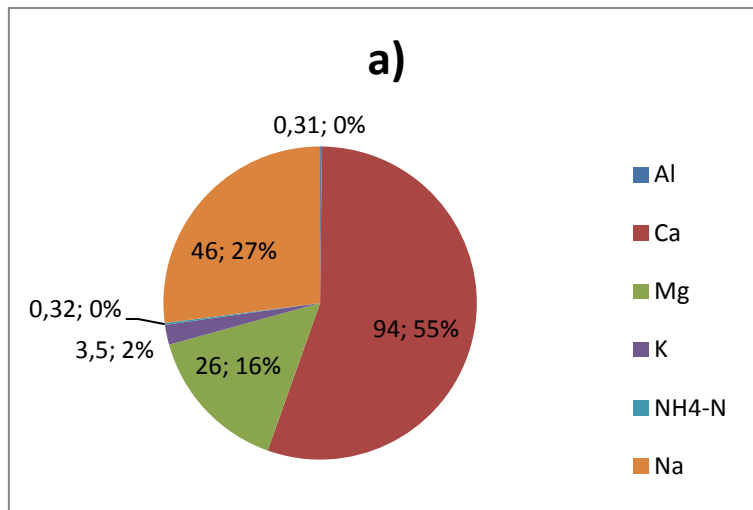
Figur 4. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 5.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt D: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



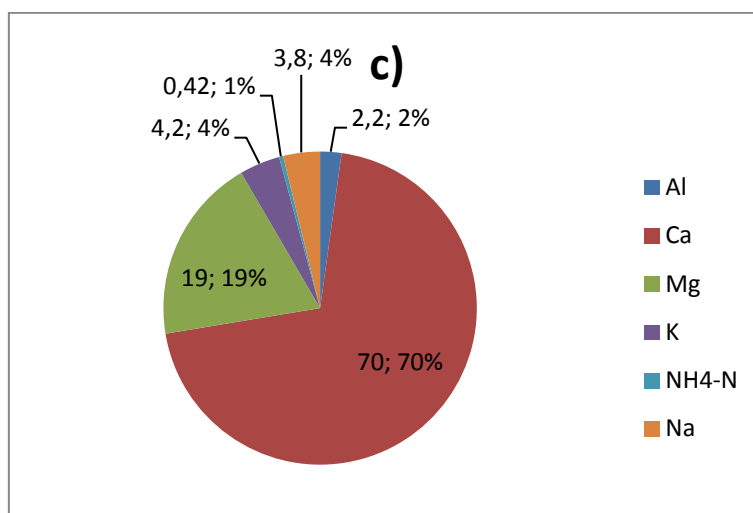
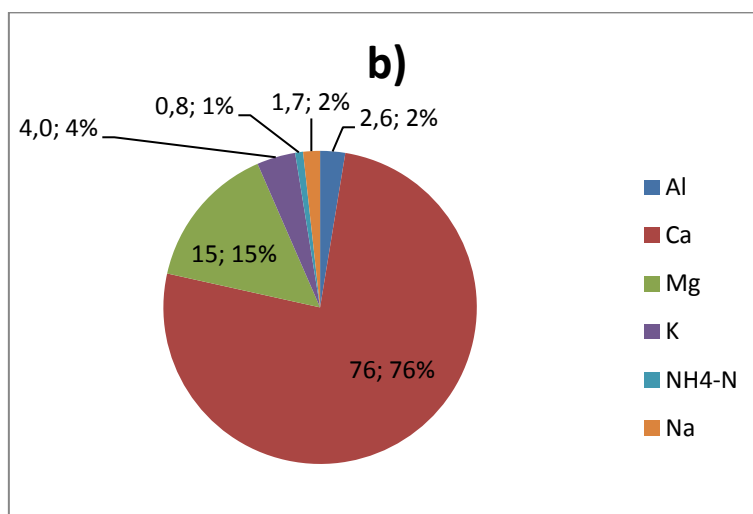
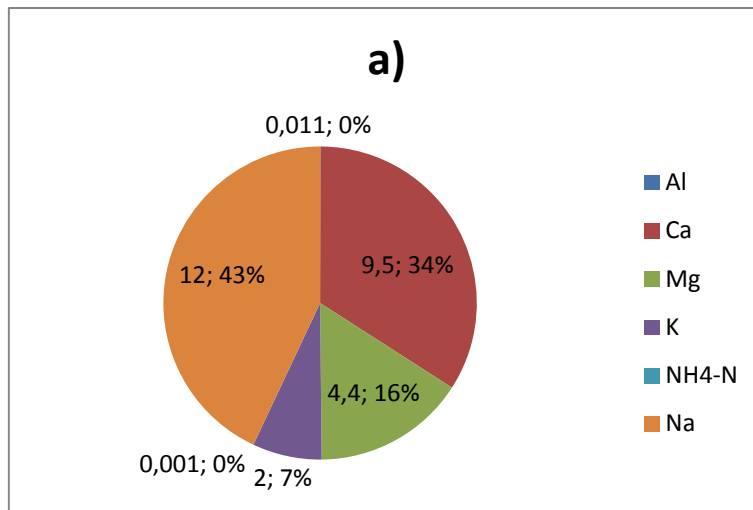
Figur 5. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör G10.
 Mängden joner per g torr jord (μg; %) för provpunkt Q: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



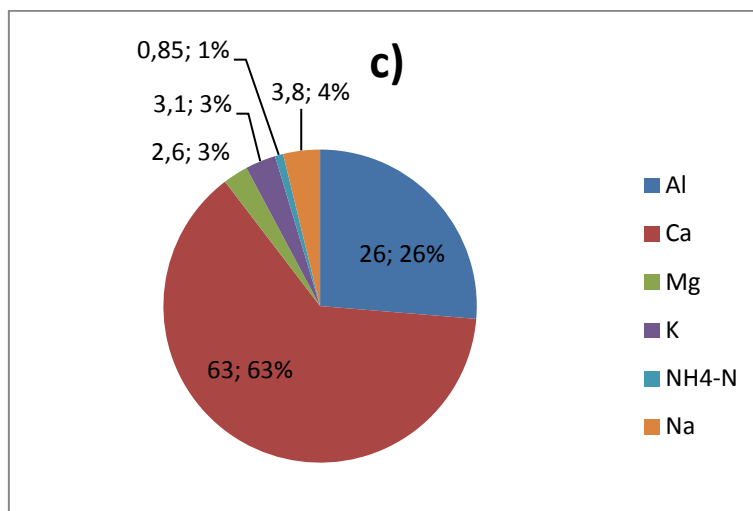
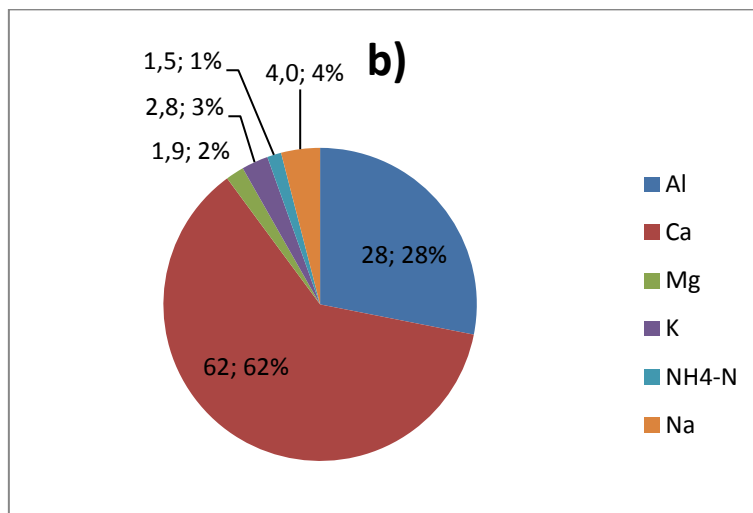
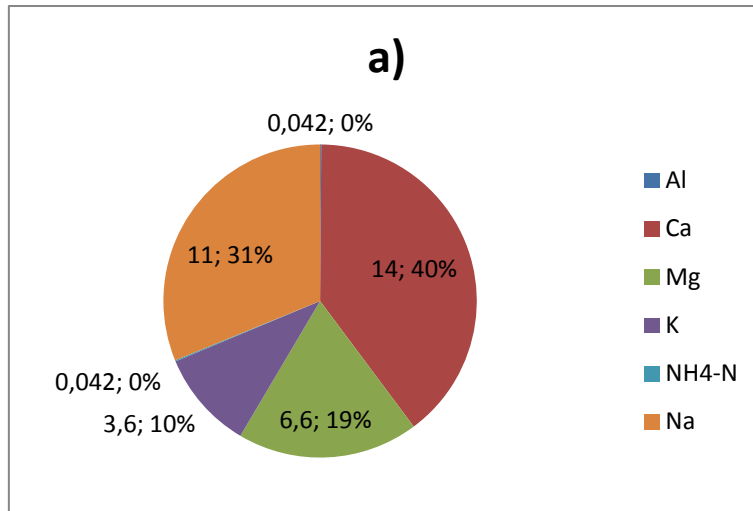
Figur 6. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör G11.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt R: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



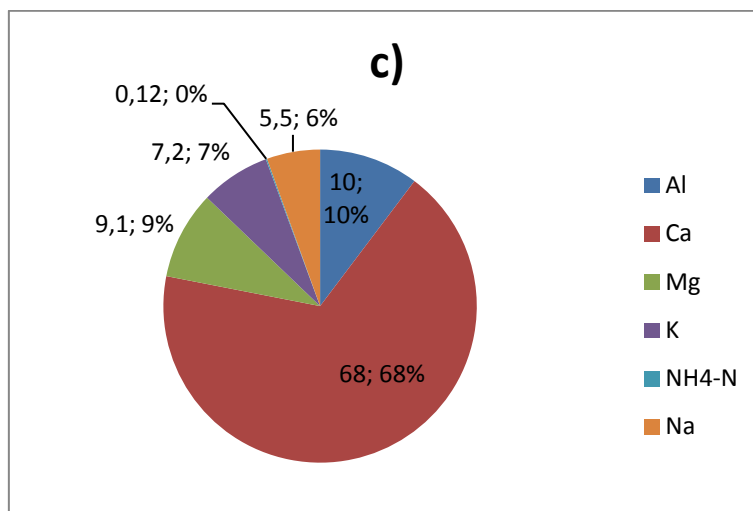
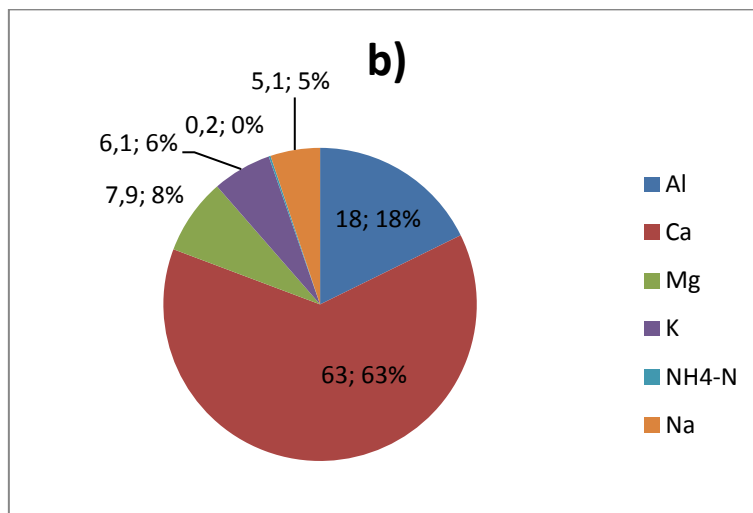
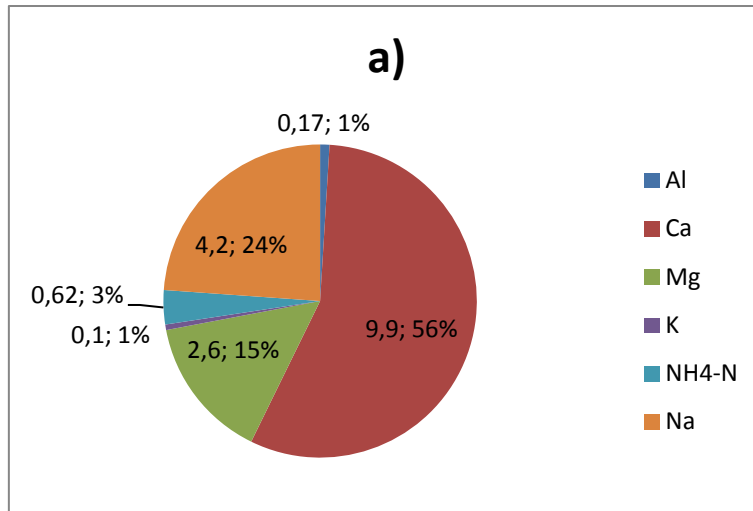
Figur 7. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör G12.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt P: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



Figur 8. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 9406.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt K: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



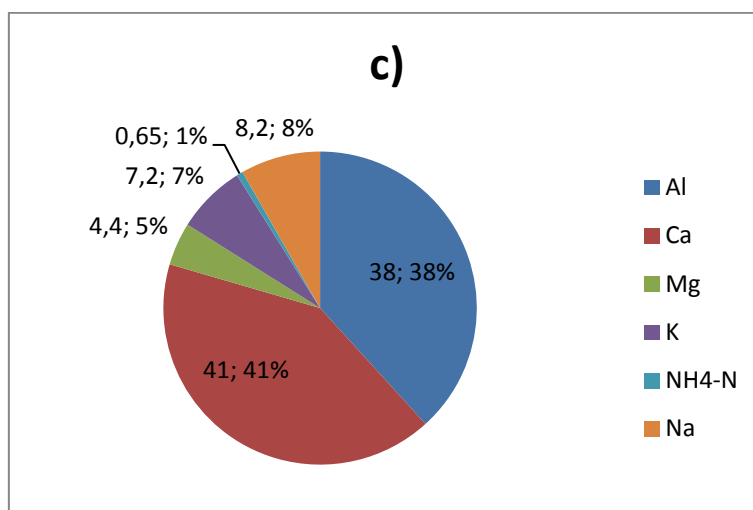
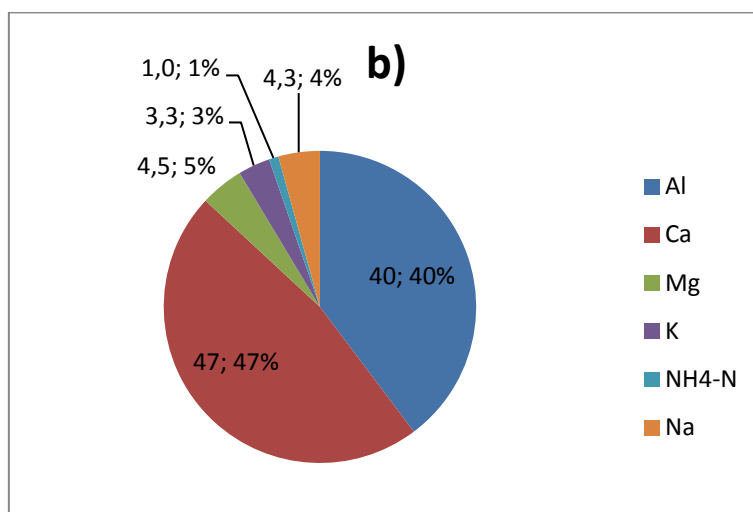
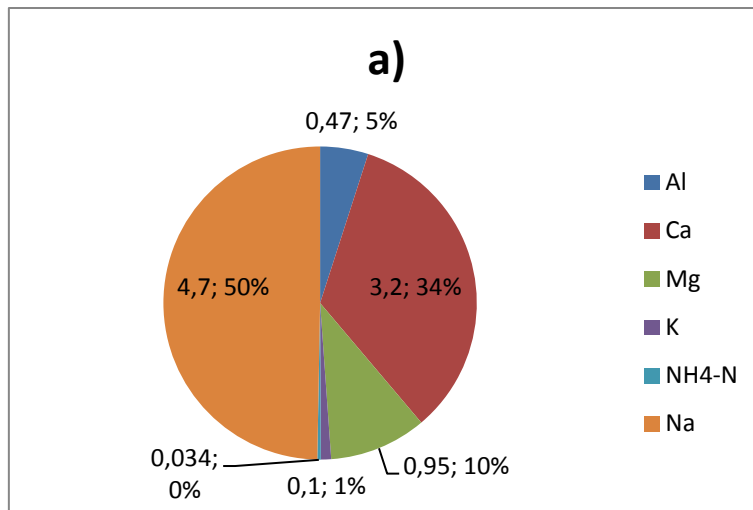
Figur 9. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.
 (a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 9408.
 Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt N: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



Figur 10. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.

(a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 9807.

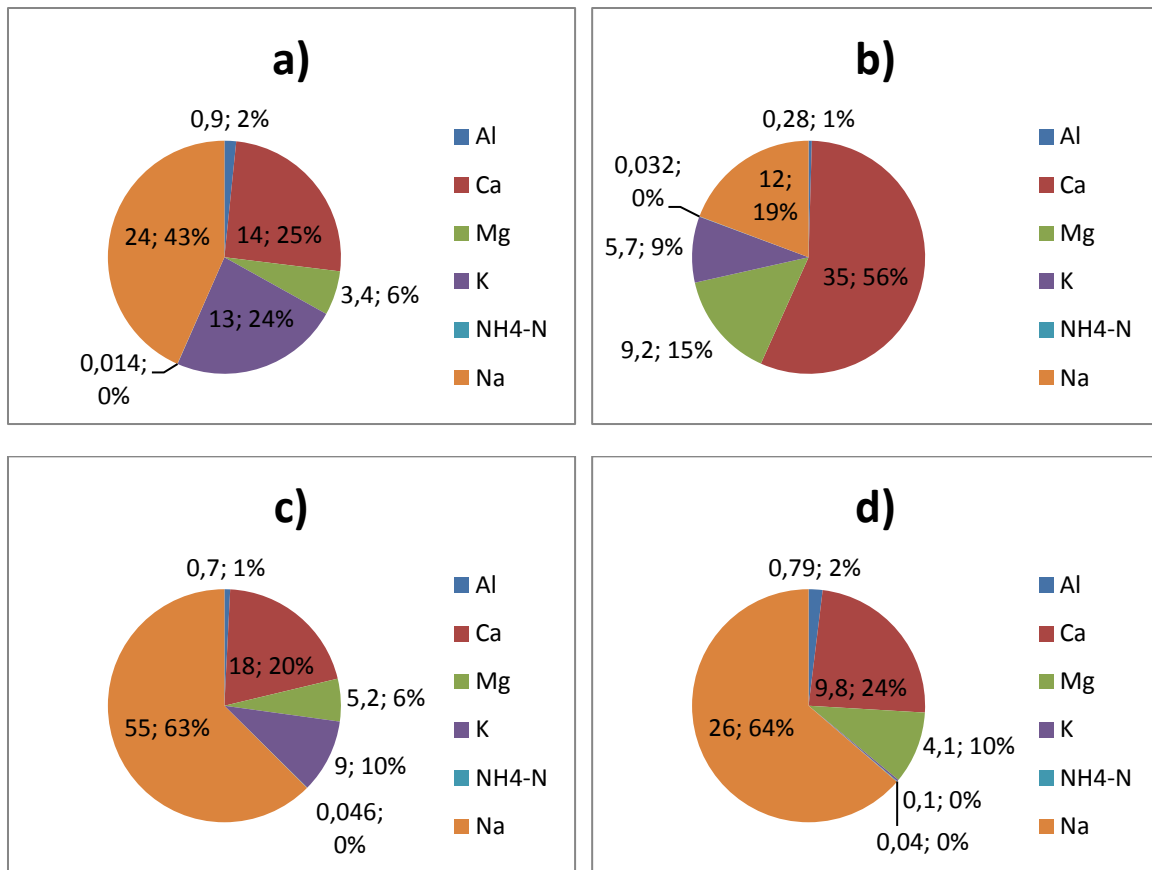
Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt J: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



Figur 11. Jonförhållande för mark- och vattenprov inom samma område.

(a) mängden och procentandelen joner per liter grundvatten (mg; %) för observationsrör 9808.

Mängden joner per g torr jord (µg; %) för provpunkt L: (b) över grundvattenytan och (c) under grundvattenytan.



Figur 12. Mängden och procentandelen joner per liter ytvatten (mg; %) för provpunkt: (a) Y1, (b) Y2, (c) Y3 och (d) Y4.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042094-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020596	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-28	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	Y4			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	tydlig			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Unken			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	14	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	410	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.1		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	4.2	mg HCO3/l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	21	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	54	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	1.7	mg/l	15%	EN ISO 10304 a)
Fluorid	0.46	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	44	mg O2/l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.051	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.040	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	2.3	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	26	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	< 1.0	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	9.8	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	3.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	4.1	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.099	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syruppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.038	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syruppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.00080	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	< 0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.0012	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0014	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syruppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0017	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.0088	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.79	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syruppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.00018	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syruppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.068	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syruppslutet)	1.1	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syruppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar					

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042093-01

EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

 Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020595	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-28
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	Y3		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	5.6	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	310	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	7.6		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	51	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	41	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	52	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	70	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.73	mg/l	10% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	31	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.059	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.046	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	0.028	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	0.0090	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	3.7	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	55	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	9.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	18	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	1.6	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	5.2	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.081	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0013	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.037	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.00092	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0024	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.0018	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.0028	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.0017	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0016	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.0092	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.70	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.0029	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor, B (uppsluten)	0.084	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.085	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	22	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042092-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020594	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	Y2		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	5.0	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	51	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	7.9		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	91	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	33	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	38	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	25	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	< 0.20	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	10	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.041	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.032	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	7.0	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	12	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	5.7	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	35	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	0.50	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	9.2	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.015	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.031	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	0.022	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0025	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.0011	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.00073	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.0099	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.28	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.00041	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.17	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	7.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042091-01

EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

 Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020593	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-26
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	Y1		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordlikande		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	5.0	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	490	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	7.1		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	21	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	23	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	35	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	39	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.37	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	52	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.018	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.014	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	0.025	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	0.0080	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	2.7	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	24	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	13	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	14	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	1.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	3.4	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.011	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0013	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.036	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.00073	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0029	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.0013	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.0022	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.0014	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0013	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.014	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.90	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.0042	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor, B (uppsluten)	0.056	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.063	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	10	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042097-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020600	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	G2 (ref)		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	ingen		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	1.6	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	11	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.9		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	11	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	4.3	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	2.9	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	4.2	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	< 0.20	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	1.3	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.042	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.033	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	0.64	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	3.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	< 1.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	3.2	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	0.28	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	0.83	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.025	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.027	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0035	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.021	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.068	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.023	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	1.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042096-01

EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

 Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020599	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	G12			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordliknande			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	920	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	10	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.4		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	34	mg HCO ₃ /l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	120	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	340	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	8.8	mg/l	15%	StMeth 4500-SO ₄ / Kone a)
Fluorid	< 0.20	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	18	mg O ₂ /l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.41	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	0.32	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO ₄)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	0.0060	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO ₃)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO ₂)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	19	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	46	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	3.5	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	94	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	130	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	26	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	4.3	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.11	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.0020	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppslutet)	< 0.020	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00040	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.0045	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0052	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0040	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0040	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0040	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0022	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.059	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.31	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.012	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.00041	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.45	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syruppslutet)	3.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar Höjd rapporteringsgräns för metaller på grund av svår matris.					

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042155-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020598	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	G11		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordliknande		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	>2000	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	300	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	10.3		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	18000	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	1700	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	190	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	150	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.47	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	130	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	< 0.010	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	< 0.010	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	0.55	mg/l	15% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	0.18	mg/l	15% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	3.3	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	1.0	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	>1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	90	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	5800	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	92	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	350	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	3700	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	180	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	34	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.13 mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.032 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	5.0 mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	0.026 mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.26 mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	0.31 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.0032 mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.19 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.37 mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.67 mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.042 mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.62 mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	0.0043 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.82 mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	1.1 mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.096 mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.016 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	2.2 mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.016 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.14 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	440 mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	47 mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	1.6 µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar Höjd rapporteringsgräns för metaller på grund av svår matris.				

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042095-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020597	Ankomsttemp °C	12		
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson		
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27		
Provet ankom:	2011-11-02				
Utskriftsdatum:	2011-11-16				
Provmärkning:	G10				
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Lukt, styrka, vid 20°C	svag			SLV 1990-01-01	a)
Lukt, art, vid 20 °C	Härrör från egen flaska			SLV 1990-01-01	a)
Turbiditet	1.6	FNU	20%	SS-EN ISO 7027	a)
Färg (405 nm)	7.0	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod	a)
pH	7.9		5%	SS 028122-2 / Titro	a)
Alkalinitet	98	mg HCO3/l	10%	SS EN ISO 9963-2	a)
Konduktivitet	21	mS/m	10%	SS-EN 27888	a)
Klorid	9.7	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone	a)
Sulfat	8.3	mg/l	15%	StMeth 4500-SO4 / Kone	a)
Fluorid	0.28	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone	a)
COD-Mn	0.87	mg O2/l	20%	fd SS 028118 / mod	a)
Ammonium	0.013	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone	a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.010	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone	a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS	a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS	a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone	a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone	a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone	a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone	a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone	a)
Totalhårdhet (°dH)	1.5	°dH		Beräkning (Ca+Mg)	a)
Natrium Na (uppslutet)	39	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kalium K (uppslutet)	1.6	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kalcium Ca (uppslutet)	7.1	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Järn Fe (uppslutet)	0.16	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Magnesium Mg (uppslutet)	2.3	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.031	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.036	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	0.014	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0037	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.0018	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.0022	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.017	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.066	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.00014	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.043	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	2.6	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042084-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020586	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	9808			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Sjö			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	16	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	60	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.1		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	2.3	mg HCO ₃ /l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	5.5	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	9.5	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	7.4	mg/l	15%	StMeth 4500-SO ₄ / Kone a)
Fluorid	0.30	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	14	mg O ₂ /l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.044	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	0.034	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO ₄)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	< 0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO ₃)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO ₂)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	0.67	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	4.7	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	< 1.0	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	3.2	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	2.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	0.95	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.075	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.031	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.0015	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	< 0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.0017	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0018	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0018	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.0060	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.47	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	2.1	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042090-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020592	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	9807		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordlikande		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	15	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	320	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	7.3		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	35	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	8.9	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	6.0	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	1.4	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.68	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	15	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.80	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.62	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	0.046	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	0.015	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	2.0	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	4.2	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	< 1.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	9.9	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	20	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	2.6	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	1.5	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0011	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.023	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	< 0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.0038	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0012	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.0016	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.0014	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.0048	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	< 0.0050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.17	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.00048	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.091	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	0.76	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042089-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020591	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	MR2			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	svag			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Mossa			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	15	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	< 5.0	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	8.4		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	87	mg HCO3/l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	17	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	5.2	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	< 1.0	mg/l	15%	StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.41	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	1.6	mg O2/l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.054	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.042	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	3.5	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	11	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	3.6	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	14	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	10	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	6.6	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.21	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0012	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	< 0.020	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	< 0.0050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0029	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.0027	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.0072	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	< 0.0050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.042	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.074	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	0.15	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042085-02

EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

 Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020587	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	MR1			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	tydlig			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordliknande			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	22	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	9.9	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	8.0		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	60	mg HCO ₃ /l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	14	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	11	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	< 1.0	mg/l	15%	StMeth 4500-SO ₄ / Kone a)
Fluorid	< 0.20	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	0.84	mg O ₂ /l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	< 0.010	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	< 0.010	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO ₄)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	< 0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO ₃)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO ₂)	< 0.0070	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	< 0.0020	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	2.3	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	12	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	2.0	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	9.5	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	0.42	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	4.4	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	0.025	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	< 0.020	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bor B (uppsluten)	0.0065	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.0021	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	40%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	< 0.0010	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	< 0.0050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	0.011	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	< 0.0030	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	< 0.00050	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	< 0.00010	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	< 0.050	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.051	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	< 50	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
 Bertil Sundlof

AR-11-SL-042088-01

EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

 Uppdragsmärkn.
 Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020590	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-28
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	5, 26-28/10		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	tydlig		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordliknande		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	>2000	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	16	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	7.2		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	94	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	44	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	49	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	51	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	0.53	mg/l	25% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	28	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.028	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.022	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	< 0.0070	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	< 0.0020	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	18	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	19	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	21	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	79	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	210	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	31	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	4.0	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.031	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syruppslutet)	< 0.0040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.58	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syruppslutet)	0.0043	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.14	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Bor B (uppslutet)	0.034	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	0.00094	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.080	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.15	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.12	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.026	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.17	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Tallium, Tl (syruppslutet)	0.00099	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.22	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.28	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Selen, Se (syruppslutet)	0.038	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	0.0047	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.014	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	110	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Litium, Li (syruppslutet)	0.058	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.47	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syruppslutet)	18	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syruppslutet)	12000	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar Höjd rapporteringsgräns för metaller på grund av svår matris.					

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042087-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020589	Ankomsttemp °C	12	
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson	
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	2011-10-27	
Provet ankom:	2011-11-02			
Utskriftsdatum:	2011-11-16			
Provmärkning:	2			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	stark			SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Jordliknande			SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	>2000	FNU	20%	SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	53	mg Pt/l	20%	SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.5		5%	SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	67	mg HCO3/l	10%	SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	160	mS/m	10%	SS-EN 27888 a)
Klorid	460	mg/l	15%	St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	17	mg/l	15%	StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	< 0.20	mg/l	25%	St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	22	mg O2/l	20%	fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.31	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.24	mg/l	15%	SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30%	SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20%	SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	0.013	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	0.0040	mg/l	15%	SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l		SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	33	°dH		Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	67	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	6.2	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	130	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	380	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	64	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	3.0	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.0071	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrappupplutet)	< 0.0040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.38	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrappupplutet)	< 0.0020	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.034	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	< 0.00040	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.032	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.031	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.061	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.040	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.15	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Tallium, Tl (syrappupplutet)	0.00040	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.10	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	0.22	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Selen, Se (syrappupplutet)	< 0.012	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	0.0035	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.0038	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	51	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Bor, B (uppsluten)	0.15	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Litium, Li (syrappupplutet)	0.052	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.80	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrappupplutet)	7.7	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrappupplutet)	4000	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar Höjd rapporteringsgräns för metaller på grund av svår matris.					

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Tyréns AB, Region Syd
Bertil Sundlof

AR-11-SL-042086-01



EUSELI2-00018989

Kundnummer: SL8484247

Uppdragsmärkn.
Susanne Johansson

Analysrapport

Provnummer:	177-2011-11020588	Ankomsttemp °C	12
Provbeskrivning:		Provtagare	Susanne Johansson
Matris:	Lakvatten	Provtagningsdatum	00:00:00
Provet ankom:	2011-11-02		
Utskriftsdatum:	2011-11-16		
Provmärkning:	1, 25-26/10		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
Lukt, styrka, vid 20°C	stark		SLV 1990-01-01 a)
Lukt, art, vid 20 °C	Lösningsmedel		SLV 1990-01-01 a)
Turbiditet	>2000	FNU	20% SS-EN ISO 7027 a)
Färg (405 nm)	250	mg Pt/l	20% SS EN ISO 7887:3 mod a)
pH	6.7		5% SS 028122-2 / Titro a)
Alkalinitet	75	mg HCO3/l	10% SS EN ISO 9963-2 a)
Konduktivitet	22	mS/m	10% SS-EN 27888 a)
Klorid	16	mg/l	15% St Meth 4500-Cl / Kone a)
Sulfat	6.2	mg/l	15% StMeth 4500-SO4 / Kone a)
Fluorid	1.9	mg/l	10% St Meth 4500-F / Kone a)
COD-Mn	45	mg O2/l	20% fd SS 028118 / mod a)
Ammonium	0.026	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	0.020	mg/l	15% SS-EN 11732:2005 / Kone a)
Fosfat (PO4)	< 0.020	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Fosfatfosfor (PO4-P)	< 0.0050	mg/l	30% SS-EN ISO 6878:2005 /TRAACS a)
Nitrat (NO3)	< 0.44	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	< 0.10	mg/l	20% SS 028133 / Kone a)
Nitrit (NO2)	0.026	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	0.0080	mg/l	15% SS EN 26777 / Kone a)
NO3/50+NO2/0,5	<1.0	mg/l	SS 028133 / Kone a)
Totalhårdhet (°dH)	11	°dH	Beräkning (Ca+Mg) a)
Natrium Na (uppslutet)	18	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalium K (uppslutet)	18	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Kalcium Ca (uppslutet)	26	mg/l	15% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Järn Fe (uppslutet)	390	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Magnesium Mg (uppslutet)	31	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)
Mangan Mn (uppslutet)	12	mg/l	20% SS 028150-2 / ICP-AES a)

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.



Arsenik As (uppslutet)	0.040	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Antimon, Sb (syrauppslutet)	0.0083	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Barium Ba (uppslutet)	0.73	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Beryllium Be (syrauppslutet)	0.0038	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Bly Pb (uppslutet)	0.14	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Bor B (uppslutet)	0.060	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kadmium Cd (uppslutet)	0.00079	mg/l	25%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Kobolt Co (uppslutet)	0.081	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Koppar Cu (uppslutet)	0.20	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Krom Cr (uppslutet)	0.19	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Molybden, Mo (uppslutet)	0.023	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Nickel Ni (uppslutet)	0.21	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Tallium, Tl (syrauppslutet)	0.0011	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Vanadin V (uppslutet)	0.19	mg/l	30%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Zink Zn (uppslutet)	1.6	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Selen, Se (syrauppslutet)	0.026	mg/l	35%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Silver Ag (uppslutet)	< 0.0020	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Tenn Sn (uppslutet)	0.0070	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Uran U (uppslutet)	0.012	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-MS	a)
Aluminium Al (uppslutet)	110	mg/l	15%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Litium, Li (syrauppslutet)	0.073	mg/l	10%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Strontium, Sr (uppslutet)	0.32	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Svavel, S (syrsuppslutet)	3.5	mg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Titan, Ti (syrauppslutet)	9400	µg/l	20%	SS 028150-2 / ICP-AES	a)
Kemisk kommentar Höjd rapporteringsgräns för metaller på grund av svår matris.					

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Sweden AB Lidköping, SWEDEN

Paola Nilsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v28

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar kan lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.