



Sveriges
lantbruksuniversitet

Fosforavskiljning och hydraulisk konduktivitet i markbaserade renings- system – Kornstorleksfördelningens betydelse

Phosphorus removal and hydraulic conductivity
in WSAS – Influence of grain size distribution

Elin Elmefors

Referat

Fosforavskiljning och hydraulisk konduktivitet i markbaserade reningssystem – Kornstorleksfördelningens betydelse

Elin Elmefors

Fosforutsläpp kan leda till övergödning i vattenrecipienten om kritiska nivåer överskrids. De enskilda avloppen står idag för en relativt stor andel av Sveriges fosforutsläpp jämfört med de kommunala avloppen. Detta kan sättas i bakgrund av att staten, alltsedan 1970-talet, har lagt ner stora resurser på att reducera utsläppen hos kommunala avlopp, medan en motsvarande satsning på de enskilda avloppen uteblivit.

Merparten av dagens enskilda avlopp utgörs av markbaserade reningssystem, det vill säga avloppslösningar där avloppsvattnet får passera genom markmaterial för att renas. Fosforreningen i markbaserade reningssystem har forskningshistoriskt sett inte varit en prioriterad fråga, vilket har lett till kunskapsbrist inom området. Naturvårdsverket har i och med miljöbalkens införande skärpt sina krav på fosforreningen hos enskilda avlopp. Trots att Naturvårdsverket nu har satt upp exakta kravgränser på fosforutsläpp, exempelvis att en normal skyddsnivå motsvarar en rening på 70 %, saknas dock råd för hur gemene man, inför byggandet av ett markbaserat reningssystem, ska kunna uppskatta fosforreningsförmågan i markmaterialet. Emellertid rekommenderar Naturvårdsverket att man inför byggandet ska uppskatta markmaterialets hydrauliska konduktivitet, en uppskattning som ofta utförs genom att mäta markmaterialets kornstorleksfördelning. Det finns även forskning som tyder på att kornstorleksfördelningen skulle kunna ha samband med fosforreningen.

Syftet med detta examensarbete var framförallt att utvärdera om kornstorleksfördelningen kan användas som ett mått på fosforreningen. Som ett sidospår till detta utvärderades även om den hydrauliska konduktiviteten kan bestämmas ur kornstorleksfördelningen. Empiriska formler har vid tidigare studier etablerats för detta, men frågan är om dylika empiriska formler gäller för de undersökta markbaserade reningssystemen. Undersökningens resultat tydde på ett samband mellan kornstorlek och hydraulisk konduktivitet medan det inte kunde påvisas något samband mellan kornstorleksfördelning och fosforrening. Det är därmed önskvärt att finna ett annat mått på fosforreningen i markbaserade reningssystem. Kan vi inte uppskatta hur mycket de markbaserade reningssystemen bidrar till övergödningen kan vi inte heller väga denna negativa miljöpåverkan mot de markbaserade systemens fördelar, såsom relativt låg energiförbrukning och relativt små utsläpp av växthusgaser.

Nyckelord: Markbaserade reningssystem, kornstorleksfördelning, fosfor, fosforavskiljning, fosforrening, hydraulisk konduktivitet, specifik yta, oxalatextraktion

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 7014, SE-750 07 UPPSALA, ISSN 1401-5765

Abstract

Phosphorus removal and hydraulic conductivity in WSAS – Influence of grain size distribution

Elin Elmefors

Release of phosphorus is one of the contributing factors of eutrophication in aquatic recipients. In Sweden, on-site wastewater treatment represents large emissions of phosphorous per person in comparison to municipal wastewater treatment. This can be put in the context of the Government's large investments for reducing phosphorus in municipal wastewater treatment plants, while no corresponding investment has yet been made in the field of on-site wastewater treatment.

In Sweden, the on-site wastewater treatment systems of today mainly consist of WSAS (Wastewater soil absorption systems), i.e. systems where wastewater is cleaned by passing through soil material. During the history of research about WSAS issues of phosphorous removal have not been first priority, which has led to a considerable lack of knowledge regarding these issues. Since 1999, when the Swedish regulations of environmental law were established, the SEPA (Swedish Environmental Protection Agency) has tightened up their demands of phosphorus removal in on-site wastewater treatment systems, for instance by stating that a phosphorous removal of 70% shall be reached to accomplish a "normal level of protection". Despite this fact, there are no recommendations of how to estimate phosphorus removal in the soil material. However, the SEPA recommends estimation of hydraulic conductivity before building WSAS. This estimation is usually made by measuring grain size distribution in the soil material. One interesting fact is that there, according to some scientists, might be a connection between grain size distribution and phosphorus removal.

The aim of this thesis was mainly to investigate if measure of grain size distribution can be used in order to estimate phosphorus removal. The aim was also to evaluate if grain size distribution is a good indicator of hydraulic conductivity in the investigated WSAS. It was concluded that grain size distribution is a suitable indicator of hydraulic conductivity, but not a suitable indicator of phosphorus removal. Thus, we still need to find an easy way to estimate the phosphorus removal in WSAS. If we do not know the extent of impact on eutrophication by WSAS, we cannot weigh this negative impact against the positive aspects of relatively low energy usage and low release of green house gases compared to other on-site wastewater treatment systems.

Keyword: Soil infiltration system, grain size distribution, phosphorus, phosphorus removal, hydraulic conductivity, specific surface, oxalate extraction

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, SE-750 07 UPPSALA, ISSN 1401-5765

Förord

Detta är ett examensarbete på 30 hp inom civilingenjörprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) som har utförts på JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik). Examensarbetet utgjorde en del av projektet ”Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade reningssystem”, vilket är ett samarbete mellan JTI och Institutionen för Mark- och Vattenteknik vid KTH (Kungliga Tekniska Högskolan). Jag har många personer att tacka för att de har förenklat och förgyllt min arbetsprocess:

Först och främst vill jag rikta ett stort tack till min handledare, David Eveborn, sektionen för Biologisk avfallsbehandling vid JTI, för hans stora engagemang och entusiasm under hela min arbetsprocess, vilket fått mig att känna mig lyckligt lottad som examensarbetare. Jag vill också passa på att tacka lite extra för att jag fick delta i den spännande fältprovtagningen. Jag vill även ge ett stort tack till alla medarbetare på JTI, och de andra två examensarbetarna Emelie Ljung och Emelie Karlsson, för att de bidragit till att göra min examensarbetestid trevlig och stimulerande. Till min ämnesgranskare, Jon Petter Gustafsson, institutionen för mark och miljö vid SLU och institutionen för Mark- och vattenteknik vid KTH, vill jag också rikta ett stort tack. Tacksamheten baseras i synnerhet på hans snabba men alltid lika högkvalitativa granskning av mitt arbete.

Jag vill tacka examensarbetaren Lin Yu vid KTH för ett trevligt samarbete under provberedningen och oxalatextraktionen. För hjälp under det analytiska arbetet vill jag framförallt tacka Christina Öhman, vid det markfysikaliska laboratoriet på SLU och Mirsada Kulenovic vid institutionen för mark och miljö, SLU för att de tålmodigt besvarade de många frågor som jag ställde. Jag vill även tacka verksamma vid institutionen för Mark- och vattenteknik vid KTH för all hjälp under analysen av specifik yta. För att ha besvarat diverse frågor angående mättningsförfarande, utrustning och kostnader vill jag tacka Inger Juremalm, Ingmar Messing, Allan Rodhe, Klas Rosén, Anders Birgersson och Bertil Pålsson.

Jag vill även framföra ett tack till David Eveborns familj och släkt, för deras stora gästfrihet under de två dagar av provtagningsarbete då jag bodde i Luvehult. Jag vill även rikta särskilda tack till Josefine Casselbrant för korrekturläsning av den populärvetenskapliga sammanfattningen, Åsa Nordenborg för kontroll av integralen och Johanna Ragvald för hjälp med tryckning.

Slutligen, tack till alla mina vänner och min släkt. För mig utgör ni den finaste formen av inspiration!

Uppsala, maj 2011

Elin Elmefors

Copyright © Elin Elmefors och Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.

UPTEC W11 011, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2011

Populärvetenskaplig sammanfattning

Övergödning av sjöar och hav är idag ett stort problem. En av orsakerna till övergödningen är alltför stora utsläpp av grundämnet fosfor, ett ämne som bland annat släpps ut med vårt avloppsvatten. Avloppsvatten från svenska hushåll renas idag huvudsakligen genom kommunala avloppsreningsverk, men det finns även ett antal hushåll som saknar anslutning till kommunal vattenrening. Detta rör sig exempelvis om hushåll i glesbygd eller i skärgård vilka får bygga egna avloppslösningar, något som ofta benämns enskilda avlopp eller småskalig avloppsrening. Idag är cirka 750 000 hushåll anslutna till enskilda avlopp. Dessa står för 12 % av fosforutsläppen till Sveriges vatten, vilket kan jämföras med kommunalt avlopp vilka står för 20 % av dessa utsläpp, trots att antalet anslutna personer till kommunala avlopp är 7,7 miljoner. Detta är ett resultat av att det alltsedan 1968 gjorts stora satsningar för att minska fosforutsläppen hos kommunala avlopp, medan motsvarande satsning på enskilda avlopp hittills uteblivit.

Den vanligaste formen av enskilda avlopp är så kallade markbaserade reningssystem. Hos dessa system renas avloppsvattnet genom att det får rinna genom ett jordlager i marken. Fosfor renas genom att bindas in längs hela detta jordlager, och fosforinbindningen sker, enligt vad forskarna vet idag, framförallt genom kemiska processer. Fosforrening i markbaserade reningssystem har inte varit en prioriterad fråga i forskningssammanhang förrän på senare tid. Idag upplever forskarna inom området att det råder brist på såväl kunskap om hur stor andel av fosfor i avloppsvatten som renas i det markbaserade reningssystemet, som hur de drivande kemiska processerna fungerar.

I och med att miljöbalken, Sveriges centrala miljörättsliga regelverk, trädde i kraft 1999 ökade kraven på minskade fosforutsläpp. Dessa skärpta krav ledde till att Naturvårdsverket uppdaterade sina allmänna råd om små avloppsanordningar. Råden innehåller numera bland annat exakta krav på fosforrening hos markbaserade reningssystem, exempelvis att en ”normal” nivå av fosforrening i avloppsvatten motsvarar 70 % rening. Frågan är dock hur gemene man ska veta om hans markbaserade reningssystem uppnår detta? Naturvårdsverkets anvisningar för byggande och dimensionering av markbaserade reningssystem saknar förslag på hur man ska kunna uppskatta storleken på fosforreningen. Däremot har Naturvårdsverket förslag på hur man ska kunna mäta en annan viktig aspekt i det markbaserade reningssystemet, nämligen vattengenomsläppligheten. Ett vanligt mått för att uppskatta denna vattengenomsläpplighet är kornstorleksfördelningen, det vill säga storleken på de olika jordkornen och hur stor del olika kornstorlekar utgör av jordens vikt. Enligt de teorier som studerats till detta examensarbete anser många att det är möjligt att det finns ett samband mellan kornstorleksfördelningen och fosforreningen i bädden.

Syftet med detta examensarbete var därför att undersöka om samband mellan kornstorleksfördelningen och fosforreningen finns. Syftet var även att utvärdera om kornstorleksfördelningen är ett bra mått på vattengenomsläppligheten hos markbaserade reningssystem. Undersökningen utfördes genom att analysera jord från sex olika

markbaserade reningssystem. Det möjliga teoretiska sambandet mellan kornstorleksfördelningen och fosforeringen kan förklaras genom att en kornstorleksfördelning med större andel fina korn kan leda till att den totala ytan utanpå alla jordpartiklar ökar. Ökad total yta i jorden sägs sedan enligt vissa forskare leda till ökade kemiska ytor som kan adsorbera fosfor. Sådana kemiska ytor, som exempelvis utgörs av oxider av järn eller aluminium, sägs utgöra en viktig del av fosforeringen under vissa förutsättningar.

Analysen av jorden från de undersökta markbaserade reningssystemen utfördes genom att mäta kornstorleksfördelningen, vattengenomsläppligheten och den totala ytan i jorden och genom att utföra så kallad oxalatextraktion. Under oxalatextraktionen löses bland annat vissa kemiska ytor som innehåller aluminium respektive järn upp. Oxalatextraktionen löser även upp vissa former av bunden fosfor i jorden, inte bara den fosfor som adsorberats till nämnda järn- och aluminiumytor utan även fosfor som bundits till jorden på annat vis. Genom att jämföra den fosfor som oxalatextraktionen löst upp med den mängd aluminium och järn som oxalatextraktionen löst upp kan man därmed få en förenklad uppskattning av hur betydelsefulla de kemiska järn- och aluminiumytorna är för fosforeringen.

Undersökningen visade att kornstorleksfördelningen fungerar bra som mått på vattengenomsläppligheten i de undersökta markbaserade reningssystemen. Däremot visade undersökningen inte några tecken på samband mellan kornstorleksfördelning och fosforering. Framförallt brast sambandet när det gäller det eventuella delsambandet mellan kornstorleksfördelningen och den totala ytan i jorden, eftersom mätdata inte tydde på något sådant samband. Det var även oklart om samband råder mellan specifik yta och de uppmätta kemiska ytorna. Däremot kan slutsatsen dras att samband verkade finnas mellan uppmätta kemiska ytor och upplöst fosfor.

Bristen på samband mellan kornstorleksfördelning och fosforering medför att det idag saknas ett enkelt mått på den fosforerande förmågan hos markbaserade reningssystem. För att kunna bedöma om Naturvårdsverkets exakta krav på fosforutsläpp uppnås eller inte behövs ett sådant mått. Det är möjligt att den totala ytan i jorden skulle kunna vara lämpligt som mått, dock behövs mer forskning innan slutsats kan dras. Ett enkelt mått på fosforeringen behövs av två viktiga anledningar. Den första anledningen är att en överskattning av fosforeringsförmågan hos det markbaserade reningssystemet leder till alltför stora fosforutsläpp till övergödningsskänliga områden. Den andra anledningen är att osäkerheten kring fosforeringen hos markbaserade reningssystem leder till ett ökat användande av andra avloppslösningar, även om detta inte hade varit nödvändigt ur övergödningsspektiv. Att öka andelen avloppslösningar som har erkänt hög fosforeringsförmåga på bekostnad av markbaserade reningssystem kan dock leda till ökad energiförbrukning och större utsläpp av klimatpåverkande ämnen. Ur användarens perspektiv är det markbaserade reningsverket även det mest ekonomiska och praktiska alternativet.

Förklaring av begrepp

Aluminium- och järn(hydr-)oxider – Fosforbindande ytor som hydroxider, oxider och oxidliknande material av järn respektive aluminium (Eveborn m.fl. 2009).

Antropogen – Orsakat av människan.

Belastade prov – (Här) Betecknar de prov som togs från delar av markmaterialet som hade belastats med avloppsvatten.

BET-analys – Analysmetod för att bestämma den specifika ytan. Metoden bygger på mätning av den enmolekylära adsorptionen av opolär gas.

Infiltration – Betecknar vätskans inträngande till marken.

Infiltrationsanläggning – Markbaserat reningssystem där avloppsvattnet renas genom att passera genom ett marklager, vilket ofta är ett naturligt marklager. Avloppsvattnet når slutligen grundvattenytan.

Kornstorleksfördelning – Betecknar storleken på de olika jordkornen i ett prov och hur stor andel dessa kornstorlekar utgör av jordprovets vikt.

Markbaserat reningssystem – Avloppsreningsanläggning där avloppsvatten får passera genom ett jordmaterial för att renas.

Markbädd – Markbaserat reningssystem där avloppsvattnet får passera genom ett marklager, vilket ofta är en konstgjord bädd av grus och sand som förts till platsen. Avloppsvattnet samlas upp vid markbäddens slut för att ledas till lämplig ytvattenrecipient.

Markmaterial – (Här) Det material som är avsett att rena avloppsvattnet i ett markbaserat reningssystem.

Oxalatextraktion – Analytisk metod som löser upp aluminium och järn upp från reaktiva järn(hydr-)oxider, från aluminiummineral och från organiskt material. Oxalatextraktionen frigör även den fosfor som är bunden till dessa aluminium- och järnfaser och den fosfor som bundits i kalciumfosfatmineral.

Perkolation – Betecknar vätskans nedträngande genom den omättade zonen i marken.

Permeametermetod – Laborativ metod för att mäta hydraulisk konduktivitet.

Pipettmetoden – Metod för att uppskatta kornstorleksfördelningen. Metoden baseras på siktning och tyngdkraftssedimentation, vilka är två tekniker för att mäta kornstorleksfördelningen.

R²-värde (determinationskoefficient) – Statistiskt mått på hur stor del av variationen hos en variabel som kan förklaras av en annan variabel.

Referensprov – (Här) Betecknar de prov som togs av markmaterial som inte hade belastats med avloppsvatten. Detta markmaterial ansågs representera markmaterialet hos det markbaserade reningssystemet innan det togs i bruk.

Specifik yta – Mått på storleken av den sammanlagda ytan av alla frilagda mineralytor i marken, i detta arbete angiven i m² per gram jord.

Täckt markbaserat reningssystem – Markbaserat reningssystem där avloppsvattnets inlopp sker från ett spridarrör på en nivå som ligger under markytan.

Öppet markbaserat reningssystem – Markbaserat reningssystem där avloppsvattnets inlopp sker vid markytan.

Innehåll

1. INLEDNING	1
1.1. SYFTE	2
1.2. MÅL.....	2
2. TEORETISK BAKGRUND	3
2.1. FOSFORLÄCKAGE – PROBLEMATIK, FORSKNING OCH ÅTGÄRDER.....	3
2.2. MARKBASERADE RENINGSSYSTEM – VAD ÄR DET?	3
2.3. FOSFORRENING I MARKBASERADE RENINGSSYSTEM.....	4
2.3.1. Fosforavskiljningens dominerande mekanismer	5
2.4. BEDÖMNINGSGRUNDER INFÖR UPPRÄTTANDE AV ETT MARKBASERAT RENINGSSYSTEM	5
2.5. MARKMATERIALETS EGENSKAPER GENOM TVÅ ENKLA FYSIKALISKA MÅTT	7
2.5.1. Hydraulisk konduktivitet – ett mått på vattengenomsläpplighet	7
2.5.2. Specifik yta – ett förenklat mått på bäddens förmåga att binda fosfor?	9
3. METODER	10
3.1. UNDERSÖKNINGENS METODIK OCH VARIABLER	10
3.2. MÄTMETODER FÖR VARIABLER	10
3.2.1. Kornstorleksfördelning	10
3.2.2. Hydraulisk konduktivitet.....	12
3.2.3. Markens specifika yta	14
3.2.4. Mängden järn- och aluminium(hydr)oxidtytor i markens mineral	15
3.3. MÅTT SOM SAMMANFATTAR KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN	15
3.3.1. 10-percentilen och 50-percentilen av kornstorleksfördelningen	15
3.3.2. Beräknad total yta utifrån kornstorleksfördelningen	15
3.3.3. Övriga kornstorleksfördelningsmått att jämföra med specifik yta	16
3.4. PLATSER FÖR PROVTAGNING	16
3.4.1. Glanshammar	17
3.4.2. Tullingsås	17
3.4.3. Ringamåla	17
3.4.4. Halahult.....	17
3.4.5. Knivingaryd	18
3.4.6. Luvehult	18
3.5. FÄLTPROVTAGNING OCH URVALSHANTERING.....	18

3.5.1. Belastade prover från provgrop	19
3.5.2. Intakt material från provcylindrar	19
3.5.3. Referensprover	19
3.6 ANALYTISKT ARBETE OCH DATAHANTERING	20
3.6.1. Kornstorleksfördelning	20
3.6.2. Hydraulisk konduktivitet.....	20
3.6.3. Specifik yta	22
3.6.4. Oxalatlösligt järn och aluminium	24
3.6.5. R ² -värdet – ett statistiskt mått för att utvärdera samband.....	25
4. RESULTAT	26
4.1. KORNSTORLEKSFÖRDELNING.....	26
4.2. HYDRAULISK KONDUKTIVITET	26
4.3. SPECIFIK YTA	27
4.4. OXALATLÖSLIGT ALUMINIUM, JÄRN OCH FOSFOR.....	28
4.5. HYDRAULISK KONDUKTIVITET I RELATION TILL KORNSTORLEKSFÖRDELNING.....	29
4.6. OXALATLÖSLIG FOSFOR I RELATION TILL KORNSTORLEKSFÖRDELNING.	30
4.6.1. Oxalatlöslig fosfor i relation till oxalatlösligt aluminium respektive järn.....	30
4.6.2. Oxalatlösligt aluminium och järn i relation till specifik yta	31
4.6.3. Specifik yta i relation till kornstorleksfördelning.....	32
4.6.4. Oxalatlösligt fosfor i relation till kornstorleksfördelning.....	34
5. DISKUSSION.....	35
5.1. KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN OCH NATURVÅRDSVERKETS REKOMMERDERADE GRÄNSER.....	35
5.2. RELATIONEN MELLAN KORNSTORLEKSFÖRDELNING OCH HYDRAULISK KONDUKTIVITET	35
5.3. RELATIONEN MELLAN KORNSTORLEKSFÖRDELNING OCH FOSFORAVSKILJNINGEN	37
5.4. BEHOVET AV ETT ENKELT MÅTT PÅ FOSFORFASTLÄGGNINGEN	39
5.5. FELKÄLLOR	40
5.6 FORTSATTA STUDIER.....	41
6. SLUTSATSER.....	43
REFERENSER	44
APPENDIX.....	47

1. INLEDNING

Utsläpp av fosfor kan leda till övergödning i känsliga vattenrecipenter, däribland Östersjön. Enskilda avlopp står idag för en relativt stor andel fosforutsläpp per person jämfört med de kommunala avloppen. Sedan 1970-talet har stora resurser lagts ner på att reducera utsläppen hos de kommunala avloppen, medan motsvarande satsning på de enskilda avloppen ännu inte genomförts vid dagens datum. Bristen på kunskap är stor när det gäller fosforutsläppen från enskilda avlopp, framför allt när det gäller markbaserade reningssystem, vilka utgör merparten av alla enskilda avlopp. Denna kunskapsbrist ger sig i uttryck dels genom motstridiga resultat när det gäller i vilken omfattning de markbaserade reningssystemen kan binda in fosfor, dels genom en avsaknad av kunskap kring de kemiska mekanismer som är väsentliga för fosforinbindningen. Ett projekt som sedan 2010 bedrivs för att öka kunskapen i dessa områden är projektet ”Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade reningssystem”, vilket är ett samarbete mellan JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik) och Institutionen för Mark- och Vattenteknik vid KTH (Kungliga Tekniska Högskolan). Projektets syfte är att öka kunskapen om det långsiktiga fosforläckaget från markbaserade reningssystem, och utforska de mekanismer och processer som ligger bakom inbindning och läckage av fosfor. Examensarbetet som beskrivs i denna rapport utgör en del av detta projekt.

Naturvårdsverket har på senare tid fått upp ögonen för fosforproblematiken hos markbaserade reningssystem. Med anledning av detta har Naturvårdsverket uppdaterat sina allmänna råd med krav på exakta avskiljningsgrader med avseende på fosfor. Däremot innehåller Naturvårdsverkets bygg- och dimensioneringsanvisningar inga rekommendationer kring hur fosforavskiljningen i de markbaserade reningssystemen ska kunna mätas. Något som Naturvårdsverket dock rekommenderar vid byggande av markbaserade reningssystem är att markens hydrauliska konduktivitet uppskattas, en uppskattning som historiskt sett ofta utförts genom mätning markmaterialets kornstorleksfördelning. Intressant nog finns det forskning som tyder på att det kan finnas ett samband mellan kornstorleksfördelningen och fosforeringen, vilket således skulle innebära att kornstorleksfördelningen är en intressant variabel även ur ett fosforeringsperspektiv. Ett enkelt mått på fosforeringen i markbaserade reningssystem skulle vara önskvärt, inte endast ur ett övergödningssperspektiv utan även med avseende på resurshushållning och klimat. Om vi inte kan uppskatta hur pass negativ effekt de markbaserade reningssystemen har ur ett övergödningssperspektiv kan vi inte heller väga denna nackdel mot de markbaserade reningssystemens fördelar gentemot andra avloppslösningar, såsom relativt låg energiförbrukning ur ett livscykelssperspektiv och relativt små utsläpp av växthusgaser.

1.1. SYFTE

Syftet med detta examensarbete är att utreda vad vi kan få reda på om funktionen hos markmaterialet i ett markbaserat reningssystem utifrån mätning av kornstorleksfördelningen. Fokus ligger på att undersöka det eventuella sambandet mellan kornstorleksfördelningen och fosforavskiljningsförmågan. Sambandet mellan kornstorleksfördelningen och den hydrauliska konduktiviteten kommer även undersökas.

1.2. MÅL

Målen för detta examensarbete är att:

- Undersöka i vilken grad hydraulisk konduktivitet kan bestämmas ur kornstorleksfördelning i de markbaserade reningssystem som studerats.
- Avgöra om det finns ett samband mellan oxalatlöslig fosfor och oxatatlösligt aluminium respektive järn.
- Avgöra om det finns ett samband mellan ”summan av oxatatlösligt aluminium och järn” och specifik yta.
- Avgöra om det finns ett samband mellan specifik yta och kornstorleksfördelningen.
- Utifrån de tre målen närmast ovan avgöra om det finns ett samband mellan fosforavskiljning och kornstorleksfördelning. Om det inte tycks finnas ett samband skall alternativa mått på fosforavskiljningen diskuteras.
- Belysa vikten av att det finns ett enkelt mått som utvärderar fosforavskiljningsförmågan markbaserade reningssystem.

2. TEORETISK BAKGRUND

Problematiken med fosforläckage är relativt stor för enskilda avlopp jämfört med kommunalt och industriellt avlopp. De vanligaste formerna av enskilda avlopp är markbaserade reningssystem, vilka kan delas in i huvudgrupperna infiltrationsanläggningar och markbäddar. När det gäller fosforreningen i markbaserade reningssystem upplever forskarna inom området att det idag råder kunskapsbrist såväl när det gäller i vilken omfattning de markbaserade reningssystemen avskiljer fosfor som när det gäller vilka huvudsakliga mekanismer som styr fosforavskiljningen. Inför byggandet av ett markbaserat reningssystem är det vanligt att kornstorleksfördelningen hos markmaterialet mäts, vilket i huvudsak sker för att se till att den hydrauliska konduktiviteten håller sig inom rimliga gränser. Den hydrauliska konduktiviteten påverkas bland annat av storleken på porerna i markmaterialet, någon som i sin tur bland annat påverkas av kornstorleksfördelningen. Det finns även forskning som tyder på att det skulle kunna finnas ett samband mellan kornstorleksfördelning och fosforreningsförmåga.

2.1. FOSFORLÄCKAGE – PROBLEMATIK, FORSKNING OCH ÅTGÄRDER

Fosfor kan orsaka skada i ytvatten på grund av sin övergödande förmåga. Detta gäller i synnerhet om utsläppen är stora och ytvattenrecipienten liten eller känslig (Naturvårdsverket 1987). Ett exempel på detta är skärgårdsmiljö, där antalet invånare per yta kan vara stort samtidigt som avståndet till vattenrecipienten är kort.

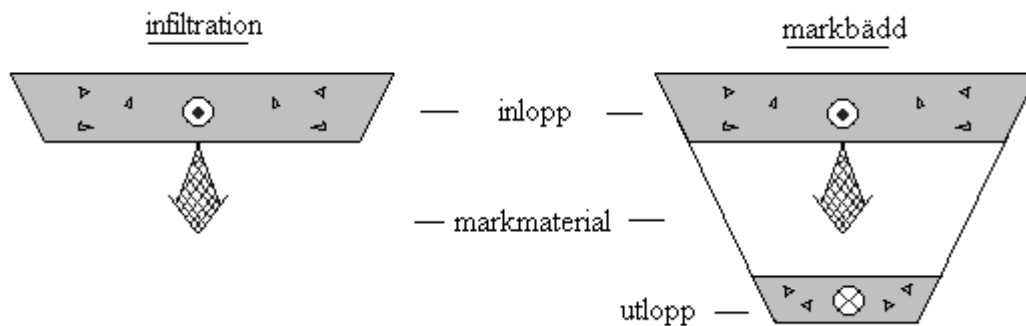
Övergödningsproblematiken började uppmärksammas strax innan 1970-talet och redan 1968 inleddes satsningar för att reducera utsläpp från kommunala avlopp (Naturvårdsverket 2008). Mellan åren 1971 och 1979 investerade staten över 1,5 miljarder för att bygga ut de kommunala reningsverken och även industrin kom inom kort att bekosta reduceringar av sina utsläpp. När det gäller de enskilda avloppen, däremot, har det fram till dagens datum inte gjorts motsvarande satsningar (Naturvårdsverket 2008).

Idag står enskilda avlopp för cirka 12 % av de antropogena utsläppen till sjöar och hav i Sverige, medan kommunala avlopp står för cirka 20 % (Naturvårdsverket 2011). Med tanke på att 750 000 hushåll har enskilt avlopp (Naturvårdsverket 2008) medan 7,7 miljoner människor är anslutna till kommunalt avlopp (Svenskt Vatten 2005) blir det tydligt att människa och miljö skulle tjäna på satsningar även inom enskild avloppsrening. Frågan har också uppmärksamats mer och mer på senare tiden, och Naturvårdsverket har startat en kampanj för att uppmärksamma och förbättra de enskilda avloppen.

2.2. MARKBASERADE RENINGSSYSTEM – VAD ÄR DET?

I Sverige har markbaserade reningssystem varit den vanligaste lösningen för enskilda avlopp under en lång tid (Eveborn m.fl. 2009). Markbaserade reningssystem är ett samlingsnamn för alla avloppsreningsanläggningar där avloppsvatten får passera genom

ett jordlager för att renas. Det markbaserade reningssystemet kan vara öppet, vilket innebär att avloppsvattnets inlopp sker vid markytan, eller täckt, vilket innebär att avloppsvattnets inlopp sker från ett spridarrör på en nivå som ligger under markytan. Vanliga markbaserade reningssystem är infiltrationsanläggningar, där avloppsvattnet renas genom att passera naturliga marklager, och markbäddar, där avloppsvattnet får passera genom en konstgjord bädd av grus och sand som förts till platsen (Naturvårdsverket 1987). En annan viktig skillnad är att avloppsvatten i infiltrationsanläggningen får passera genom marken tills det når grundvattenytan medan avloppsvattnet genom en markbädd fångas upp vid markbädden slut för att föras till lämplig vattenrecipient (Naturvårdsverket 1987), se figur 1. Förenklat skulle man därmed kunna betrakta infiltrationsanläggningen som ett öppet system och markbädden som ett slutet. I praktiken kan dock gränserna vara betydligt mer flytande. Det finns många mellanting mellan infiltrationsanläggning och markbädd och även många markbaserade anläggningar där det är oklart var avloppsvattnet tar vägen.



Figur 1. Infiltrationsanläggning och markbädd. Cirkel med prick respektive kryss representerar rörledning med inlopp respektive utlopp för avloppsvatten. Det grå området representerar dränerande lager med grovt grus. Infiltrationsanläggningens vatten får perkolera till grundvattenytan medan markbäddens vatten fångas upp vid utloppsledningen och förs till lämplig vattenrecipient.

Forskning kring teknik för markbaserad rening har bedrivits sedan 1940-talet i och med en utredning kring avlopp på landsbygden som genomfördes under 40- och 50-talen (Eveborn m.fl. 2009; SOU 1955). I det stora hela har dock forskningen kring infiltrationsteknik sedan dess haft fokus på framtagande av riktlinjer för dimensionering och byggande av markbaserade reningssystem (Eveborn m.fl. 2009). Därmed har frågor som hur olika reningsprocesser egentligen fungerar i markmaterialet hamnat i skuggan på forskningssidan. En av dessa frågor är funktionen hos fosforrening i bädden.

2.3. FOSFORRENING I MARKBASERADE RENINGSSYSTEM

Fosforreningens frågan började uppmärksammas på 70-talet och Peter Nilsson gjorde under 80-talet stora insatser inom området (Eveborn m.fl. 2009). Nilsson (1987) undersökte exempelvis åtta infiltrationsanläggningar och åtta markbäddar i en studie från 1987 och kom fram till att fosforreningen fungerar väl även hos bäddar som använts under några år. Idag uppger Naturvårdsverket att fosforreningen i svenska

markbaserade reningssystem ligger mellan 25 % och 90 %, siffror som till stor del baseras på Nilssons forskning enligt Eveborn (2010). I det stora hela har dock frågan varit försummad av anledningar som framgår i avsnitt 2.1 och 2.2. Den senaste tidens forskning visar att det råder brist på kunskap kring de grundläggande mekanismer som styr fosforreningen (Eveborn m.fl. 2009). Resultaten för de markbaserade reningssystemens reningsförmåga skiljer sig dessutom väsentligt åt mellan olika undersökningar (Palm m.fl. 2002). Undersökningar av Eveborn (2010) tyder på att den långsiktiga fosforreningen i markbaserade reningssystem kan vara betydligt sämre än vad man hittills trott.

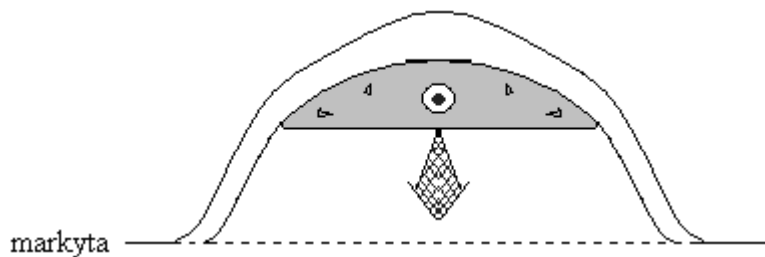
2.3.1. Fosforavskiljningens dominerande mekanismer

Avskiljningen av fosfor sker i hela det lager av markmaterial som utgör det markbaserade reningssystemet. Detta kan sättas i relation till rening av bakterier och organiskt material vilken i huvudsak sker vid ytan till markmateriallagret. Om det markbaserade reningssystemet är ett täckt markbaserat reningssystem kommer rening av bakterier och organiskt material därmed ske i gränsskiktet mellan det dränerande lagret av grovt grus vid avloppsvattnets inlopp och lagret av markmaterial, se figur 1. Vid detta gränsskikt byggs en biohud, det vill säga ett lager av mikroorganismer, upp (Naturvårdsverket 1987).

Angående de fosforavskiljande mekanismerna dominerar kemiska mekanismer framför biologiska och fysikaliska enligt Eveborn m.fl. (2009). De mest väsentliga kemiska avskiljningsmekanismerna verkar vara adsorption av fosfat till så kallade ”aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor” och utfällning av fosfatmineraler (Eveborn m.fl. 2009). ”Aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor” är en beteckning för alla hydroxider, oxider och oxidliknande mineral som innehåller aluminium eller järn. Kalcium har, genom att bilda utfällning tillsammans med fosfat, troligtvis stor betydelse för fosforavskiljningen i de fall då marklösningen har uppnått mättnadsnivån för kalciumfosfat (Eveborn m.fl. 2009). Utfällning av fosfat kan även bildas med aluminium och järn. Generellt sett bidrar lågt pH till högre grad av fosforinbindning via aluminium och järn i marken, såväl genom adsorption som genom utfällning, medan högt pH gynnar utfällningen med kalcium (Wilhelm m.fl. 1996; Eveborn m.fl. 2009).

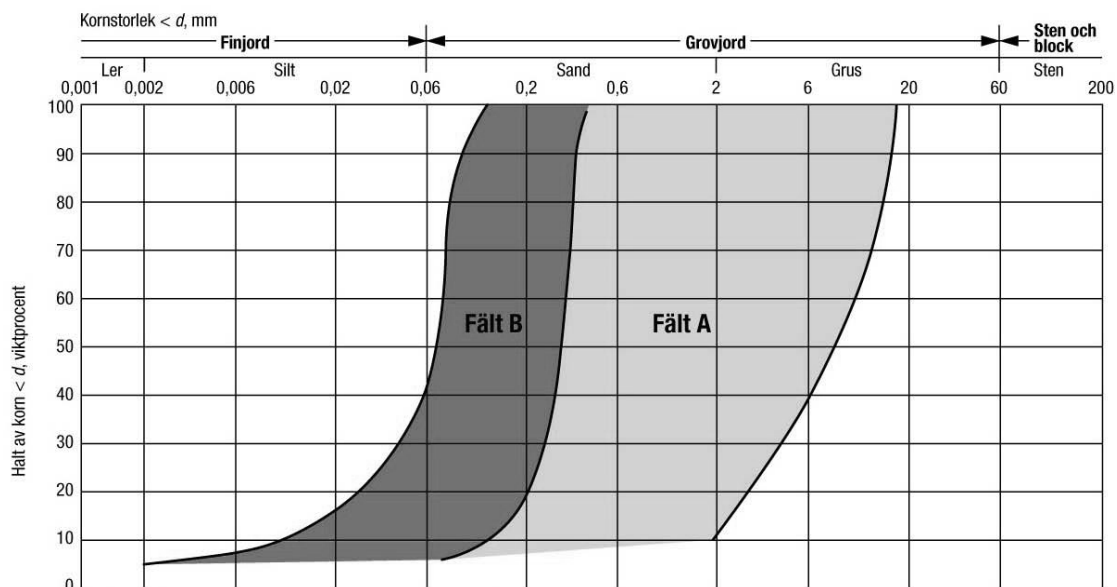
2.4 BEDÖMNINGSGRUNDER INFÖR UPPRÄTTANDE AV ETT MARKBASERAT RENINGSSYSTEM

Naturvårdsverket har många rekommendationer gällande dimensionering av ett markbaserat reningssystem, men få råd när det gäller att uppskatta funktionen hos själva markmaterialet. De råd som rör dimensionering omfattar bland annat avståndet till grundvattenytan och hur grundvattnet strömmar från berörda vattentäkter (Naturvårdsverket 1987). För att en infiltrationsanläggning ska byggas bör avståndet från utsläppspunkt till grundvattenyta eller berggrund överstiga en meter (Naturvårdsverkets författningssamling 2006). Är detta ej fallet finns åtgärder att tillta för att hölja utsläppspunkten över markytan. Ett exempel är att anlägga en så kallad upplyft infiltrationsanläggning, se figur 2.



Figur 2. Upplyft infiltrationsanläggning.

Sedan miljöbalken, Sveriges centrala miljörettsliga regelverk, trädde i kraft år 1999 har Naturvårdsverkets allmänna råd arbetats om och år 2006 utkom en ny version. (Södermark 2006; Michanek & Zetterberg 2004). Denna version innehåller noggranna rekommendationer när det gäller utsläppsgränser för fosfor hos avloppsanläggningar, bland annat att en ”normal” nivå av miljöskydd innebär 70 % fosforrening i avloppsanläggningen (Naturvårdsverkets författningssamling 2006). Dock finns inga tydliga förslag på praktiska tillvägagångssätt för att uppskatta om markmaterialet uppnår denna rening (Ridderstolpe 2009). Ett råd angående markmaterialets funktion som Naturvårdsverket dock ger är att uppskatta den hydrauliska konduktiviteten inför byggande av det markbaserade reningssystemet. Den hydrauliska konduktiviteten uppskattas vanligtvis genom att mäta markmaterialets kornstorleksfördelning och enligt vissa källor ger kornstorleksfördelningen inte bara mått på den hydrauliska konduktiviteten utan även på hur pass bra reningen i markmaterialet är (Södermark 2006; Naturvårdsverket 1987).



Figur 3. Fält A och B utgör det rekommenderade området vid anläggning av markbaserade reningssystem. Figuren är hämtad från Södermark (2006)

I praktiken utförs mätning av kornstorleksfördelning genom att man analyserar ett jordprov på laboratorium (Södermark 2006). Resultatet av analysen blir en kornstorleksfördelningskurva för jorden i fråga, det vill säga ett diagram där kumulativa massprocenten jord sätts i relation till dess kornstorlek. I figur 3 definieras gränsområden för jorden som ska användas som markmaterial i det markbaserade

reningssystemet. Jordprovets kornstorleksfördelningskurva måste ligga helt inom fält A och fält B för att platsen skall vara rekommenderad för upprättande av ett markbaserat reningssystem (Södermark 2006; Naturvårdsverket 1987). Om kurvan delvis befinner sig till vänster om fält B är jorden för finkorning och det finns risk för att vattengenomsläppligheten är för låg. Befinner sig kurvan till höger om fält A föreligger istället risk att jorden är för grov.

2.5. MARKMATERIALETS EGENSKAPER GENOM TVÅ ENKLA FYSIKALISKA MÅTT

Med hjälp av de två fysikaliska variablerna ”hydraulisk konduktivitet” respektive ”specifik yta” går det att beskriva hur bra markmaterialet i det markbaserade reningssystemet släpper igenom vatten respektive hur stor den totala ytan utanpå jordkornen som kan interagera med marklösningen är. Den hydrauliska konduktiviteten beror delvis av hur stora porerna i marken är, vilket i sin tur delvis beror på kornstorleksfördelningen. Det finns källor som påstår att specifik yta skulle kunna vara kopplad till kornstorleksfördelningen, å ena sidan, och till mängden aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor, å andra sidan

2.5.1. Hydraulisk konduktivitet – ett mått på vattengenomsläpplighet

Den hydrauliska konduktiviteten för en vätska i ett medium talar om hur pass hög genomsläpplighet mediet har för vätskan. För ett markbaserat reningssystem i drift är det väsentligt att den hydrauliska konduktiviteten håller sig inom önskade gränser. Den hydrauliska konduktiviteten måste vara tillräckligt hög, annars kommer ”avloppsvatten att dämmas upp i slamavskiljaren och så småningom även i bostadshuset” (Eveborn, pers. medd. (b.)). Vid låg hydraulisk konduktivitet finns också risk grundvattenytan höjs (Naturvårdsverket 1987).

En höjd grundvattenyta kan leda till att orenat avloppsvatten tränger upp i markytan där det sedan avrinner som ytvatten. Även om grundvattenytan inte höjs över markytan kan låg hydraulisk konduktivitet och hög grundvattenyta vara problematiskt. Det finns väsentligen tre anledningar till detta. För det första ger höjd vattenhalt i markens omättade zon upphov till mer syrefria förhållanden i denna zon, vilket kan påverka pH i bädden. pH sänks av aeroba förhållanden och tillgång på ammonium medan syrefria förhållanden kan ge upphov till pH-höjande denitrifikationsprocesser av organiskt kol, se appendix för ytterligare beskrivning (Wilhelm m.fl. 1996). Med tanke på att de mekanismer som styr fosforinbindningen är beroende av pH, det vill säga att lågt pH gynnar inbindning genom aluminium och järn medan högt pH gynnar utfällning med kalcium, är det troligt att omfattningen av dessa mekanismer påverkas av syrehalten. Hur mycket pH påverkas av syrehalten beror dock även på vilka andra förhållanden som råder i marken, till exempel hur stor buffringskapaciteten är (Wilhelm m.fl. 1996). För det andra leder höjd grundvattenyta till att avloppsvattnets transportsträcka i den omättade zonen minskar, vilket medför att avloppsvattnet inte hinner renas i samma utsträckning innan det når grundvattenytan. Fosforavskiljningen är ofta sämre i den mättade zonen (Naturvårdsverket 1987) och dessutom kan föroreningen transporteras med grundvattnets strömning till en plats där det kan orsaka övergödning. En tredje

viktig faktor utgörs av risken att en höjd grundvattenyta medför att ytan kommer att överskrida grundvattenytan hos en vattentäkt i samma inströmningsområde. Härmed finns risk att vattentäkten kontamineras av avloppsvatten (Naturvårdsverket 1987). Alltför hög hydraulisk konduktivitet är inte heller önskvärd, med tanke på att de kemiska mekanismerna i marken är tidsberoende. Om vattnet rinner igenom markprofilen mycket snabbt utnyttjas endast en liten del av markens förmåga att binda fosfor och andra ämnen (Naturvårdsverket 1987).

För att reda ut hur den hydrauliska konduktiviteten beror av kornstorleksfördelningen som beskrevs i förra kapitlet är det lämpligt att reda ut vilka variabler som styr den hydrauliska konduktiviteten. Detta kan göras med hjälp av följande ekvation (Messing 2008; Messing pers. medd.):

$$K = \frac{\rho_l g}{8\eta_w \tau_w} \sum \Delta\theta_i r_i^2 \quad (1)$$

där

K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

ρ_l = vattnets densitet (kg m^{-3})

g = tyngdkraftaccelerationen (m s^{-2})

η_w = vattnets viskositet ($\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-1}$)

τ_w = tortuositetsfaktorn (-)

$\Delta\theta_i$ = andel av total vattenhalt från porer med radie i (%)

r_i = porradie hos porer av en viss porstorlek (i) (m)

Den hydrauliska konduktiviteten beror således på fysikaliska variabler såväl hos marken (porstorleksfördelning och tortuositetsfaktorn) som hos vattnet (densitet och viskositet). Det är värt att notera att en ökning i porradie motsvarar en kvadratisk ökning av den hydrauliska konduktiviteten. Porradien påverkas i sin tur av de tre variablerna: markmineralets kornstorleksfördelning och form samt markens kompaktering (Handy & Spangler 2007). Högre andel grova korn kan leda till större porer. Sambandet är dock inte strikt, utan gäller framförallt för de jordar där de grova kornen dominerar. En lerjord kan exempelvis innehålla makroporer som har stor inverkan på porstorleksfördelningen och därmed hydrauliska konduktiviteten (Messing 2008). En jämn fördelning av olika kornstorlekar ger i regel mindre porer än en fördelning där en viss kornstorlek dominerar. Detta beror på att små korn fyller upp hålrummen mellan de stora kornen i det förstnämnda fallet. Kornens form påverkar jordens struktur och således också hur stora porerna blir. Vi kan till exempel jämföra fallet där samtliga partiklar är sfäriska med ett hypotetiskt fall där alla partiklarna är kantiga och passar ihop liksom bitar i ett tredimensionellt pussel. Storleken hos jordens porer påverkas förutom materialets egenskaper även av ytterligare faktorer, såsom tjällossning eller hur stort tryck jorden utsatts för från markytan.

Vattenhalten i de existerande porerna är som framgår av ekvation (1) högst väsentlig för den hydrauliska konduktiviteten. Vi kan här dra en skiljelinje mellan mättad respektive omättad hydraulisk konduktivitet. Den omättade hydrauliska konduktiviteten, $K(\theta)$, varierar med vattenhalten vilken i sin tur varierar med tiden. Den mättade hydrauliska

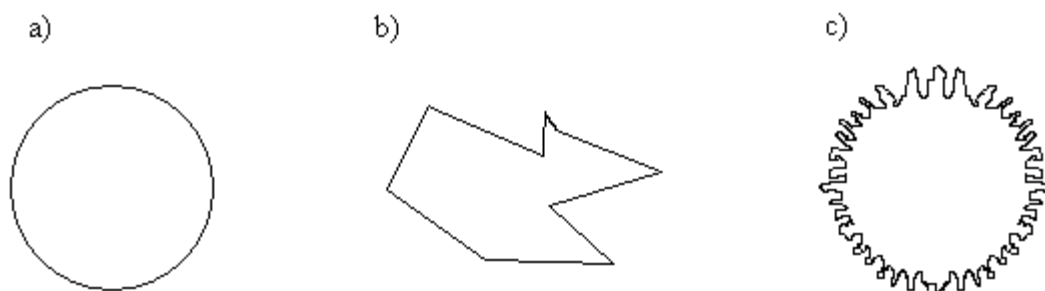
konduktiviteten, K_{sat} , beskriver markens genomsläpplighet när alla porer är vattenfyllda. Den mättade hydrauliska konduktiviteten hos en jord är således konstant med avseende på tiden givet att jordens eller vätskans egenskaper enligt ekvation (1) inte förändras.

Tortuositetsfaktorn är ett mått på hur pass slingrande vattnets transportväg genom markens porer är. Ju mer slingrande väg desto längre blir transportsträckan och desto längre tid tar det för ett flöde att röra sig igenom marken (Messing 2008). Tortuositeten är ofta lägre för mer grovkornigt material (Wilhelm m.fl. 1996). Vattnets densitet och viskositet påverkas av sammansättning och omfattning av lösta ämnen och vattnets temperatur.

2.5.2. Specifik yta – ett förenklat mått på bäddens förmåga att binda fosfor?

Den specifika ytan i en mark är ett mått på storleken av den sammanlagda ytan av alla frilagda mineralytor i marken och anges ofta i enheten yta i m^2 per gram torr jord (Eriksson m.fl. 2005). Ju större specifik yta desto större blir sannolikheten för interaktion mellan markmineral och de ämnen som är lösta i vattnet (Eriksson m.fl. 2005). En viktig del av fosforavskiljningen utgörs av adsorptionen av fosfor till järn- och aluminium(hydr-)oxidytor (Eveborn m.fl. 2009). Mängden av dessa ytor ökar sannolikt om den totala mineralytan i marken ökar (Maxe 2003).

Den specifika ytan beror på mineralkornens form och storlek samt markens porositet. Det anses enligt många källor finnas ett samband mellan den specifika ytan och kornstorleken i en markvolym (Cucarella & Renman 2009; Karlton m.fl. 2000; Maxe 2003; Hodson 1998). Teoretiskt sett bör små mineralkorn leda till mer tillgänglig yta per volym, och under antagande av enkelkornstruktur med sfäriska korn i jorden kan man räkna ut att ytan fördubblas med halverad kornradie (Maxe 2003). Verkligheten är dock inte fullt lika enkel och faktorer som jordkornens form, skrovlighet och markens vittringsprocesser kan också ha en betydande påverkan. Generellt sett är det vanligt att mineralpartiklar inte har en regelbundet geometrisk form (Hodson 2006), vilket påverkar förhållandet mellan yta och volym för varje partikel (Maxe 2003; Hodson 2006), se figur 4. Enligt Maxe (2003) och Hodson (2006) är variabler som mineralogi och jordmånsutveckling också betydelsefulla för att förklara variationer i specifik yta. Hodson (1998) visade dock att det för icke-vittrat material verkar finnas ett samband mellan specifik yta och kornstorleksfördelning.



Figur 4. Jordkorn med olika form och skrovlighet: a) En sfärisk, slät partikel, b) Partikel vars form avviker från den sfäriska och c) Partikel med relativt skrovlig yta. Förhållandet mellan partiklarnas yta och deras volym skiljer sig åt.

3. METODER

Examensarbetets huvudsyfte, att undersöka om det finns något samband mellan kornstorleksfördelning och fosforavskiljning i markmaterialet, utreddes med hjälp av variablerna ”kornstorleksfördelning”, ”specifik yta” och ”mängden oxatlösligt aluminium, järn respektive fosfor”. För att utreda kornstorleksfördelningens förhållande till de markbaserade reningssystemens hydrauliska konduktivitet mättes även variabeln ”hydraulisk konduktivitet”. Provmaterial inhämtades från sex svenska markbaserade reningssystem. Variablerna mättes på laboratorium och sammanställning och beräkning skedde med hjälp av Microsoft Office Excel.

3.1. UNDERSÖKNINGENS METODIK OCH VARIABLER

Undersökningen av ett eventuellt samband mellan kornstorleksfördelning och fosforavskiljningen i markmaterial hos markbaserade reningssystem utfördes i tre steg, nämligen:

- Genom att undersöka hur pass bra mått ”aluminium- och järn(hydr-)oxidtyor” är på fosforavskiljningen
- Genom att undersöka det eventuella sambandet mellan specifik yta och aluminium- och järn(hydr-)oxidtyor
- Genom att undersöka det eventuella sambandet mellan kornstorleksfördelning och specifik yta.

Det genomfördes även en undersökning av sambandet mellan kornstorleksfördelning och den hydrauliska konduktiviteten i markmaterialet hos de aktuella markbaserade reningssystemen. De variabler som kommer mätas och analyseras inom ramen för denna undersökning utgörs därmed av ”kornstorleksfördelning”, ”hydraulisk konduktivitet”, ”specifik yta” och ”mängden aluminium- och järn(hydr-)oxidtyor”. Variablerna mäts utifrån markmaterial som inhämtats genom fältprovtagning.

3.2. MÄTMETODER FÖR VARIABLER

Variabeln ”kornstorleksfördelning” kan mätas genom metoder som siktning och tyngdkraftssedimentation medan variabeln ”hydraulisk konduktivitet” exempelvis kan mätas på laboratorium med hjälp av permeametermetoder. Den specifika ytan kan mätas genom olika adsorptionsmetoder, såsom BET-analys. Mängden aluminium- och järnnytor kan uppskattas med hjälp av mängden oxatlösligt aluminium och järn extraherat genom oxalatextraktion. Oxalatextraktionen kan även sägas ge ett mått på den fosfor som finns i provet.

3.2.1. Kornstorleksfördelning

För att mäta kornstorleksfördelningen hos en jord finns ett antal metoder, av olika karaktär, att tillgå. Siktning och tyngdkraftssedimentation är två metoder som anses enkla och billiga och som inte ställer stora krav på provberedning eller kunskapen hos användaren (Jillavenkatesa m.fl. 2001).

Siktning

Bland de tekniker för kornstorleksbestämning som används idag är siktning en av de äldsta (Jillavenkatesa m.fl. 2001). Siktning går ut på att låta ett jordprov passera genom såll vilka släpper igenom korn som understiger en viss definierad storlek. Genom att använda såll av olika finmaskighet kan jorden sorteras efter kornstorleksfraktioner, varpå man kan erhålla ett mått på kornstorleksfördelningen exempelvis genom att mäta dessa fraktioners viktprocent av jordens totalvikt.

Problem kan uppstå om partiklarnas form i hög grad avviker från den sfäriska. Sållen är konstruerade för att släppa igenom sfäriska partiklar som understiger en viss radie (Jillavenkatesa m.fl. 2001). Har partiklarna en ojämn form kommer slumpen ha betydelse för om partiklarna passerar sållet eller ej.

Tyngdkraftssedimentationsteknik

En annan vanligt förekommande teknik för att avgöra kornstorleksfördelning är tyngdkraftssedimentationsteknik. Denna teknik bygger på att finfördela jordprovet i fråga i en suspension¹ och därefter mäta sedimentationshastigheten hos partiklarna i suspensionen. Jordprovets storleksfördelning kan därefter avgöras genom att utnyttja relationen mellan sedimentationshastigheten och kornstorleken.

För att beskriva hur en sådan relation kan se ut är det lämpligt att utgå ifrån de krafter som verkar på den sedimenterande partikeln. Sedimentationshastigheten beror på storleksförhållandet mellan den tyngdkraft och den lyftkraft som verkar på partikeln (Jillavenkatesa m.fl. 2001). Detta beror i sin tur på förhållandet mellan partikelns massa och yta (Berggren Kleja m.fl. 2009) och därmed av partikelns radie. Vid beräkningar utifrån sedimentationsteori utgår man i regel från det förenklade antagandet att alla partiklar är sfäriska (Berggren Kleja m.fl. 2009; Jillavenkatesa m.fl. 2001). Ju mer partiklarnas sanna form avviker från den sfäriska, desto osäkrare blir resultatet (Jillavenkatesa m.fl. 2001)

Jämförelse mellan siktning och tyngdkraftssedimentation

Såväl siktning som tyngdkraftssedimentation har som nämnts fördelen att vara relativt enkla och billiga metoder som inte ställer stora krav på provberedning eller kunskapen hos användaren (Jillavenkatesa m.fl. 2001). Metoderna har en gemensam nackdel i att de bygger på att en sfärisk form råder hos de jordpartiklar som analyseras.

Tyngdkraftssedimentationen har dessutom nackdelen att den utgår från att alla jordpartiklar i suspensionen har samma densitet.

Pipettmetoden

Pipettmetoden är en kornstorleksfördelningsmetod som kombinerar tyngdkraftssedimentationsanalys och våtsiktning. Metoden utvecklades 1922 och används som standard för att bestämma kornstorleksfördelningen i Sverige (Ingevall 1984).

¹ En suspension utgörs av två inbördes olösliga ämnen som är ordentligt uppblandade i varandra alternativt ett olösligt ämne som är ordentligt uppblandat i ett medium.

3.2.2. Hydraulisk konduktivitet

Bestämning av hydraulisk konduktivitet kan antingen utföras genom metoder som baseras på Darcys lag eller genom så kallade korrelationsmetoder (Oosterbaan & Nijand 1994). Korrelationsmetoderna går ut på att använda empiriska samband mellan hydraulisk konduktivitet och andra variabler, till exempel kornstorleksfördelningsmått. Enligt Shepherd (1989) kan ett dylikt samband beskrivas genom:

$$K = a \cdot d^b \quad (2)$$

där

K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

d = sammanfattande mått på kornstorleksfördelningen (mm)

a = empirisk parameter²

b = empirisk parameter (-)

Exempel på sammanfattande mått som Shepherd (1989) använder sig av är 10-percentilen och 50-percentilen av kornstorleksfördelningen, två mått som beskrivs ytterligare i avsnitt 3.3.1. Det empiriska sambandet utreds genom att plotta "d" i mm mot "K" i m/s.

Enligt Darcys lag beror ett flöde, q, dels på potentialskillnaden (∂H) från en punkt till en annan längs den definierade färdsträckan (∂s), dels på hur stort motstånd som verkar på flödet från det medium som flödet rör sig igenom. Den hydrauliska konduktiviteten, K, är ett mått på genomsläppligheten och således inversen av markens motstånd. Darcys lag kan beskrivas:

$$\frac{Q}{A} = q = -K \frac{\partial H}{\partial s} = -K \left(\frac{\partial h}{\partial s} + \frac{\partial z}{\partial s} \right) \quad (3)$$

där

K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

Q = flödet (volymmått) (m³/s)

A = tvärsnittsarean hos den markprofil som flödet mäts i (m²)

q = flödet (m/s)

H = vattens totalpotential i en viss punkt (m)

h = vattnets tryckpotential i en viss punkt (m)

z = vattnets lägespotential i en viss punkt (m)

s = flödets definierade färdväg (m)

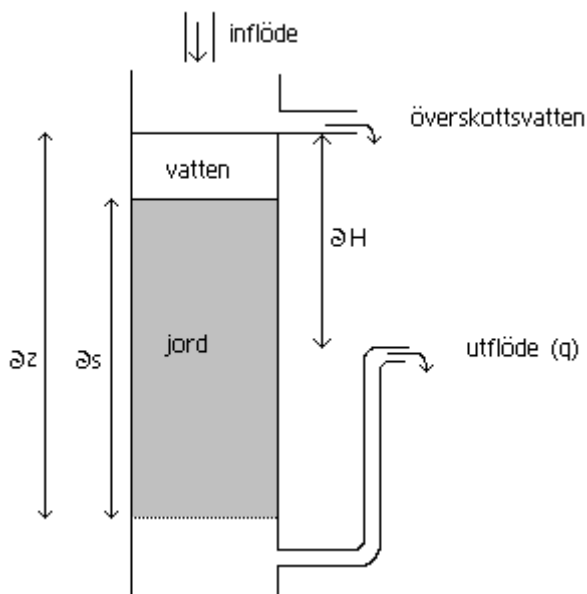
Darcys lag kan användas som utgångspunkt för att bestämma hydraulisk konduktivitet såväl i fält som på laboratorium. Det finns olika fördelar och nackdelar med respektive metod. Fältmetodens större skala jämfört med den laborativa metoden minskar effekten av slumpvisa variationer i markmaterialet, vilket leder till en mindre standardavvikelse för den hydrauliska konduktiviteten (Handy & Spangler 2007). Däremot kan fältmätningen vara mer komplicerad att genomföra än laboratiormätningen med tanke på att mätutrustning måste transporteras till och kunna användas på den aktuella platsen.

² Den empiriska parametern anpassas så att enheterna i ekvation (I) stämmer överens.

Inom detta examensarbete mättes den hydrauliska konduktiviteten på laboratorium med hjälp av en så kallad permeametermetod med konstant totalpotentialgradient.

Permeametermetod med konstant totalpotentialgradient

Permeameter med konstant totalpotentialgradient är mest användbar för grovkorniga jordar. Metoden beskrivs i detta stycke med underlag av Handy & Spangler (2007). Figur 5 beskriver en försöksuppställning enligt metoden där totalpotentialgradienten hålls konstant genom ett inflöde som är större än utflödet i kombination med att överskottsvattnet får rinna av.



Figur 5. Permeameter med konstant totalpotentialgradient.

Totalpotentialgradienten, $\frac{\partial H}{\partial s}$, över jordprovet består av lägespotentialgradienten adderat med tryckpotentialgradienten. Såväl läges- som tryckpotentialgradient kommer hållas konstant med tiden när vattenytan hålls konstant enligt bilden. Utflödet per volymenhet, Q , och sträckorna ∂s och ∂H mäts liksom tvärsnittsarean, A , hos jordkolumnen. Därmed kan K_{sat} beräknas genom Darcys lag:

$$(3) \Leftrightarrow K_{sat} = - \frac{Q/A}{\frac{\partial H}{\partial s}} \quad (4)$$

Om flödet är alltför stort kan det bli svårt att bibehålla en konstant vattenyta. Problemet kan motverkas genom att minska totalpotentialskillnaden, ∂H . Därmed minskar flödet för en given hydraulisk konduktivitet.

Vid mätning av hydraulisk konduktivitet kan det vara viktigt att korrigera för försökstemperaturen. Den hydrauliska konduktiviteten påverkas av vattnets temperatur genom att vattnets viskositet blir större ju lägre temperaturen är. Det är således önskvärt att laboratorieförsök temperaturkorrigeras efter en standardtemperatur på 20 °C (Handy & Spangler 2007).

3.2.3. Markens specifika yta

Markens specifika yta kan bland annat mätas genom BET-analys med kvävgas. Denna analysmetod är döpt efter dess grundare Brunauer, Emmett och Teller (Davis 1994) och är den vanligaste metoden för att mäta den specifika ytan hos en jord (Karlton m.fl. 2000). Metoden går ut på att låta en gas passera genom ett jordprov under sådana förhållanden att gasen adsorberas proportionellt mot provets tillgängliga mineralytor (Maxe 2003). Enligt analysmetodiken för denna undersökning behandlas provet, genom att placeras i en termos med flytande kväve, så att det kyls till den temperatur vid vilken kvävgas övergår till flytande fas. När kvävgas sedan får passera genom provet kan man enligt BET-teori anta att ett enmolekylärt lager av N_2 binds till provets tillgängliga yta (Karlton m.fl. 2000). Att inte ytterligare lager av kvävemolekyler binds till ytan beror, enligt bevis av Brunauer, Emmett och Teller (1938), på att tillräcklig bindningsenergi mellan det adsorberade enmolekylära N_2 -lagret och de fria kvävgasmolekylerna inte kan uppnås. Det adsorberade lagret förblir därför enmolekylärt.

En annan metod som är vanligt förekommande vid analys av specifika ytan hos en jord är adsorption av polära vätskor, såsom vatten eller etylenglykol (Maxe 2003). Det kan vara värt att påpeka fördelar och nackdelar hos respektive metod, med tanke på att polära vätskor och opolära gaser har väsentligt olika adsorptionsegenskaper i vissa avseenden. Kvävgas och andra polära gaser klarar, till skillnad från polära vätskor, inte av att nå in till de inre ytorna i lermineral utan binds endast till de yttre ytorna (Maxe 2003; Karlton m.fl. 2000). När det gäller att uppnå korrekt mätning av de yttre ytorna är däremot BET-metoder att föredra, av två anledningar. Den ena anledningen är att adsorptionen av polära molekyler påverkas av laddningsdensiteten hos jordytorna medan (Karlton m.fl. 2000) den andra anledningen utgörs av det faktum att polära molekyler inte enbart adsorberas till organiskt material utan även absorberas in i det organiska materialet. Den sistnämnda absorptionen leder därmed till att analysmetoder med polära vätskor alltid överskattar den specifika ytan hos organiskt material. Även vid BET-analys kan det vara problematiskt med en hög halt organiskt material med tanke på att opolära gaser har svårt att tränga igenom det organiska materialet (Maxe 2003). Det kan då hända att organiskt material omger tillgängliga mineralytor, och därmed hindras kvävgasen från att adsorberas till dessa ytor. Utifrån detta kan slutsatsen dras att oavsett vilken analysmetod som väljs orsakar organiskt material mätproblem, även om dessa mätproblem är av olika karaktär.

När BET-analys utförs mäts såväl adsorption som desorption av kvävgas till jordprovet i fråga. Dessa sorptionsvärden erhålls genom att mäta skillnaden i kvävekoncentration hos ingående och utgående gas, dels när provet är nedkylt till temperaturen för flytande kväve, så att adsorption sker, och dels när provet åter får värmas till en högre temperatur än kväves kondensationspunkt, så att kvävemolekylerna desorberas och återgår till gasform. Absorptionsvärdet och desorptionsvärdet borde rent teoretiskt ge samma ytvärde, men i praktiken erhålls ibland olika resultat. Vid markfysikaliska undersökningar läggs ofta större tillit på desorptionsvärdet eftersom det genom empirisk

slutledning framkommit att desorptionsvärdet är säkrare än adsorptionsvärdet (Maxe 2003).

3.2.4. Mängden järn- och aluminium(hydr-)oxidtytor i markens mineral

För att uppskatta mängden järn- och aluminium(hydr-)oxidtytor i ett jordprov kan oxalatextraktion användas. Vid oxalatextraktionen löses aluminium och järn upp från reaktiva järn(hydr-)oxider (framför allt ferrihydrit), aluminiummineral (aluminiumhydroxid, allofan, imogolit) och från organiskt material, med vilket aluminium och järn bildar komplex (Gustafsson, pers. medd.). Oxalatextraktionen frigör den fosfor som är bunden till dessa aluminium- och järnfaser, och denna mängd fosfor kan därför mätas liksom mängden aluminium och järn i extraktionslösningen (Eveborn m.fl. 2009). Även den fosfor som bundits i kalciumfosfatmineral löses upp av oxalat (Peltovuori m.fl. 2002).

Oxalatextraktion användes första gången som extraktionsmetod av Tamm i början på 1920-talet och har rekommenderats som extraktionsmetod för icke-kristallina ytor (Parfitt 1989). För att befästa oxalatextraktionens giltighet utförde Parfitt & Henmi (1982) en undersökning där oxalatextraktion jämfördes med infraröd spektroskopi, en annan metod som kan användas vid analys av kemiska ytor. Denna undersökning visade att resultaten från de två metoderna stämde väl överens och slutsatsen var att oxalatextraktion fungerade väl som mått på de kemiska ytor som undersöktes.

3.3. MÅTT SOM SAMMANFATTAR KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN

För att kunna sätta kornstorleksfördelningen i relation till de andra variablerna är det lämpligt att uttrycka denna fördelning som ett envärdesmått. Vilket mått som är lämpligast beror på vilken variabel man jämför med. Till den aktuella undersökningen användes 10- och 50-percentilen av kornstorleksfördelningen, den utifrån kornstorleksfördelningen beräknade totala ytan och den procentuella fraktionen korn med en diameter som översteg 0,6 mm.

3.3.1. 10-percentilen och 50-percentilen av kornstorleksfördelningen

Ekvation (2) beskriver det empiriska samband mellan hydraulisk konduktivitet och kornstorleksfördelningen som Shepherd (1989) kom fram till. Exempel på mått som Shepherd (1989) använde när han arbetade med denna formel är 10-percentilen och 50-percentilen av kornstorleksfördelningen.

10-percentilen av en kornstorleksfördelning betecknar storleken på korndiametern när 10 % av den kumulativa andelen viktprocenten uppnått. Om vi hade haft en kornstorleksfördelning inritad i figur 3 så skulle 10-percentilen kunna avläsas som värdet på den horisontella axeln när värdet på den vertikala axeln är 10. 50-percentilen tolkas på motsvarande sätt.

3.3.2. Beräknad total yta utifrån kornstorleksfördelningen

För att kunna undersöka eventuella samband mellan kornstorleksfördelningen och de ytrelaterade variablerna skapades en variabel som var avsedd att sammanfatta den

viktigaste informationen från kornstorleksfördelningsdiagrammet i ett enda värde. Denna variabel var en beräkning av den totala ytan hos alla korn i varje jordprov. Beräkningen utfördes utifrån kornstorleksfördelningen hos varje jordprov givet följande två antaganden:

- i. Varje jordkorn har formen som en sfärisk, slät partikel
- ii. Den kumulativa andelen massprocent ökar linjärt mellan varje mätvärde.

Måttet var därmed avsett att ta hänsyn till kornstorleken hos alla korn och vilken betydelse fördelningen av dessa kornstorlekar kan ha på den totala ytan i jorden. Beräkningen av ytmåttet finns beskrivet i appendix. Resultatet från beräkningarna visade att om antagande (i) och (ii) antas gälla kan ytan mellan två intilliggande mätpunkter, A och B, i en kornstorleksfördelning, beräknas genom följande uttryck:

$$Y_{AB} = \frac{3 \cdot \frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)}}{\varphi} \left(\ln \frac{r_B}{r_A} \right) \quad (5)$$

där

Y_{AB} = Den totala ytan per gram jord för alla partiklar mellan mätpunkterna A och B. (m^2/g)

r_A = radien vid mätpunkt A (m)

r_B = radien vid mätpunkt B (m)

p_A = kumulativ massandel vid mätpunkt A (-)

p_B = kumulativ massandel vid mätpunkt B (-)

v_r = volymen hos en partikel med radie r (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

3.3.3. Övriga kornstorleksfördelningsmått att jämföra med specifik yta

För att kontrollera att jämförelsen mellan specifik yta och kornstorleksfördelningen inte utmynnade i väsentligt olika resultat beroende på vilket kornstorleksfördelningsmått som användes kompletterades jämförelsen av specifik yta och kornstorlek mätt enligt avsnitt 3.3.2 även med två andra kornstorleksfördelningsmått. Dessa mått utgjordes av 10-percentilen av kornstorleksfördelningen, definierad enligt avsnitt 3.3.1, och den procentuella fraktionen korn med en diameter som översteg 0,6 mm.

3.4. PLATSER FÖR PROVTAGNING

Sex markbaserade reningssystem valdes ut för provtagning. Dessa bäddar kommer från Glanshammar som ligger i närheten av Örebro, Tulligsås som ligger i närheten av Strömsund, Ringamåla och Halahult som ligger i närheten av Karlshamn och Knivingaryd och Luvehult som ligger i närheten av Nybro. Positionen för dessa bäddar utpekas översiktligt i figur 6.



Figur 6. Kartan visar positioner av provtagningsplatser. 1. Biverud, 2. Tullingsås, 3. Ringamåla och Halahult, 4. Knivingaryd och Luvehult .

3.4.1. Glanshammar

Det markbaserade reningssystemet i Glanshammar provtogs 12 oktober 2010 och utgörs av en täckt och upphöjd infiltrationsanläggning. Bädde är byggd 1990, spridarrören ligger belägna uppskattningsvis cirka 1 – 1,5 m under markytan och infiltrationsanläggningen har som mest använts av tio personer. Markmaterialet i bädde ser ut att till stor andel bestå av finkornigt material. Under provtagningen var det tydligt att infiltrationsanläggningen hade problem med att vatten lätt ansamlades i den. Ägaren planerar att ta bädde ur bruk och anlägga en ny bädd inom kort.

3.4.2. Tullingsås

I Tullingsås provtogs en öppen markbädd den 27 oktober 2010. Bädde är byggd 1992, dimensionerad för 225 personer och materialet var av grövre karaktär än det i Glanshammar. Vid provtagningsstillfället rådde tjäle i de första fem centimetrarna av bädde djup.

3.4.3. Ringamåla

Den 2 november 2010 provtogs en täckt och upphöjd markbädd i Ringamåla. Markbädde är dimensionerad för 150 personer, och spridarrören ligger belägna cirka 1 m under markytan. Bäddmaterialet utgörs huvudsakligen av grova sandkorn med synliga inslag av kalkavlagringar.

3.4.4. Halahult

Det markbaserade reningssystemet i Halahult provtogs den 3 november 2010 och består av en öppen markbädd. Markbädde togs i drift 1986 och är dimensionerad för 100 personer. Bäddmaterialet har samma ursprung som bäddmaterialet i Ringamåla och den visuella likheten är påtaglig.

3.4.5. Knivingaryd

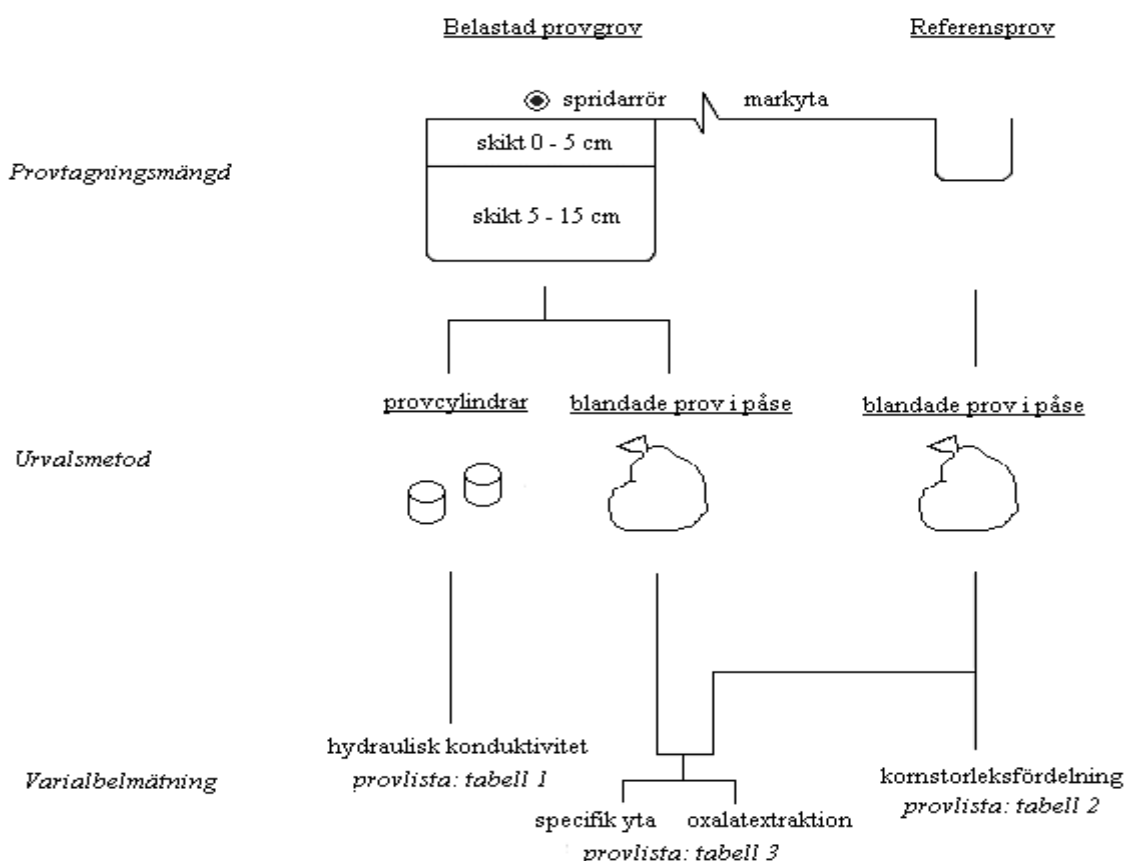
Det markbaserade reningssystemet i Knivingaryd provtogs den 4 november 2010 och består av en täckt och upphöjd markbädd. Markbädden upprättades 1985 och består av ett material av sandlådekaraktär med en lätt rostfärgad ton. Spridarröret låg beläget uppskattningsvis 1,5 m under markytan.

3.4.6. Luvehult

Den 5 november 2010 provtogs en täckt infiltrationsanläggning i Luvehult. Provtaget bäddmaterial har sedan 1987 belastats med avloppsvatten från två bostäder. Spridarröret låg beläget ca 2 m under markytan och markmaterialet under spridarröret har bytts ut mot markmaterial som låg beläget närmare markytan. Detta ytligare markmaterial har en grövre karaktär än det djupare. Allt markmaterial är påtagligt rostfärgat.

3.5. FÄLTPROVTAGNING OCH URVALSHANTERING

Generellt utfördes provtagningen i alla bäddarna genom att gräva en provgropp i en belastad del av bädden och genom att ta ett eller två referensprov i en del av bädden som var så opåverkad som möjligt. Från den belastade provgroppen togs blandprov som placerades i påsar och det stansades även ut små provcylindrar med intakt material. Referensproven placerades som blandprov i påsar. Figur 7 beskriver schematiskt vilka provmängder som ingick vid provtagning, vilken urvalsmetod som användes och hur olika variabler provtogs utifrån aktuella urvalsmängder.



Figur 7. Skiss över de olika provmängderna och hur variablerna provtogs utifrån dessa provmängder.

I de fall där de markbaserade reningssystemen var täckta, det vill säga i Glanshammar, Ringamåla, Knivingaryd och Luvehult, användes grävmaskin för att nå ner till spridarrören.

3.5.1. Belastade prover från provgrop

En provgrop grävdes i en del av bädden som ansågs ha stor belastning. Ur provgropen grävdes markmaterial ut i skikt om 0 – 5 cm och 5 – 15 cm³, där nollnivån är satt till avloppsvattnets inloppsnivå till markmaterialet och sträckan anger djupet under denna nivå. En stor mängd prov togs från varje skikt, cirka 20 kg respektive 40 kg, och placerades i svarta sopsäckar. Vid delprovtagning inför det analytiska arbetet homogeniserades proven från varje lager genom en cementblandare. Proven plockades sedan ut med hjälp av en trädgårdsspade.

3.5.2. Intakt material från provcylindrar

Till mätningen av hydraulisk konduktivitet stansades provcylindrar med intakt material ut. Provcylindrarna bestod av metallcylindrar, med en radie på 3,6 cm och en längd på 5,0 cm. Utifrån provgropen slogs cylindrarna in i markmaterialet vid 10 cm respektive 55 cm djup räknat från avloppsvattnets inloppsnivå. Undantaget utgjordes av Glanshammar där cylindrarna endast stansades ut baserat på materialets färg (mörk eller ljus) vid okänt djup. Det mörka provet ansågs dock kunna representera 10 cm nivån hos övriga bäddar medan det ljusa provet ansågs kunna representera 55 cm nivån. Cylindrarna stansades ut i horisontellt led hos alla markbaserade reningssystem. Detta innebär att horisontell konduktivitet snarare mättes än vertikal konduktivitet, se avsnitt 5.5. Materialet i cylindrarna förvarades genom att förse provcylindrarna med plastlock.

3.5.3. Referensprover

Vid provtagning av referensprov strävade vi efter att få tag på material som så bra som möjligt representerade markmaterialets egenskaper innan det markbaserade reningssystemet togs i bruk. Detta uppnåddes i de flesta fall genom att ta referensprov i utkanten av bädden där belastningen bedömdes försumbar. Referensproverna placerades i femliters grippåsar.

Referensprovtagningen skilde sig i vissa avseenden mellan de olika bäddarna. För de flesta bäddarna togs två referensprover utan djuptillhörighet. Glanshammarreferenserna provtogs dock i samma skikt som de belastade proven. Det flesta markbaserade reningssystemen föreföll innehålla ett mycket homogent material och referensprov togs därför utan djuptillhörighet. Undantagen var Glanshammar, där marken innehöll skikt som delvis bestod av finare material och delvis av grövre material, och Luvehult, där mycket det fina materialet vid bäddens djup hade ersatts med grövre material som hämtats från ytligare delar av markprofilen. Såväl i Glanshammar som i Luvehult tog därför referensprov från både den fina och den grova fraktionen.

³ Även djupare lager än de som nämns här provtogs, men har utelämnats ur beskrivningen eftersom analys inte hann utföras inom ramen för examensarbetet.

3.6 ANALYTISKT ARBETE OCH DATAHANTERING

3.6.1. Kornstorleksfördelning

Prover till kornstorleksfördelningen togs utifrån referensproverna enligt tabell 1.

Tabell 1. Provlista till kornstorleksfördelning

Provbeteckning	Förklaring
Gl ref fin	Glanshammar referens, fin fraktion
Gl ref grov	Glanshammar referens, grov fraktion
Tu ref	Tullingsås referens
Ri ref	Ringamåla referens
Ha ref	Halahlult referens
Kn ref	Knivingaryd referens
Lu ref fin	Luvehult referens, fin fraktion
Lu ref grov	Luvehult referens, grov fraktion

Som tabell 1 antyder undersöktes kornstorleksfördelningen hos ett representativt prov för Tullingsås, Ringamåla, Halahlult och Knivingaryd. Markmaterialet i dessa markbaserade reningssystem var så pass homogent att ett prov bedömdes räcka för att mäta kornstorleksfördelningen. I såväl Glanshammar som Luvehult hittades däremot två olika fraktioner av markmaterial, ett finare och ett grövre. Vid resultatanalysen fick kornstorleksfördelningen för Glanshammar representeras av "Gl ref fin" och kornstorleksfördelningen för Luvehult av "Lu ref grov". Detta med anledning av att dessa fraktioner ansågs dominera i respektive infiltrationsanläggning.

Mätning av kornstorleksfördelningen ut fördes av Christina Öhman på det markfysikaliska laboratoriet vid institutionen för mark- och miljö, SLU. Proverna lämnades in den 12 november 2010 och analys skedde med hjälp av pipettmetoden (se avsnitt 3.2.1). De data som genererades visas i tabell A1 i appendix.

Ur genererade data plottades kumulativ massprocent mot kornstorlek, vilket resulterade i kornstorleksfördelningskurvor som kunde jämföras med rekommenderade gränser i figur 3. Sammanfattande mått på kornstorleksfördelningen beräknades enligt avsnitt 3.3.

3.6.2. Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet mättes i provcylindrarna enligt tabell 2 nedan. Som framgår av tabellen stansades cylindrar ut i två replikat för varje djup (alternativt för varje färg i Glanshammar).

Tabell 2. Provlista till hydraulisk konduktivitet

Provbeteckning	Förklaring
Gl-Ksat-lj-A	Glanshammar, ljus lager, replikat A
Gl-Ksat-lj-B	Glanshammar, ljus lager, replikat B
Gl-Ksat-mö-A	Glanshammar, mörkt lager, replikat A
Gl-Ksat-mö-B	Glanshammar, mörkt lager, replikat B
Tu-Ksat-10-A	Tullingås 10 cm, replikat A
Tu-Ksat-10-B	Tullingås 10 cm, replikat B
Tu-Ksat-60-A	Tullingås 55 cm, replikat A
Tu-Ksat-60-B	Tullingås 55 cm, replikat B
Ri-10-A	Ringamåla 10 cm, replikat A
Ri-10-B	Ringamåla 10 cm, replikat B
Ri-60-A	Ringamåla 55 cm, replikat A
Ri-60-B	Ringamåla 55 cm, replikat B
Ha-10-A	Halahult 10 cm, replikat A
Ha-10-B	Halahult 10 cm, replikat B
Ha-60-A	Halahult 55 cm, replikat A
Ha-60-B	Halahult 55 cm, replikat B
Kn-10-A	Knivingaryd 10 cm, replikat A
Kn-10-B	Knivingaryd 10 cm, replikat B
Kn-60-A	Knivingaryd 55 cm, replikat A
Kn-60-B	Knivingaryd 55 cm, replikat B
Lu-10-A	Luvehult 10 cm, replikat A
Lu-10-B	Luvehult 10 cm, replikat B
Lu-60-A	Luvehult 55 cm, replikat A
Lu-60-B	Luvehult 55 cm, replikat B

Mätning av hydraulisk konduktivitet skedde genom den permeameteruppställning som finns belägen på det markfysikaliska laboratoriet vid institutionen för mark- och miljö, SLU. Permeameteruppställningen fungerar enligt teorin för permeametermetoden med konstant totalpotentialgradient som beskrivs i avsnitt 3.2.2. Jordprovet vattenmättades innan provtagning genom att ligga i blöt i en vecka. Provcylindern monterades i utrustningen och förseddes med ett halvgenomträngligt membran⁴ i sin botten. Under försöket bildades en konstant vattenpelare över provet så att en konstant totalpotentialgradient upprättades enligt figur 5. Den konstanta vattenpelaren bevarades i minst en timme innan mätningar påbörjas, detta för att försäkra att provet var tillräckligt vattenmättat under mätningen. Totalpotentialgradienten över provet var 10 cm med standardutrustning. I vissa fall var dock flödet för stort för att den konstanta vattenpelaren skulle bevaras. I dessa fall användes specialutrustning för att skapa en lägre totalpotentialgradient, ca 2 cm. Flödets storlek minskades då och en konstant vattennivå kunde bevaras.

⁴ Membranet bestod av tyg eller filterpapper med upprivna hål

Vattenflödet, Q , mättes med hjälp av en mätkolv och ett tidtagarur. Efter flödesmätning mättes provets tjocklek, δs , med hjälp av ett skjutmått. Provets tvärsnittsarea, A , bestämdes av provcylinderns inre radie. Ett replikat, prov B från 60 cm djup i Ringamåla, blev förstört under laboratoriearbetet. Mätvärdet från 60 cm djup i Ringamåla baseras därför endast av en mätning. Hänsyn till vattnets temperatur togs ej under mätningarna, se avsnitt 5.5. Mätningarna utfördes den 12 oktober (Glanshammar), 12 november (Tullingsås) och 7 december (Ringamåla, Halahult, Knivingaryd och Luvehult). Genererade data finns sammanfattade i tabell A2 i appendix, där varje mått på Q motsvarar ett medelvärde på de 2 – 5 mätningar som utfördes. Den hydrauliska konduktiviteten beräknades därefter ur genererade data genom ekvation (4).

3.6.3. Specifik yta

Provlistan till mätning av specifik yta presenteras i tabell 3. Ur tabellen framgår att proven representerades av såväl belastade prover som av referensprover. Det framgår även att två replikat togs för varje skikt respektive referens. I tabellen syns att referensproven i Glanshammar skiljde sig från övriga referenser i det avseende att Glanshammarhammarreferenserna provtogs i skikt. Denna avvikelse beror på att markmaterialet i Glanshammar, till skillnad från markmaterialet från övriga markbaserade reningssystem, inte var omblandat och därmed löpte större risk att vara heterogent mellan olika skikt.

Den specifika ytan hos de aktuella jordproven, se tabell 3, mättes vid institutionen för mark- och vattenteknik vid KTH med hjälp av apparaten FlowSorb II 2300 från Micromeritics. FlowSorb kan mäta ytarean på molekyllär nivå hos stabilt, kornigt och pulveriserat material (Micromeritics 1996) genom BET-teknik, den teknik som förklaras i avsnitt 3.2.3. Apparaten mäter den mängd gas, i det här fallet kvävgas, som absorberas som ett enmolekyllärt lager på ett prov. Jordproven skall vara torra och avgasade inför mätningen (Micromeritics 1996) och får inte heller ha en kornstorlek som överstiger 2,0 mm. Torkningen utfördes huvudsakligen i förväg genom ugnstorkning i 105 °C över natten men även genom en snabb torkning strax innan mätning genom FlowSorbs egna torknings- och avgasningsfunktion. Korn med storlek som översteg 2,0 mm sorterades bort genom siktning.

Vid vissa fall mortlades jorden innan siktning för att separera partiklar som antagit konglomeratstruktur. Dylig bearbetning av jorden kan dock leda till väsentliga mätfel, se avsnitt 5.5. Innan varje arbetsdag med apparaten kalibrerades den efter dagens temperatur och lufttryck. Temperaturen mättes med hjälp av en termometer på laboratoriet medan lufttrycket inhämtades från SMHI (2010). Mätningarna utfördes mellan den 6 och den 15 december 2010.

Genererade data från mätningarna visas i tabell A3 i appendix. Eftersom apparaten mätte ytan per prov (m^2) korrigerades mätresultaten med massan hos varje prov (g) för att erhålla yta per massenhet (m^2/g). Ytan hos den andel korn som sorterats bort uppskattades med hjälp av det utifrån kornstorleksfördelningen beräknade måttet på

totala ytan, se ekvation (5), och en partikeldensitet som antas vara $2,65 \text{ g/cm}^3$, vilket baseras på ett värde som används vid vissa markkemiska laborationer, enligt Berggren Kleja m.fl. (2009).

Tabell 3. Provlista till specifik yta och oxalatextraktioner

Provbeteckning	Förklaring
Gl 0 -5 A	Glanshammar 0 - 5 cm, replikat A
Gl 0 - 5 B	Glanshammar 0 - 5 cm, replikat B
Gl 5 - 15 A	Glanshammar 5 - 15 cm, replikat A
Gl 5 - 15 B	Glanshammar 5 - 15 cm, replikat B
Gl ref 0 - 5 A	Glanshammar referens, 0 - 5 cm, replikat A
Gl ref 0 - 5 B	Glanshammar referens, 0 - 5 cm, replikat B
Gl ref 5 - 15 A	Glanshammar referens, 5 - 15 cm, replikat A
Gl ref 5 - 15 B	Glanshammar referens, 5 - 15 cm, replikat B
Ha 0 - 5 A	Halahult 0 - 5 cm, replikat A
Ha 0 - 5 B	Halahult 0 - 5 cm, replikat B
Ha 5 - 15 A	Halahult 5 - 15 cm, replikat A
Ha 5- 15 B	Halahult 5 - 15 cm, replikat B
Ha ref A	Halahult referens, replikat A
Ha ref B	Halahult referens, replikat B
Kn 0 - 5 A	Knivingsård 0 - 5 cm, replikat A
Kn 0 - 5 B	Knivingsård 0 - 5 cm, replikat B
Kn 5 - 15 A	Knivingsård 5 - 15 cm, replikat A
Kn 5 - 15 B	Knivingsård 5 - 15 cm, replikat B
Kn ref A	Knivingsård referens, replikat A
Kn ref B	Knivingsård referens, replikat B
Lu 0 - 5 A	Luvehult 0 - 5 cm, replikat A
Lu 0 - 5 B	Luvehult 0 - 5 cm, replikat B
Lu 5 - 15 A	Luvehult 5 - 15 cm, replikat A
Lu 5 - 15 B	Luvehult 5 - 15 cm, replikat B
Lu ref A	Luvehult referens, replikat A
Lu ref B	Luvehult referens, replikat B
Ri 0 - 5 A	Ringamåla 0 - 5 cm, replikat A
Ri 0 - 5 B	Ringamåla 0 - 5 cm, replikat B
Ri 5 - 15 A	Ringamåla 5 - 15 cm, replikat A
Ri 5 - 15 B	Ringamåla 5 - 15 cm, replikat B
Ri ref A	Ringamåla referens, replikat A
Ri ref B	Ringamåla referens, replikat B
Tu 0 - 5 A	Tullingsås 0 - 5 cm, replikat A
Tu 0 - 5 B	Tullingsås 0 - 5 cm, replikat B
Tu 5 - 15 A	Tullingsås 5 - 15 cm, replikat A
Tu 5 - 15 B	Tullingsås 5 - 15 cm, replikat B
Tu ref A	Tullingsås referens, replikat A
Tu ref B	Tullingsås referens, replikat B

3.6.4. Oxalatlösligt järn och aluminium

Den 15 till 24 november 2010 utfördes oxalatextraktioner av prover enligt samma provlista som för prover till specifik yta, se tabell 3. Till oxalatextraktionen, som utfördes på institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet användes en buffertlösning av ammoniumoxalat och oxalsyra som hade en koncentration på 0,2 M och ett pH-värde på 3. Till varje prov vägdes 1,00 g jord⁵ upp i plastflaskor. 100 ml vatten tillsattes med hjälp av en vollpipett till vardera plastflaska med jordprov och skakades därefter om i en skakapparat i mörker under fyra timmar. Flaskorna monterades i en roterande skakapparat på sådant sätt att de roterade kring sin egen axel i vertikalt led under skakningen. Lösningarna överfördes till syradiskade centrifugrör och centrifugerades i 4000 rpm under 15 – 20 min. Den klara lösningen från centrifugrören överfördes till pH-rör och förvarades i kylskåp mellan ett till sju dygn tills nästa steg i det analytiska arbetet kunde utföras. Det nästa steget utgjordes av att filtrera lösningen och späda den fem gånger. Alla prov inlämnades tillsammans med 200 ml referenslösning till analys med hjälp av instrumentet ICP Optima 7300 DV från PerkinElmer, ett instrument vars funktion baseras på analysmetoden optisk emissionsspektroskopi genom induktivt kopplad plasma (ICP-OES). Referenslösningen tillreddes genom att späda den ursprungliga oxalatlösningen fem gånger. Referenslösningen antog därmed samma koncentration av oxalatlösning som proven.

Eftersom jordproverna var mer eller mindre fuktiga och laboratorieinstruktionerna utgick från lufttorra prover torrsubstanskorrigerades varje prov. Torrsubstansfaktorn mättes genom att väga upp omkring 5 g jord ur aktuella prover, anteckna vikten, och torka dessa i 105 °C i ugnen över natten. När proverna tagits ur ugnen fick de svalna av i en exikator i ca en halvtimme, varpå vikten åter antecknades.

De data som genererades visas i tabell A4 i appendix. Som framgår av denna tabell är mängderna aluminium, järn respektive fosfor angivna i mg per volym lösning. Det var önskvärt att erhålla dessa värden per viktenhet jord istället och därför korrigerades de genererade värdena med massan fuktig jord per volymenhet vätska och med torrsubstansfaktorn.

Det var önskvärt att beräkna summan av aluminium- och järn(hydr-)oxidtyor för att kunna jämföra av alla oxalatlösliga kemiska ytor med den specifika ytan. Innan summering skedde räknades massan av aluminium respektive järn om till substansmängd. Vid beräkningarna användes en molmassa på 26,98 g/mol för aluminium och en molmassa på 55,85 g/mol för järn.

⁵ Massan avvek i vissa fall. I dessa fall korrigerades resultatet.

3.6.5. R²-värdet – ett statistiskt mått för att utvärdera samband

R²-värdet, eller determinationskoefficienten, är ett statistiskt mått på hur stor del av variationen hos en variabel, Y, som kan förklaras av en annan variabel, X. R²-värdet för linjär regression kan beskrivas enligt följande:

$$R^2 = \frac{\text{förklarad varians}}{\text{total varians}} = 1 - \frac{\text{oförklarad varians}}{\text{total varians}} = 1 - \frac{\sum(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum(Y_i - \bar{Y}_i)^2} \quad (6)$$

där

Y_i = mätvärde på variabel Y

\hat{Y}_i = uppskattat värde på variabel Y utifrån en annan variabel, X

\bar{Y}_i = medelvärdet på variabel Y

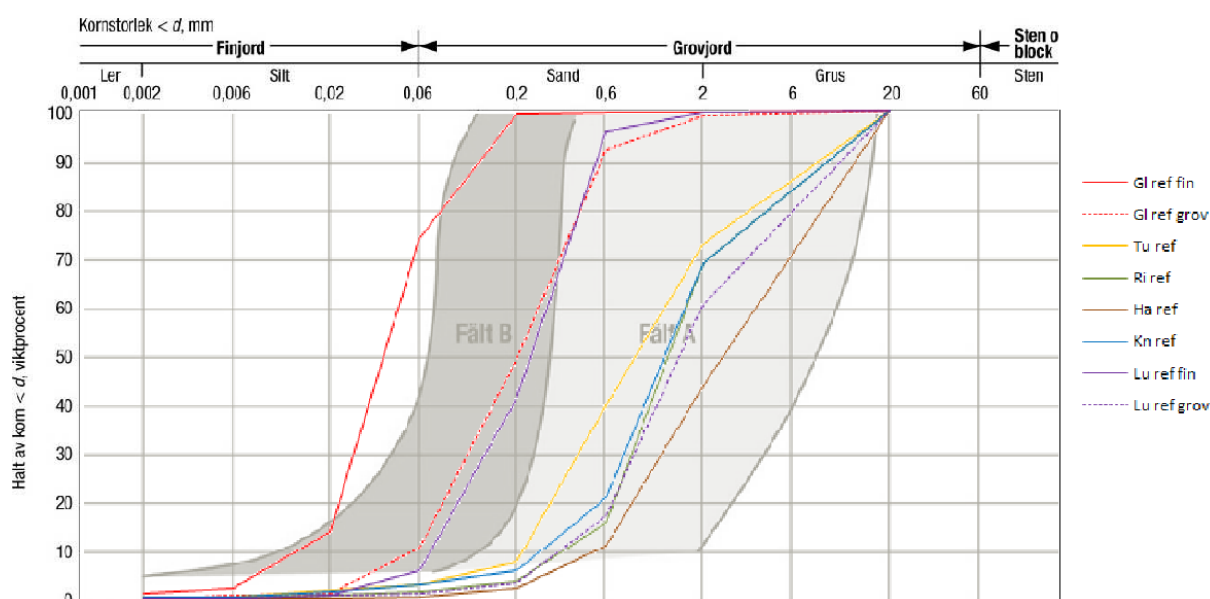
Om sambandet mellan \hat{Y}_i och X är ett potenssamband, det vill säga angivet på formen $\hat{Y}_i = aX_i^b$ där a och b är konstanter, kan R²-värdet bestämmas genom linjärisering, se exempel i appendix 3. R²-värdet kommer att användas vid resultatanalysen som hjälpmedel för att uppskatta sambandet mellan olika variabler. R²-värdet fångar dock inte upp hela komplexiteten i en sambandsanalys och bör inte betraktas som ett envärdigt mått.

4. RESULTAT

Generellt sett tenderar markmaterialet från de markbaserade reningssystemen att uppvisa en lägre hydraulisk konduktivitet ju mer finkornigt markmaterialet är. När det gäller fosforavskiljning och kornstorleksfördelning tycks det finnas en stor oförklarad spridning kring en anpassad regressionslinje mellan dessa två variabler. Delas undersökning av eventuellt samband mellan fosforavskiljning och kornstorleksfördelning upp i eventuella delsamband framgår att spridningen kring regressionslinjen mellan oxalatlöslig fosfor och oxalatlösligt aluminium är låg och att den oförklarade spridningen mellan specifik yta och kornstorleksfördelning är hög. Determinationskoefficientens storlek för den anpassade linjen mellan ”oxalatlösligt aluminium och järn” och specifik yta ter sig olika beroende på vilken provmängd som studeras.

4.1. KORNSTORLEKSFÖRDELNING

Prover från Tullingsås, Knivingaryd, Ringamåla, Halahult och den grova fraktionen från Luvehult uppvisar en relativt lika kornfördelning, medan prover från Glanshammar och den fina fraktionen från Luvehult skiljer sig åt, se figur 8. Särskilt utmärkande är det fina materialet från Glanshammar (Gl ref fin), vars kornstorleksfördelningskurva ligger så pass långt till vänster att denna bädd är den enda som faller utanför de kravgränser som finns beskrivna i avsnitt 2.4.

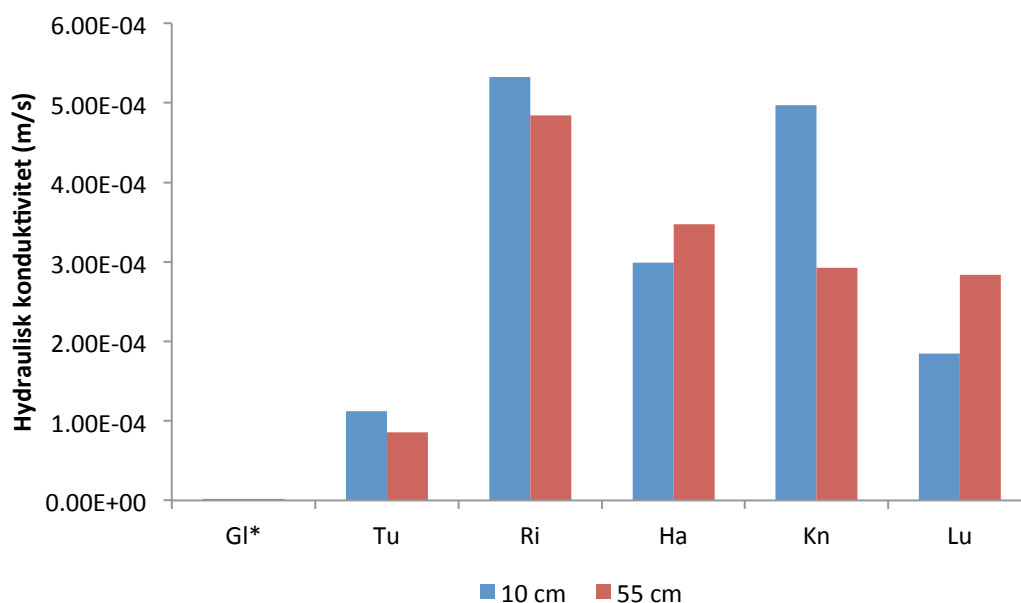


Figur 8. Hur kornstorleksfördelningskurvorna från de olika bäddarna förhåller sig till kravgränserna enligt figur 3. Provbeteckningarna förklaras i tabell 1 och data kommer från tabell A1. Observera att mätpunkterna i diagrammet har sammanbundits med raka linjer. Detta är en förenkling. Underlaget med rekommenderade gränser är hämtat från Södermark (2006).

4.2. HYDRAULISK KONDUKTIVITET

Den hydrauliska konduktiviteten uppvisar högre värde hos Ringamåla, Halahult, Knivingaryd och Luvehult än hos övriga bäddar, se figur 9. Särskilt utmärkande är

Glanshammarbädden, som har en så låg hydraulisk konduktivitet i relation till övriga bäddar att mätvärdena knappt syns i figuren. Allt markbäddsmaterial, med undantag det från Knivingaryd, uppvisar en relativt liten skillnad mellan de två olika mätdjupen.



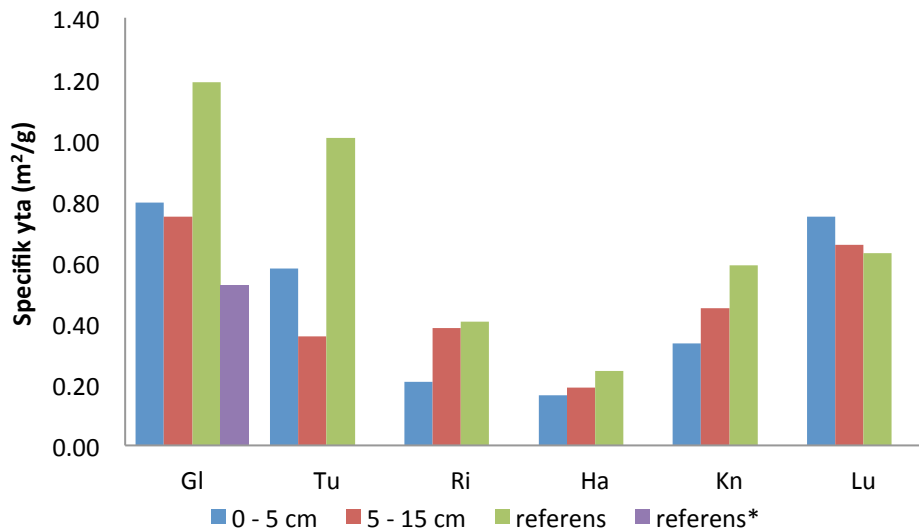
Figur 9. Hydraulisk konduktivitet vid två olika djup uppmätt genom en permeametermetod. Provbeteckningarna förklaras i tabell 2. Alla värden, undantaget Ringamåla vid 55 cm djup⁶ och Halahult vid 55 cm djup⁷, är medelvärden över två replikat av data från tabell A2. *Notera att Glanshammar ej provtogs vid exakt samma djup som övriga bäddar, se avsnitt 3.5.2.

4.3. SPECIFIK YTA

Den specifika ytan i respektive bädd inte skiljer sig åt betydligt mellan de olika skikten (0 – 5 cm och 5 – 15 cm) av det belastade materialet, se figur 10. Dock ligger referensproven i regel högre än belastade prover, med undantag för Glanshammar, skikt 5 – 15 cm och till viss del Luvehult. Storleken på avvikelserna mellan referenser och belastade prover varierar.

⁶ Se förklaring till avvikelserna i avsnitt 3.6.2.

⁷ Ett mätvärde ströks med anledning av att det var för avvikande



Figur 10. Specifik yta (medelvärden över två replikat) för två skikt hos belastade bäddar och hos referenser. Provbeteckningar förklaras i tabell 3. Hos Glanshammar representerar ”referens” referensvärdet vid 0 – 5 cm medan ”referens*” representerar referensvärdet vid 5 - 15 cm. Värdena i figuren är medelvärden över två replikat av data från tabell A3.

4.4. OXALATLÖSLIGT ALUMINIUM, JÄRN OCH FOSFOR

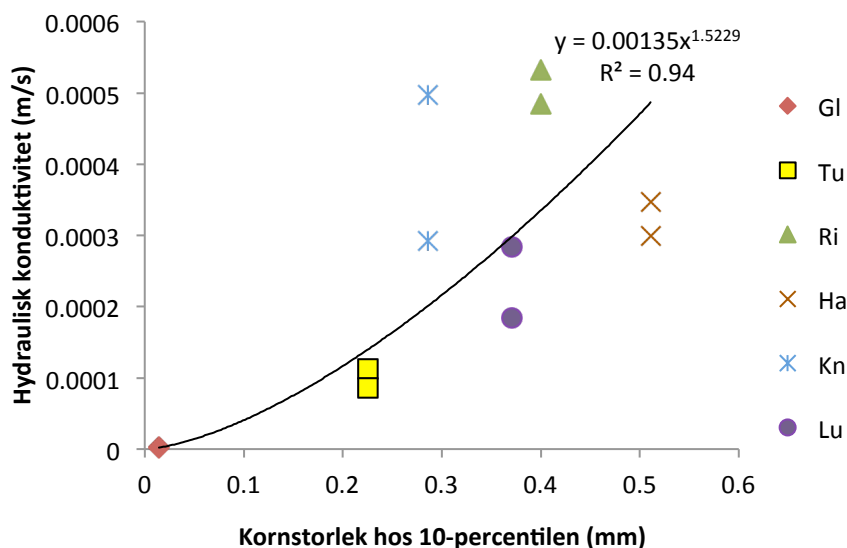
Mängden oxalatlösligt aluminium, järn och fosfor är i regel mindre hos referensprov än hos belastade prov, se tabell 4. Luvehult uppvisar i allmänhet höga värden på extraherade mängder och Tullingsås uppvisar relativt mycket höga värden för sitt 0 – 5 cm skikt. Halahult och Ringamåla har en särskilt låg halt oxalatlösligt aluminium.

Tabell 4. Oxalatlösligt aluminium, järn och fosfor hos belastade bäddar och hos referenser. Provbeteckningar förklaras i tabell 3. Samtliga värden representerar medelvärden över två replikat av data från tabell A4.

Provbeteckning	Al (mg/g)	Fe (mg/g)	P (mg/g)
Gl 0-5	0,52	1,99	0,27
Gl 5-15	0,43	1,52	0,21
Gl ref 0-5	0,50	1,42	0,20
Gl ref 5 - 15	0,24	0,60	0,11
Ha 0-5	0,22	0,52	0,25
Ha 5-15	0,19	0,30	0,20
Ha ref	0,06	0,21	0,01
Kn 0-5	0,24	0,45	0,17
Kn 5-15	0,26	0,53	0,16
Kn ref	0,25	0,27	0,05
Lu 0-5	1,48	1,25	1,14
Lu 5-15	1,28	1,43	1,04
Lu ref grov	0,75	0,38	0,07
Ri 0-5	0,22	0,42	0,22
Ri 5-15	0,21	0,63	0,22
Ri ref	0,08	0,23	0,06
Tu 0-5	2,45	7,07	2,23
Tu 5-15	0,45	0,92	0,32
Tu ref	0,32	0,88	0,15

4.5. HYDRAULISK KONDUKTIVITET I RELATION TILL KORNSTORLEKSFÖRDELNING

Genom att sätta hydraulisk konduktivitet i relation med kornstorleken hos 10-percentilen av massfördelningen kunde en potensfunktion jämförbar med Shepherds enligt ekvation (2) skapas, se figur 11. Den regressionspotensfunktion som visas i figur 11 är den som gav bäst determinationskoefficient. På motsvarande sätt sattes hydraulisk konduktivitet även i relation till 50-percentilen, vilket då gav en bästa determinationskoefficient på 0,90.



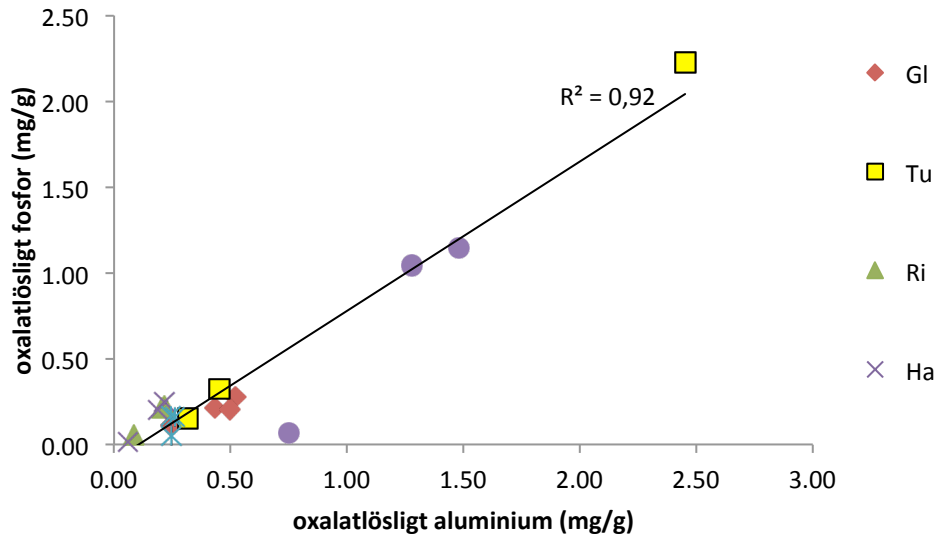
Figur 11. Hydraulisk konduktivitet i förhållande till kornstorleken hos 10-percentilen av kumulativ massprocent. Observera att determinationskoefficienten i figuren beräknats med hjälp av linjär regression utifrån en linjärisering av ekvationen i figuren, se appendix 3 för ytterligare beskrivning. Värden på hydraulisk konduktivitet har beräknats på samma sätt som i figur 9.

4.6. OXALATLÖSLIG FOSFOR I RELATION TILL KORNSTORLEKSFÖRDELNING

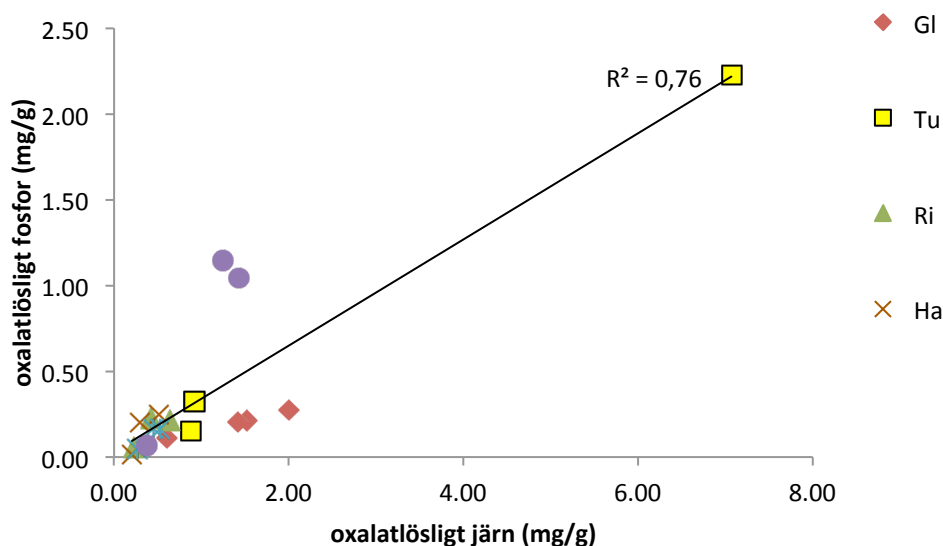
Relationen mellan oxalatlöslig fosfor och kornstorleksfördelning har undersökts i tre steg: Relationen mellan oxalatlöslig fosfor och oxalatlösligt aluminium respektive järn, relationen mellan summan av oxalatlösligt aluminium och järn och den specifika ytan och relationen mellan specifik yta och kornstorleksfördelningen.

4.6.1. Oxalatlöslig fosfor i relation till oxalatlösligt aluminium respektive järn

Vid jämförelse mellan oxalatlöslig fosfor och oxalatlösligt aluminium erhöles en linjär regressionslinje kring vilken spridningen var låg, se figur 12. En linjär regressionslinje upprättades även vid jämförelse mellan mängden oxalatlösligt fosfor och mängden oxalatlösligt järn, se figur 13. Spridningen kring denna regressionslinje är något större än spridningen hos regressionslinjen mellan oxalatlösligt fosfor och oxalatlösligt aluminium. Tullingsås 0 – 5 cm utgör ett utstickande värde vid båda dessa jämförelser.



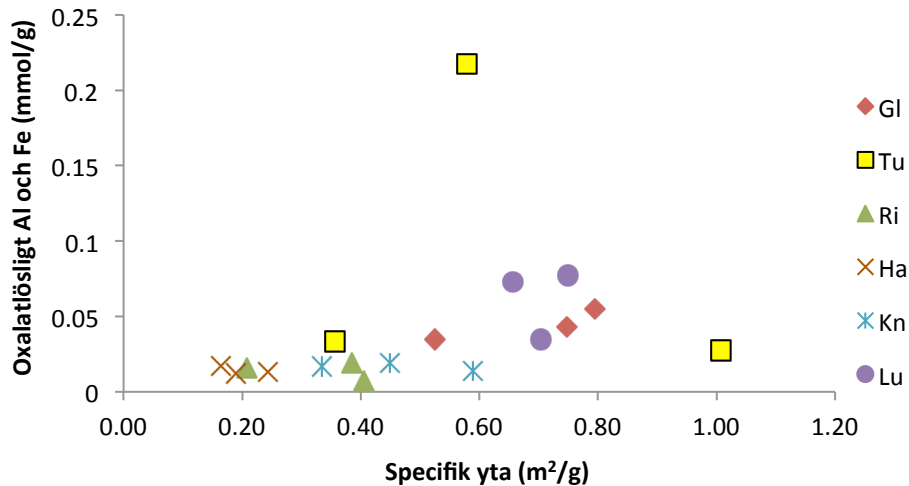
Figur 12. Oxalatlöslig fosfor i relation till oxalatlösligt aluminium angivet i mg ämne per g jord. Varje mätpunkt i figuren representerar ett medelvärde över två replikat av data från tabell A4.



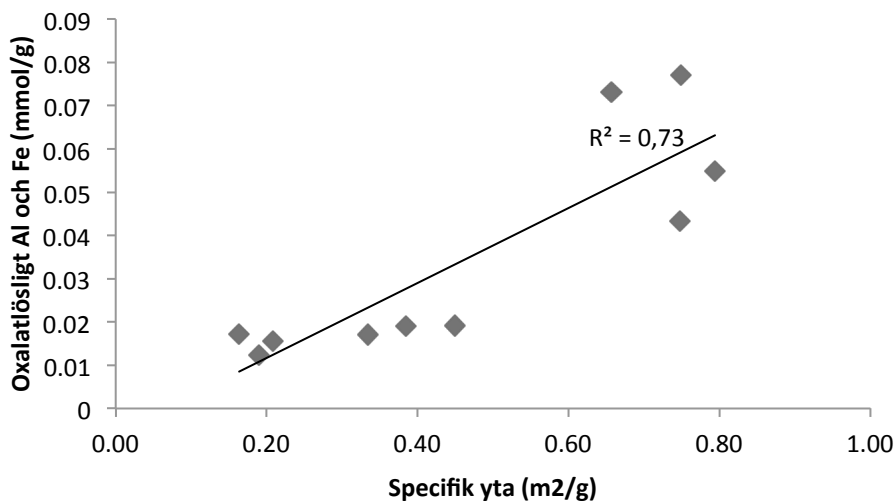
Figur 13. Oxalatlöslig fosfor i relation till oxalatlösligt järn angivet i mg ämne per g jord. Varje mätpunkt i figuren representerar ett medelvärde över två replikat av data från tabell A4.

4.6.2. Oxalatlösligt aluminium och järn i relation till specifik yta

Vid jämförelse av summan av oxalatlösligt aluminium och järn i förhållande till specifik yta för samliga provmängder framgår det att mätvärden för Tullingsås varierar mer än andra bäddar vad gäller såväl specifik yta som mängden oxalatlösligt järn och aluminium, se figur 14. Om Tullingsåsproven exkluderas från beräkningarna erhålls en determinationsfaktor på 0,58 av specifik yta på mängden oxalatlösligt aluminium och järn. Om mätpunkterna för resterande markbaserade reningssystem separeras mellan belastade prov och referenser, så att mätpunkterna för belastade prov analyseras för sig och mätpunkterna för referenser analyseras för sig, erhålls en determinationskoefficient på 0,73 för belastade prov (se figur 15), medan determinationskoefficienten för referenser ligger på 0,40.



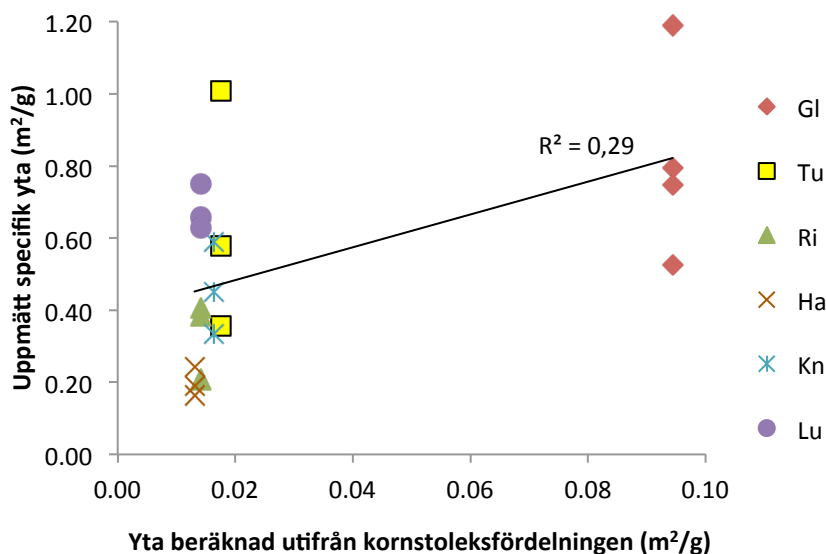
Figur 14. Summerad substansmängd av oxalatlösligt aluminium och järn som funktion av specifik yta för såväl belastade prov som referensprov för samtliga bäddar. Varje punkt i figuren motsvarar medelvärdet över två replikat av data från tabell A3 och tabell A4. Summan av aluminium och järn är angiven i mmol metall per g jord.



Figur 15. Summerad substansmängd av oxalatlösligt aluminium och järn som funktion av specifik yta för samtliga belastade prov utom de från Tullingsås. Varje punkt i figuren motsvarar medelvärdet över två replikat. Data kommer från tabell A3 och tabell A4. Summan av aluminium och järn är angiven i mmol metall per g jord.

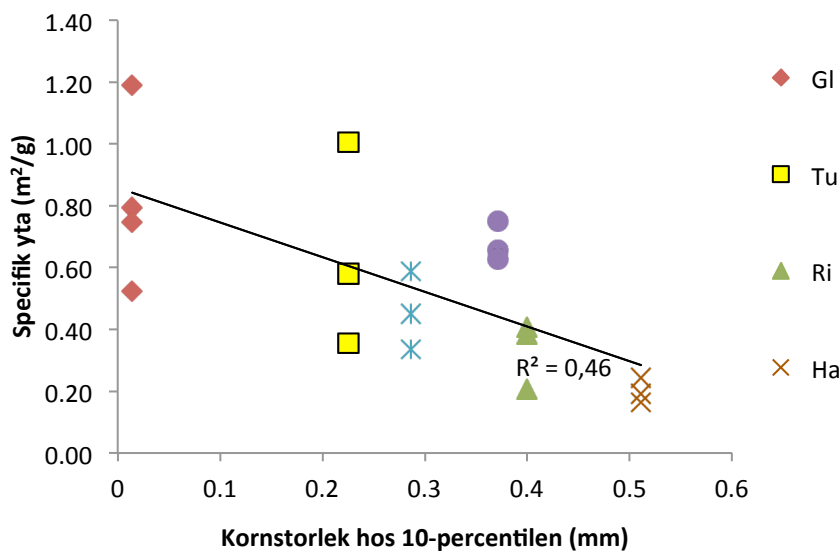
4.6.3. Specifik yta i relation till kornstorleksfördelning

Den specifika ytans relation till kornstorleksfördelningen undersöktes genom att sätta den uppmätta specifika ytan (m^2/g) i förhållande till beräknad tillgänglig yta utifrån kornstorleksfördelningen (m^2/g) enligt avsnitt 3.3.2. Bortsett från Glanshammar har markmaterialet relativt liten spridning i beräknad yta jämfört med den uppmätta specifika ytan, se figur 16. Glanshammarbäddens beräknade yta ligger dock relativt långt från övriga bäddars beräknade yta, medan Glanshammars uppmätta specifika yta ligger relativt nära medelvärdet för specifik yta över alla bäddar.



Figur 16. Den uppmätta specifika ytan i relation till en uppskattning av totala ytor i materialet beräknad utifrån kornstorleksfördelningen. Mätpunkter för specifik yta utgör medelvärden över två replikat av data från tabell A3.

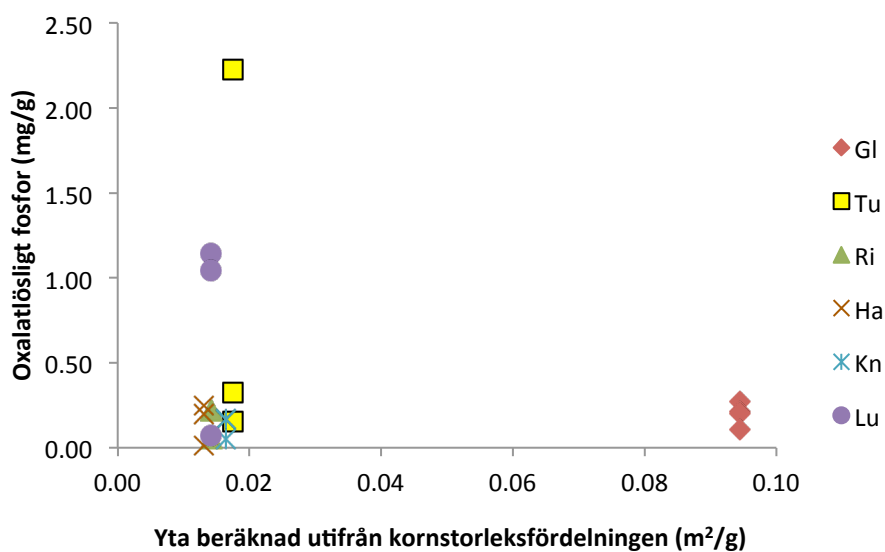
De två andra sammanfattande måtten på kornstorleksfördelning, 10-percentilen och den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm, gav högre R^2 -värde vid jämförelse med den uppmätta specifika ytan än vad det utifrån kornstorleksfördelningen beräknade ytmåttet gjorde. Det högsta R^2 -värdet erhöles vid jämförelsen mellan uppmätt specifik yta och 10-percentilen av kornstorleksfördelningen, se figur 17. Sambandet mellan uppmätt specifik yta och den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm finns beskrivet i appendix.



Figur 17. Den uppmätta specifika ytan i relation till kornstorleken hos 10-percentilen av massprocent jord. Mätpunkter för specifik yta utgör medelvärden över två replikat av data från tabell A3.

4.6.4. Oxalatlöslig fosfor i relation till kornstorleksfördelning

Relationen mellan oxalatlöslig fosfor och kornstorleksfördelning undersöktes även direkt genom att sätta oxalatlösligt fosfor i förhållande till de sammanfattande måtten av kornstorleksfördelningen. I samliga fall sprider datapunkterna ut sig utan synbart tecken på samband. Mätdata från Tullingsås, skikt 0 – 5 cm, och Luvehult, skikt 0 – 5 cm och skikt 5 – 15 cm, har höga halter oxalatlösligt fosfor jämfört med övriga mätdata, se tabell 4. Detta framgår såväl vid jämförelse mellan oxalatlösligt fosfor och den utifrån kornstorleksfördelningen beräknade totala ytan, se figur 18, som vid jämförelse mellan oxalatlösligt fosfor och de övriga två sammanfattande måtten på kornstorleksfördelning, se appendix.



Figur 18. Oxalatlösligt fosfor i relation till en uppskattning av total yta i materialet beräknat utifrån kornstorleksfördelningen. Mätpunkter för oxalatlösligt fosfor utgör medelvärden över två replikat av data från tabell A4.

5. DISKUSSION

5.1. KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN OCH NATURVÅRDSVERKETS REKOMMENDERADE GRÄNSER

Kornstorleksfördelningen för referensmaterialet tyder på att alla markbaserade reningssystem utom Glanshammar faller inom Naturvårdsverkets rekommenderade gränser, beskrivna i avsnitt 2.4. Bäddar inom dessa gränser anses vara tillräckligt grovkorniga för att vatten inte ska ansamlas och tillräckligt finkorniga för att renande reaktioner ska kunna äga rum i tillräcklig utsträckning. Det faktum att Glanshammars kornfördelningskurva delvis befinner sig till vänster om fält B, se figur 8, indikerar att bäddens material egentligen är för finkornigt för att upprättande av en infiltrationsanläggning ska vara rekommenderat enligt Naturvårdsverket. Detta kan medföra att infiltrationsanläggningen inte släpper igenom vatten tillräckligt fort och därmed svämmas över. Utifrån provgrävningen i Glanshammar syntes mycket riktigt att vatten lätt ansamlades i infiltrationsanläggningen. Ägaren till markbädden hade även upptäckt att bädden började bli problematisk och planerade att byta ut den inom kort.

5.2. RELATIONEN MELLAN KORNSTORLEKSFÖRDELNING OCH HYDRAULISK KONDUKTIVITET

Vid jämförelse mellan kornstorleksfördelningen i ursprungsmaterialet och den hydrauliska konduktiviteten i belastade bäddar framgår att kornstorleksfördelningen verkar ge en god indikation på den hydrauliska konduktiviteten. Detta framgår översiktligt vid jämförelse mellan figur 8 och 9, där det går att se att de fyra bäddar som har högst hydraulisk konduktivitet även ligger längst till höger i kornstorleksfördelningsdiagrammet. Tullingsås, som ligger något till vänster om dessa markbaserade reningssystem i kornstorleksfördelningsdiagrammet, uppvisar en lägre hydraulisk konduktivitet och Glanshammar, bädden som ligger allra längst till vänster i figur 8, uppvisar en så låg hydraulisk konduktivitet att den inte ens syns i figur 9.

För att undersöka om empiriska samband gäller enligt Shepherd, se avsnitt 3.2.2., sattes den hydrauliska konduktiviteten i förhållande till de mått på kornstorleksfördelningen som Shepherd använt i sin ekvation. Ur figur 11 framgår hur den hydrauliska konduktiviteten beror av 10-percentilen av kornstorleksfördelningen. Figurens utseende och den höga determinationskoefficienten (R^2) tyder på att 10-percentilen av kornstorleksfördelningen, d_{10} , kan ge en god förklaring av den mättade hydrauliska konduktiviteten, K^8 . Detta samband kan beskrivas:

⁸ R^2 -värdet kan tyckas ge en väl positiv bild av sambandet, med tanke på att mätvärdena har en betydande spridning kring ekvationslinjen, se figur 11. Detta beror dock på att sambandets R^2 -värde beräknats genom linjärisering, se appendix 3 för ytterligare förklaring och diskussion.

$$K = 0,00135 \cdot d_{10}^{1,5229}, R^2 = 0,94 \quad (7)$$

där

K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

d_{10} = 10-percentilen av kornstorleksfördelningen (mm)

Likaledes kan 50-percentilen av kornstorleksfördelningen användas till att förklara den hydrauliska konduktiviteten. Sambandet får då utseendet:

$$K = 0,000131 \cdot (d_{50})^{1,2706}, R^2 = 0,90 \quad (8)$$

där

K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

d_{50} = 50-percentilen av kornstorleksfördelningen (mm)

För att se hur dessa empiriska uppskattningar stämmer överens med teorin kan den teoretiska ekvation som beskriver vad som styr den hydrauliska konduktiviteten, ekvation (1), studeras. Denna ekvation säger att den hydrauliska konduktiviteten beror av porstorleksfördelningen och porernas vattenhalt, markens tortuositet och vattnets densitet och viskositet. Eftersom laboriemätningarna av hydraulisk konduktivitet har utförts under vattenmättade förhållanden beror porernas vattenhalt i detta fall direkt av porernas storlek. Att resultaten uppvisade så pass tydliga empiriska samband mellan hydraulisk konduktivitet och kornstorleksfördelningsmått som de gjorde borde tyda på att kornstorleksfördelningen är av betydelse för porstorleksfördelningen i de studerade markmaterialen. Detta är också troligt med tanke på att allt markmaterial utom det från Glanshammar är så pass grovkornigt att det huvudsakligen borde anta enkelkornstruktur. Vattnets densitet och viskositet borde inte förändras i större utsträckning mellan olika försök med tanke på att kranvattnet på laboratoriet rimligtvis inte varierade alltför mycket med avseende på temperatur och mängden lösta ämnen. Det bör dock nämnas att temperaturkorrigering, vilken brukar utföras vid mätning av hydraulisk konduktivitet, inte utfördes under de aktuella undersökningarna. Vad tortuositeten har för värde hos de olika markmaterialen är oklart. Gissningsvis varierar dock inte värdet på tortuositeten alltför mycket mellan de olika markmaterialen, med tanke på att strukturen verkade vara ganska lika mellan allt annat markmaterial än det från Glanshammar.

Att inför byggandet av ett markbaserat reningssystem mäta kornstorleksfördelningen i det blivande markmaterialet är således ett bra sätt för att uppskatta den hydrauliska konduktiviteten hos det markbaserade reningssystemet när det är i bruk. Visserligen undersöks i denna studie aldrig den hydrauliska konduktiviteten i referensmaterialet, varpå det inte går att dra några slutsatser angående hur pass mycket den hydrauliska konduktiviteten påverkas av att avloppsvattnet belastas under en lång tid. Det går däremot att konstatera att avloppsvattnets inverkan inte slår ut betydelsen av kornstorleksfördelningen. Vid jämförelse av utseendet hos belastat markmaterial och referensmaterial var skillnaden oftast liten. Däremot syntes i regel ett mörkt lager vid de markbaserade reningssystemens infiltrationsyta, och kring det eventuella lagret av grovt

grus. Lagret utgjordes förmodligen av biohud, vilken kan ha stor betydelse för infiltrationskapaciteten hos det markbaserade reningssystemet enligt Gonçalves m.fl. (2007).

5.3. RELATIONEN MELLAN KORNSTORLEKSFÖRDELNING OCH FOSFORAVSKILJNINGEN

Ett annat mål med denna undersökning var att undersöka hur fosforavskiljningen i markbaserade reningssystem påverkas av kornstorleksfördelningen i ursprungsmaterialet. Problemet utreddes genom att betraktas som en tänkbar sambandskedja med tre länkar:

- Genom att försöka undersöka hur pass bra mått ”aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor” är på fosforavskiljningen
- Genom att undersöka det eventuella sambandet mellan specifik yta och aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor
- Genom att undersöka det eventuella sambandet mellan kornstorleksfördelningen och specifik yta.

Fosforavskiljningen domineras av processer som adsorption till aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor respektive bildning av utfällningar dels tillsammans med kalcium, dels tillsammans med aluminium och järn. För att bedöma hur pass bra mått ”aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor” är på fosforavskiljningen användes oxalatextraktion. Oxalatextraktionen anses dels lösa upp aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor”, dels den fosfor som sitter bunden genom såväl adsorption som utfällning. Oxalatextraktionen mäter egentligen även andra sorters aluminium och järn än endast det som finns i form av (hydr-)oxidtytor, och det vore därmed mer sanningsenligt att säga att oxalatextraktionen ger ett mått på hur pass väl aluminium och järn förklarar inbindningen av fosfor, såväl genom adsorption som genom utfällningsmekanismer till dessa metaller. Detta faktum får anses vara en felkälla till undersökningen. Resultaten tyder framförallt på ett samband mellan mängden fosfor och mängden aluminium men även på samband mellan mängden fosfor och mängden järn. Sambandens existens framgår redan om vi studerar tabell 4. För de prov där värdet på aluminium respektive järn är relativt stort är även fosforvärdet relativt stort. Sambanden framgår ännu tydligare i figur 12 och 13. Med hjälp av determinationskoefficienterna kan vi anta att sambandet mellan fosfor och aluminium är starkt medan ett samband mellan fosfor och järn också tycks existera. Viss reservation för determinationskoefficientens giltighet bör göras med tanke på att mätvärdet Tullingsås 0 – 5 cm utgör en utstickande värde i båda figurerna. Utan mätvärdet skulle determinationskoefficienten sjunka till 0,81 för sambandet mellan fosfor och aluminium och till 0,26 för sambandet mellan fosfor och järn. Det finns ingen anledning att anta att denna mätpunkt är ogiltig, däremot är det bra att ha i åtanke att sambandet mellan fosfor och järn kan vara betydligt mer osäkert än vad som framgår av determinationskoefficienten i figur 13.

Den specifika ytan anses av Maxe (2003) kunna ha samband med mängden aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor, se avsnitt 2.5.2. Mätresultaten från denna undersökning är

tvetydiga i frågan. I den figur som upprättats över alla mätvärden, figur 14 tycks spridningen vara slumpartad. Värdena från Tullingsås har en avvikande spridning. Under arbetet med Tullingsåsjorden syntes att jorden innehöll mycket rötter och annat material som inte var jordmineral, och därmed gjordes antagandet att prov från Tullingsås innehåller högre halt organiskt material än övriga prov. Med tanke på att BET-analysen inte kan uppskatta den specifika ytan hos organiskt material på ett korrekt sätt, se avsnitt 3.2.3, avlägsnades Tullingsåsproverna ur analysen. Resultatet från övriga mätpunkter är något tvetydigt, men verkar ändå peka på en tendens till ett samband. Den största tvetydigheten är det faktum att sambandet för belastade prover, se figur 15, är betydligt starkare än sambandet för referenser, se avsnitt 4.6.2. Detta resultat är motstridigt, vilket försvårar analysen kring ett eventuellt samband. En annan tendens som figur 10 och tabell 4 visar är att oxalatextraktionen ger referensvärden som är höga relativt motsvarande belastade värden medan BET-analysen ger mer likartade resultat i detta avseende. Att determinationskoefficienten för sambandet mellan samtliga prover utom Tullingsås, ligger strax under 0,6 tyder också på en tendens till samband, men det är så pass osäkert att undersökningen skulle behöva utökas innan slutsatser kan dras i frågan.

Många undersökningar bekräftar att det finns ett samband mellan den specifika ytan och kornstorleksfördelningen i marken (Cucarella & Renman 2009; Karlton m.fl. 2000; Hodson 1998). Den specifika ytan har i detta examensarbete framförallt relaterats till kornstorleksfördelningen genom att sätta uppmätt specifik yta i relation till utifrån kornstorleksfördelningen beräknad total yta, enligt avsnitt 3.3.2. Ur figur 16 kan vi inte se något tecken på samband mellan uppmätt specifik yta och utifrån kornstorleksfördelningen beräknad yta hos de undersökta markbaserade reningssystemen. Även jämförelse mellan specifik yta och två andra mått på kornstorleksfördelningen, 10-percentilen och den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm, har utförts. Inte heller här kunde något tydligt samband påvisas även om en större del av variationen hos den uppmätta specifika ytan verkade kunna förklaras med dessa mått jämfört med den beräknade totala ytan. Den allmänt dåliga korrelationen mellan specifik yta och de aktuella måtten av kornstorleksfördelning skulle kunna bero på kornens geometri och skrovlighet. Om korn av olika storlek har olika form och skrovlighet kan det leda till en variation i specifik yta som inte kan förklaras av kornens storlek. Detta skulle också kunna vara en förklaring till varför ett mått som den beräknade totala ytan, som är avsett att ta tillvara information om storleken hos alla korn och deras tänkbara yta, ger ett sämre R^2 -värde än 10-percentilen hos kornstorleken. 10-percentilen borde teoretiskt sett innehålla mindre information om storleken hos alla korn och deras yta eftersom det endast är ett medelvärde. Dock baseras den beräknade totala ytan bland annat på antagandet om att alla partiklar är sfäriska. Inom examensarbetets ramar rymdes tyvärr inte en grundligare mikroskopisk undersökning av partiklarna, men det syntes med blotta ögat att de grövsta partiklarnas form inte var sfärisk. En annan möjlig anledning till variation mellan specifik yta och kornstorleksfördelningsmått kan vara inverkan från vittringsprocesser eller påverkan på markmaterialet av avloppsvattnets kemiska sammansättning. Det kan även tänkas att

nivåskillnaden mellan markytan och infiltrationsytan för avloppsvatten har betydelse. Storleken på denna nivåskillnad varierar, alltifrån 0 m till cirka 2 m, i de olika markbaserade reningssystemen, vilket kan leda till markmaterialet påverkas olika när det gäller den urlakning och anrikning som orsakas av regnvattnet.

Sammanfattningsvis kan denna studie inte påvisa att fosforinbindningen påverkas väsentligt av kornstorleksfördelningen enligt den sambandskedja som försöken baseras på. Den del av fosforavskiljningen som utgörs av fastläggning till aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor kan möjligtvis anses ha ett samband med markens specifika yta, även om detta bör undersökas ytterligare. Däremot fanns det inga tecken på samband mellan specifik yta och kornstorleksfördelning, varvid en länk i den tänkbara kedjan mellan fosforinbindning och kornstorleksfördelning bryts. För att kontrollera om det fanns något samband mellan fosforavskiljning och kornstorleksfördelning som inte kan förklaras enligt den sambandskedja som undersökningen baseras på sattes oxalatlösligfosfor i relation till olika sammanfattande mått på kornstorleksfördelningen. Samtliga av dessa jämförelser tydde på att en stor del av spridningen hos oxalatlöslig fosfor inte kan förklaras av kornstorleksfördelningen, se exempel i figur 18.

5.4. BEHOVET AV ETT ENKELT MÅTT PÅ FOSFORFASTLÄGGNINGEN

Dagens avsaknad av ett enkelt mått på fosforinbindningen beror delvis på att de processer som styr fosforinbindningen är komplexa och tidsberoende. Inget enkelt mått kan således ge en utförlig beskrivning av fosforinbindningens funktion. Däremot kan ett enkelt mått vara tillräckligt för att ge en tillståndsuppfattning om materialets potential att binda in fosfor, och därmed utgöra en värdefull riktlinje för den som ska anlägga ett markbaserat reningssystem.

Även om bristen på ett tydligt samband mellan fosforfastläggning och kornstorleksfördelning berodde helt och hållet på bristande mätmetoder och resultatanalys kvarstår följande faktum – kornstorleksfördelningen kan inte ge ett enkelt och konkret mått på fosforeringen i ett markbaserat reningssystem. Den som ska anlägga ett markbaserat reningssystem idag saknar alltså ett sådant mått. Samtidigt har Naturvårdsverket i sina allmänna råd (Naturvårdsverkets författningssamling 2006) höga och ibland även precisa målsättningar när det gäller fosforering, t ex att en ”normal rening” motsvarar en minskning med fosfor i avloppsvattnet med 70 %. För den enskilda människan som skall upprätta ett markbaserat reningssystem uppstår ett glapp mellan dessa precisa målsättningar och avsaknaden av ett konkret mått. Jag anser att det vore eftersträvansvärt att försöka upprätta ett sådant mått. Den specifika ytan har kanske potential att bli ett sådant mått, men det eventuella sambandet med fosforfastläggningen till aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor behöver först undersökas grundligare.

Slutligen kan man hävda att det på grund av osäkerheten kring de markbaserade reningssystemens fosforering snarare vore bättre att undvika dessa system och istället satsa på andra enskilda avloppssystem med erkänt bättre fosforering. Men dylik överdriven försiktighet kan vara skadligt ur andra miljöperspektiv än

övergödningsperspektivet. Relativt andra avloppslösningar tar markbaserade reningssystem få resurser i anspråk ur energisynpunkt och släpper endast ut en låg grad av klimatpåverkande ämnen (Eveborn 2010). Dessutom är de markbaserade reningssystemen i många fall de mest praktiska och ekonomiska avloppslösningarna.

5.5. FELKÄLLOR

Att använda oxalatextraktion som metod för att mäta hur stor inverkan adsorption till kemiska ytor har för fosforinbindningen medför ett antal felkällor. En viktig felkälla är att den mängd fosfor som fastlagts i ett markmaterial inte endast beror på förmågan till fastläggning hos materialet utan även på hur stor halt fosfor avloppsvattnet har innehållit och under hur lång tid systemet har belastats. Eftersom de olika markbäddarna belastats av fosfor i olika omfattning och under olika lång tid kan detta leda till att det är svårt att jämföra relationen mellan oxalatlösligt fosfor och oxalatlösligt aluminium respektive järn över olika bäddar. Samtliga bäddar har dock varit i bruk under en längre tid, omkring 20 år, och det har därför antagits att bäddarna uppnått sin maximala kapacitet vad gäller fosforfastläggning.

Man även bör ha i åtanke att oxalatextraktionen inte endast mäter det aluminium och järn som suttit bundet till kemiska ytor utan även till exempel det aluminium och järn som funnits i marklösningen. Detta skulle till exempel kunna påverka när det gäller sambandet mellan aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor och specifik yta.

En återkommande felkälla under detta examensarbete var antagandet om sfäriska jordkorn. Detta antagande gjordes trots att formens hos partiklarna aldrig undersöktes noggrant och trots att man tydligt kunde se att de grövsta partiklarna inte var sfäriska. Antagandet om sfäriska partiklar låg till grund för följande punkter:

- Den analytiska mätningen av kornstorleksfördelningen
- Uträkningen av total yta utifrån kornstorleksfördelningen
- Korrigering av den specifika ytan

Vid framtagning av kornstorleksfördelningen användes pipettmetoden. Denna metod baseras på tyngdkraftssedimentation och siktning, vilka båda är mättekniker för kornstorleksfördelning som baseras på att alla partiklar är sfäriska. Vid uträkningen av markmaterialets totala yta utifrån kornstorleksfördelningen antogs också sfäriska partiklar, se avsnitt 3.3.2. Den beräknade ytan ingick även i korrigeringen av specifik yta, dock utgjorde det beräknade värdet baserat på sfäriska partiklar en så liten andel av det totala värdet att påverkan bedöms vara försumbar i detta fall.

Ett slumpmässigt urval eftersträvades när delprov togs ur större provmängder. Dock kunde detta vara svårt att få ett representativt urval av materialet när delprov mängden skulle vara liten, exempelvis vid oxalatextraktionen. Detta med anledning av att det bäddmaterial som undersöktes hade större korn än de material som vanligtvis analyseras med metoden. Ju grövre kornen är desto färre korn får rum i en bestämd provmängd och desto mindre representativt blir urvalet.

Den hydrauliska konduktiviteten mättes i horisontellt led. Den vertikala hydrauliska konduktiviteten hade egentligen varit ett mer lämpligt mått, med tanke på att vi är intresserade av hur fort vattnet rinner undan i det markbaserade reningssystemet. Dock var det i vissa bäddar komplicerat stansa ut cylindrarna i vertikalt led. Utstansningen utfördes därför konsekvent i horisontellt led. I de aktuella bäddarna såg dock materialet ut att ha en homogen fördelning i rummet. Dessutom var det storleksförhållandet i hydraulisk konduktivitet mellan de olika bäddarna som var det mest intressanta, och inte den absoluta storleken.

Inför BET-analysen finfördelades jorden i vissa fall med mortel. Dylig malning kan ge upphov till mikrosprickor i jordkornen, vars förekomst kan överskatta BET-ytan väsentligt om det vill sig illa (Hodson 1998). Hodson (1998) fick erfara att problemet framförallt kan påverka resultatet om malningens längd och intensitet varierar mellan olika jordar. Sådant var fallet även under dessa mätningar, vilket kan få betydelse i såväl jämförelsen mellan specifik yta och kornstorleksfördelning som i jämförelsen mellan specifik yta och oxalatlösligt aluminium och järn. Dock användes en träpistill till mortlingen, vilket rekommenderades av Berggren Kleja m. fl. (2009) för att inte kornen skulle skadas utan endast separeras.

Den utifrån kornstorleksfördelningen beräknade totala ytan är mycket mindre, cirka 10 – 50 gånger, än den uppmätta BET-ytan. Detta skulle kunna ha flera orsaker. Framförallt bör det understrykas att den beräknade ytan baseras på många antaganden. Antagandet om att varje partikel är formad som en slät sfär leder till att det är rimligt att den sanna ytan hos materialet underskattas, med tanke på att en slät sfär är den kropp som upptar minimalt med yta per volym. En densitet hos partikeln som understiger den antagna kan också leda till en underskattning av den beräknade totala ytan. Det är även möjligt att BET-analysen överskattar den sanna ytan på grund av de mikrosprickor som diskuteras i avsnittet ovan.

Slutligen bör nämnas att BET-analys underskattar den specifika ytan hos organiskt material. Detta kan ha orsakat problem, framförallt när det gäller markmaterialet från Tullingsås, vilket innehöll påtagligt mycket organiskt material.

5.6 FORTSATTA STUDIER

Fler mätningar krävs för att utreda om det finns ett samband mellan specifik yta och aluminium- och järn(hydr-)oxidytorna i markbaserade reningssystem. Om så är fallet skulle mätning av den specifika ytan i markmaterialet kunna vara ett enkelt mått på fosforavskiljningen i det markbaserade reningssystemet. I jämförelse med kornstorleksfördelningsmätningen går mätning av specifik yta genom BET-analys relativt snabbt att genomföra. BET-analysen kräver inte heller stor kunskap hos användaren. Beställning av BET-mätningar är dock något kostsamt. Kostnaden kan ligga på 1400 SEK – 2200 SEK per prov beroende på totala antalet prov (Birgersson, pers. medd., Pålsson, pers. medd.), vilket kan jämföras med kostnaden för kornstorleksfördelning som kan ligga på 493 SEK – 580 SEK beroende på totala antalet prov (Sveriges lantbruksuniversitet 2011).

När det gäller det motstridiga resultatet att det finns betydligt tydligare tecken på samband mellan ”oxalatlösligt järn och aluminium” och specifik yta för belastade prov än referenser, skulle orsaken till detta vara ett intressant område för vidare studier. Två tänkbara spår att följa upp är dels att undersöka om avloppsvattnets påverkan leder till ökade mängder aluminium respektive järn i marklösningen, dels att undersöka om avloppsvattnets påverkan leder till ökade mängder aluminium- och järnytor hos mineralpartiklarna. Inom ramen för detta skulle det kunna undersökas i vilken omfattning vittringsprocesser frigör aluminium och järn och blottlägger aluminium- och järnytor. Avloppsvattnets halt av aluminium och järn och påverkan på systemet därav vore också en intressant faktor att undersöka.

Vid fältprovtagning provtogs även skikt 15 – 30 cm, 30 – 60 cm och 60 – 100 cm hos de markbaserade reningssystemen. Det vore intressant att utföra mätningar även på dessa djupare skikt, för att se hur storleken på variablerna och relationen mellan dem utvecklas. På detta sätt skulle även fler mätvärden erhållas, vilket skulle öka säkerheten i resultatanalysen.

6. SLUTSATSER

- Det fanns ett starkt samband mellan den hydrauliska konduktiviteten i de markbaserade reningssystemen och kornstorleksfördelningen i bäddarnas modermaterial. Detta kunde stödjas av såväl empiriska som teoretiska uttryck.
- Något samband mellan fosforinbindning och kornstorleksfördelningen kunde ej upptäckas i denna undersökning. En anledning till detta var att det inte fanns något tydligt samband mellan kornstorleksfördelningen och den specifika ytan hos det aktuella materialet.
- Det finns ett behov av ett enkelt mått på fosforavskiljningsförmågan hos markbaserade reningssystem. Undersökningen visade att specifik yta kanske skulle kunna vara ett enkelt mått på markmaterialets förmåga att fastlägga fosfat. Fler mätningar krävs dock för att bedöma om samband existerar.

REFERENSER

- Berggren Kleja, D., Gustafsson, J.P. & Simonsson, M., (2009). *Laborationer och övningar i markkemi*, Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Brunauer, S., Emmett, P.H. & Teller, E., (1938). Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society*, 60, ss. 309 – 319.
- Cucarella, V. & Renman, G., (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments – a comparative study. *Journal of Environment Quality*, 38(2), s.381.
- Davis, B., (1994). Brunauer, Emmitt and Teller - The personalities Behind the BET method. *Energeia*, 5(6).
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M., (2005). *Wiklanders marklära*, Studentlitteratur.
- Eveborn, D., (2010). *Bed filters for phosphorus removal in on-site wastewater treatment: Removal mechanisms and sustainability*, Stockholm: Royal Institute of Technology (KTH), TRITA-LWR LIC Thesis 2049.
- Eveborn, D., Gustafsson, J.P. & Holm, C., (2009). *Fosfor i infiltrationsbäddar - fastläggning, rörlighet och bedömningsmetoder*, Svenskt Vatten Utveckling.
- Gonçalves, R.A.B., Folegatti, M. V., Gloaguen, T. V., Libardi, P. L., Montes, C. R., Lucas, Y., Dias C. T. S. & Melfi, A. J., 2007. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. *Geoderma*, 139.
- Handy, R.L. & Spangler, M.G., (2007). *Geotechnical engineering: soil and foundations principles and practice*, McGraw-Hill Professional.
- Hodson, M.E., (2006). Does reactive surface area depend on grain size? Results from pH 3, 25 °C far-from-equilibrium flow-through dissolution experiments on anorthite and biotite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70, ss.1655-1667.
- Hodson, M.E., (1998). Micropore surface area variation with grain size in unweathered alkali feldspars: Implications for surface roughness and dissolution studies. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 62, ss.3429-3435.
- Ingevall, A., (1984). *Beräkning av lerhalt från vattenhaltsdata*, Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Jillavenkatesa, A., Dapkunas, S.J. & Lum, L.H., (2001). *Particle Size Characterization*. National Institute of Standards and Technology.
- Karlton, E., Bain D. C., Gustafsson, J.P., Mannerkoski, H., Murad, E., Wagner, U., Fraser, A. R., McHardy, W. J. & Starr, M., (2000). Surface reactivity of poorly-ordered minerals in podzol B horizons. *Geoderma*, 94, ss.265 - 288.

- Maxe, L., (2003). *Bestämning av markmaterialets specifika yta - resultat från svenska sand-, grus-, morän- och lerprofiler*, Stockholm: Institutionen för Mark- och Vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan.
- Messing, I., (2008). *Markfysikens grunder*, Institutionen för markvetenskap, SLU.
- Michanek, G. & Zetterberg, C., (2004). *Den svenska miljörätten*, Iustus Förlag.
- Naturvårdsverket [elektronisk], (2011) Övergödande ämnen. Åtkomlig:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Utslappsdata/Utslapp-av-vattenfororeningar/Overgodande-amnen/> [Åtkomstdatum: 7 februari, 2011]
- Naturvårdsverket, (2008). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2008*, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, (1987). *Små avloppsanläggningar - Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll*, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverkets författningssamling, (2006). *Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten*, Naturvårdsverket.
- Nilsson, P., (1987). Investigation of soil treatment for septic tank effluent. *Vatten*, 43.
- Oosterbaan, R.J. & Nijand, H.J., (1994). Determining the Saturated Hydraulic Conductivity (Kapitel 12). *Drainage Principles and Applications*. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Publication 16, second revised edition.
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H., (2002). *Robusta, uthålliga små avloppssystem - En kunskapsammansättning*, Naturvårdsverket.
- Parfitt, R.L., (1989). Optimum Conditions for Extraction of Al, Fe and Si from Soils with Acid Oxalate. *Communications in soil science and plant analysis*, 20, ss.801-816.
- Parfitt, R.L. & Hemni, T., (1982). Comparison of an Oxalate-Extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophane in soil clays. *Soil science and plant nutrition*, 28, ss.183 - 190.
- Peltovuori, T., Uusitalo, R. & Kauppila, T., (2002). Phosphorus reserves and apparent phosphorus saturation in four weakly developed cultivated pedons. *Geoderma*, 110(1-2), ss.35-47.
- Shepherd, R.G., (1989). Correlations of permeability and grain-size. *Ground Water*, 27, ss.633–638.
- SMHI observationer, Sverige [elektronisk]. (2011) Åtkomlig:
<http://www.smhi.se/vadret/vadret-i-sverige/observationer#> [Åtkomstdatum: 7 februari 2011].

SOU, (1955). *Undersökningar rörande små avloppsreningsanläggningar - 1950 års avloppsutredning*.

Svenskt Vatten, (2005). *Fakta om vatten och avlopp*.

Sveriges lantbruksuniversitet [elektronisk], (2010). Markfysiklab - SLU - Sveriges lantbruksuniversitet. Åtkomlig: <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl/om-fakulteten/institutioner/institutionen-mark-och-miljo/forskning/jordbearbetning-och-hydropedagogik/markfysiklab/> [Åtkomstdatum: 7 februari 2011].

Södermark, B., (2006). *Jordprovtagning, grundvattenundersökning och beräkning av infiltrationsyta för små avloppsanläggningar*. Naturvårdsverket

Wilhelm, S.R., Schiff, S.L. & Robertson, W.D., (1996). Biogeochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 2. Application of Conceptual Model in Sandy Aquifers. *Ground Water*, 34(5), ss.853-864.

Personligt meddelande

Birgersson, Anders, Forskningsingenjör, Cementa AB, Mätning av specifik yta hos jord [elektroniskt meddelande], 2011-02-02.

Eveborn, David, Biträdande forskare, sektionen för Biologisk avfallsbehandling, JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik), 2011-03-08 (a.) och 2011-01-27 (b.).

Gustafsson, Jon Petter., Professor, Proprefekt, Institutionen för mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, 2011-02-09.

Messing, Ingmar, Professor, Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, 2011-02-24

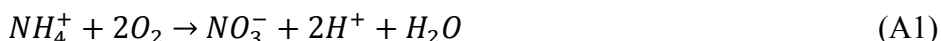
Pålsson, Bertil, Universitetslektor, Institutionen för Samhällsbyggnad och naturresurser, Linköpings Tekniska Universitet, Mätning av specifik yta [elektroniskt meddelande], 2011-02-03.

APPENDIX

APPENDIX 1. SYRETILLGÅNGENS PÅVERKAN PÅ FOSFOR- AVSKILJANDE MEKANISMER.

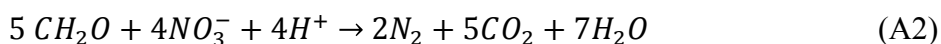
Hela detta avsnitt baseras på (Wilhelm m.fl. 1996).

God tillgång på syre kan bidra till ökad avskiljning via fosfatfastläggning till aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor. Detta beror på att aerobisk oxidation leder till minskat pH, enligt följande ekvation:



Medan minskat pH generellt gynnar fastläggningen till aluminium- och järn(hydr-)oxidtytor.

Vid anaeroba förhållanden kan pH höjas genom denitrifikationsprocesser av organiskt kol, enligt följande ekvation:



Höjt pH gynnar generellt bildandet av kalciumkarbonater, vilka bildar utfällning tillsammans med fosfat om mättnad för de två ämnena har uppnåtts.

Halten kvävehaltiga och organiska föreningar är ofta hög i avloppsvatten, vilket medför att ovan nämnda reaktioner (ekvation (A1) och (A2)) kan ske i dessa system.

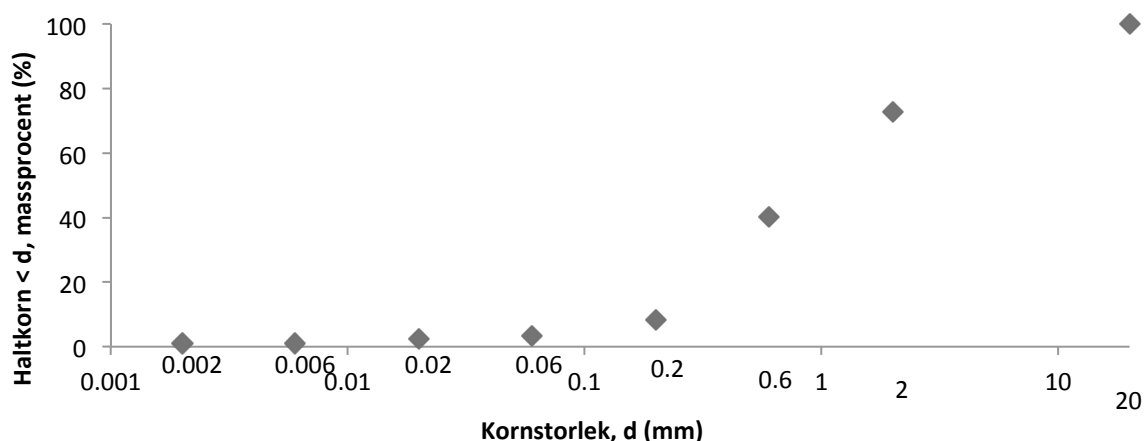
I vilken omfattning syretillgången påverkar pH beror även på vilka övriga förhållanden som råder i marken, till exempel hur hög buffringsförmågan är.

APPENDIX 2. BERÄKNING AV TOTAL YTA BASERAT PÅ KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN

Utifrån mätvärden på kornstorleksfördelningen beräknades den totala ytan av jordkornen givet två antaganden:

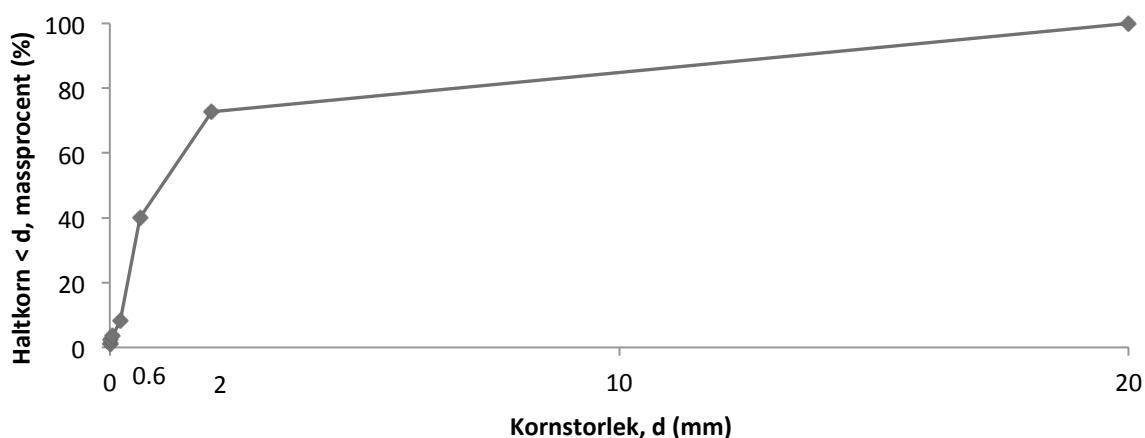
- i. Varje jordkorn har formen som en sfärisk, slät partikel
- ii. Den kumulativa andelen massprocent ökar linjärt mellan varje mätvärde.

Ett exempel på kornstorleksfördelningen hos en jord visas i figur A1, där kornstorleken är angiven i logaritmisk skala.



Figur A1. Ett exempel på kornstorleksfördelningen hos en jord. Kornstorleken, diametern hos en sfärisk partikel eller ekvivalentdiametern till en partikel av annan form, är angiven i logaritmisk skala.

Kryssen i figur A1 visar de mätvärden som erhållits vid mätningen av kornstorleksfördelningen. Antagande (i.) innebär att alla partiklar i jorden är sfäriska och att deras radie därmed är lika med halva den diameter som anges i figur A1. Antagande (ii.) kan illustreras genom att istället rita upp kornstorleken i nominell skala, se figur A2.



Figur A2. Ett exempel på kornstorleksfördelningen hos en jord. Kornstorleken är angiven som partikeldiametern i nominell skala. Linjerna i figuren representerar antagandet om att kumulativ massprocent ökar linjärt mellan varje mätpunkt.

Ytan hos en sfärisk partikel med radie r kan beräknas:

$$Y_p = 4\pi r^2 \quad (\text{A3})$$

där

Y_p = ytan hos en sfärisk partikel med radie r m (m^2)

Den totala ytan hos alla partiklar med radie r kan därför beräknas:

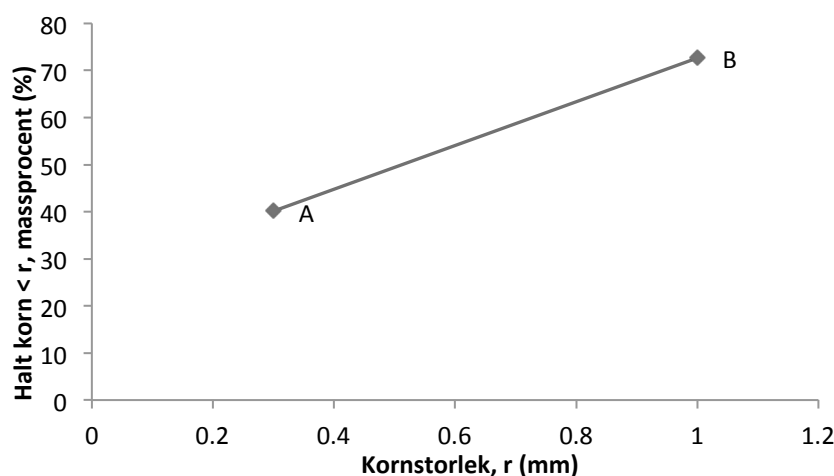
$$Y_r = i_r \cdot 4\pi r^2 \quad (\text{A4})$$

där

i_r = antal partiklar med radie r (-)

Y_r = den totala ytan hos alla partiklar med radie r m (m^2)

För varje radie mellan två mätpunkter, A och B, kan antalet partiklar med en viss radie beräknas med hjälp av lutningen på den massprocentlinje som sammanbinder de två punkterna i fråga, se figur A3. Jämfört med figur A2 används i figur A3 radien som mått på partikelstorleken istället för diametern. Ett linjärt samband mellan kumulativ massprocent och partikeldiametern innebär ett linjärt samband mellan massprocent och partikeldiametern, dock med dubbelt så stor lutning i det senare fallet.



Figur A3. Två mätpunkter, A och B, och den linjära ökningen av massprocent mellan dem. Kornstorleken är angiven som partikelradien.

Innan denna beräkning beskrivs kan ett förenklat fall studeras. I det förenklade fallet antas att alla partiklar inom det två mätpunkterna har en radie som är lika med medelradien av radierna vid mätpunkt A och B. Denna medelpartikel utgör därmed en andel av jordens massprocent som är lika med skillnaden mellan kumulativa andelen massprocent i den av de två punkterna som har störst radie och kumulativa andelen massprocent i den andra mätpunkten. I detta förenklade fall kan ytan mellan två mätpunkter beräknas:

$$Y_{ABfj} = \frac{m_{AB}}{m_{\bar{r}}} 4\pi\bar{r}^{-2} = \frac{(p_B - p_A)m_j}{v_{\bar{r}}\varphi} 4\pi\bar{r}^{-2} \quad (\text{A5})$$

där

Y_{ABfj} = Den totala ytan för alla partiklar mellan mätpunkterna A och B, under förenklingen att alla partiklar har en radie lika med medelvärdet av radie A och radie B, för ett jordprov av en viss massa, m_j (m^2)

\bar{r} = medelradien av radierna vid mätpunkt A och B (m)

m_{AB} = den totala massan hos alla partiklar mellan mätpunkterna A och B (g)

$m_{\bar{r}}$ = massan hos en partikel med radie \bar{r} (g)

m_j = den totala massan hos jordprovet (g)

p_A = kumulativ massandel vid punkt A (-)

p_B = kumulativ massandel vid punkt B (-)

$v_{\bar{r}}$ = volymen hos en partikel med radie \bar{r} (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

Ytan per gram jord mellan två mätpunkter kan därmed beräknas:

$$Y_{ABf} = \frac{(p_B - p_A)}{v_{\bar{r}}\varphi} 4\pi\bar{r}^{-2} \quad (\text{A6})$$

där

Y_{ABf} = Den totala ytan per gram jord för alla partiklar mellan mätpunkterna A och B, under förenklingen att alla partiklar har en radie lika med medelvärdet av radie A och radie B. (m^2/g)

\bar{r} = medelradien av radierna vid mätpunkt A och B (m)

p_A = kumulativ massandel vid mätpunkt A (-)

p_B = kumulativ massandel vid mätpunkt B (-)

$v_{\bar{r}}$ = volymen hos en partikel med radie \bar{r} (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

I det fall där kumulativa massprocenten mellan mätpunkt A och B ökar linjärt kommer den totala ytan mellan A och B förändras beroende på vilken radie mellan punkt A och punkt B som vi tittar på. För varje radie blir den totala ytan:

$$Y_{ABr} = \frac{dp}{v_r\varphi} 4\pi r^2 \quad (\text{A7})$$

där

Y_{ABr} = Den totala ytan per gram jord för alla partiklar av en viss radie, r , mellan mätpunkterna A och B (m^2/g)

dp = skillnad kumulativ massandel för alla partiklar med radie r (-)

v_r = volymen hos en partikel med radie r (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

I ekvation (V) uttrycker således ”dp” skillnaden i kumulativ massandel för alla partiklar av en viss partikel storlek, det vill säga hur stor relativ andel av den totala massan hos jorden som partiklar av en viss partikelstorlek upptar. Antagande (ii) medför att ”dp” är konstant för varje radie inom två mätpunkter, vilket kan visualiseras som att lutningen

på linjen som förhåller kumulativ massprocent mot radie är konstant mellan varje par av punkter, se figur A3. För varje radie kan därmed den totala ytan även uttryckas:

$$Y_{AB\ r} = \frac{\frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)} dr}{v_r \cdot \varphi} 4\pi r^2 \quad (\text{A8})$$

där

$Y_{AB\ r}$ = Den totala ytan per gram jord för alla partiklar av en viss radie, r, mellan mätpunkterna A och B (m^2/g)

dr = skillnad i radie r (-)

r_A = radien vid mätpunkt A (m)

r_B = radien vid mätpunkt B (m)

p_A = kumulativ massandel vid mätpunkt A (-)

p_B = kumulativ massandel vid mätpunkt B (-)

v_r = volymen hos en partikel med radie r (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

Den totala ytan över alla de radier som ingår kan beräknas genom integration mellan punkt A och B enligt följande:

$$Y_{AB} = \int_{r_A}^{r_B} \frac{\frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)} dr}{v_r \cdot \varphi} 4\pi r^2 dr = \int_{r_A}^{r_B} \frac{\frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)} dr}{\frac{4\pi r^3}{3} \cdot \varphi} 4\pi r^2 dr = \frac{3 \frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)}}{\varphi} \int_{r_A}^{r_B} \frac{1}{r} dr =$$

$$\frac{3 \frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)}}{\varphi} [\ln r]_{r_A}^{r_B} = \frac{3 \frac{(p_B - p_A)}{(r_B - r_A)}}{\varphi} (\ln \frac{r_B}{r_A}) \quad (5)$$

där

Y_{AB} = Den totala ytan per gram jord för alla partiklar mellan mätpunkterna A och B. (m^2/g)

r_A = radien vid mätpunkt A (m)

r_B = radien vid mätpunkt B (m)

p_A = kumulativ massandel vid mätpunkt A (-)

p_B = kumulativ massandel vid mätpunkt B (-)

v_r = volymen hos en partikel med radie r (m^3)

φ = partikeldensiteten (g/m^3)

För varje jordprov kan därmed den totala ytan per gram jord beräknas genom att summera den totala ytan mellan alla de mätpunkter som ingår. Totala ytan hos den fraktion jord som bestod av partiklar av en diameter på mindre än 0,002 mm beräknades genom att anta att samtliga partiklar hade en diameter på 0,002 mm, det vill säga en radie på 0,001 mm.

APPENDIX 3. SAMBANDET MELLAN HYDRAULISK KONDUKTIVITET OCH KORNSTORLEKSFÖRDELNINGEN ENLIGT AVSNITT 4.5. – DET HÖGA R²-VÄRDET

I avsnitt 4.5. presenterades ett samband för hydraulisk konduktivitet och 10-percentilen av kornstorleksfördelningen, generat genom jämförelse av mätdata. Detta samband uppvisade R²-värde på 0,94 trots att spridningen kring den anpassade ekvationslinjen är betydande, se figur 12. Förklaringen till det höga R²-värdet ligger dock i beräkningsmetoden. I avsnitt 3.6.5 beskrivs hur R²-värdet kan beräknas för linjära samband och hur R²-värdet kan beräknas för potenssamband genom att studera det linjära sambandet mellan logaritmerade mätdata.

Detta bygger på att potensekvationen,

$$K = a \cdot d_{10}^b, \quad (\text{A9})$$

kan logaritmeras till en linjär ekvation:

$$\ln(K) = \ln(a \cdot d_{10}^b) \Leftrightarrow \ln(K) = \ln(a) + b \cdot \ln(d_{10}) \quad (\text{A10})$$

där

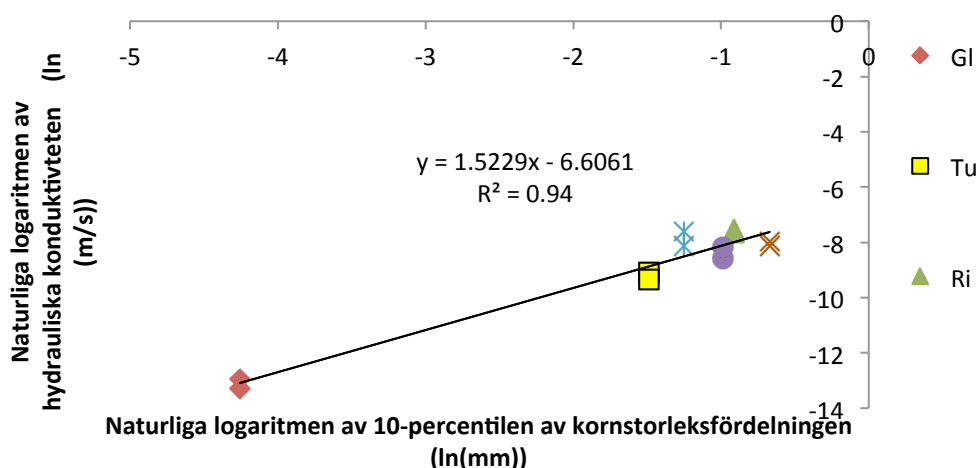
K = den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

d₁₀ = 10-percentilen av kornstorleksfördelningen (mm)

a = empirisk parameter⁹

b = empirisk parameter (-)

Genom att logaritmera mätdata för den hydrauliska konduktiviteten och kornstorleksmättet kan den ekvationslinje som har bäst anpassning bestämmas, se figur A4.



Figur A4 . Förhållandet mellan naturliga logaritmen av den hydrauliska konduktiviteten och 10-percentilen av kornstorleksfördelningen.

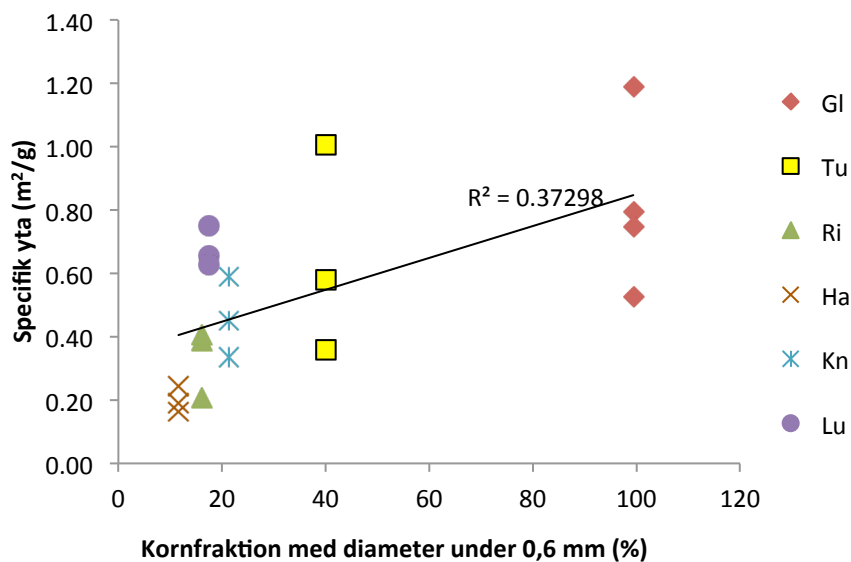
Utifrån ekvationen till denna linjäriserade funktion fastställs sedan ekvationen till potenssambandet. Således, trots att spridningen ser betydande ut i för potenssambandet

⁹ Den empiriska parametern anpassas så att enheterna i ekvation (I) stämmer överens.

mellan hydraulisk konduktivitet och kornstorleksfördelning, se figur 11, är spridningen minimerad för motsvarande linjäriserade samband, se figur A4. Å ena sidan kan det hävdas att R^2 -värdet borde definieras på ett sätt som mäter och minimerar den faktiska storleken spridningen kring potenslinjen bättre. Å andra sidan är det inte självklart att ett mått på storleken av spridningen kring en potensekvation är det bästa måttet på potenskurvans anpassning. Med tanke på att den hydrauliska konduktiviteten ökar potentiellt med 10-percentilen av kornstorleksfördelningen kommer även betydelsen av en avvikelse mellan mätpunkter och den anpassade linjen att bli större ju längre bort från origo mätpunkten ligger. Vilken definition av R^2 -värde som vore den optimala när det gäller potenssamband är därmed oklart.

APPENDIX 4. UPPMÄTT SPECIFIK YTA I RELATION TILL OCH DEN PROCENTUELLA FRAKTIONEN KORN MED EN DIAMETER ÖVER 0,6 MM

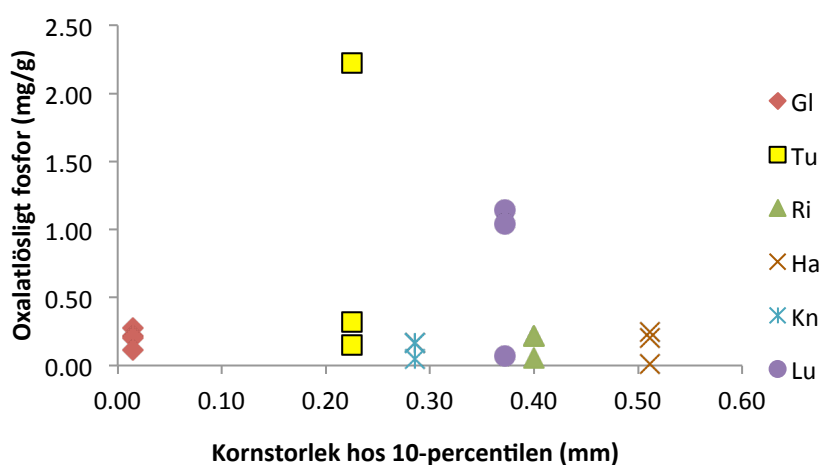
Mätdata över den uppmätta specifika ytan uppvisar en stor spridning som inte kan förklaras av det sammanfattande måttet procentuell fraktion korn med en diameter över 0,6 mm, se figur A5. R^2 -värdet ligger i detta fall mellan R^2 -värdet för övriga sammanfattande mått, se avsnitt 4.6.3.



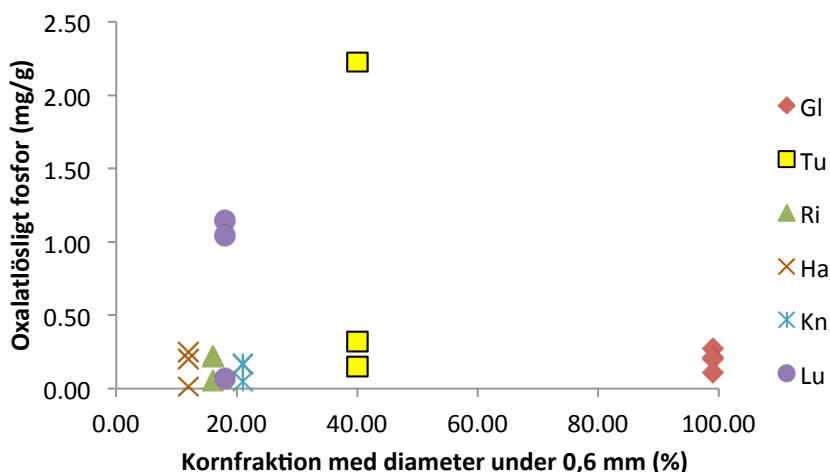
Figur A5. Den uppmätta specifika ytan i relation till den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm. Mätpunkter för specifik yta utgör medelvärden över två replikat av data från tabell A3.

APPENDIX 5. OXALATLÖSLIGT FOSFOR I RELATION TILL 10-PERCENTILEN OCH DEN PROCENTUELLA FRAKTIONEN KORN MED EN DIAMETER ÖVER 0,6 MM

Avsnitt 4.6.4. tar upp det faktum att en tendens till samband kan upptäckas mellan oxalatlösligt fosfor och de tre sammanfattande måtten på kornstorleksfördelning som använts i undersökningen, beskrivna i avsnitt 3.3.2. och 3.3.3. Avsnitt 4.6.4. visar att spridningen av mätdata för oxalatlösligt fosfor inte tycks kunna förklaras av den genom kornstorleken beräknade specifika ytan och att halten oxalatlösligt fosfor är relativt hög för Tullingsås, skikt 0 – 5 cm, och Luvehult, skikt 0 – 5 cm och 5 – 15 cm. Detsamma gäller för jämförelsen mellan oxalatlösligt fosfor och kornstorleken hos 10-percentilen respektive den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm, se figur A6 och figur A7.



Figur A6. Oxalatlösligt fosfor i relation till kornstorleken hos 10-percentilen av massprocent jord. Mätpunkter för oxalatlösligt fosfor utgör medelvärden över två replikat.



Figur A7. Oxalatlösligt fosfor i relation till den procentuella fraktionen korn med en diameter över 0,6 mm. Mätpunkter för oxalatlösligt fosfor utgör medelvärden över två replikat.

APPENDIX 6. TABELL ÖVER RÅDATA FRÅN KORNSTORLEKS- FÖRDELNINGSMÄTNING

Tabell A1. Rådata från kornstorleksfördelningsmätning

Prov- beteckning	Grusfraktion <20mm	Ler d<0,002	Fin- mjåla 0,002- 0,006	Grov- mjåla 0,006- 0,02	Fin- mo 0,02- 0,06	Grov- mo 0,06- 0,2	Mellan- sand 0,2- 0,6	Grov- sand 0,6- 2	Grus 2,0- 20
Gl ref fin	Relativ andel (%)	2	1	12	60	25	0	0	0
	Kumulativ andel (%)	2	3	15	74	99	99	99	100
Gl ref grov	Relativ andel (%)	1	1	0	9	38	43	7	1
	Kumulativ andel (%)	1	1	2	11	49	92	99	100
Tu ref	Relativ andel (%)	1	0	1	1	5	32	33	27
	Kumulativ andel (%)	1	1	2	4	8	40	73	100
Ri ref	Relativ andel (%)	1	0	0	1	2	12	53	31
	Kumulativ andel (%)	1	1	1	2	4	16	69	100
Ha ref	Relativ andel (%)	1	0	0	0	2	9	32	56
	Kumulativ andel (%)	1	1	1	1	3	12	44	100
Kn ref	Relativ andel (%)	1	0	1	1	3	15	47	31
	Kumulativ andel (%)	1	1	2	4	7	21	69	100
Lu ref fin	Relativ andel (%)	1	0	1	5	35	54	4	0
	Kumulativ andel (%)	1	1	1	6	42	96	100	100
Lu ref grov	Relativ andel (%)	1	0	0	1	2	14	43	39
	Kumulativ andel (%)	1	1	1	2	4	18	61	100

APPENDIX 7. TABELL ÖVER DATA FRÅN MÄTNING AV HYDRAULISK KONDUKTIVITET

Tabell A2. Data från mätning av hydraulisk konduktivitet

Provbeteckning	Volumetriskt flöde, Q (m ³ /s)	Totalpotentialgradient, dH (m)	Provets längd, dx (m)
Gl-Ksat-lj-A	2.78E-08	0.100	0.046
Gl-Ksat-lj-B	1.36E-08	0.100	0.049
Gl-Ksat-mö-A	2.06E-08	0.100	0.040
Gl-Ksat-mö-B	1.39E-08	0.100	0.039
Tu-Ksat-10-A	1.09E-06	0.100	0.050
Tu-Ksat-10-B	7.90E-07	0.100	0.047
Tu-Ksat-55-A	9.99E-07	0.100	0.045
Tu-Ksat-55-B	5.55E-07	0.100	0.045
Ri-10-A	1.44E-06	0.022	0.046
Ri-10-B	2.77E-06	0.100	0.049
Ri-55-A	3.98E-06	0.100	0.050
Ri-55-B	9.66E-07	0.021	-
Ha-10-A	6.12E-07	0.021	0.043
Ha-10-B	2.70E-06	0.100	0.044
Ha-55-A	3.16E-06	0.021	0.047
Ha-55-B	3.07E-06	0.100	0.046
Kn-10-A	1.84E-06	0.100	0.047
Kn-10-B	1.52E-06	0.021	0.044
Kn-55-A	1.18E-06	0.100	0.044
Kn-55-B	3.87E-06	0.100	0.048
Lu-10-A	1.84E-06	0.100	0.047
Lu-10-B	1.52E-06	0.100	0.042
Lu-55-A	1.18E-06	0.100	0.039
Lu-55-B	3.87E-06	0.100	0.048

APPENDIX 8. TABELL ÖVER RÅDATA FRÅN MÄTNING AV SPECIFIK YTA

Tabell A3. Rådata från mätning av specifik yta

Provbeteckning	Absorbans (m ²)	Desorbans (m ²)	Vikt (g)	Andel > 2,0 mm (%)
Gl ref 0-5 A	3.17	3.13	2.10	92
Gl ref 0-5 B	2.26	2.25	1.57	92
Gl ref 5-15 A	1.45	1.47	2.84	98
Gl ref 5-15 B	1.30	1.31	2.35	98
Gl 0-5 A	1.66	1.65	2.06	99
Gl 0-5 B	2.21	2.21	2.74	99
Gl 5-15 A	1.94	1.97	2.64	98
Gl 5-15 B	1.55	1.55	1.97	98
Ha 0-5 A	2.49	2.72	9.74	56
Ha 0-5 B	2.40	2.44	7.72	56
Ha 5-15 A	3.25	3.49	9.70	52
Ha 5-15 B	2.07	2.27	5.72	52
Ha ref 1 A	4.35	4.38	9.58	51
Ha ref 1 B	4.27	4.23	8.42	51
Kn 0-5 A	3.94	4.29	7.67	71
Kn 0-5 B	3.11	3.04	7.49	71
Kn 5-15 A	5.03	5.01	8.58	77
Kn 5-15 B	3.74	3.82	6.52	77
Kn 15-30 A	5.66	5.68	9.06	76
Kn 15-30 B	5.89	5.77	7.48	76
Kn 60-100 A	6.42	6.32	6.80	74
Kn 60-100 B	8.33	8.17	8.05	74
Kn ref 1 A	8.01	7.77	8.25	62
Kn ref 1 B	9.05	8.72	9.40	62
Lu 0-5 A	9.64	9.35	8.67	66
Lu 0-5 B	8.92	8.80	7.47	66
Lu 5-15 A	5.65	5.58	6.67	75
Lu 5-15 B	7.11	7.00	7.73	75
Lu ref grov A	10.21	9.89	9.71	71
Lu ref grov B	9.35	9.09	9.75	71
Ri 0-5 A	1.76	1.87	6.73	71
Ri 0-5 B	2.56	3.07	8.80	71
Ri 5-15 A	4.59	4.78	9.65	75
Ri 5-15 B	5.66	5.71	10.53	75
Ri ref 1 A	4.25	4.18	8.25	75
Ri ref 1 B	6.20	6.09	10.83	75
Tu 0-5 A	1.69	2.15	2.49	73
Tu 0-5 B	2.02	2.44	2.76	73
Tu 5-15 A	2.54	2.64	5.69	77
Tu 5-15 B	3.42	3.56	7.45	77
Tu ref 1 A	11.09	10.87	7.19	69
Tu ref 1 B	13.91	13.59	8.84	69
Tu ref 2 A	10.81	10.63	8.58	78
Tu ref 2 B	11.53	11.27	8.57	78

APPENDIX 9. TABELL ÖVER DATA FRÅN MÄTNINGAR GENOM OXALATEXTRAKTION

Tabell A4. Data från mätningar genom oxalatextraktionen

Provbeteckning	Al (mg/l)	Fe (mg/l)	P (mg/l)	vikt jord (g)	ts (-)
Gl ref 0-5 A	0.818	2.523	0.338	1.00	0.825
Gl ref 0-5 B	0.829	2.171	0.330	1.00	0.825
Gl ref 5-15 A	0.437	1.060	0.163	1.00	0.879
Gl ref 5-15 B	0.420	1.060	0.221	1.00	0.879
Gl 0-5 A	0.759	2.869	0.390	1.00	0.836
Gl 0-5 B	0.980	3.807	0.528	1.00	0.836
Gl 5-15 A	0.696	2.434	0.347	1.01	0.822
Gl 5-15 B	0.718	2.542	0.355	0.98	0.822
Ha 0-5 A	0.371	0.761	0.376	1.00	0.942
Ha 0-5 B	0.441	1.188	0.558	1.00	0.942
Ha 5-15 A	0.351	0.517	0.401	1.00	0.923
Ha 5-15 B	0.347	0.577	0.336	1.00	0.923
Ha ref 1 A	0.118	0.302	0.028	1.00	0.970
Ha ref 1 B	0.114	0.521	0.024	1.00	0.970
Ha ref 2 A	0.130	0.482	0.048	1.00	0.976
Ha ref 2 B	0.109	0.291	-0.003	1.00	0.976
Kn 0-5 A	0.490	0.946	0.343	1.00	0.920
Kn 0-5 B	0.404	0.703	0.274	1.00	0.920
Kn 5-15 A	0.510	1.054	0.317	1.00	0.926
Kn 5-15 B	0.466	0.900	0.290	1.00	0.926
Kn ref 1 A	0.545	0.564	0.092	1.00	0.965
Kn ref 1 B	0.415	0.496	0.096	1.03	0.965
Lu 0-5 A	2.651	2.302	2.133	1.00	0.907
Lu 0-5 B	2.718	2.221	2.012	1.00	0.907
Lu 5-15 A	2.267	2.482	1.831	1.00	0.925
Lu 5-15 B	2.462	2.819	2.024	1.00	0.925
Lu ref grov A	1.317	0.678	0.118	1.00	0.972
Lu ref grov B	1.619	0.814	0.154	1.01	0.972
Ri 0-5 A	0.345	0.704	0.347	1.00	0.902
Ri 0-5 B	0.435	0.817	0.450	1.00	0.902
Ri 5-15 A	0.593	1.254	0.400	1.00	0.946
Ri 5-15 B	0.187	1.145	0.417	1.00	0.946
Ri ref 1 A	0.174	0.464	0.114	1.00	0.978
Ri ref 1 B	0.156	0.442	0.102	1.00	0.978
Tu 0-5 A	2.100	6.369	2.074	1.00	0.332
Tu 0-5 B	1.147	2.994	0.875	0.99	0.332
Tu 5-15 A	0.912	1.923	0.685	1.00	0.878
Tu 5-15 B	0.681	1.308	0.450	1.00	0.878
Tu ref A	0.404	1.153	0.186	1.01	0.963
Tu ref B	0.819	2.225	0.399	1.00	0.963