

Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem

David Eveborn, Jon Petter Gustafsson, Elin Elmefors, Emelie Ljung, Lin Yu, Gunno Renman



Uppdragsrapport från JTI

Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem

David Eveborn, Jon Petter Gustafsson, Elin Elmefors, Emelie Ljung, Lin Yu, Gunno Renman

Innehåll

1	Förord.....	7
2	Sammanfattning	9
3	Definitioner	10
4	Bakgrund	11
5	Genomförande.....	13
5.1	Beskrivning av studieobjekt	13
5.2	Fältprovtagning och provberedning	15
5.3	Karaktärisering av bäddmaterial.....	16
5.4	Skakförsök.....	16
5.5	Kolonnförsök.....	17
5.5.1	Material och försöksupställning.....	17
5.5.2	Preparering av kolonner	18
5.5.3	Ettapp 1: avloppsbeskickning.....	19
5.5.4	Ettapp 2: renvattenbeskickning.....	20
6	Resultat.....	21
6.1	Karaktärisering av bäddar.....	21
6.2	Karaktärisering av belastade prover	22
6.3	pH beroende.....	25
6.4	Sorptionsförmåga	25
6.5	Kolonnförsök med avloppsvatten.....	26
6.6	Kolonnförsök med avjonat vatten	28
6.7	Massflöden	29
7	Diskussion	30
8	Slutsatser	33
9	Referenser.....	34
10	Bilaga 1.....	36

1 Förord

Under våren 2010 beviljades JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik och Kungliga Tekniska högskolan (KTH) medel ur Naturvårdsverkets Havsmiljöanslag (i samband med inrättandet av Havs- och Vattenmyndigheten tog denna myndighet sedermera över ansvaret för Havsmiljöanslaget). Medlen tilldelades projektet *Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem* vars syfte varit att studera vilket fosforläckage som kan förväntas under drift och vila hos gamla infiltrationsanläggningar samt utreda vilka mekanismer som huvudsakligen orsakar fastläggning respektive läckage av fosfor.

Följande dokument utgör den skriftliga delen av redovisningen av projektet *Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem* och är riktat till projektets nuvarande uppdragsgivare – Havs- och Vattenmyndigheten.

JTI har i detta projekt haft ett nära samarbete med Institutionen för Mark- och Vattenteknik på KTH. Den aktuella frågeställningen angrips genom en serie experimentella studier i olika skala med en rad intressanta och värdefulla slutsatser som följd. Projektet har finansierats huvudsakligen via Havsmiljöanslaget som administreras av Havs- och vattenmyndigheten samt via forskningsrådet FORMAS. Förutom till huvudfinansiärerna vill JTI rikta ett tack till de anläggningsägare som ställt sina avloppssystem till vårt förfogande. Tomas Molin ställde upp med egen grävmaskin och Nybro och Karlshamns kommuner bidrog med entreprenörskostnader i samband med utgrävning. Till sist också ett stort tack till laboratoriet vid Mark- Vatten- och miljöcentrum vid Sveriges Lantbruksuniversitet som upplåtit lokaler och bland annat försett våra kolonnförsök med avjonat vatten.

Uppsala i augusti 2012

Eva Pettersson

VD för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

2 Sammanfattning

En serie experimentella studier i olika skala har utförts i syfte att kvantifiera och kartlägga processer bakom fastläggning av fosfor (P) i markbaserade reningssystem (infiltrationer och bäddar). Sex bäddar geografiskt spridda över Sverige med en brukstid på mellan 10 och 28 år valdes ut och provtogs under hösten 2010. Prover togs på såväl belastat (avloppsbeskickat) som obelastat bäddmaterial som sedan genomgick kemiska och fysikaliska jordanalyser och skakförsök. Fyra av de provtagna anläggningarna rekonstruerades i kolonner (innehållande belastat bäddmaterial) som beskickades 9 veckor med avloppsvatten (etapp 1) och 9 veckor med avjoniserat vatten (etapp 2). Belastningen med avjonat vatten motsvarade ca sex årsregn.

Försöken visade att den maximala fosforfastläggningskapaciteten varierade mycket mellan de olika bäddarna (320-860 g/m³). Bäddmaterialen visade tecken på påskyndad vittring på grund av beskickningen med avloppsvatten, vilket bedöms kunna vara en faktor som bidrar till ökad fastläggningskapacitet. Samtliga bäddar som ingick i kolonnförsöken uppvisade goda men varierande reningsresultat (avseende P) vid beskickning med avloppsvatten (74-97 %). Betraktar man bäddarnas totala ackumulation av fosfor i ljuset av den belastning som de utsatts för förefaller det dock orimligt att den goda avskiljningen i etapp 1 speglade bäddarnas faktiska avskiljningsförmåga (vid aktuell ålder). På grund av potentiellt läckage av P är anläggningarnas fosformättnadsstatus vid kolonnförsöken osäkra och den provberedning som företogs i syfte att homogenisera materialet misstänks ha orsakat utökad fastläggningskapacitet genom att exponera nya materialytor. Det krävs därför ytterligare mätserier från kolonnerna för att tillförlitligt bedöma P-avskiljning med hjälp av denna teknik.

Ur massbalansperspektiv visar sig livslängden på ett markbaserat system vara starkt kopplat till hur hårt den belastas men även till materialets egenskaper. I rapporten presenteras räkneexempel som landar mellan 2 och 27 år och modelleringsresultat som indikerar 5-7 års livslängd. Livslängdsbegreppet kommer dock på fall i och med att systemen visade potential att läcka P. Vid beskickning med avjoniserat vatten var fosforläckaget stort i två av de fyra bäddarna (värden upp till 7 mg/l uppmättes under de första veckorna av etapp 2). I övriga bäddar var fosforförlusterna betydligt mindre men svagt ökande med tiden. Orsaken till det kraftiga läckaget är dock oklart och kräver vidare forskningsinsatser.

Tillgången på löst aluminium, aluminium(hydr)oxidtytor samt pH tycktes vara de parametrar som främst styr fastläggningen i de bäddar som studerats. Detta antagande grundas till stor del på en god korrelation mellan oxalatlöslig Al och P ($r^2=0,92$) samt att fosfatlösligheten visar sig vara låg i ett pH-intervall mellan 4 och 5. Inga tydliga samband återfanns mellan fosforavskiljningsförmåga och kornstorleksfördelning. Det är därför svårt att på förhand avgöra vilka förutsättning en anläggning har för fosforfastläggning utan att göra mera omfattande materialanalyser.

3 Definitioner

Ackumulerad fosfor	Mängden fosfor som fastlagts i materialet på grund av avloppsbeskickning. I rapporten fastställs den ackumulerade fosfor genom att bestämma differensen mellan mängden fosfor i belastat prov och mängden fosfor i referensprov.
Belastade prov	Betecknar de prov som togs från delar av markmaterialet som hade belastats med avloppsvatten
Förstärkt infiltrationsanläggning	En infiltrationsanläggning (se nedan) där man förbättrat förutsättningarna för god infiltration genom att tillföra ett lager sand/grus som avloppsvattnet passerar innan det når de naturliga marklagren.
Infiltrationsanläggning	Ett markbaserat reningssystem där avloppsvattnet renas genom att passera genom en filterbädd, vilken ofta utgörs av ett naturligt marklager. Avloppsvattnet når slutligen grundvattenytan.
Markbädd	Markbaserat reningssystem där avloppsvattnet får passera genom en konstgjord bädd av grus eller sand som förts till platsen. Avloppsvattnet samlas upp vid markbäddens botten för att ledas till lämplig ytvattenrecipient.
Referenskolonn	En kolonn fylld med en inert kilselsand som inte interagerar kemiskt med avloppsvatten.
Referensprov	Betecknar de prov som togs av markmaterial som inte hade belastats med avloppsvatten.

4 Bakgrund

I likhet med många andra I-länder domineras de enskilda avloppen i Sverige av markbaserade reningssystem. I samband med ersättandet av Naturvårdsverkets allmänna råd AR 87:6 (Naturvårdsverket, 2003) med det nya allmänna rådet NFS 2006:7 (Naturvårdsverket, 2006) uppstod en osäkerhet kring de markbaserade avloppssystemen och dess reningsförmåga i förhållande till nya funktionskrav. En rad sentida rapporter har därefter belyst denna osäkerhet och behovet av forskning och nya beslutsunderlag (exemplvis Ridderstolpe, 2009; Palm et al., 2012). I diskussionen kring reningsförmåga har fokus i många fall varit på fosforavskiljning. Orsaken till detta är inte enbart att kunskapen kring fosforavskiljning i markbaserade system är bristfällig utan också att fosfor anses vara den viktigaste orsaken till övergödning i många kustnära områden i Östersjön (Boesch et al., 2006) och att kraven på fosforavskiljning är högt ställda i de allmänna råden (70-90 %, beroende på områdets känslighet). Bland handläggare och beslutsfattare efterfrågas kunskap kring fosforavskiljning hos markbaserade system som gör det möjligt att bedöma om systemen uppfyller uppsatta krav. Bedömningen bör kunna ske på likartade grunder som för andra typer av avloppsanläggningar (prefabricerade system). Att kunna bedöma riskerna för fosforläckage är angeläget också i situationer då vattenmassor via regn-, yt- eller grundvatten tränger in i markbaserade anläggningar. Särskilt grundvatteninträngning bedöms vara vanligt förekommande i många befintliga markbaserade avlopp i Sverige.

Bland de markbaserade systemen finns en mångfald i fråga om teknisk design och utförande. I Sverige behandlas traditionellt ett samlat avloppsvatten och det finns huvudsakligen två designprinciper: infiltration (där avloppsvattnet dräneras ner genom naturliga jordlager till grundvatten) och markbädd (där avloppsvattnet sprids i/över en konstruerad sandbädd och därefter dräneras ut till ett ytvatten). Det finns i praktiken också en uppsjö hybrider av dessa två tekniklinjer samt olika varianter på utförande av spridning/fördelning av avloppsvatten över bäddytan. Grunden för hydraulisk dimensionering, materialval och lokalisering av dessa anläggningar bottnar än idag ur Naturvårdsverkets före detta allmänna råd (Naturvårdsverket, 2003).

Internationellt varierar designen på markbaserade system ytterligare. Hydraulisk belastning och dimensionering är en av de punkter där kriterierna till viss del går isär mellan olika länder. I varmare klimat är det också vanligare med ytliga spridningssystem och avsiktlig interaktion med växtlighet. Trots den variation som finns bland systemdesign såväl inom Sverige som internationellt, så är de grundläggande principerna för rening i stort sätt desamma i alla markbaserade avloppssystem. Fosforavskiljning kan ske genom en rad kemiska mekanismer så som utfällning av Fe(III)-, Al(III)- och Ca-fosfater samt sorption till Al(III)- och Fe(III)-(hydr)oxidföreningar (Robertson et al., 1998). Vid låg redoxpotential kan även Fe(II)-fosfater fällas ut (Zanini et al., 1998).

I litteraturen går meningarna isär kring vilken fosforavskiljning som uppnås i markbaserade system. Få studier har behandlat frågan på ett sätt som tillåter en djupare analys kring bakomliggande processer och avskiljningsmekanismer. Tidigare har man i Sverige ansatt en fosforavskiljningskapacitet på mellan 25-95 % (Naturvårdsverket, 2003) beroende på systemets ålder. Resultaten från senare studier i Sverige har dock visat på en mycket starkt begränsad

avskiljningskapacitet under vissa förhållanden (Eveborn et al., 2012). Å andra sidan publicerades nyligen en kanadensisk studie som i sitt specifika fall visade på en nära nog fullständig avskiljning av fosfor (Robertson, 2012). Skillnaderna mellan dessa två studier antas i första hand bero på olikheter mellan avloppssystemen rörande dels belastning dels mineralogin i bäddmaterialet.

När avskiljning bestäms empiriskt genom in- och utflödesmätning (vilket vanligen skett på nya anläggningar i tidigare svenska studier) försvåras bedömningen av reningsfunktion sett ur ett livstidsperspektiv på grund av att jordmaterialet förväntas att förr eller senare uppnå en fosformättnad. Den forskning som skett kring markbaserade system i Sverige företogs framför allt mellan 1950 och 1980 (exempelvis SOU, 1955; Nilsson, 1979; von Brömsen et al., 1985; Nilsson, 1990). Denna forskning behandlade fosforavskiljning översiktligt eftersom de centrala frågeställningarna vid denna tid snarare handlade om teknisk funktion och smittorisker. Endast ett fåtal och betydligt mindre omfattande studier har genomförts därefter (Aaltonen & Andersson, 1996; Nilsson et al., 1998; Eveborn et al., 2009). Av de studier som publicerats internationellt på senare år framgår det att det framförallt är USA, Kanada och Australien som ägnat sig åt forskning kring markbaserade reningssystem. Beal et al. (2005) gör i sin review en genomgång av sentida forskning. De studier som behandlat fosforavskiljning domineras av studier från Kanada (exempelvis Robertson, 1995; Robertson et al., 1998; Zanini et al., 1998; Robertson & Harman, 1999; Robertson, 2003; Zurawsky et al., 2004). Dessa studier använder sig företrädesvis av metodik som bygger på monitorering av grundvatten. De är relevanta för att studera utbredning av fosforberikat grundvatten från markbaserade system under de för studien rådande geokemiska förutsättningarna och berör i flera fall även bakomliggande kemiska fastläggningsmekanismer. Angreppssättet är dock inte fullt så lämpligt för att bedöma långsiktig fastläggningskapacitet i en begränsad jordvolym. Resultaten går inte heller att applicera direkt i de geokemiska förhållanden som vanligen förekommer i Sverige.

Syftet med detta projekt har varit förbättra underlaget kring vilket fosforläckage som kan förväntas under drift och vila hos gamla markbaserade avloppssystem under svenska förhållanden samt utreda vilka mekanismer som huvudsakligen orsakar fastläggning respektive läckage av fosfor. Specifika målsättningar har varit att:

- Ge tillförlitliga data på fosforförluster från ett antal gamla avloppssystem (byggda enligt norm) såväl vid normal belastning med avloppsvatten som vid dränage med avjonat vatten.
- Fastställa och studera variationer i mängden fastlagd fosfor i bäddmaterialen och upprätta generaliserade massbalanser sett över bäddarnas brukstid.
- Genom extraktioner, skakförsök och kemisk jämviktsmodellering studera bakomliggande fastläggningsmekanismer samt upprätta en matematisk modell som beskriver fastläggning över tid.
- Utreda om det finns möjlighet att bedöma långsiktig fastläggningsförmåga med utgångspunkt från parametrar som är enkla att fastställa eller ofta finns till hands vid anläggning av markbaserade reningssystem.

I samband med syfte och mål är det viktigt att tydliggöra ett par viktiga begränsningar i det angreppssätt som studien antagit. I studien antar vi att:

- 1) Det aktiva bäddmaterialet (det material som deltar i reningsprocesser) i ett markbaserat reningssystem utgörs av en jordvolym som sträcker sig lodrätt 1 meter ner under spridarrören och horisontellt $\pm 0,5$ meter vid sidan av spridarrörets centrumlinje.
- 2) Eventuell retention som sker utanför ovan beskrivna box tillräknas ej anläggningen utan är att likna vid naturlig retention i likhet med sådan retention som kan förväntas efter utloppet från vilken godtycklig avloppsanläggning som helst.

Dessa begränsningar kan anses vara olämpligt i sammanhang där avsikten är att bedöma reningsteknikens faktiska miljöpåverkan. Det är däremot motiverat utifrån perspektivet att möjliggöra rättvisa jämförelser med andra system på marknaden utifrån gällande lagstiftning.

5 Genomförande

Projektet har utförts i ett nära samarbete mellan JTI och KTH. David Eveborn på JTI (också doktorand vid Institutionen för mark- och vattenteknik på KTH) har hållit ihop en arbetsgrupp bestående av på JTI främst Emelie Ljung, Elin Elmefors, Anders Ringmar och Tomas Reilander samt på KTH Jon Petter Gustafsson, Gunno Renman och Agnieszka Renman. Två examensarbetare, Elin Elmefors, Uppsala Universitet, och Lin Yu, KTH, har också varit engagerade i projektet och bidragit väsentligt till delar av dataunderlaget.

Arbetsfördelningen har varit sådan att JTI ansvarat för tekniskt försöksutförande, drift av kolonner och merparten av övriga experimentella arbeten medan KTH kontinuerligt stöttat projektet i frågor gällande försöksdesign samt aktivt deltagit vid analys och utvärdering av resultat.

5.1 Beskrivning av studieobjekt

De kriterier som ansågs vara viktigast vid val av studieobjekt var att anläggningarna höll en hög ålder samt att de uppfyllde de rekommendationer som länge varit grunden för byggande av enskilda avloppsanläggningar i Sverige (Naturvårdsverket, 2003). Många privata anläggningar uppfyller inte dessa krav och få privatpersoner är intresserade av att ställa upp på en utgrävning av sin anläggning. Det är också vanligt att det föreligger stor osäkerhet kring tekniskt utförande och belastningshistorik på privata anläggningar (speciellt äldre avlopp). Detta är några av orsakerna till att flera av anläggningarna som ingår i denna studie drivs i kommunal regi och har omkring 10-40 gånger fler anslutna pe (personequivalerter) än konventionella enskilda anläggningar.

Bland de bäddar som ingått i studien finns en stor variation inom bland annat teknisk utformning och belastning (Tabell 1). Två bäddar återfinns i Blekinge (Ri och Ha), två i Småland (Kn och Lu), en i Närke (Gl) och en i Jämtland (Tu).

Tabell 1. Tekniska egenskaper hos de studerade bäddarna.

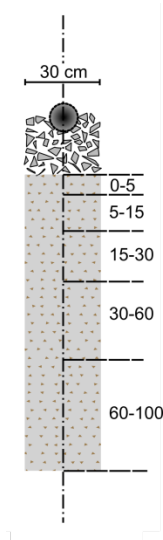
	Tu	Gl	Lu	Kn	Ri	Ha
Region	Jämtland	Närke	Småland	Småland	Blekinge	Blekinge
Dimensioneringsgrund (pe)	225	5	5	75	150	100
Antal anslutna	Uppgift saknas	6	4	40	Uppgift saknas	Uppgift saknas
Bäddyta (m²)	2x196	30	50	2x40	2x160	2x50
¹Hydraulisk belastning (l/m² d⁻¹)	330	22	9	108	Uppgift saknas	300
²Fosforbelastning (g/m² år⁻¹)	370	80	30	200	Uppgift saknas	540
Brukstid (år)	18	20	23	11	28	24
Förbehandling	Slamavskiljare	Slamavskiljare	Slamavskiljare	Sedimentationsdamm (tät botten)	Slamavskiljare	Slamavskiljare
Teknisk beskrivning	Öppen markbädd. Avloppsvatten appliceras öppet på bäddytan. Två ytor alterneras.	Konventionell infiltration	Konventionell infiltration. 0,6 m förstärkning med lokal jordfraktion.	Upphöjd infiltration med 0,9 m förstärkningslager. Två parallella dräneringsslingor som alterneras.	Upphöjd markbädd. Två parallella dräneringsslingor som alterneras.	Öppen markbädd. Avloppsvatten appliceras öppet på bäddytan. Två ytor alterneras
Bäddens mäktighet (m)	>1	>1	>1	0,9	0,8	0,9
Mäktighet över spridarrör	-	1,2	1,7	1,5	1,3	-

¹ Baserad på årsmedelflöden och aktiv infiltrationsyta (där flera bäddar alterneras). Medelflöden för bäddarna Gl, Lu och Kn har beräknats med utgångspunkt från en ansatt vattenförbrukning motsvarande 180 l/p d⁻¹ och 60 % hemmavaro. Medelflöden för övriga bäddar har tagits från Bylund (2003).

² Grov uppskattning som för bäddarna Gl, Lu och Ha baseras på medelflöden enligt samma beräkning som för hydraulisk belastning, total infiltrationsyta och fosforkoncentration motsvarande 10 mg/l (Jönsson et al., 2005). För bäddarna Tu och Ha baseras fosforbelastningen på ett dataset om ca 50 analysvärden på inflödesmängder (Bylund, 2003) samt total infiltrationsyta. Med total infiltrationsyta avses summan av alla tillgängliga bäddar (i de fall där flera bäddar alterneras).

5.2 Fältprovtagning och provberedning

Provtagning av utvalda bäddar skedde under oktober och november 2010. En del av bäddprofilen i anslutning till anläggningens spridarör (där sådana existerade) frilades. Material uttogs därefter i fem olika lager motsvarande 0-5, 5-15, 15-30, 30-60 och 60-100 cm djup (Figur 1). I vissa fall medgav dock inte bäddens djup ett uttag ända ner till 1 m. Vid utgrävningen strävades efter att begränsa uttaget till ett horisontellt avstånd från spridarrörets centrumlinje motsvarande ± 15 cm. Materialet lades i svarta plastsäckar och förvarades därefter frostskyddat fram till vidare användning.



Figur 1. Illustration av skiktindelning vid provtagning i fält (skikten anges i cm djup).

I varje bädd uttogs även ett eller flera referensprov. Referensproverna skulle spegla materialet i opåverkat (ej avloppsbelastat) skick. Referensproven uttogs ovanför spridarrören eller i ett perifert område av bädden. Ett enstaka referensprov ansågs räcka där bäddmaterialet var homogent (bäddarna Ha, Ri och Kn där bäddmaterialet bestod av en ditlagd sand). Bestod bäddprofilen däremot av flera olika sorters material (bädd Lu) eller en naturlig ytlig jordprofil (bädd Gl), uttogs referensprov på flera djup för att varje skikt skulle kunna jämföras med ett representativt referensprov.

Provcylindrar för bestämning av hydraulisk konduktivitet och skrymdensitet uttogs i replikat på två nivåer i bädden, 10 cm djup (överkant (ök) filteryta till ök cylinder) och 60 cm djup (ök filteryta till centrum cylinder).

Alla skikt homogeniserades var för sig för att kunna ta ut representativa prover för analys samt för att få så lika replikat som möjligt för kommande kolonnförsök. Homogeniseringen genomfördes med hjälp av en 120 l roterande betongblandare för skikten 0-5, 5-15 cm djup och en 300 l planblandare för de djupare skikten. Alla prover blandades i minst 15 minuter.

5.3 Karaktärisering av bäddmaterial

Karaktärisering av bäddar och bäddmaterial är en utgångspunkt för att kunna redogöra för grundläggande skillnader mellan studieobjekten samt för att kunna fastställa hur mycket fosfor som bäddmaterialet bundit in. Fosfor är känt för att kunna adsorbera till järn- och aluminium(hydr)oxidtytor i jorden. För att kunna utvärdera betydelsen av denna fastläggningsmekanism utfördes oxalatextraktioner. Oxalatextraktionen anses lösa upp de aktiva ytorna så att metallerna samt bundet fosfor frigörs och kan analyseras i extraktet. Även andra fosforföreningar som är instabila vid lågt pH löses dock upp vid denna extraktion (exempelvis kalciumfosfater).

På ett urval prover gjordes analys av fysikaliska parametrar som bedömdes vara betydelsefulla för bäddarnas funktion: kornstorleksfördelning, specifik yta samt mättad hydraulisk konduktivitet (vattengenomsläpplighet). Analys av kornstorleksfördelning skedde vid Institutionen för mark och miljö, SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet), med hjälp av pipettmetoden (baseras på siktning och tyngdkraftssedimentation). Kornstorleksfördelning bestämdes normalt för ett samlingsprov för bädden. I ett fåtal fall där det var markant skillnad mellan olika skikt i bädden (G1 och Lu) bestämdes kornstorleksfördelning för flera skikt. Mättad hydraulisk konduktivitet (K-sat) bestämdes med hjälp av den permeameteruppställning som finns vid det markfysikaliska laboratoriet vid SLU (Institutionen för mark och miljö). Permeameteruppställningen använder sig av en metod med konstant totalpotentialgradient. Specifik yta bestämdes med hjälp av BET-analys på alla skikt och referensprover ner till 30 cm djup. Analysen skedde på Institutionen för mark- och vattenteknik på KTH med hjälp av ett instrument som analyserar ytarean hos ett prov genom kvävgasadsorption (ett FlowSorb II 2300 instrument).

I stort sätt alla skikt och referensprover genomgick också en kemisk karaktärisering som inkluderade pH, elementanalyser, oxalatlösligt Al, Fe och P. Analys av totalfosfor genomfördes av ALS i Luleå (ackrediterat laboratorium). Provet torkades vid 105°C. 0,1 g torkat prov smältes därefter med 0,375 g LiBO₂ och upplöstes i HNO₃. LOI (loss on ignition) utfördes vid 1000°C. Analys skedde enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-QMS). Den ackumulerade mängden fosfor har projektet definierat som differensen mellan totalfosfor i prov och totalfosfor i korresponderande referensprov. För alla referensprover bestämdes med metoden ovan även halterna av en mängd andra grundämnen inklusive Al, Fe, Ca, Mg, Mn, K, Si. pH mättes på skikt 0-5 cm och 5-15 cm samt på korresponderande referensprover. Mätningen skedde i avjonat vatten samt i en svag KCl-lösning.

Oxalatextraktionerna genomfördes i grova drag på följande sätt. En oxalatlösning med pH 3 bestående av en blandning av 0,2M ammoniumoxalat och 0,2M oxalsyra tillreddes. Till 1 g prov tillsattes sedan 100 ml extraktant (LS 100:1) och proven skakades i mörker under fyra timmar. Därefter centrifugerades och filtrerades proverna genom ett 0,2 µm filter varpå filtratet analyserades på innehåll av Fe, Al och P.

5.4 Skakförsök

För de bäddar som senare valdes ut för kolonnförsöken gjordes även skakförsök på de två översta skikten samt referensprover för att studera fosfatlöslighetens pH-

beroende samt kvarvarande sorptionsförmåga. Två typer av skakförsök utfördes under projektet: dels ett sorptionstest för att i labbskala undersöka materialets kvarvarande fosforfastläggningskapacitet, dels ett pH-beroende försök för att studera fosforlöslighetens pH beroende. I dessa skakförsök ingick skikten 0-5 och 5-15 cm från bäddarna Kn, Ri, Lu och Tu (de bäddar som ingick i kolonnstudien) samt korresponderande referensprover.

I sorptionstestet tillsattes 30 ml fosfatlösning till 4 g prov. Åtta olika fosfatlösningar innehållande 0,01 M NaNO_3 (som bakgrundselektrolyt) tillreddes för att slutligen uppnå en fosfathalt på 0, 0,15, 0,375, 0,75, 1,125, 1,5, 2,25 och 3,75 mmol P kg^{-1} jord. Bakgrundselektrolyten används för att uppnå en jonstyrka som motsvarar den man normalt har i avloppsvatten. Proverna skakades i 5 dagar vid rumstemperatur. Därefter centrifugerades proverna. pH mättes sedan omedelbart efter tappning medan resterande prov filtrerades. En delmängd av filtratet syrakonserverades innan bestämning av PO_4 med hjälp av molybdatmetoden i ett FIA-Aquatec instrument. Övrigt filtrat analyserades på Ca, Mg, Fe och Al vid Institutionen för geologiska vetenskaper vid Stockholms universitet med hjälp av ICP-OES.

I pH-beroende experimentet var fosfatkoncentrationen i lösningen genomgående noll medan istället pH fick variera genom tillsats av syra (HNO_3) och bas (NaOH). I övrigt hanterades beredning, skakning och analyser på precis samma sätt som ovan.

5.5 Kolonnförsök

På ett urval av bäddar utfördes kolonnförsök på belastade prover i rekonstruerad lagerföljd. Avsikten med dessa studier var att få empiriska data på fosforläckage från gamla markbaserade avlopp. Även läckagerisk efter att en anläggning tagits ur bruk eller vid andra förhållanden då belastningen utgörs av renvatten (exempelvis grundvatteninträngning) studerades. Kolonnförsöket utfördes därför i två etapper. I första etappen (etapp 1) belastades kolonnerna under nio veckor med avloppsvatten (avloppsbeskickning). I andra etappen (etapp 2) belastades kolonnerna med avjonat vatten (renvattenbeskickning) under nio veckor.

Kolonnförsök genomfördes i anslutning till ett nedlagt reningsverk (nu fungerande som pumpstation) i Bälunge strax norr om Uppsala. Mellan de två etapperna gick en period av sju veckor. Två av dessa veckor fortgick beskickningen med avloppsvatten som tidigare. Resterande veckor underhållsbelastades kolonnerna lågintensivt.

5.5.1 Material och försöksuppställning

Fyra av de provtagna bäddarna valdes ut för kolonnstudien. Valet föll på bäddarna Tu, Lu, Kn och Ri som tillsammans gav en bra spridning i egenskaper. Bädd G1 valdes bort i första hand av skälet att dess kornstorlekskurva inte uppfyllde gällande rekommendationer (Naturvårdsverket, 2003). Utöver de fyra utvalda bäddarna användes också en ren kiselsand (SiO_2 innehåll 99,8 %) som material i en referenskolonn. Kiselsanden är mycket inert och förväntas inte interagera kemiskt med fosfor i avloppsvatten. Samtidigt har sanden fysikaliska egenskaper som påminner mycket om de naturliga bäddmaterialen. Alla bäddar inklusive referensbädden med kiselsand genomgick kolonnförsöken i duplikat.

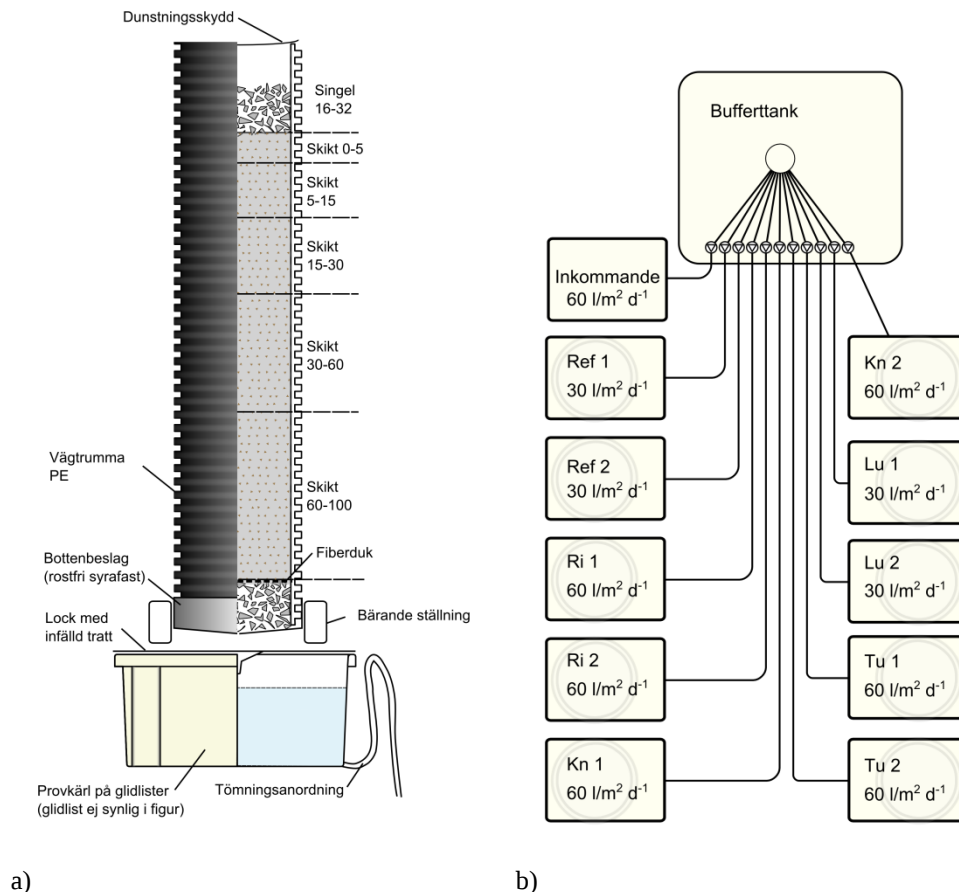
Försöksuppställningen bestod av tio stycken knappt 2 m höga kolonner Figur 2a. Kolonnerna bestod av vägtrummor i polyeten (Ø 300 mm) samt smidda bottenbeslag i rostfri syrafast stålplåt. Bottenbeslagen försågs med ett 8 mm utloppshål. I kolonnens tilloppsända monterades skålformade dunstningsskydd i plast med ett 8 mm inloppshål i centrum samt några ytterligare perifera hål för att tillgodose god ventilerings.

Kolonnerna monterades på en ställning byggd i rostfri stål balk. Under ställningen vilade plastkär i polyeten (40 l) på gejdrar/glidlister för uppsamling av utgående vatten. Kärnen var försedd med plastlock med en infälld trätt centrerad under kolonnens utlopp för att minska avdunstningen från det insamlade provet. Kärnen var också försedd med ett kombinerat bräddavlopp/avtappningsanordning. Beskickning skedde med hjälp av små slangpumpar samt 8 mm slang i polyvinylklorid. Pumparna beskickade kolonnerna med försöksvätska (avloppsvatten alternativt avjonat vatten) från ett 1000 liters buffertkär (Figur 2b). En av pumparna pumpade dessutom försöksvätska till ett separat kär för uppsamling av inkommande prov enligt samma beskickningsmönster som kolonnerna. Pumparnas till- och frånslag styrdes med hjälp av anpassad mjukvara i en PLC (Programable Logic Controller).

5.5.2 Preparering av kolonner

Under maj månad 2011 återskapades de fyra bäddarna i kolonner som fylldes med material i en likvärdig lagerföljd och uppbyggnad (Figur 2a). I de fall bäddens djup understeg 1 m ersattes det saknade skiktet med material från det djupaste tillgängliga skiktet så att alla kolonner innehöll 1 m bäddmaterial. Under uppfyllnaden packades materialet med jämna mellanrum (försiktigt) med hjälp av en träpåk.

För referenskolonnen med kiselsand förekom av naturliga skäl ingen lagerindelning. Lager 0-5 cm i bädd Tu, avvek betänkligt från övriga bäddar. Det kunde närmast liknas vid organiskt slam. Av denna orsak valde projektet att plocka bort detta lager från Tu-kolonnerna innan försökets uppstart. Bäddmaterialets mäktighet i dessa kolonner blev därför slutligen 0,95 m.



Figur 2. Principskisser över kolonner och uppsamlingskär! (a) samt översikt över undersökta bäddmaterial och korresponderande belastningar i kolonnförsöket (b).

5.5.3 Etapp 1: avloppsbeskickning

Under etapp 1 (som startades upp 2011-08-23) belastades kolonnerna med avloppsvatten från Bålinge pumpstation under nio veckor. Inom denna tidsrymd ansågs det rimligt att kolonnen skulle uppnå mikrobiologisk stabilitet och en fungerande biologisk rening, dvs. en representativ situation att studera fosforavskiljning vid. Vid varje ny vecka fylldes bufferttanken i försöksupställningen med nytt rått avloppsvatten. Kolonnerna beskickades med avloppsvatten från bufferttanken stötvis med åtta tillslag per dygn (som fördelades jämt över dygnet). Belastningen anpassades efter gällande rekommendationer vilket innebar att kolonn Lu samt referenskolonnen belastades med 30 l/m²d⁻¹ medan övriga kolonner belastades med 60 l/m²d⁻¹ (Figur 2b).

Provtagning skedde som regel en gång per vecka. Prov togs ur provtagningskär! som rymde en volym motsvarande en dryg veckas beskickning. Hela provvolymen blandades runt för hand med en platslev och ett eller flera mindre delprov togs ut för analys. Avslutningsvis tömdes kär!et så att en ny provtagning kunde påbörjas. Före och efter varje provtagning vägdes kär!et med hjälp av en våglyft så att mängden vatten som passerat kolonnen under veckan kunde fastställas.

Omedelbart efter provtagning mättes pH på proverna. Prover för bestämning av Tot-P och PO₄-P frystes in och analyserades vid senare tillfälle vid KTH med

hjälp av kolorimetrisk metod (sura molybdatmetoden) genom flödesinjektionsanalys i ett Aquatec-Tecator autoanalyser instrument.

Tabell 2. Kvalitet på avloppsvatten vid kolonnförsök. Prover tagna under etapp 1 vecka 1, 5 och 9. Alla halter i mg/l (pH undantaget).

	BOD ₇	COD _{Cr}	SS	Tot-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Fe	Al	Ca	Alk	TOC	pH
V. 1	120	280	110	56,1	41,8	0,25	0,45	0,14	0,62	81	537	85,4	8,3
V. 5	140	280	90	59,5	40,5	0,22	0,4	0,28	0,60	89,4	517	61,3	8,1
V. 9	160	370	140	75,3	49,8	0,47	0	0,19	0,72	132	569	84,6	8,1

Det inkommande avloppsvattnet karaktäriserades närmare vid tre tillfällen genom stickprov direkt från bufferttanken vecka 1, 5 och 9 (Tabell 2). Dessa prover lämnades omgående till vattenlaboratoriet hos Uppsala Vatten och Avfall AB (ackrediterat laboratorium) för analys av SS, BOD₇, COD_{Cr}, Tot-P, Tot-N, NH₄-N, NO₃+NO₂-N, NO₂-N, Alkalinitet, pH, Ca, Fe, Al samt TOC.

Vid två tillfällen företogs också en djupare karaktärisering av utgående vatten (vecka 5 och vecka 9). Denna karaktärisering skedde alltid med ett dygns fördröjning från en inkommande karaktärisering. Analys av BOD₇ lämnades då för omgående analys vid vattenlaboratoriet hos Uppsala Vatten och Avfall AB medan prover för Tot-P, PO₄-P, NH₄-N, NO₃+NO₂-N samt NO₂-N frystes in och analyserades vid senare tillfälle vid KTH.

5.5.4 Etapp 2: renvattenbeskickning

Under etapp 2 (som startades 2011-12-21) belastades kolonnerna med avjonat vatten under nio veckor. Det avjonade vattnet tappades upp från laboratoriet vid Mark-Vatten-Miljöcentrum på SLU. Bufferttanken i försöksuppställningen fylldes på allt eftersom behov uppstod (vanligen var tredje vecka). Vid påfyllning tömdes först bufferttanken på resterande vatten.

Kolonnerna beskickades enligt samma mönster och med samma belastning som i avloppsbeskickningen. Vid försökets slut hade då kolonnerna mottagit en vattenvolym motsvarande drygt 6 årsregn (baserat på årsnedbörden 600 mm/år). Även den veckovisa provtagningen utfördes på samma sätt som i avloppsbeskickningen och prover togs för analys av pH och tot-P på inkommande och utgående vatten. Vid två tillfällen (vecka 5 och vecka 9) analyserades även PO₄-P. Detta skedde i likhet med tot-P på prover som varit frysta och utfördes på KTH.

På grund av försämrade infiltrationsförmåga tvingades referenskolonnerna under renvattenbeskickningen tidvis att beskickas med betydligt lägre flöden än planerat. Detta gällde framförallt replikat nr 2 som stod stilla under större delen av försöket.

6 Resultat

6.1 Karaktärisering av bäddar

Några dramatiska skillnader mellan de studerade bäddmaterialen med avseende på totalinnehåll av olika grundämnen föreligger ej (Tabell 3). Däremot varierar kornstorlek och infiltrationskapacitet avsevärt vilket framgår av GD50 och K-Sat (Tabell 3) samt kornstorleksfördelning (Figur 3). Den finare fraktionen i bädd Gl låg utanför fält B och var därmed enligt rekommendationerna (Naturvårdsverket, 2003) för finkornig för att lämpa sig för avloppsvattenrening. Övriga bäddar höll sig inom rekommenderade gränser. Den finare fraktionen i bädd Lu föll huvudsakligen inom fält B medan övriga bäddar föll huvudsakligen inom fält A (Figur 3).

Tabell 3. Grundläggande egenskaper hos studerade bäddar. Elementanalys, pH och oxalatlöslig P från referensprover.

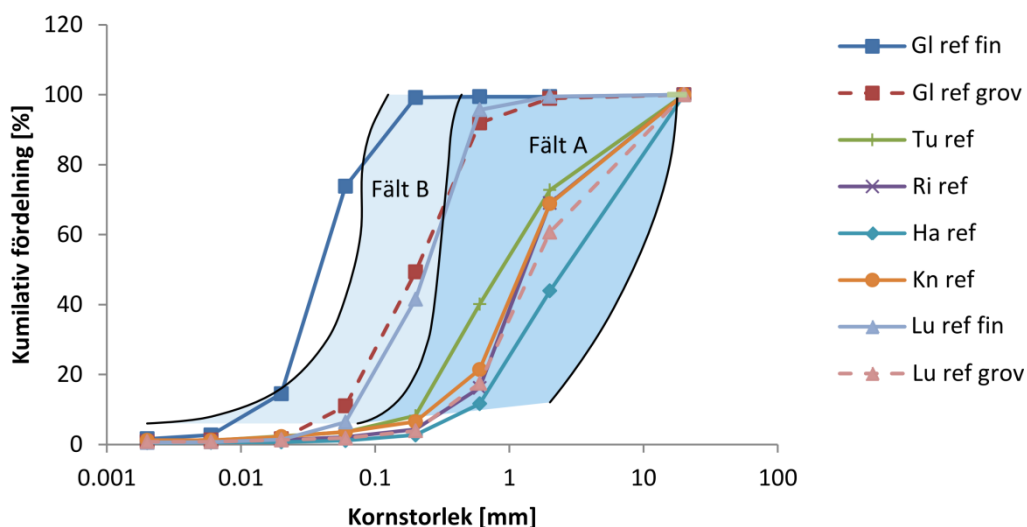
	GI 0-30	GI 30-100	Lu 0-60	Lu 60-100	Ri	Ha	Kn	Tu	
Elementanalys (mg/g TS ⁻¹)	Si	418	425	378	364	395	383	367	371
	Al	57	60	78	77	55	61	81	73
	Ca	10	9	8	11	17	30	10	10
	Fe	31	37	26	43	23	24	29	44
	K	22	31	41	37	30	37	41	37
	Mg	4	3	4	5	2	3	5	7
	Mn	0,44	0,49	0,50	0,67	0,35	0,37	0,57	0,65
	P	0,20	0,15	0,16	0,19	0,22	0,16	0,19	0,31
pH (i H ₂ O)	5,89	-	6,25	-	8,89	8,94	6,84	6,45	
P _{ox} (mg/g TS ⁻¹)	0,20	-	0,07	-	0,06	0,01	0,05	0,15	
GD50 (mm)	0,044 ^a	0,21 ^b	0,26 ^a	1,64 ^b	1,50	3,93	1,45	1,02	
K sat ^c (m/d)	0,21		24,53		20,93	90,23	25,30	7,44	

^a Finare skikt i bädden

^b Grövre skikt i bädden

^c Mätt på 55 cm djup

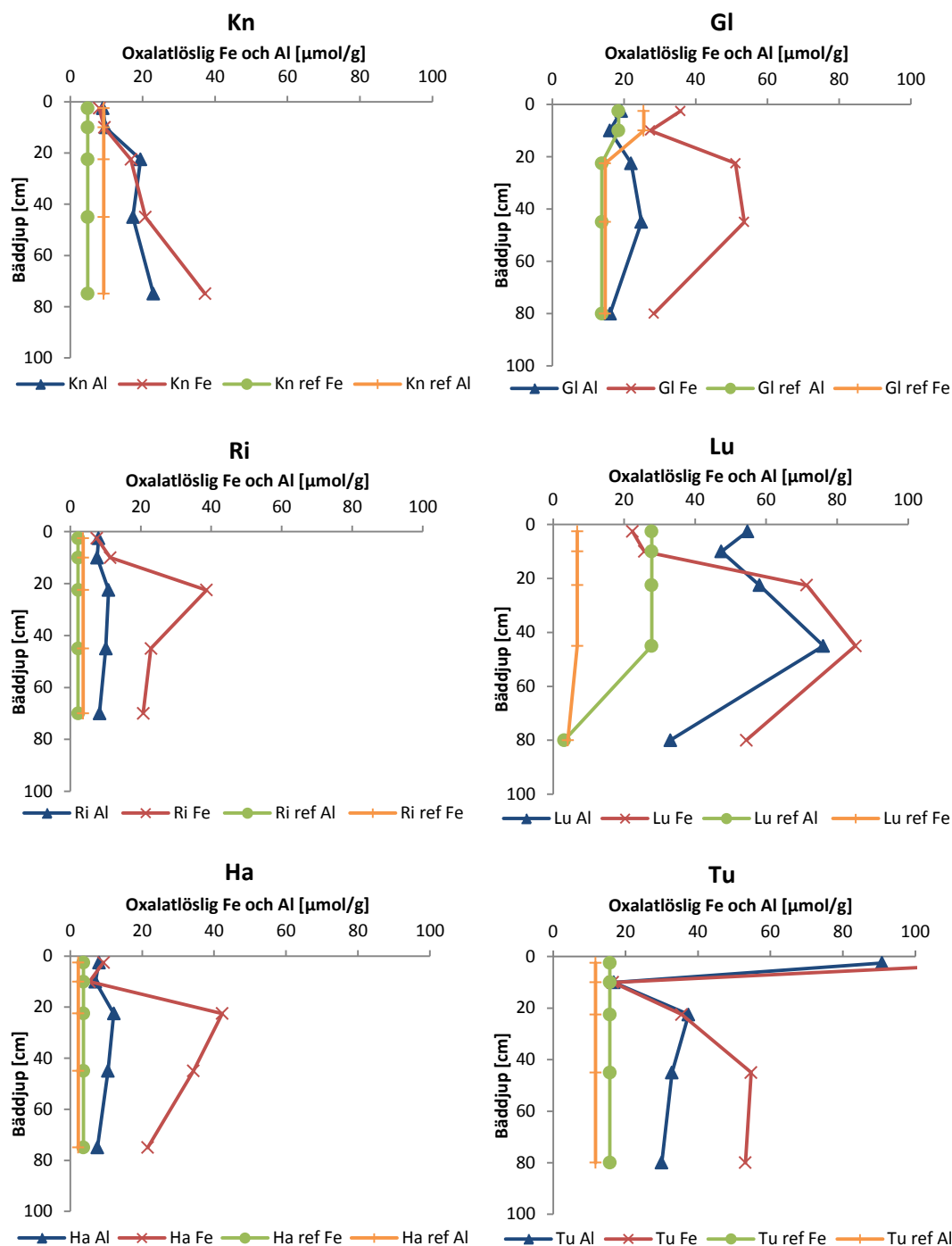
P_{ox} Oxalatlöslig P



Figur 3. Kornstorleksfördelning (ackumulerad massprocent av olika partikelstorlekar) för studerade bäddar.

6.2 Karaktärisering av belastade prover

Ett markant lägre pH erhöles på belastade prover (Bilaga 1) jämfört med referensprover (Tabell 3). Detta gällde åtminstone de ytliga skikten (data för djupare skikt saknas). Mängden organiskt kol var med några få undantag fallande med provdjupet. Mängden oxalatlösliga metaller samt P varierade kraftigt mellan olika bäddar. I jämförelse med referensproverna så kan man i belastade prover se en markant ökning av både järn och aluminium i oxalatextrakt (Figur 4). Betraktar man enbart de oxalatlösliga Al-halterna så hade bäddarna Ha och Ri relativt låga halter, Gl och Kn något högre medan Tu och Lu hade klart högst.

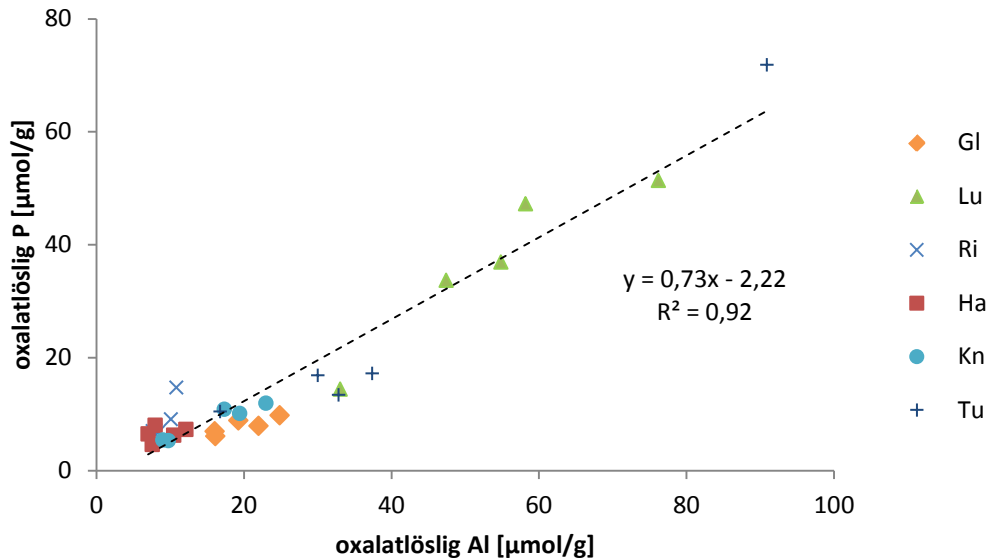


Figur 4. Fördelning av halterna oxalatlöslig Fe och Al ($\mu\text{mol/g}$) med bäddjup (cm), samt korresponderande halter i referensprov för samtliga bäddar.

Den oxalatlösliga mängden P var högst i bädd Lu. Bädd Tu hade knappt hälften så mycket oxalatlöslig P medan övriga bäddar hade ytterligare lägre halter (Bilaga 1). Ett samband mellan oxalatlöslig Al och P noterades (Figur 5). Sambandet uppvisade ett r^2 värde på 0,92 vilket var betydligt bättre än motsvarande samband mellan oxalatlöslig Fe och P ($r^2=0,60$).

Den ackumulerade mängden P (mätt som differensen mellan Tot-P i belastat prov och Tot-P i referensprov) varierade i regel mellan 0,2-0,5 mg/g TS^{-1} (Bilaga 1). Undantaget var bädd Lu som hade ackumulerat betydligt högre halter (upp till 1,2 mg/g TS^{-1}). Gör man motsvarande ackumulationsberäkning baserad på halterna

oxalatlöslig P i referenser och belastade prover kan man se att denna ackumulationsuppskattning i många fall matchar och inte sällan överskrider ackumulationen baserad på totalfosforvärden. Endast för bäddarna Ha och Kn gav den oxalatbaserade ackumulationen konsekvent lägre värden än metoden baserad på totalfosforhalter.



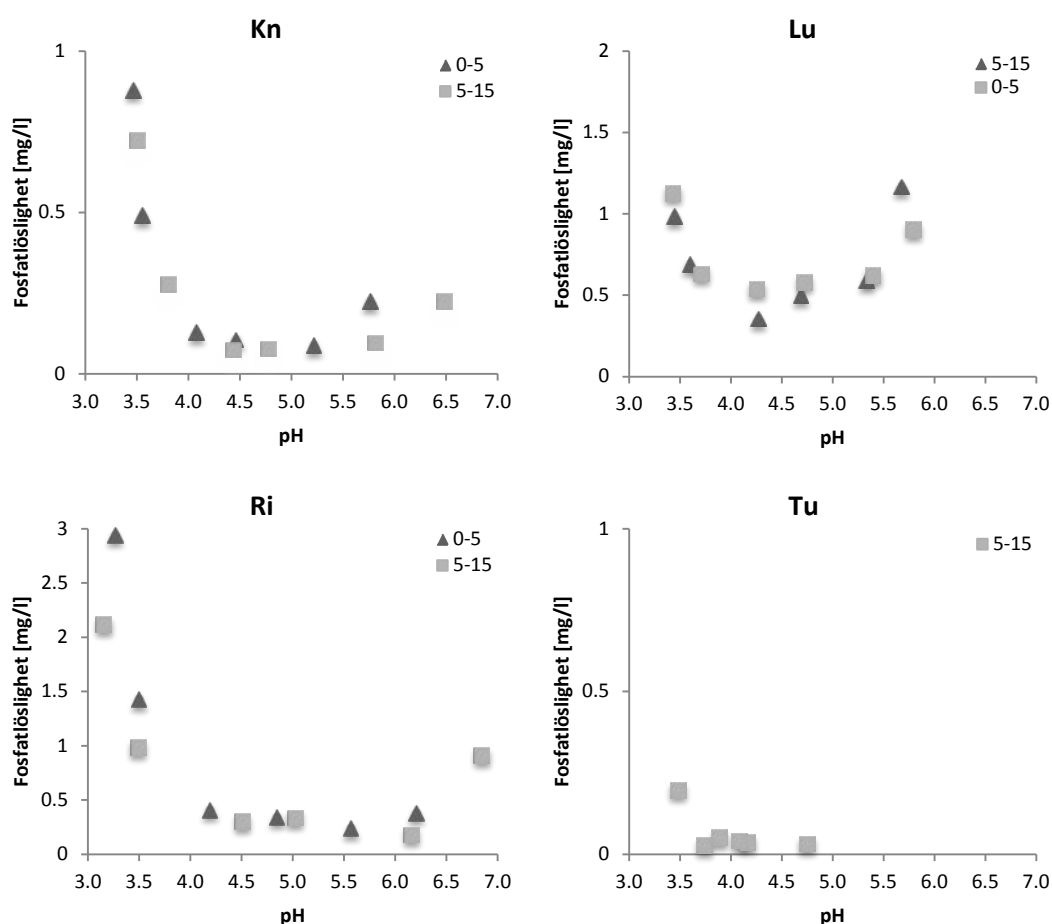
Figur 5. Oxalatlöslig P som funktion av oxalatlöslig Al. Data från belastade prover från samtliga bäddar (referensprover uteslutna).

6.3 pH beroende

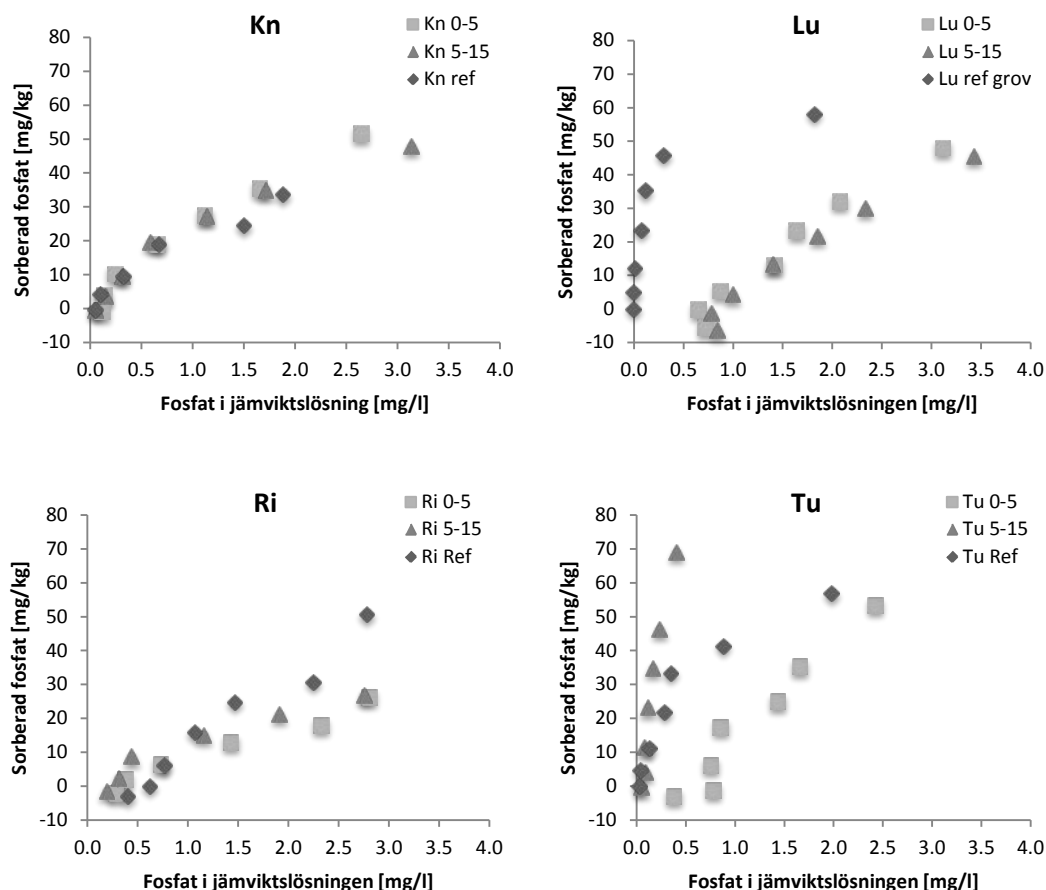
Vid skakförsök med syra och bastillsats visade sig fosfatlösligheten som regel vara sämst vid ett pH omkring 4-5 för att sedan öka vid högre eller lägre pH (Figur 6). Bädd Ri och Lu visade tendenser till ökad löslighet vid $\text{pH} > 5,5$. Samtliga bäddar utom Tu visade också ökad löslighet vid $\text{pH} < 3,5$. Bädd Tu tycktes däremot vara mycket starkt buffrad kring pH 4 varför vidare tolkning av pH-beroendet för Tu inte är möjlig.

6.4 Sorptionsförmåga

Vid skakning av prover med fosfatlösning framgick att skillnaderna i sorptionsförmåga mellan referensprov och belastade prover för bäddarna Ri och Kn var obetydliga medan de var markanta för bäddarna Tu och Lu (Figur 7). Bland de belastade proverna visade bädd Tu klart bäst sorptionsförmåga följt av Kn. Bädd Ri och Lu tycktes vara sämst. Bädd Lu band ingen fosfor över huvud taget vid jämviktskoncentrationer under 0,75 mg/l, medan Ri började sorbera vid ca 0,25 mg/l.



Figur 6. Fosfatlöslighet ($\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l) som funktion av pH i jämviktslösning för lager 0-5 och 5-15 cm för bäddarna Kn, Lu, Ri och Tu. Lager 0-5 cm i bädd Tu har exkluderats på grund av extrema halter organiskt material.



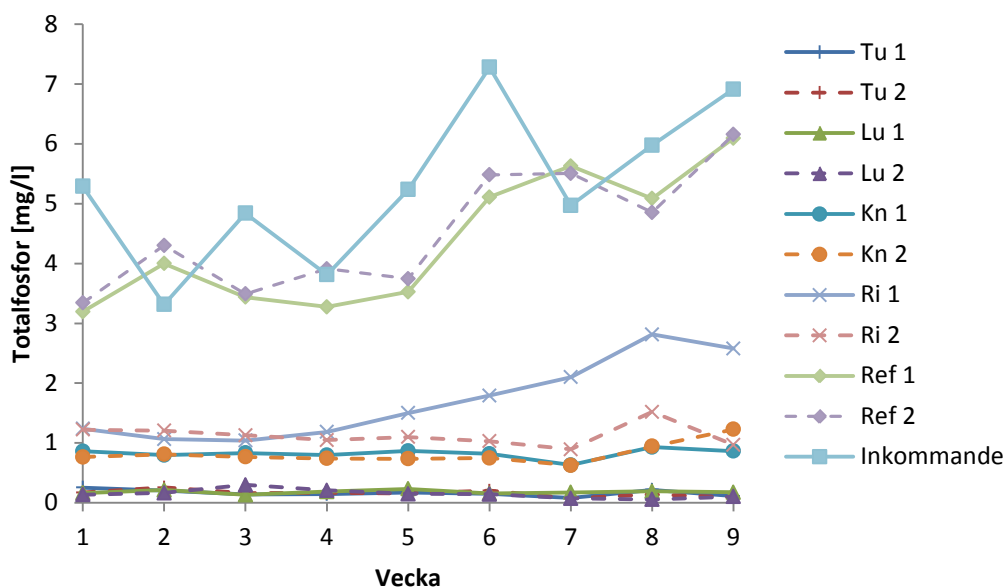
Figur 7. Sorberad fosfat ($PO_4\text{-P}$ mg/kg jord) som funktion av fosfat i jämviktslösningen ($PO_4\text{-P}$ mg/l) för lager 0-5, 5-15 samt referensprov för bäddarna Kn, Lu, Ri och Tu. Lager 0-5 cm i bädd Tu har exkluderats på grund av extrema halter organiskt material.

6.5 Kolonnförsök med avloppsvatten

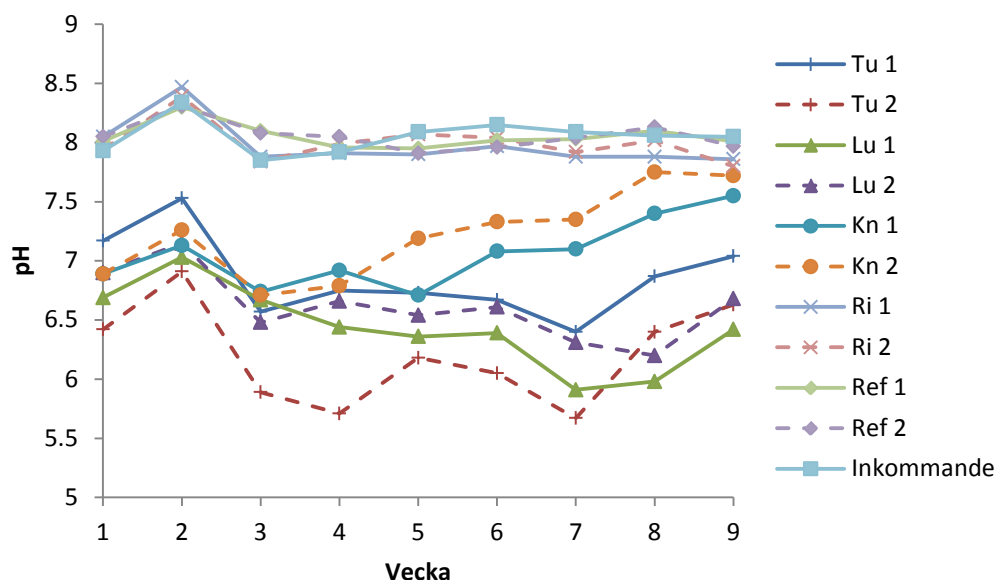
Vid 5 veckors drift då första utgående karaktärisering genomfördes konstaterades att över 97 % av kvävet ($NO_3\text{-N} + NO_2\text{-N} + NH_4$) förelåg som NO_3 i samtliga kolonner. BOD-reduktionen var nära nog fullständig (utgående koncentrationer under detektionsgräns – 3 mg/l). Vid 9 veckors drift indikerade karaktäriseringen 100 % nitrifiering av ammonium och BOD-reduktionen var oförändrat fullständig i samtliga kolonner. Andelen fosfatfosfor varierade vid karaktäriseringarna mellan 13 % och 80 % med ett medelvärde på ca 50 %.

Bäddarna Tu och Lu uppvisade klart bättre reningsresultat avseende P (utgående halter kring 0,2 mg/l) än bäddarna Kn och Ri (utgående halter kring 1 mg/l) (Figur 8). Referenskolonnen med kiselsand hade obetydlig fosforavskiljning och utgående P-halter mellan 3 och 5 mg/l.

pH i utgående vatten varierade kraftigt mellan olika bäddar (Figur 9). Bäddarna Lu och Tu hade lägst pH (vanligen 6-7). pH i bädden Kn steg succesivt från ca 7 till ca 7,5 medan referensbädden samt Ri knappast påverkade inkommande pH, utan låg stabilt kring pH 8.



Figur 8. Inkommande och utgående fosforhalter under 9 veckors avloppsbeskickning av kolonner.

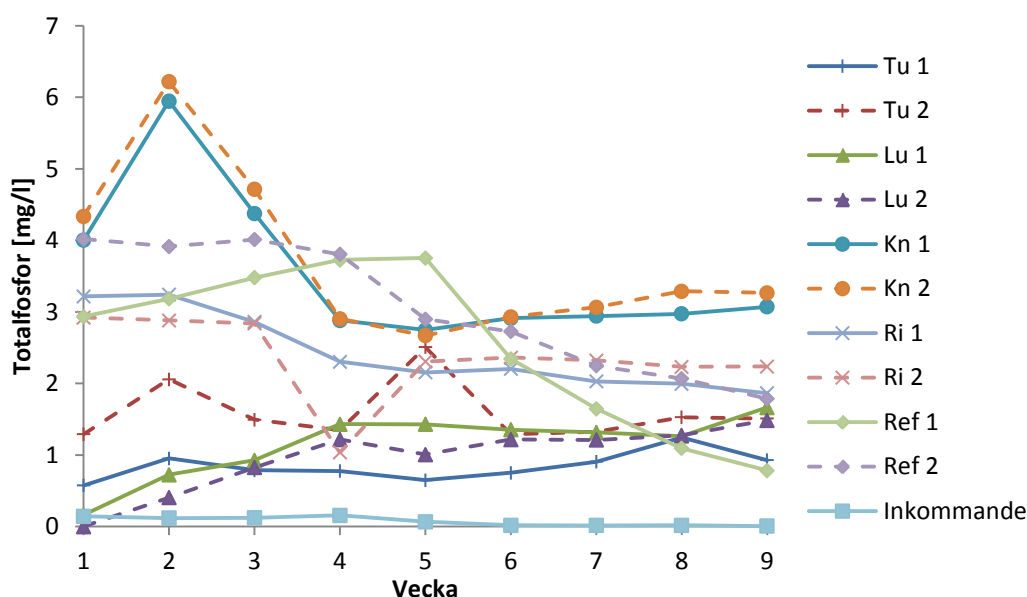


Figur 9. pH i utgående vatten under 9 veckors avloppsbeskickning av kolonner.

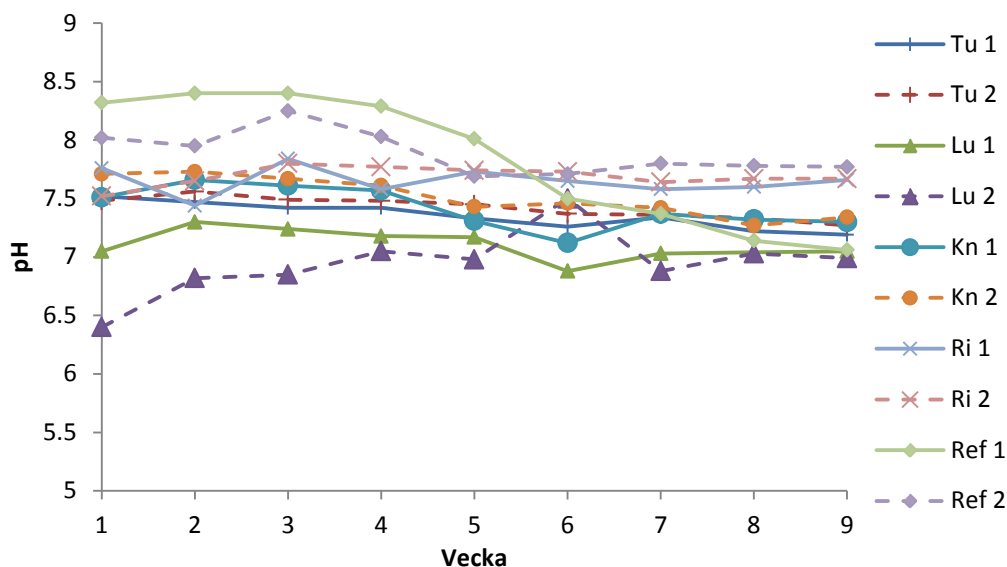
6.6 Kolonnförsök med avjonat vatten

Till skillnad från försöket med avloppsvattenbeskickning noterades vid beskickning med avjonat vatten en kraftig färg på utgående vatten från kolonnerna (speciellt i bäddarna Tu och Lu). Andelen fosfat (av totalfosfor) i det utgående vattnet varierade mellan 20 % - 80 % (medel drygt 50 %) och var därför likvärdigt med försöket med avloppsvattenbeskickning. Vid belastning med avjonat vatten uppvisade alla bäddar en potential att läcka fosfor (Figur 5). Bädd Kn var känsligast och läckte initialt kring 5 mg/l. Läckaget sjönk med tiden och stabiliserades efter 4 veckor vid 3 mg/l. Även referensbädden och Ri hade högre läckage initialt (kring 3 mg/l) för att sedan sjunka ner mot 2 mg/l. Bädden Lu uppvisade en motsatt trend med initialt lågt läckage som steg och mot slutet av försöket nådde upp till drygt 1 mg/l. Bädd Tu hade ett ganska stabilt läckage kring 1 mg/l.

pH (Figur 11) tenderade att vara mer stabilt för bäddarna under perioden med avjonat vatten (jämför Figur 4). Samtliga bäddar hade vid försökets slut stabiliserats vid ett pH mellan 7 och 8. För flertalet bäddar innebar bytet från avloppsvatten till avjonat vatten generellt en höjning av pH. Undantagen var referenskolonnen och bädd Ri för vilka pH sjönk något.



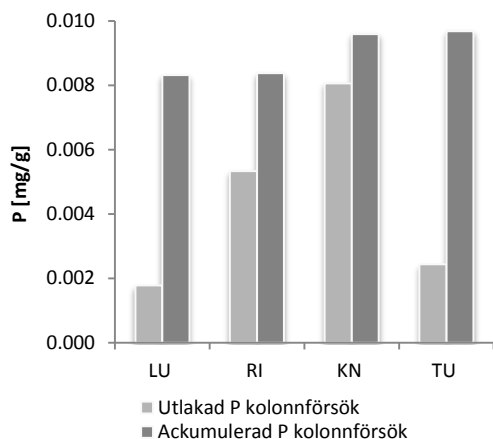
Figur 10. Fosforhalter i inkommande och utgående vatten från kolonner under 9 veckors belastning med avjonat vatten.



Figur 11. pH variationer under kolonnförsök med avjonat vatten.

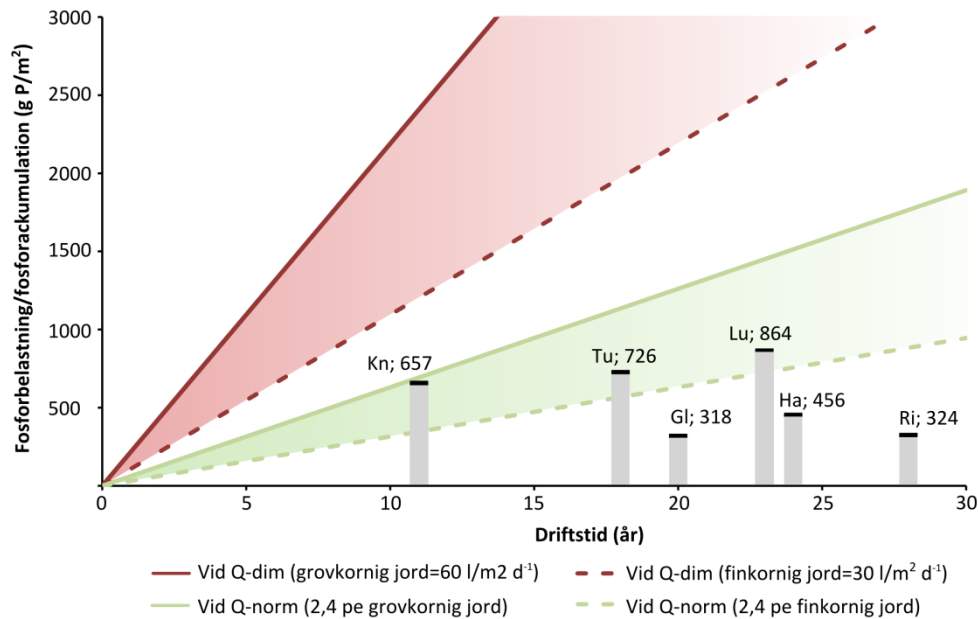
6.7 Massflöden

I kolonnförsöken med avloppsvatten var P-reduktionen (ur massflödesperspektiv) överlag hög. Omkring 97 % för bäddarna Tu och Lu, 85 % för Kn, 74 % för Ri men endast 18 % för referenskolonnerna. Sett över båda försöksperioderna (9 veckors fastläggning och 9 veckors läckage) dominerade fastläggning i samtliga bäddar (Figur 12). Nettofastläggningen varierade dock kraftigt och var störst i de bäddar som uppvisade lägst utgående fosforhalter vid beskickning med avloppsvatten.



Figur 12. Mängden fastlagd respektive utlakad fosfor i kolonner under 9 veckors avloppsvattenbelastning och 9 veckors belastning med avjonat vatten.

Betraktar man över tid den schablonmässiga fosforbelastningen på ett markbaserat avloppssystem (baserat på dimensioneringsgrunden) och jämför denna med den uppmätta fosforackumuleringen i de studerade bäddarna (Figur 13) blir den uppskattade fosforavskiljningen ur brukstidsperspektiv mycket begränsad. Inget samband återfinns mellan fosforackumulation och bäddarnas ålder.



Figur 13. Fosforbelastning (vid dimensionerande belastning 30 respektive 60 l/m²d⁻¹ samt vid uppskattad normalbelastning baserat på 2,4 pe och 60% hemmavaro) som funktion av tid samt uppmätt fosforackumulering i studerade bäddar. Dimensionerande belastning baseras på gällande norm (Naturvårdsverket, 2003) och fosforbelastning baseras på en genomsnittlig P koncentration motsvarande 10 mg/l (Jönsson et al., 2005).

7 Diskussion

Skillnaderna i pH mellan referensprover (Tabell 3) och belastade prover (jämför Bilaga 1) samt motsvarande förändringar i oxalatlösliga metaller (Figur 4) indikerar att bäddmaterialet påverkas och utvecklas under långvarig belastning med avloppsvatten. Förändringsbenägenheten hos de olika bäddmaterialen varierar. Ökningen av oxalatlösliga metaller tyder sannolikt på att materialet vittrar. Den påskyndade vittringsprocessen kan vara betydelsefull för bäddens långsiktiga fosforavskiljningsförmåga eftersom speciellt det oxalatlösliga aluminiumet korrelerar väl med mängden oxalatlös fosfor i materialet (Figur 5). Ett sänkt pH i de belastade proverna kan vara orsaken till den uppsnabbade vittringen. Mikrobiella processer så som oxidation av organiskt material och ammonium kan spela en avgörande roll för att sänka pH i bäddmaterialen. Denna process kan i sin tur frigöra aluminium genom upplösning av exempelvis gibbsit (Robertson, 2003). Resultaten från kolonnförsöken är dock i vissa delar motstridiga detta resonemang. Trots en väl fungerande biologi kan man inte vid jämförelse mellan pH i inkommande och utgående vatten i referenskolonnerna se någon tydlig pH-sänkning (Figur 9). Detta skulle dock eventuellt kunna förklaras med att avloppsvattnet i vårt försök var starkt buffrat genom en hög alkalinitet (Tabell 2).

Den jämförelsevis obetydliga fosforavskiljningen i referenskolonnerna med inert kiselsand (Figur 8) indikerar att kemiska processer är helt avgörande för en fungerande fosforavskiljning i markbaserade avloppssystem. Sambandet mellan oxalatlös aluminium och oxalatlös fosfor (Figur 5) stärker tidigare slutsatser

(Eveborn et al., 2012) om att aluminium spelar en avgörande roll för fosforfastläggningen. Kvoten mellan Al och P ($\sim 0,7$ se Figur 5) är högre än vad som vore rimligt om det var fråga om enbart adsorption till (hydr)oxidtytor. Fosfor fastläggs därför sannolikt genom både adsorption och utfällning av aluminiumfosfater. Fosfatlöslighetens pH-beroende (Figur 6) stämmer generellt bra med denna bild av fastläggningsprocessen eftersom lösligheteten är låg i ett pH-intervall mellan 4 och 5. Resonemanget är också i linje med att bäddarna Ri och Ha som opererar vid relativt höga pH-värden och har låga halter oxalatlösligt aluminium tillhör de bäddar som totalt sett bundit in minst fosfor (Figur 13). Bädd Ri presterade också sämst i kolonnförsöken (Ha var ej representerad i dessa). Av motsvarande skäl är det logiskt att bädd Lu och Tu har hög ackumulation och presterar bra i kolonnförsöket. Kolonnförsöken med avloppsvatten visar att infiltrationsanläggningar tidvis kan uppnå mycket hög fosforavskiljningsgrad men att variationen mellan olika bäddmaterial kan vara stor (Figur 8). I regel är mängden ackumulerad P (Figur 12) inte orealistisk i jämförelse med den kvarvarande kapacitet som sorptionstesterna på lab (Figur 7) indikerar vid rådande koncentrationer (Figur 8). Undantaget är bädd Lu som i sorptionstesterna uppvisar betydligt sämre förmåga att sorbera fosfor i skikten 0-15 cm än vad som sedan sker i kolonnförsöket. Detta kan dock enklast förklaras genom att vi saknar data för skikten 15-100 cm och att det i dessa skikt kan finnas kvar fastläggningspotential (referensprovet har mycket bra fastläggningskapacitet). Sorptionsresultaten stämmer också bra med att bädd Ri mot slutet av kolonnförsöket med avloppsvatten visar tendenser till utmattning (Figur 8). Vid denna tid har bädd Ri bundit in knappt 8 mg P/kg vilket är nära gränsen för vad lager 0-15 cm når upp till vid en jämviktslösning på 1 mg/l i sorptionsförsöken (Figur 7).

Vilket värde resultaten från kolonnförsöken med avloppsvatten har i syfte att bedöma den långsiktiga fosforavskiljningen är däremot ovisst. Flertalet bäddar har belastats hårt (Tabell 1) och väntas ha uppnått fosformättnad (undantaget är möjligen bädd Lu). Med stöd av de massbalanser som upprättats (Figur 13) förefaller det därför orimligt att bäddarna skulle kunna ha upprätthållit den höga fosforavskiljning som erhöles under kolonnförsöken under hela brukstiden. Alla bäddar uppvisar mer eller mindre potential att läcka fosfor vid påföljande försök med avjonat vatten (Figur 10), vilket gör att materialets fosformättnadsstatus vid provtagningstillfället är oklart. Det är dock svårt att se hur enbart detta skulle kunna vara orsaken till att bäddarna kan uppvisa så goda reningsresultat trots en lång belastningshistorik. En hypotes är att den homogenisering av materialet som skedde innan prepareringen av kolonnerna (som dock var nödvändig för att skapa likvärdiga replikat) kan ha påverkat materialet genom att frilägga ytor som tidigare varit oåtkomliga. Förnyade försök under längre tidsperiod är nödvändiga för att kunna dra några säkra slutsatser om reningsgrad hos gamla bäddar med utgångspunkt från kolonnförsöken.

För att göra någon form av uppskattning av långsiktig P-avskiljning är vi istället hänvisade till att nyttja massbalanser eller modellering baserad på sorptionsexperimenten. Betraktar man bäddarnas totala ackumulation av fosfor i ljuset av den belastning som man normalt dimensionerar anläggningar för ($30\text{--}60 \text{ l/m}^2 \text{ d}^{-1}$ beroende på kornstorlek) så är alla bäddars fastläggningspotential med råge passerad efter mellan 2 till 8 år beroende på bäddmaterialtyp (Figur 13). I verkligheten finns det dock en stor variation i hur markbaserade avloppssystem belastas. Dimensioneras de efter traditionell praxis, så når sällan belastningen upp

till den dimensionerande belastningen. Ett typexempel: vi utgår från ett normalhushåll bestående av 2,4 personer. Fosforbelastningen uppgår till ca. 2 g/pe d^{-1} (Jönsson et al., 2005). Vid 60 % hemmavaro blir belastningen på ett sådant system mellan 32 och $64 \text{ g P/m}^2 \text{ år}$ (Q-norm i Figur 13) vilket inte är mer än knappt en tredjedel av den dimensionerande belastningen. Under sådana omständigheter tar det därför mellan 5 till 27 år att mäta de system som vi studerat (beroende på bäddmaterialets fastläggningspotential). Å andra sidan finns det på marknaden kompakta markbäddar som marknadsförs för 5 pe och som har en dimensionerande ytbelastning på omkring $100 \text{ l/m}^2 \text{ d}^{-1}$. I detta fall stiger åter igen fosforbelastningen till värden som är i paritet med Q-dim i Figur 13 trots 2,4 personer i hushållet och 60 % hemmavaro. Eftersom våra försök visar att det finns en utlakningspotential i systemen så bör man dock ställa sig frågan om det över huvud taget är relevant att diskutera livslängd på markbaserade system. Anläggningarna fungerar dock utan tvekan som en sorts diffusorer genom att (kraftigt) dämpa fosforkoncentrationerna och fördela dem över lång tid. Ur miljöhänsyn kan värdet av detta vara väsentligt men tidsperspektivet är centralt och vi vet mycket lite om hur utlakningen kan se ut i praktiken sett över längre tid.

En stor brist med att försöka bedöma fastläggningspotentialen utifrån massbalanser är att vi inte följer utvecklingen av anläggningens prestanda med tiden. I praktiken kan halterna ut från en anläggning vara höga (i jämförelse med gällande krav) trots att anläggningen fortfarande avskiljer en viss mängd P. Under projektet gjordes ett försök att utifrån sorptionstesterna modellera fosforfastläggningen över tid (Yu, 2012). Modellen byggdes upp kring ekvationen för advektiv dispersion (1-dimensionell) med en retardationsfaktor som härleddes ur Freundlichs sorptionsisoterm. Freundlich isotermen erhöles genom anpassning till data från sorptionsexperimenten. Vid modellering utgick författaren efter en belastning motsvarande 5 pe, 150 l/pe d^{-1} samt en fosfatkoncentration på 5 mg/l . Gränsvärdet för en fungerande markbaserad reningsanläggning sattes till 1 mg P/l . I resultaten från denna modellering klarade sig bädd Lu bäst. Drygt 7 år skulle det ta innan utgående vatten nådde en koncentration på 1 mg/l . Därefter kom Ri och Kn som klarade sig knappt 5 år (inga simuleringar gjordes för Tu pga. dåligt dataunderlag). Efter att anläggningarna uppnått gränsvärdet 1 mg/l följde enligt modellen sedan 2-3 års funktion med otillfredsställande rening innan materialet fullständigt utmattats (dvs. halterna in och ut var likvärdiga). Tyvärr är det svårt att verifiera sanningshalten i modellresultaten. Ett problem är att materialens fastläggningskapacitet tycks kunna utvecklas med tiden vilket inte modellerna tar hänsyn till.

Med tanke på att variationen mellan olika bäddars fastläggningsförmåga tycks vara stor, så hade det varit önskvärt om man utifrån enklare materialegenskaper kunnat bedöma fastläggningspotential. Därför utreddes det också om kornstorleksfördelning eller specifik yta kunde utgöra sådana indikatorer (se Elmefors, 2011). Även om bäddarna med fin textur presterade bäst i detta projekt kunde inga tydliga samband visas mellan textur eller specifik yta och mängden oxalatlösligt Al eller P. Det är därför svårt att på förhand bedöma fastläggningspotential med hjälp av data som är vanligt förekommande för markbaserade avloppsreningsanläggningar.

Något som är till stora delar oklart efter denna studie är orsaken till de stora skillnaderna i fosforläckage mellan olika bäddar vid belastning med renvatten

samt orsaken till att fosforläckaget i ett par fall är så pass högt. Denna desorptionsprocess är ett ämne som kräver ytterligare forskningsinsatser. För bäddarna Ri och Kn var läckaget kraftigt. Värden upp till 7 mg/l uppmättes och största delen av läckaget skedde under de första veckorna (Figur 10) vilket indikerar att dessa bäddar snabbt kan spolras ur och frigöra ny fastläggningskapacitet.

8 Slutsatser

- Fosforavskiljningen i markbaserade reningssystem begränsas av bäddmaterialets kemiska fastläggningskapacitet som varierar avsevärt mellan olika jordar. Med erfarenhet från 6 anläggningar spridda över landet varierar den maximala inbindningskapaciteten från omkring 320 till 860 g/m³.
- Fastläggningsprocesserna är inte irreversibla. Fosfor kan utlakas från markbaserade anläggningar. Utlakningsrisken varierar kraftigt mellan olika bäddmaterial men kunskapen om desorptionsprocesserna och hur de utvecklas med tiden är mycket begränsad.
- Jordens textur ger ingen ledning om hur hög fosforavskiljningskapacitet som kan uppnås.
- Bäddmaterialet påverkas av avloppsbeskickning vilket i vissa fall på sikt tycks kunna öka avskiljningskapaciteten. Materialets förmåga att vittra kan avgöra hur mycket kapaciteten kan utökas.
- Tillgången på löst aluminium, aluminium(hydr)oxidtytor samt pH tycks vara de parametrar som främst styr fastläggningen i de markbaserade reningssystem som hittills studerats i Sverige (med avseende på fastläggningsmekanismer).

9 Referenser

- Aaltonen, J., Andersson, P., (1996) Durability and maintenance of ecotechnological wastewater systems, In: Ecotechnics for a sustainable society : proceedings from Ecotechnics 95 : international symposium on ecological engineering. Östersund, pp. 117–137.
- Beal, C. D., Gardner, E. A., Menzies, N. W., (2005) Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank-soil absorption systems. AUSTRALIAN JOURNAL OF SOIL RESEARCH 43(7): 781–802.
- Boesch, D., Hecky, R., Chair, C. O., Schindler, D., Seitzinger, S., (2006) *Eutrophication of swedish seas* (Rapport 5509). Naturvårdsverket, Stockholm.
- von Brömsen, U., Ensby, S., Gundersen, P., Jenssen, P. D., Kristiansen, R., Nilsson, P., et al., (1985) *Infiltration av avloppsvatten - förutsättningar, funktion och miljökonsekvenser*. Samrapport Naturvårdsverket, Nordiska ministerrådet.
- Bylund, S., (2003) *Studie av funktion och reningsresultat i öppna filterbäddar* (Rapport 2003-12). Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.
- Elmefors, E., (2011) Fosforavskiljning och hydraulisk konduktivitet i markbaserade reningssystem - kornstorlekens betydelse (Examensarbete), Uppsala Universitet.
- Eveborn, D., Gustafsson, J. P., & Kong, D., (2012) Wastewater treatment by soil infiltration: long-term phosphorus removal. Manuskript insänt till JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY.
- Eveborn, D., Holm, C., Gustafsson, J. P., (2009) *Fosfor i infiltrationsbäddar fastläggning, rörlighet och bedömningsmetoder*. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D., Kärrman, E., (2005) *Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste - for utilisation in the URWARE model*. Chalmers Tekniska Högskola.
- Naturvårdsverket, (2006) NFS 2006:7, 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 hushållspillvatten. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Naturvårdsverket, (2003) *Små avloppsanläggningar : hushållspillvatten från högst 5 hushåll*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson, K., (1979) *Avloppsinfiltration: [slutrapport Från Forskningsprojektet Avloppsinfiltration - Grundvattenpåverkan]*, VIAK AB, Malmö.
- Nilsson, P., (1990) Infiltration of wastewater : an applied study on treatment of wastewater by soil infiltration (PhD Thesis), Lunds Universitet, Lund.

- Nilsson, P., Nyberg, F., Karlsson, M., (1998) *Markbäddars funktion, kontroll och utvärdering av markbäddar*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Palm, O., Elmefors, E., Moraeus, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P., et al., (2012) *Läget inom markbaserad avloppsvattenrening : samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ridderstolpe, P., (2009) *Markbaserad rening: en förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov: länsstyrelserna: Stockholm: Västra Götaland: Skåne, Länsstyrelsen Västra Götalands län, Göteborg*.
- Robertson, W. D., (1995) Development of Steady-state Phosphate Concentrations in Septic System Plumes. JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY 19(4): 289–305.
- Robertson, W. D., (2003) Enhanced attenuation of septic system phosphate in noncalcareous sediments. GROUND WATER 41(1): 48–56.
- Robertson, W. D., (2012) Phosphorus Retention in a 20-Year-Old Septic System Filter Bed. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY. In press.
- Robertson, W. D., Harman, J., (1999) Phosphate plume persistence at two decommissioned septic system sites. GROUND WATER 37(2): 228–236.
- Robertson, W. D., Schiff, S. L., Ptacek, C. J., (1998) Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. GROUND WATER 36(6): 1000–1010.
- SOU, (1955) *Undersökningar rörande små avloppsanläggningar, 1950 års avloppsutredning*. Statens Offentliga Utredningar, Stockholm.
- Yu, L., (2012) Modeling the longevity of infiltration systems for phosphorus removal (Examensarbete), Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Zanini, L., Robertson, W. D., Ptacek, C. J., Schiff, S. L., Mayer, T., (1998) Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY 33(3–4): 405–429.
- Zurawsky, M. A., Robertson, W. D., Ptacek, C. J., Schiff, S. L., (2004) Geochemical stability of phosphorus solids below septic system infiltration beds. JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY 73(1–4): 129–143.

10 Bilaga 1

Resultat från kemisk karaktärisering av prover från olika skikt i de studerade bäddarna GL, LU, RI, HA, KN och TU.

	pH		Spec yta	TOC	Oxalatextraktion (mg/g TS)			Tot. P	Ack. P
	H ₂ O	KCl	(m ² /g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
GL 0-5	3,87	4,74	0,79	1,61	0,52	1,99	0,27	0,50	0,30
GL 5-15	4,95	5,27	0,75	0,64	0,43	1,52	0,21	0,43	0,23
GL 15-30				0,45	0,59	2,85	0,25	0,35	0,15
GL 30-60				0,44	0,67	2,99	0,30	0,36	0,21
GL 60-100				0,37	0,44	1,58	0,19	0,32	0,16

	pH		Spec yta	TOC	Oxalatextraktion (mg/g TS)			Tot. P	Ack. P
	H ₂ O	KCl	(m ² /g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
LU 0-5	5,11	4,28	0,75	4,83	1,48	1,25	1,14	1,34	1,17
LU 5-15	4,96	4,04	0,66	3,42	1,28	1,43	1,04	1,28	1,11
LU 15-30				1,77	1,57	3,99	1,46	1,11	0,94
LU 30-60				1,51	2,06	4,75	1,59	1,00	0,81
LU 60-				0,39	0,89	3,04	0,45	0,51	0,31

	pH		Spec yta	TOC	Oxalatextraktion (mg/g TS)			Tot. P	Ack. P
	H ₂ O	KCl	(m ² /g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
RI 0-5	5,87	5,02	0,21	3,21	0,22	0,42	0,22	0,75	0,53
RI 5-15	6,06	4,89	0,38	1,30	0,21	0,63	0,22	0,47	0,25
RI 15-30				0,70	0,29	2,16	0,46	0,49	0,27
RI 30-60				0,47	0,27	1,28	0,28	0,42	0,20
RI 60-80				0,50	0,22	1,16	0,21	0,37	0,15

	pH		Spec yta	TOC	Oxalatextraktion (mg/g TS)			Tot. P	Ack. P
	H ₂ O	KCl	(m ² /g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
HA 0-5	7,44	7,55	0,16	2,28	0,22	0,52	0,25	0,57	0,42
HA 5-15	7,33	7,59	0,19	2,82	0,19	0,30	0,20	0,60	0,44
HA 15-30				1,53	0,33	2,36	0,23	0,45	0,29
HA 30-60				1,15	0,28	1,91	0,19	0,51	0,35
HA 60-90				1,25	0,20	1,20	0,14	0,43	0,27

Bilaga 1 (forts.)

Resultat från kemisk karaktärisering av prover från olika skikt i de studerade bäddarna GI, Lu, Ri, Ha, Kn och Tu.

	<i>pH</i>		<i>Spec yta</i>	<i>TOC</i>	<i>Oxalatextraktion (mg/g TS)</i>			<i>Tot. P</i>	<i>Ack. P</i>
	H₂O	KCl	(m²/g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
KN 0-5	5,19	4,33	0,33	1,94	0,24	0,45	0,17	0,60	0,41
KN 5-15	5,46	4,47	0,45	1,20	0,26	0,53	0,16	0,60	0,41
KN 15-30				0,81	0,52	0,94	0,31	0,59	0,40
KN 30-60*				0,67	0,47	1,16	0,34	0,56	0,38
KN 60-100				0,63	0,62	2,08	0,37	0,70	0,52

	<i>pH</i>		<i>Spec yta</i>	<i>TOC</i>	<i>Oxalatextraktion (mg/g TS)</i>			<i>Tot. P</i>	<i>Ack. P</i>
	H₂O	KCl	(m²/g)	mg/g	Al	Fe	P	(mg/g)	(mg/g)
TU 0-5	6,96	6,79	0,58	78,62	2,45	7,07	2,23	2,59	2,28
TU 5-15	4,74	4,57	0,36	8,69	0,45	0,92	0,32	0,90	0,58
TU 15-30				1,85	1,01	1,98	0,53	0,65	0,33
TU 30-60				1,08	0,89	3,05	0,42	0,62	0,31
TU 60-100				0,85	0,81	2,96	0,52	0,63	0,31

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Vi är ett tekniskt jordbruksinstitut med tydlig miljö- och energiprofil. Institutets fokus ligger på innovation och utveckling i nära samarbete med företag, organisationer och myndigheter.

På vår webbplats publiceras regelbundet notiser om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Gratis mejlutskick av JTI:s nyhetsnotiser kan beställas på www.jti.se

På webbplatsen finns publikationer som kan läsas och laddas hem gratis. Se www.jti.se under fliken Publicerat.

Vissa publikationer kan beställas i tryckt form. För trycksaksbeställningar, kontakta publikationstjänst, tfn: 018-67 11 00, fax: 018-67 35 00, e-post: bestallning@jti.se



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik
Box 7033, 750 07 Uppsala
Telefon: 010-516 69 00, Telefax: 018-30 09 56
E-post: info@jti.se
www.jti.se