



Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för mark och miljö

Kortsiktig fosforeffekt av avloppsslam
– Krukförsök i växthus där järn-, aluminium- respektive
kalkfällt slam använts som fosforgödselmedel
Short-Term Effects of Phosphorus in Sewage Sludge
– *A Greenhouse Study Using Sludge Treated with Iron,*
Aluminum and Lime

Sofi Sundin

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Sofi Sundin

Kortsiktig fosforeffekt av avloppsslam – Krukförsök i växthus där järn-, aluminium- respektive kalkfällt slam använts som fosforgödselmedel
Short-Term Effects of Phosphorus in Sewage Sludge – A Greenhouse Study Using Sludge Treated with Iron, Aluminum and Lime

Handledare: Sofia Delin, institutionen för mark och miljö, SLU
Examinator: Bo Stenberg, institutionen för mark och miljö, SLU
EX0429, Självständigt arbete i markvetenskap - magisterarbete, 30 hp, Avancerad D
Naturresursprogrammet - biologi och mark 240 hp

Institutionen för mark och miljö, SLU, Examensarbeten 2011:13
Uppsala 2011

Nyckelord: avloppsslam, slamfosfor, fosforgödslingseffekt, krukförsök, Lolium perenne

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Abstract

The short term effect of phosphorus in sewage sludge was investigated to establish how much of this a farmer can grant him- or herself, if using sewage sludge as a phosphorus fertilizer. Possible differences in plant availability between sludge phosphorus precipitated by iron, aluminum or calcium integrations were studied in a sandy soil at two pH levels.

The sludges were analyzed using pot and incubation trials. As the intention was to investigate growth limitation due to phosphorus deficiency, a soil with low phosphorus supply was chosen as well as a low phosphorus application rate. Sludge corresponding to 12 kg phosphorus per hectare was applied. Treatments fertilized by sludge were compared to treatments where 0, 6 and 12 kg phosphorus per hectare from mineral fertilizer was applied. Every treatment was replicated six times. Three of those replications had initial pH 6.2 in soil, whereas three were limed to the achieve pH 7.2. In the pots ryegrass (*Lolium perenne*) was sown. The pot trial was performed in a greenhouse during 11 weeks.

The yield and uptake of phosphorous was higher in the pots where no lime was applied. A plausible theory to explain that effect may be that phosphorus strongly bound to calcium when pH increased. Sewage sludge had under the conditions for this trial a short-term effect of phosphorus corresponding to 20 – 60 % of that from a mineral fertilizer. Iron and aluminum precipitated sludge gave in this trial a higher short-term effect than sludge precipitated by calcium, probably due to the negative effect on phosphorus uptake from liming. Sewage sludge application elevated ammonium lactate extractable phosphorus (P-AL) to a varying extent. This variation did not correspond to the observed variations of phosphorus fertilizer effect between the sludge types that were examined.

Key words: sewage sludge, sludge phosphorus, phosphorus fertilizing effect, pot trial, *Lolium perenne*

Sammanfattning

Korttidseffekten av fosfor från avloppsslam undersöktes för att se hur mycket av denna en lantbrukare kan tillgodoräkna sig på kort sikt, när avloppsslam används som gödselmedel. Eventuella skillnader mellan slamfosfor som fällts ut ur avloppsvatten med hjälp av järn-, aluminium- eller kalciumföreningar studerades vid två olika initiala jord-pH (6,2 och 7,2). Förändringar av markens fosforförråd studerades också.

Slammet undersöktes i kruk- och inkubationsförsök. Försöksgrödan var engelskt rajgräs (*Lolium perenne*). Då intentionen var att undersöka tillväxtbegränsning av fosfor valdes en jord med lågt P-AL-tal och en låg fosforgiva. Slam motsvarande 12 kg totalfosfor per ha tillfördes. Leden som gödslats med slam jämfördes med kontrollen som gödslats med givor motsvarande 0, 6 och 12 kg fosfor per ha från handelsgödsel. Av varje led gjordes sex replikat av vilka tre kalkades till det högre pH-värdet. I krukorna planterades engelskt rajgräs (*Lolium perenne*). Försöket utfördes i växthus under 11 veckor.

De okalkade krukorna gav en högre skörd än de som kalkats. Sannolikt begränsades fosforupptaget av kalk. En möjlig teori för att förklara kalkeffekten kan vara att fosfor bundits hårt till kalcium vid det högre pH-värdet. Avloppsslam hade under förutsättningarna för detta försök en kortsiktig fosforeffekt där tillförd slamfosfor vanligen motsvarade 20 – 60 % av en lika stor giva med mineralgödsel. Järn- och aluminiumfällt slam gav i detta försök en högre kortsiktig fosforgödningseffekt än kalkfällt slam, troligtvis beroende på kalkens negativa effekt på fosforupptaget. Slammen höjde P-AL i varierande grad men detta speglade inte variationerna i fosforgödningseffekt.

Nyckelord: avloppsslam, slamfosfor, fosforgödningseffekt, krukförsök, *Lolium perenne*

Innehållsförteckning

1Inledning och syfte	8
2Bakgrund	10
2.1Hantering av avloppsavfall	10
2.1.1Opinion och miljöbestämmelser i Sverige	11
2.2Fosfor och fosfat.....	12
2.2.1Fosfors kretslopp och växttillgänglighet	12
2.2.2Världens fosforresurs.....	14
2.2.3Fosfor i växter	15
2.3Avloppsrening.....	16
2.3.1Kemisk fällning.....	17
2.3.2Fällningsprodukter	18
2.4Aktuella reningsverk	19
2.5Slam på åkermark	23
2.6Gödselverkan av slam – tidigare studier.....	24
2.6.1Långsiktig påverkan.....	24
2.6.2Kortare försök i fält och krukor	25
3Material och metod	28
3.1Krukförsök	28
3.1.1Förberedelse av jord.....	29
3.1.2Sådd	30
3.1.3Vattning	30
3.1.4Klippning.....	30
3.1.5Analys av växtmaterial.....	30
3.1.6Analys av jord.....	31
3.2Databehandling och statistik.....	32
3.2.1Statistisk analys.....	32
3.2.2Beräkning av fosforgödslingsseffekt.....	32
4Resultat	34
4.1Fosfor-, kväve- och TS-skörd	34
4.2Växtens näringsinnehåll i förhållande till TS	37
4.3Fosforgödslingsseffekt	38
4.4P-AL och P-HCl	39
4.5pH.....	40
5Diskussion	41
5.1Grödans hälsa - relationer mellan kväve och fosfor.....	41
5.2Gödslingsseffekt.....	42
5.3P-AL, P-HCl och pH.....	43
5.3.1P-AL och P-HCl	43
5.3.2pH	44
5.4Slam som gödselmedel	46

5.5 Svagheter, felkällor och fortsatta studier.....	47
Litteraturlista.....	49
Tack!	54

1 Inledning och syfte

Näringsämnen som kroppen inte kan tillgodogöra sig utsöndras och når så småningom våra avloppsreningsverk. För att inte dessa näringsämnen ska transporteras vidare till våra ytvatten och orsaka övergödning avskiljs de i verken, tillsammans med större partiklar. Det som avskiljts bildar en restprodukt som kallas avloppsslam. Här fokuseras på slammets fosforinnehåll.

Då fosfor kan betraktas som en ändlig resurs, och utvinning av mineralfosfor är en energikonsumerande process, vore det önskvärt att återcirkulera fosfor från slam till åkermark.

Ett flertal försök har utförts för att utreda avloppsslammets generella lämplighet som strukturförbättrare i jord och som gödselmedel (Valdmaa, 1971; de Haan 1985; Andersson, 2009 m.fl.). Några försök har också gjorts för att specifikt undersöka tillgängligheten av fosfor (Bøen, 2010 m.fl.). I dessa undersökningar presenteras slam ofta som ett långtidsverkande fosforgödselmedel.

Tanken bakom det här försöket har varit att undersöka korttidseffekten av slamfosfor, för att se hur mycket av denna en lantbrukare kan tillgodoräkna sig på kort sikt.

I Sverige likställs avloppsslam med stallgödsel avseende begränsningar i fosfortillförsel (Albertsson, 2009). Litteratur visar dock att tillgängligheten hos slamfosfor, jämfört med stallgödselfosfor, kan vara förhållandevis låg och dessutom variera mellan olika typer av slam (Øgaard et al., 2008). Om avloppsslam ska kunna användas som fosforgödselmedel måste den förväntade fosforeffekten av olika slamtyper vara känd, så att det kan doseras rätt. Detta både för att tillgodose grödans behov av fosfor, ekonomiska aspekter och för att minska risken för näringsläckage.

Syftet med förestående rapport har varit att, i jämförelse med mineralgödsel, utreda den slambundna fosfors gödslingseffekt på kort sikt samt slamfosfors P-AL-påverkan. Intentionen har varit att, vid två olika initiala jord-pH, studera eventuella skillnader mellan slamfosfor som fällts ut ur avloppsvatten med hjälp av järn-, aluminium- eller kalciumföreningar. För att bättre kunna tolka analysresultaten gjordes en parallell litteraturstudie. Relevanta delar ur denna har presenterats och jämförts med föreliggande analysresultat.

2 Bakgrund

2.1 Hantering av avloppsavfall

Då människor blev bofasta uppstod behov av system för hantering av hushållsavfall och exkrementer. Rester av flertalet sådana system har hittats från mycket lång tid tillbaka. Inte sällan finns också indikationer på att dessa även innefattade utvecklade metoder för återföring av näring från avfallet till odlingsmark i omgivningarna. I de antika (grekisk-romerska) kulturerna användes vattenbaserade avloppssystem: avloppsvatten från både Athen och Rom infiltrerades på marker utanför städerna och det fasta organiska materialet återbördades till produktiv mark (Kirchmann et al., 2005). Vattenbaserade avloppssystem brukas även idag i större delen av den så kallat utvecklade världen. Näringsåterföringen är dock, trots tal om "Peak Phosphorus"¹ (Sustainable Phosphorus Futures, 2010; foreignpolicy.com, 2010; nytimes.com, 2010; Vetenskapens Värld, 2010) och fluktuerande gödselpriser (yara.se, 2010), av olika skäl inte längre en lika naturlig del av systemet. Kirchmann et al. (2005) anger en genomsnittlig nettobortförsel av 20 kg kväve och 3 kg fosfor från odlad mark per ha och år.

I Sveriges kommunala avloppsreningsverk bildas årligen ca 1 miljon ton slam (Naturvårdsverket, 2010 a) som slutprodukt efter behandling av avloppsvatten. I slammet finns allt som renats bort från det ingående vattnet, i den mån det inte brutits ner under reningsprocessen. En stor andel består av organiskt material (Naturvårdsverket, 2010 a). Innehållet av kväve och fosfor är, enligt Naturvårdsverket, i genomsnitt 3,5 respektive 3,0 % av torrsubstans (TS) (Naturvårdsverket, 2010 a). Fogelfors (2001) anger 2,5 % fosforinnehåll.

¹ Liksom för olja, diskuteras att vi inom en snar framtid kommer att nå ett produktionsmaximum (en peak) för denna resurs. Efter detta kommer produktionen att minska och priserna och konkurrensen om resursen att öka (Sustainable Phosphorus Futures, 2010).

2.1.1 Opinion och miljöbestämmelser i Sverige

Om avloppsslam och den näring som finns däri ska få användas på jordbruksmark måste vissa krav uppfyllas. För att säkerställa att detta sker och att näringsämnen därigenom kan cirkuleras startade VA-branschen², tillsammans med bransch- och intresseorganisationer för Sveriges lantbrukare och konsumenter, 2008 ett certifieringssystem för reningsverk: REVAQ (Stockholm Vatten, 2010).

Av delmål 5 inom Sveriges miljö kvalitetsmål *God bebyggd miljö* framgår att vi senast år 2015 kontinuerligt ska återföra 60 % av fosforföreningarna i avlopp till produktiv mark. Minst hälften ska återföras till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2010 b). Oro för föroreningar i avloppsinnehållet finns dock (Dagens Nyheter, 2009) och mot nämnda delmål kan ett annat miljömål ställas: miljö kvalitetsmålet *Giffri miljö*. Detta anger att förekomsten av naturfrämmande ämnen i miljön, och ämnen som skapats eller utvunnits av samhället, inte får vara så stor att den hotar människors hälsa eller den biologiska mångfalden (Kemikalieinspektionen, 2010).

Oron kommer från ett flertal initierade grupper och gäller irreversibelt spridande av gifter i form av organiska föreningar (hormoner, polycykliska aromatiska kolväten, läkemedel) och tungmetaller (Dagens Nyheter, 2009). Andra källor talar om slamgödning i mer positiva ordalag: i en litteraturstudie från VA-FORSK³ hävdas att slam användning på jordbruksmark ger goda förutsättningar för ”naturligt oskadliggörande” av organiska gifter då de binds hårt i marken och inget eller ett mycket litet växtupptag sker. De kan dock föras vidare uppåt i näringskedjan via maskarnas matsmältningssystem (Levin et al., 1996). Bland tungmetallerna gäller farhågorna i synnerhet kadmium (Cd). REVAQ-certifieringen betraktas som bedräglig då dess gränsvärde anses för högt (Dagens Nyheter, 2009).⁴

Då målet med avloppsrening inte har varit att underlätta näringscirkulation, utan primärt att förhindra förorening av recipienten för utgående vatten, har avloppsslammet inte optimala gödselegenskaper. Det är vanligt att slammet, i stället för att läggas på åkermark, ingår i jordmaterial som används vid anläggandet av golfba-

² VA – vatten och avlopp

³ Kommunernas forsknings och utvecklingsprogram för kommunal vatten- och avloppsteknik

⁴ Detta ligger i nuläget på 35 mg kadmium/kg fosfor och målet är att år 2025 kunna sänka det till 17 mg kadmium/ kg fosfor (Svenskt Vatten, 2010). Europakommissionen diskuterar att införa en gräns på 137 mg kadmium/kg fosfor. I en studie av 196 fosforgödselmedel med mineralursprung, från 12 olika västeuropeiska länder, låg medelvärdet för kadmium/fosfor på 82.7 mg/kg. Det diskuterade gränsvärdet överskreds i 21 % av de analyserade mineralgödselmedlen (Nziguheba & Smolders, 2008).

nor och i olika markbyggnadsprojekt (Naturvårdsverket, 2009 a). På grund av det höga vatteninnehållet är det också svårt att få en lönsamhet i att transportera slammet längre sträckor. Torkning och pelletering av slam för gödsling av skogsmark (Gårdstam, 2011), och utvinning av fosfor från askan efter bränt slam (Cirkulation VA-tidskriften, 2010) förekommer.

2.2 Fosfor och fosfat

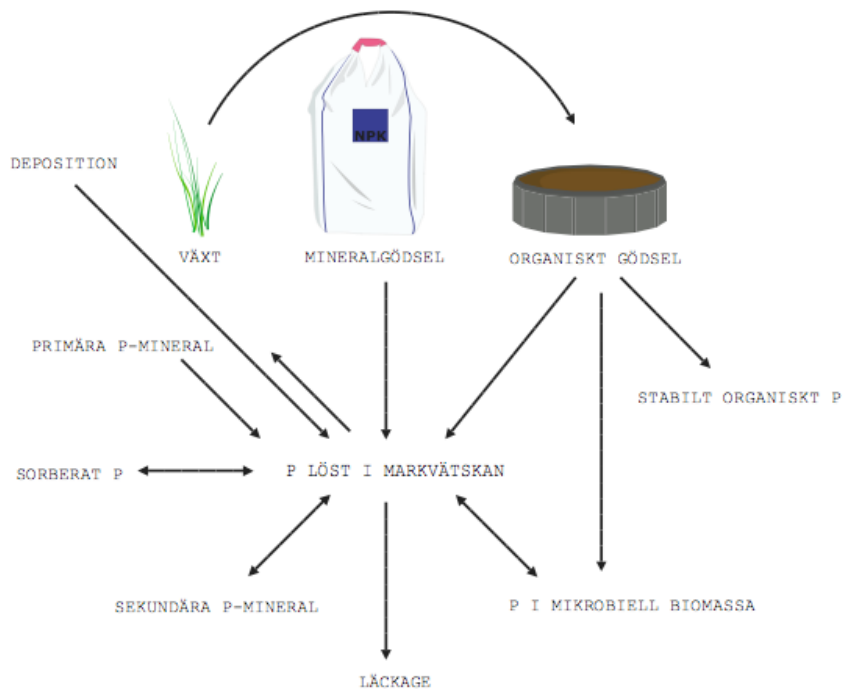
Fosfor är det 11:e vanligaste grundämnet i jordskorpan och uppträder i naturen framförallt som fosfatmineral. De vanligaste fosformineralen är apatit och fosforit, vilka båda utgör råvara för fosfatframställning (Markinfo, 2010). Apatit i formerna fluorid-/ hydroxyl- och kloridapatit, $\text{Ca}_5(\text{F,OH,Cl})(\text{PO}_4)_3$, ingår i små mängder i våra vanliga bergarter och är mycket svårslösliga. Trots detta är de en viktig fosfor-källa för växter i skogsmark (Eriksson et al., 2005). Fosforit har en sammansättning lik apatits men är mer löslig (Eriksson et al., 2005) och hittas som fosfatrika konkretioner⁵ i sedimentära bergarter (GeoNord, 2010).

2.2.1 Fosfors kretslopp och växttillgänglighet

Fosfor i marken förekommer också löst i markvätskan i mycket låga halter, adsorberad till seskvioxider och humusämnen samt hårt bunden i svårslösliga kalcium-, järn-, och aluminiumföreningar. Även organiska föreningar i marken innehåller fosfor, vilken kan göras tillgänglig via olika nedbrytningsprocesser (Eriksson et al., 2005). Av växter tas fosfor vanligen upp som H_2PO_4^- eller HPO_4^{2-} , beroende på markens pH, men också i form av lösliga organiska substanser t.ex. aminosyror (Barker & Pilbeam, 2007; Havlin et al., 2005). Figur 1 nedan ger en översiktlig bild av fosfors kretslopp med fokus på fosfor som växtnäringsämne.

⁵ En vanligen klumpformad mineralkoncentration som bildats genom kemisk omsättning och avviker från omgivande berg- och jordarter i sin sammansättning (GeoNord, 2010).

FOSFORNS KRETSLOPP



Figur 1. Figur över fosforns kretslopp med fokus på fosfor (P) som växtnäringsämne. Fosfor i avloppsslam finns både i organisk form och som salt. Saltet kan dock inte anses vara lika lösligt som det i traditionellt mineralgödsel.

Intensiteten i markens nedbrytningsprocesser beror på hur gynnsamt klimatet är för de nedbrytande organismerna. Detta påverkas av en rad faktorer som t.ex. koncentration av lösta näringsämnen, pH, temperatur och markfuktighet (Paul, 2007). Den mängd fosfor som kan levereras till växten är alltså beroende av både kemiska och biologiska markprocesser.

Markens totala fosforkoncentration ligger mellan 35 och 5300 $\mu\text{g/g}$. Den andel som finns löst i markvätskan överstiger sällan 0,1-1 $\mu\text{g/g}$, vilket motsvarar mindre än 1 % av det totala fosforinnehållet (Paul, 2007). Detta beror på att fosfatets löslighet är starkt beroende av pH. Då pH är lägre än 5,5 bildas svårösliga salter med järn och aluminium och då pH överstiger 8 binder fosfatet hårt till kalcium (Eriks-

son et al., 2005). I pH-spannet 5,5 – 8,0 bildas lättlösliga kalciumfosfater och som störst är fosfortillgängligheten mellan pH 6 och 7 (Ricklefs, 2007).

Många lösliga ämnens uppträdande styrs av redox-reaktioner (elektrontransaktioner), varför markens redox-förhållanden har stor betydelse för ämnens tillgänglighet. Reaktionerna drivs vanligen av levande organismer, som har nytta av att dessa processer sker. Ett exempel är bakteriell nedbrytning av organiskt material (Gustafsson et al., 2007).

Fosfortillgängligheten påverkas också av halten organiskt material i marken. Detta då det organiska materialet dels innehåller fosfat, som så småningom kan frigöras, och dels då humussyror bildar starkare ytkomplex än fosfat och därför kan förtränga komplexbundna fosfatgrupper så att de går i lösning (Eriksson et al., 2005).

Vid fosforgödsling tillförs marken normalt fosfat i en lättlöslig form. En stor del av dessa lättlösliga joner faller snabbt ut som mer svårösliga salter. Vilka salter som bildas beror mycket på marklösningens pH, men också på redox-förhållanden. Med tiden bildar fosfaterna mer och mer svårösliga salter. Detta kallas att fosfor fixeras eller åldras (Eriksson et al., 2005).

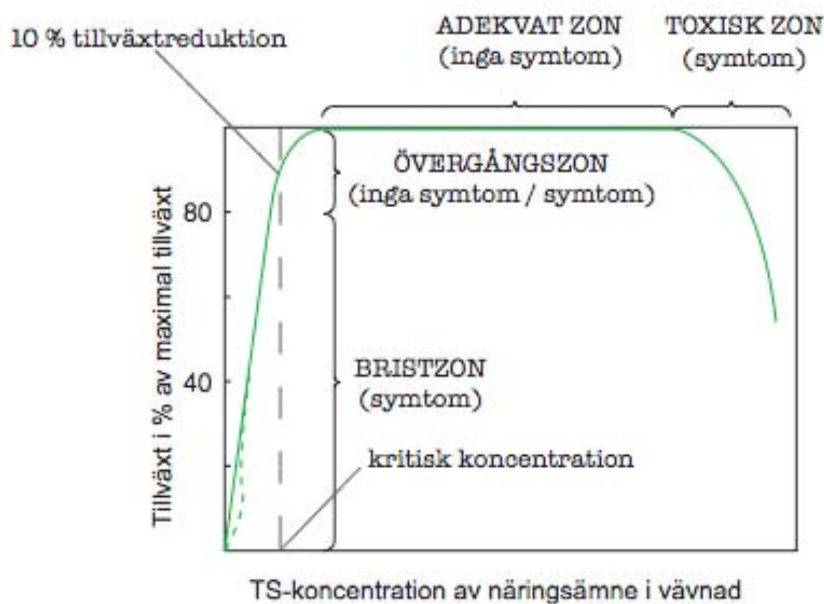
2.2.2 Världens fosforresurs

Fosfor ingår som essentiell beståndsdel i levande vävnader och har stor betydelse för ämnesomsättningen hos både djur och växter (Markinfo, 2010; Ricklefs, 2007). I dagsläget kan det dock betraktas som en begränsad resurs:

Den största fosforreserven, 840 miljarder ton, finns i sedimenten på oceanernas botten (Paul, 2007). Uppskattad storlek och livslängd på världens samlade fosforresurs varierar – Paul (2007) anger en siffra på 19 miljarder ton i brytbar form – beroende på om man betraktar den mängd fosfor som med lönsamhet kan utvinnas med dagens förutsättningar eller om man betraktar all fosfor som över huvud taget kan bli tillgänglig om “nödvändiga investeringar” får göras. Kina, Marocko och USA är stora producenter av råfosfat från sedimentära fyndigheter, vilket utgör 80 % av den globala råfosfatproduktionen. I Brasilien, Finland, Ryssland, Sydafrika och Zimbabwe bryts magmatisk råfosfat. Denna har lägre fosforhalt (5 %) än de idag kommersiellt brytbara sedimentära fyndigheterna (12-16 %) men är generellt sett mindre förorenad av tungmetaller och radionukleider. Avhängigt av gränsningen och beroende på om man beräknar fosforbehovet utifrån dagens användning, eller det framtida behovet hos en växande befolkning, varierar den uppskattade livslängden hos våra brytbara fosforreserver mellan 150 och 1000 år (Naturvårdsverket, 2010 c).

2.2.3 Fosfor i växter

Innehållet av kväve och kalium är tio gånger högre än innehållet av fosfor i gröna växter. Kväve står för 2 – 4 % av torrvikten och fosfor för runt 0,3 – 0,4 % (Mengel & Kirkby, 1987). Fosfor ingår dock i många viktiga komponenter i växtcellen. Som exempel kan DNA, intermediärer i fotosyntes och respiration samt ATP nämnas. Brist på fosfor kan visa sig som hämmad tillväxt hos unga plantor eller genom att bladen blir mycket mörka i färgen. Röda, lila och bruna pigment utvecklas i bladen speciellt längs bladnerverna. Fläckar av död vävnad kan också uppvisas. Vid mycket svår brist avstannar tillväxten helt (Epstein & Bloom, 2005; Taiz & Zeiger, 2006). Figur 2 nedan visar tillväxtresponserna av ett specifikt näringsämne i en växt då övriga näringsämnen finns i tillräcklig mängd.



Figur 2. Principskiss över tillväxtrespons hos växt i förhållande till näringsämneskoncentration av ett specifikt näringsämne då de övriga finns i tillräcklig mängd. All tillväxt upphör vid låga näringsämneskoncentrationer och ökar markant då dessa stiger. I vissa fall späds koncentrationerna ut genom snabb tillväxttakt (se streckad grön linje). Tillväxten fortsätter vid maxkoncentration till dess att näringsämnet nått toxisk halt i vävnaden. Efter Epstein & Bloom (2005) sid. 53.

2.3 Avloppsrening

Rening av avloppsvatten sker vanligen med hjälp av flera olika tekniker. Reningsstrategierna kan delas in i mekaniska, biologiska och kemiska steg. Mekaniska steg där de största och/ eller tyngsta elementen avskiljs inleder vanligen reningsprocessen. Vid fosforavskiljning spelar det kemiska reningssteget stor roll. Kemikalien som tillsätts har till uppgift dels att fälla ut fosfor och dels att påskynda sedimentation av partiklar så att även dessa kan avskiljas. Fällningskemikalien är vanligen ett salt där tvåvärt järn eller aluminium ingår.

Metallsaltet faller ut löst fosfat som svårslösligt metallfosfat och bildar också metallhydroxid. Metallhydroxiden bildar geléartade flockar på vilka metallfosfatet och andra partiklar, som finns suspenderade i avloppsvattnet, fastnar. Dessa kan sedan lätt avskiljas, vanligen genom att de sedimenterar. Kalciumsalt och salt där tvåvärt järn ingår förekommer också som fällningskemikalier. Om ett salt med tvåvärt järn används måste det dock först oxideras till tvåvärt järn för att hydroxidflockar ska bildas (Stockholm Vatten, 2010).

Den mängd kemikalie som krävs, för att fälla ut tillräckligt stor andel av fosfor, beror på avloppsvattnets sammansättning och huvudsakligen på fosfatinnehåll och pH, då bildningen av fosfatsalt och hydroxidflockar är mycket pH-beroende. De olika fällningsprodukterna har alla ett pH vid vilket de är som mest stabila. Om pH avviker för mycket från detta löser de upp sig, vilket gör att avskiljningen försvåras.

Om ett biologiskt reningssteg följer på det kemiska bör kemikaliedoseringen även anpassas efter hur detta steg kommer att påverkas av tillsatsen (Stockholm Vatten, 2010).

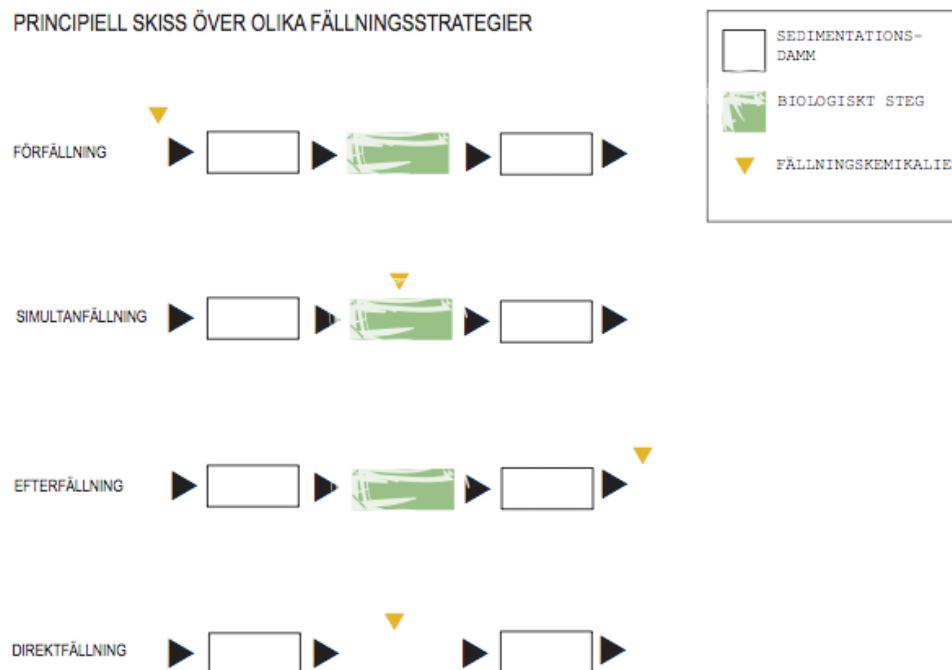
I vissa avloppsvatten har man funnit att ett bättre resultat uppnås om fällningsmedlet kombineras med en tillsats av organiska polymerer. Dessa gör att flockstabiliteten förbättras vilket underlättar sedimentationsprocessen (Kemira Kemi, 1990).

Huvuddelen av den biologiska reningen sker vanligen med s.k. aktivslambehandling (Kemira Kemwater, 2010). Det innebär att koncentrationen av mikroorganismer är hög och organiskt material bryts ner i närvaro av syre, under bildande av koldioxid och vatten. De verksamma mikroorganismerna förekommer som fritt svävande slamflockar som fångar upp lösta organiska föreningar ur vattnet och absorberar svävande kolloidala partiklar. För att koncentrationen av mikroorganismerna ska vara tillräckligt hög återförs huvuddelen av det slam som sedimente-

ras i påföljande steg, som returslam. För att säkerställa god syretillförsel blåses stora mängder luft in i vattnet (Kemira Kemi, 1990). Kväve avlägsnas genom nitrifikation och denitrifikation (Kemira Kemwater, 2010). Fosfor behövs i det biologiska reningssteget för nyproduktion av mikroorganismer. Innehållet av fosfor i biologiskt slam är ca 2 %. För att öka fosforupptaget kan ett anaerobt steg införas före det aeroba. Att omväxlande befinna sig i aerob och anaerob miljö stressar mikroorganismerna att lagra mer fosfor. Fosforinnehållet i bioslam kan därmed stiga till 8 % (Kemira Kemi, 1990).

2.3.1 Kemisk fällning

Fällningskemikalien kan tillsättas vid olika tillfällen i reningsprocessen. Vilken kemikalie som används och när den tillsätts påverkar slammets egenskaper. Olika modeller för rening beskrivs i figur 3 nedan.



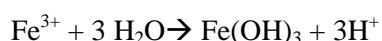
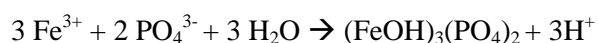
Figur 3. Figuren är en principiell skiss över skillnaden mellan olika fällningstekniker. Inspirerad av Kemira Kemwater (2010).

Direktfällning innebär att all rening sker i ett enda steg och direkt efter den inledande mekaniska reningen. Vid *förfällning* tillsätts också fällningskemikalien direkt men här är syftet att även avlasta en påföljande biologisk rening. Genom att fälla ut mycket av fosfor samt avskilja de större partiklarna minskas syre- och därmed också energiförbrukningen i detta påföljande steg. En del fosfor måste dock finnas kvar för att den biologiska reningen ska fungera. *Efterfällning* är den fosforreningsmetod som kom först till Sverige, då behovet av att rena bort fosfor upptäcktes. Den lades då till efter de redan befintliga reningsstegen: försedimentering och biologisk rening. Fällningskemikalien kan också tillsättas i det biologiska reningssteget. Detta kallas för *simultanfällning* (Kemira Kemwater, 2010).

2.3.2 Fällningsprodukter

En stor del, 60–80 %, av löst fosfor i avloppsvatten finns i form av lösta salter av fosforsyra (H_3PO_4) och går under namnet ortofosfat (Linderholm, 1997). Fosfor från tvättmedel förekommer som polyfosfat men även denna hydrolyseras relativt snabbt till ortofosfat (Kemira Kemi, 1990). Fosfor i avloppsvatten finns också i organisk form. Vid pH-värden mellan 3 och 8 faller och flockar metallsalterna löst fosfor. Optimalt pH för reaktionen är enligt Linderholm (1997) 6 – 6,5. Detta kan jämföras med pH i svensk åkermark vilket i en undersökning av Eriksson et al. (2010) vanligen varierade mellan 5,9 och 6,6 och hade medeltalet 6,3.

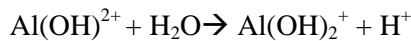
Huruvida man använt sig av två- eller trevärt järn som fällningskemikalie avspeglar sig inte i fällningsprodukten, då det tvåvärda järnet oxideras till trevärt innan fällning sker (Cimbritz, 2010). Fosfor och hydroxidfällning med trevärt järn sker enligt nedanstående formler:



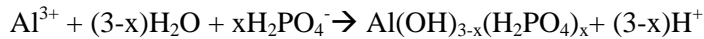
Väte frigörs varför pH påverkas.

När ett icke-basiskt aluminiumsalt tillsätts avloppsvatten reagerar det med vattenmolekylerna enligt nedanstående formler (Linderholm, 1997).

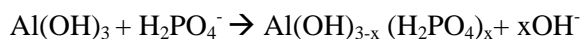




Om också fosfatjoner finns i lösningen sker följande reaktion då vätejoner också frigörs och pH följaktligen sjunker.



Om fosfatjoner eller andra laddade partiklar inte finns närvarande fortsätter aluminiumjonen att reagera med vattenmolekylerna så att aluminiumhydroxid, Al(OH)_3 , bildas. Detta kan i sin tur också reagera med fosfatjoner:



Släckt kalk, Ca(OH)_2 , faller ut fosfor som hydroxylapatit: $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2/\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$.



Vi utfällning med kalk får slammet ett högt pH och hög alkalinitet (Hanæus et al., 2009). Kalkfosfatet är lösligt vid $\text{pH} < 8$ (Linderholm, 1997).

2.4 Aktuella reningsverk

Inom föreliggande projekt har slam från Källby-, Horshaga- och Glössbo avloppsreningsverk använts. I tidigare svenska undersökningar, till vilka det refereras mer ingående i stycke 2.6.2 nedan, har slam från Kungsängsverket, Klaghamns-, Sågmyra-, Nås-, och Fagersta avloppsreningsverk använts.

Källby

På Källby avloppsreningsverk tillämpas efterfällning med järnklorid, FeCl_3 . Fosforreduktion sker även i aktivslamanläggningen genom att avloppsvattnet först får passera en syrefri zon så att tillväxten av speciella fosforlagrande bakterier gynnas. Den biologiska reningens effektivitet kontrolleras hela tiden och mängden järnklorid i efterfällningen anpassas efter denna. Vid effektiv biologisk rening uppnår det utgående vattnet en fosforkoncentration på 0,4-0,5 mg/l (reningskrav: 0,3 mg/l) (Cimbritz, 2010). Slammet som använts är ett blandslam som förutom kemslammet består av slam som sedimenterat innan rening påbörjats (försedimentering)

och slam som renats på biologisk väg i aktivslamanläggningen. Slammet avvattnas och förtjockas med tillsats av en polymer, för en effektivare separation av slam och vatten, och på mekanisk väg innan det rötas vid 37 °C under 20 – 30 dygn.

Horshaga

Slammet från Horshaga är också ett blandslam. Liksom på Källby avloppsreningsverk sker en försedimentering varpå den biologiska reningen följer. Denna är här tredjedel. En tredjedel av utflödet, efter försedimenteringen leds till en SBR (satsvis biologisk rening)-anläggning⁶, en tredjedel till ett aktivt slamssystem och en tredjedel till biobäddar varefter det recirkuleras till ox-delen av aktivt slamssystemet. Överskottsslammet från SBR-anläggningen pumpas också till aktivslamanläggningen. Till den kemiska behandlingen används polyaluminiumklorid, PAC (Ekoflock 70), och den sker efter den biologiska reningen (efterfällning) i en flockningsbassäng. Flockarna avskiljs i slutsedimenteringen och pumpas tillbaka till försedimenteringen. Slam från försedimenteringsbassängen, bioslam och kemslam avvattnas och en polymer med flockulerande egenskaper tillsätts. Blandslammet rötas och avvattnas därefter igen. Rötningen pågår vanligen mellan 15 och 20 dagar. Avvattningen sker huvudsakligen med centrifug. Mellan 20 – 25 % avvattnas dock i vassbäddar under en tioårsperiod (Mörk, 2010).

Glössbo

Glössbo avloppsreningsverk är ett fällningsdammssystem med direktfällning. Upphållstiden i dammarna är cirka 21 dygn. Släckt kalk används som fällningskemikalie. Normalt doseras 1 kg Ca(OH)₂ per m³ avloppsvatten, vilket anses vara en hög dos. Detta ger ett högt pH (12 – 12,3 vid ett flöde på 37 m³/d). Systemet består av två dammar. I den ena finns två omrörare medan den andra dammen har ett lugnt flöde varför sedimentation i huvudsak sker i denna. Dammarna töms ca en gång på 3 – 4 år och får sedan vila i 1 – 2 år innan det används på åkermark (Fors, 2010).

⁶ Satsvis Biologisk Rening (SBR) är ett sätt att rena avloppsvatten biologiskt genom att använda anaeroba, anoxiska och aeroba reaktioner efter varandra. Stegen utförs satsvis under en bestämd tid, varefter slammet får sedimentera och avlägsnas (ITT Corporation, Water & Wastewater, 2008).

Tabell 1. Tabellen visar en översikt över hur de ingående slammen i förestående undersökning behandlats under reningsprocessen samt uppskattad reningsgrad och fosforinnehållande fällningsprodukt. Uppgifter beträffande slammets behandling har givits av Fors (2010), Mörk (2010) & Cimbritz (2010) samt trycksaker från Skara Energi AB (2001) & VA Syd (2010).

Avloppsreningsverk	Glössbo	Horshaga	Källby
Fällningskemikalie	Ca(OH) ₂	PAC (Al ³⁺)	FeCl ₃
P-innehållande fällningsprodukt	Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH)	Al(OH) _{3-x} (H ₂ PO ₄) _x	(FeOH) ₃ (PO ₄) ₂
Direktfällning	X		
Förfällning			
Simultanfällning			
Efterfällning		X	X
Aktivslamanläggning		X	X
SBR		X	
Uppskattad P-reningsgrad	ca 94 %	96 %	95 %

Tabell 2. Tabellen visar en översikt över hur de ingående slammen, i tidigare svenska studier, behandlats under reningsprocessen samt uppskattad reningsgrad och fosforinnehållande fällningsprodukt. Uppgifter beträffande slammets behandling har givits av Gunnarsson (2011), Barmé (2011), Holmström (2010) & Karlsson (2010) samt VA Syd (2010) och Kungsängsverkets hemsida (2010)

Avloppsreningsverk	Nås	Sågmyra	Fagersta	Kungsängsverket	Klaghamns
Studie	Linderholm, 1997	Linderholm, 1997	Linderholm, 1997	Otabbong, 1997	Otabbong 1997
Fällningskemikalie	Ca(OH) ₂	AVR (Al ³⁺ & Fe ³⁺)	FeCl ₃	PIX111 (Fe ³⁺)	FeCl ₃
P-innehållande fällningsprodukt	Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH)	Huvudsakligen Al(OH) _{3-x} H ₂ PO ₄ _x	(FeOH) ₃ (PO ₄) ₂	(FeOH) ₃ (PO ₄) ₂	(FeOH) ₃ (PO ₄) ₂
Direktfällning	*				
Förfällning	*		X	X	X
Simultanfällning	*		X		
Efterfällning	*	X		X	(X)
Aktivslamanläggning	*	X	X	X	X
SBR	*				
Uppskattad P-reningsgrad	*	90 – 95 %	95 – 98 %	98 %	97 %

* Uppgift saknas, avloppsreningsverket nedlagt.

2.5 Slam på åkermark

Enligt jordbruksverkets föreskrifter (SJVSF 2004:62) får avloppsslam läggas på åkermark i en medelgiva som motsvarar 22 kg fosfor per ha och år. Detta räknas ut som ett årsmedelvärde utslaget över en femårsperiod. Mängden får inte överskridas, såvida inte en lägre giva läggs på annan spridningsareal, så att det sammanlagda medelvärdet för gården ändå blir 22 kg per ha. Detta kan jämföras med den högsta angivna rekommendationen för mineralfosfor på 70 kg fosfor per ha och år för potatis på mark med P-AL I (Albertsson, 2009) (tabell 3 och 4). Vid behov kan slamgivan dock kompletteras med mineralgödsel. Samma fosforbegränsning gäller för stallgödsel och andra organiska gödselmedel. För stallgödsel uppskattas andelen oorganisk fosfor uppgå till 90 % i flytgödsel och mellan 50 – 80 % i fastgödsel. Tillgängligheten av fosfor i stallgödsel anses vara lika stor som hos mineralgödsel. Fosfors tillgänglighet i avloppsslam bedöms normalt vara lägre än den hos mineralgödsel (Albertsson, 2010).

Smittskydd är en annan aspekt att ta hänsyn till varför det finns restriktioner för på, och inför, vilka grödor slam får användas (SNFS 1994:2, MS 72).

Slamspridning begränsas även av regler kring markens och det tillförda slamets innehåll av vissa metaller (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni och Zn). Förslag till gränsvärden för svårnedbrytbara organiska föreningar har också tagits fram (Albertsson, 2009).

Tabell 3. Tabellen visar den tillåtna tillförseln av totalfosfor till åkermark via avloppsslam, efter Albertsson (2009). För information om P-AL-klassindelning, se Albertsson (2009)

<i>P-AL-klass</i>	<i>Totalfosfor, kg per ha och år</i>	<i>Totalfosfor, kg per ha och gång</i>
I – II	35	250
III – V	22	160

Tabell 4. Tabellen visar ett utdrag ur Jordbruksverkets riktgivor (kg/ha) för fosforgödning till olika grödor 2010, efter Albertsson (2009)

Gröda	Skördenivå (ton/ha)	Bortförel av fosfor (kg/ha)	P-AL	P-AL	P-AL	P-AL	P-AL	P-AL
			I	II	III	IVA	IVB	V
Vårsäd	5	17	25	20	15	5	0	0
Höstsäd	6	19	25	20	15	5	0	0
Våroljeväxt	2	12	25	20	15	10	0	0
Höstoljeväxt	3,5	21	35	30	25	15	0	0
Slåttervall TS	6	14	25	15	10	0	0	0
Potatis*	30	15	70	50	40	30	15	15
Socketbeta	45	18	35	30	25	20	15	0

*rekommenderad giva räcker till en efterföljande gröda.

2.6 Gödselverkan av slam – tidigare studier

Avloppsslam som gödselmedel är en sedan länge diskuterad fråga. Försök har utförts både i fält och i krukor under varierande tidsspann. Ett problem, då skillnader i fosfortillgänglighet hos olika typer av slam ska studeras, är att information om fällningskemikalie samt efterbehandling av slam, framför allt i äldre försöksbeskrivningar, ibland har utelämnats. Gödselgivans storlek, analysmetod för fosforinnehåll samt huruvida slammet applicerats i vått eller torkat tillstånd varierar också. Uppgifter om hur dessa parametrar skiljer sig åt har dock, till skillnad från slamtyp, angivits i rapporterna.

Försöken har visat att behandling av slam och markens sammansättning har påverkan på halten växttillgängligt fosfor (Andersson, 2009; Otabbong et al., 1997; Otabbong, 1997; Krogstad et al., 2005; Linderholm, 1997). På längre sikt ökar markens förråd av fosfor. Även mull och bördighet ökar (Andersson, 2009; Otabbong et al., 1997). Vad gäller skillnader i fosforgödningseffekt av slam fällda med olika kemikalier jämfört med mineralgödsel, är erfarenheterna inte helt samstämmiga men pH verkar genomgående ha spelat en betydande roll.

2.6.1 Långsiktig påverkan

Den långtidsverkande effekten av slam har undersökts i flera försök. Här har resultaten från tre långliggande, svenska fältförsök studerats närmare: Andersson (2009), Otabbong et al. (1997) och Valdmaa (1971). I alla dessa har slam med järnfällt fosfat använts. De sammanfattande observationerna har visat att markens

förråd av fosfor ökade vid slamtillförsel, så även markens mullhalt och bördighet (Andersson, 2009; Otabbong et al., 1997).

Valdmaa (1971) presenterar ett nioårigt försök, då järnfällt slam (okänd fosforhalt) använts i stråsäd, i kombination med mineralgödsel. Då mineralgödsel inte användes gav slam i genomsnitt 77 % av den skörd som en full NPK-giva gav. Ogödslat led gav 55 % av mineralgödslat led. Vid full NPK-giva gav ytterligare slamtillförsel i genomsnitt 6 % högre avkastning (Valdmaa, 1971). Vad av detta som är en effekt av fosfor går dock inte att säga. Hushållningssällskapet i Malmöhus län driver ett långliggande försök där slam tillförs vart fjärde år i givor om 4 respektive 12 ton TS per ha. Detta motsvarar i genomsnitt 38 och 114 kg fosfor per ha och år. Skördeökningar har visat sig då slamgivor använts tillsammans med olika kombinationer av mineralgödsel (ingen, halv eller hel NPK-giva). Då ett genomsnitt av 1982 – 2008 års skördar från de led som gödslats med 38 kg slamfosfor per ha och år jämfördes med ogödslade led uppvisade de slamgödslade leden en genomsnittlig skördeökning på ca 14 %. För det led som gödslats med 114 kg slam var ökningen ca 30 %. Denna skördeökning verkade till stor del vara en NPK-effekt, men då led som gödslats med full NPK-giva också gödslades med slam syntes en positiv skördeffekt jämfört med led som fått full NPK-giva men inte slamgödslats. Led gödslade med slam motsvarande 114 kg fosfor per ha och år samt full NPK-giva gav i genomsnitt 5 % högre skörd än led gödslade med endast full NPK-giva. Led gödslade med slam motsvarande 38 kg fosfor per ha samt full NPK-giva gav i genomsnitt 4 % högre skörd än led gödslade med endast full NPK-giva (Andersson, 2009). Då ett genomsnitt för samtliga skördar (olika grödtyper) åren 1982 – 2008 redovisas, med vägda medeltal (Andersson, 2009, tabell 5), gav ledet med motsvarande 114 kg fosfor per ha 67 % av skörden från det led som gödslats med full NPK-giva. Ledet som gödsats med motsvarande 38 kg fosfor per ha gav motsvarande 58 % av full NPK-giva.

Slamtillförselns effekt på markens pH varierar mellan studier. Otabbong et al. (1997) angav att slamtillförsel gjorde att markens pH sjönk. Andersson (2009) angav att pH inte förändrades.

2.6.2 Kortare försök i fält och krukor

Nedan presenteras resultaten av tre studier. Slam av olika slag har använts. Resultaten presenteras endast för de slam som fällts med järn, aluminium och kalcium, även om flera slamtyper studerats.

Olika jordar har visat sig reagera olika på slamtillförsel (Otabbong, 1997; Krogstad et al., 2005; Linderholm, 1997). Grödans respons är både slam- och markbe-

roende. Hur slammet behandlas liksom markens innehåll av, och förmåga att, adsorbera fosfor inverkar (Krogstad et al., 2005). Linderholm (1997) framhåller att växternas fosforförsörjning i det längre perspektivet är mer beroende av en riktig helhetsbedömning av jordart-gröda-gödsling än av vilken form fosfor har i gödselmedlet: om marken befinner sig i balans vad gäller kalkning, växtnäring och jordstruktur och klimatet är gynnsamt har det troligtvis ingen betydelse vilken form fosforgödselmedlet har under förutsättning att jorden inte är förorenad med något som hämmar markmikroorganismernas aktivitet.

P-AL och P-HCl ökade generellt vid slamtillförsel (Otabbong, 1997; Krogstad et al., 2005; Linderholm, 1997).

Krogstad et al. (2005) visar att slamtillförsel har påverkat markens pH också under kortare försök (ca 6 mån.). pH sjönk vid tillförsel av järn- och aluminiumrikt slam till lerjord, trots att dessas pH initialt var detsamma eller högre än jordens. Detta antogs bero på bildandet av järn- och aluminiumhydroxider i marken (vilket konsumerar hydroxidjoner och följaktligen höjer vätejonaktiviteten). Vid tillförsel av slam till en moränjord uppstod inte samma effekt. Vidare noterade samma författare att tillgängligheten av slamfosfor ökade då även mineralfosfor tillsattes, vilket antogs bero på tidig rotutveckling vid tillförsel av lättillgänglig näring.

pH påverkar också hur slammet reagerar i marken (Otabbong, 1997; Krogstad et al., 2005; Linderholm, 1997). Otabbong (1997) jämförde i ett krukförsök (rajgräs), fosforpåverkan av järnfällt slam och mineralgödsel vid tre olika pH: 5,0; 6,6 och 7,2. Jorden som användes var densamma (silty clay loam, 34 % ler). För att nå pH 6,6 och 7,2 kalkades jorden. Efter skörd noterades att halten av både lätt- och svårtillgänglig, organiskt bunden fosfor sjönk då pH steg, oavsett om gödsling förekommit eller inte. Förklaringen till detta antogs vara en ökning av mineraliseringen och/ eller en övergång av lösligt mineralfosfor till måttligt lösligt kalciumbundet fosfor till följd av ett ökat pH-värde. Tillförsel av fosfor i form av slam eller mineralgödsel ökade halten lättillgängligt fosfat i både kalkade och okalkade krukor. Efter avslutat försök var halten 37 % och 24 % högre för krukor behandlade med mineralgödsel respektive slam än för ogödslade led. För förrådsfosfor fanns inte detta samband. Halten förrådsfosfor var dock mindre (10 – 20 %) i de jordar som kalkats än de som inte kalkats. Otabbong (2007) noterade också att den järnbundna slamfosfor visade tecken på att omvandlas till växttillgängligt fosfor och att fosforlösligheten kan skilja sig åt mellan slam från olika verk, trots att fällningskemikalien är densamma.

I Krogstad et al. (2005) noterades att slam fällt med järn- och aluminiumsalter (pH ca 7) hade ett lågt fosforgödslingsvärde medan det i kalkat järnfällt slam (pH > 12) gav ett bättre upptag än mineralgödsel. Då motsvarande 60 kg fosfor per ha av respektive gödseltyp applicerades på en moränjord (pH 5,1) skilde sig upptaget från järn- och aluminiumfällt slam knappt från det ogödslade ledet (62 % och 66 % av upptaget av mineralgödsel för järn- respektive aluminiumfällt, jämfört med 63 % för det ogödslade ledet). Det kalkade järnfällda slammet hade däremot ett 25 % högre upptag än det mineralgödslade ledet. Motsvarande värden för en lerjord (pH 6,7) var genomgående högre både i faktiskt upptag och i procent av mineralgödseffekt. En positiv korrelation mellan markens P-AL, i försökets slutskede (efter ca 6 månader), och växtens (rajgräs) fosforupptag noterades.

I ett tvåårigt krukförsök med rajgräs undersökte Linderholm (1997) järn-, aluminium och kalkfällt slam. Givan lades på år ett och motsvarade då 45 kg fosfor per ha. Järnfällt slam hade här signifikant lägre TS-skörd än mineralgödsel år ett. Kalkfällt slam hade i genomsnitt under åren signifikant högre fosforskörd än övriga fosforgödslade led. Jämfört med handelsgödsel gav kalkfällt slam 16 % högre skörd. Järn- och aluminiumfällt slam gav en skörd motsvarande 76 % respektive 91 % av skörden från handelsgödsel. Det ogödslade ledet gav 68 % av skörden från handelsgödsel⁷. En "fosforgödslingsseffekt" (stycke 3.2.2 och 4.3 samt tillhörande tabell) kan beräknas till 149 % för det kalkfällda slammet och 27 % respektive 73 % för järn- och aluminiumfällt slam. Det kalkfällda slammet gav även signifikant högre TS-skörd än övriga led år två. Detta antogs bero på att jorden, från början, hade ett kalkbehov och att jord i kärnförsök tenderar att få låga pH-värden. pH för dessa slam var ej angivet. pH i jorden var initialt ca 5,7 och mullhalten runt 5 %. Jorden i kärnen analyserades inte efter avslutat försök. I ett parallellt treårigt fältförsök redovisar samma författare en signifikant skillnad i fosforupptag (havre) mellan de olika behandlingarna under det första året. Försöket var uppdelat i en kalkad och en okalkad serie. Statistiken baseras på båda dessa. Upptaget av totalfosfor för slam fällt med järn, aluminium och kalk motsvarade 74, 77 respektive 87 % av mineralgödslets fosforupptag. Det ogödslade kontrolledet gav 73 % av mineralgödselupptag. Att slamfosfor inte gav någon effekt antogs bero på torra förhållanden, vilket hämmade mikroorganismers aktivitet. Det kalkfällda slammet gav signifikant högre fosforskörd än kontrolledet utan tillsatt fosfor, vilket inte järn- eller aluminiumfällt slam gjorde. Detta antogs till viss del bero på ett kalkbe-

⁷ Fosforskörd i krukförsök: Kalkfällt slam – 0,0718 g, Handelsgödsel – 0,0619 g, Aluminiumfällt slam – 0,0564 g, Järnfällt slam – 0,0473 g, ogödslat led – 0,0418 g.

hov hos marken. pH i matjorden var initialt ca 5,7. Efter tre år var matjordens pH i genomsnitt 5,8. Där kalkfällt slam använts hade pH stigit till 6,0. För den kalkade varianten av försöket hade pH efter tre år stigit till i snitt 6,1 och i ledet med kalkfällt slam till 6,3. Förutom att kalkning i allmänhet gav högre skörd kunde, vid det tredje årets skörd, inga signifikanta skillnader mellan leden iakttas. Linderholm (1997) noterade högre P-AL (50 %) och P-HCl (100 %) efter slamtillförsel (motsvarande 45 kg fosfor per ha år ett) och ännu högre då marken också kalkats (140 % respektive 130 %).

3 Material och metod

3.1 Krukförsök

Tre typer av avloppsslam undersöktes i kruk- och inkubationsförsök vid två olika pH. Slam tillfördes motsvarande 12 kg totalfosfor per ha. Leden som gödslats med slam jämfördes med kontrollerad som gödslats med givor motsvarande 0, 6 och 12 kg fosfor per ha från handelsgödsel. Då intentionen var att undersöka tillväxtbegränsning av fosfor valdes en jord med lågt P-AL-tal och en låg fosforgiva.

I krukorna planterades engelskt rajgräs (*Lolium perenne*), vilket klipptes två gånger under försökets gång. Kväve, kalium, svavel och mikronäringsämnen tillfördes för att undvika att något av dessa ämnen skulle vara tillväxthämmande. Försöket utfördes i växthus under 11 veckor (v. 31 – 42). Krukorna vattnades två gånger i veckan för att uppnå en vattenhalt motsvarande 70 % av jordens vattenhållande förmåga. Temperaturen i växthuset underskred aldrig 10 °C. Ljuset reglerades ej.

Gräsets biomassa, fosfor- och kväveinnehåll analyserades efter varje klipptillfälle. pH i krukornas jord analyserades vid försökets slut.

pH, P-AL och P-HCl undersöktes i den inkuberade jorden vid försökets slut. Den inkuberade jorden behandlades i enlighet med beskrivningen under rubriken "Förberedelse av jord". Inkubationen pågick parallellt med krukförsöket och under lika lång tid som detta i ett klimatskåp vid 15 °C.

Under försökets gång avlägsnades ogräs om det upptäcktes i ett tidigt stadium men klipptes och räknats med som biomassa om dess längd översteg klipphöjd (3 cm) vid klippning 1. Vid klippning 2 klipptes alla plantor jäms med rötterna.

3.1.1 Förberedelse av jord

Jorden var en sandjord med 5 % ler och 2,2 % mull. Den hämtades från ett skifte på en (ekologisk) gård utanför Mariestad, som vid tidpunkten låg i träda. pH var vid försökets start 6,2 och P-AL 3,0 d.v.s. fosforklass II (Albertsson, 2009).

För att fosfor skulle få tid på sig att frigöras blandades slamprodukterna med jord ca 10 veckor före sådd.

Slamgivan beräknades utifrån fosforhalten i respektive slamtyp (tabell 5) så att en lika stor mängd fosfor (12 kg/ha) doserades till den areal som krukorna motsvarar, oavsett slamtyp. Till de kärl som var användes till inkubering tillsattes en dubbel så stor mängd fosfor, som sedan heller inte späddes ut med jord i ett krukförsök. Denna större dos användes för att säkerställa att eventuella skillnader i P-AL och P-HCl mellan olika led skulle vara stora nog mäta.

Tabell 5. Tabellen visar totalinnehållet av P, N och K, i de studerade fjällningsprodukterna vid försökets start

	P (kg/ton våtvikt)	N (kg/ton våtvikt)	K (kg/ton våtvikt)
Aluminiumfällt slam	7,4	11,3 (varav NH ₄ ⁺ : 4,1)	0,6
Järnfällt slam	8,0	10,4 (varav NH ₄ ⁺ : 3,6)	0,4
Kalkfällt slam	1,8	2,8 (varav NH ₄ ⁺ : < 1)	0,1

Jord vägdes upp och blandades med uträknad mängd slam i 500 ml engångsglas i plast. Då en jämförelse mellan reaktioner vid olika pH skulle göras, beräknades den mängd kalk som behövdes för att höja jordens pH till önskat värde 7,2⁸. En leduppsättning med tre replikat kalkades före tillsats av eventuellt slam, medan en lika stor uppsättning inte kalkades, så att det i varje led fanns en kalkad och en okalkad serie om tre krukor vardera. Mineralgödsel fosfor tillsattes till kontrollleden först i samband med sådd, tillsammans med kväve (N) och kalium (K) som tillsammans med slam innehåller (tabell 5) motsvarande 120 respektive minst 80 kg per ha.

Vatten tillsattes jord-gödselblandningen så att vattenhalten i alla led motsvarade 60 % av jordens vattenhållande förmåga (WHC), vilken uppmättes till 41 %, (Jansson, 1958). Samtliga led vilade först övertäckta med plast för att bibehålla nämnd vattenhalt. Då det visade sig att pH då sjönk avlägsnades plasten varför

⁸ Kalkbehovet beräknades med hjälp av formeln: [mål-pH – pH * (1,9 + ((3,5 * mullhalt) + lerhalt) / 3,8)] med värdena mål-pH: 7,2; pH: 6,2; mullhalt 2,2 %; lerhalt: 5% och omvandlades till mängden 2,621 ton CaO / ha (eller 2,097 g / l jord). Beräkning utifrån basmättnadsgrad, gav ett liknande värde.

jord-gödselblandningarna större delen av tiden stod oövertäckta och varje vecka vattnades så att vattenhalten hölls vid ca 40 – 60 % av WHC.

3.1.2 Sådd

Först vägdes 1,5 kg jord upp i plastkrukor. Denna packades försiktigt genom att krukans upprepade gånger lyftes upp och sedan släpptes från några cm höjd. Jorden fuktades med 1 dl avjoniserat vatten. Ytterligare 1,3 kg jord vägdes upp och blandades med jord-gödselblandningen från ett av de förberedda leden. Mellan 2/3 och 3/4 av denna blandning hälldes i krukans, varpå även den packades på ovan beskrivna sätt. NK-gödsel fördelades jämt över jordytan (så att varje kruka fick 120 kg N och åtminstone 80 kg K inklusive lättillgängligt N och K i slammet), varefter resten av jord-gödselblandningen tillsattes. Krukans vattnades med 3 dl avjoniserat vatten för att åstadkomma en vattenhalt motsvarande 70 % av WHC. Frön (40 st.) fördelades över jordytan och sprayades med 10 sprayningar avjoniserat vatten från en blomspruta. På detta ströddes ca 40 g vermikulit vilken också sprayades med 10 sprayningar avjoniserat vatten. Kruka med innehåll vägdes sedan (målsvikt) och placerades i ett växthus. Vikterna varierade något men höll sig kring 3680 g. De okalkade krukorna såddes den 4 och de kalkade såddes den 5 augusti 2010.

3.1.3 Vattning

Krukorna vattnades två gånger i veckan med avjoniserat vatten till målsvikten (3680 g) så att krukorna vid bevattningstillfällena uppnådde en vattenhalt på 70 % av WHC. Mellan dessa minskade vattenhalten i jorden, på grund av avdunstning och växtupptag, men höll sig med ett undantag över 30 % av WHC. Vid en vattning i veckan tillfördes näringslösning med svavel och mikronäringsämnen (Mg, Fe, B, Cu, Mn, Zn och Mo) till varje kruka, i så stor mängd att dessa inte skulle begränsa tillväxten.

3.1.4 Klippning

Klippning skedde den 9 september och den 21 oktober. Vid den första klippningen klipptes gräset så att den kvarlämnade stubben var tre cm hög. Efter klippningen tillsattes i varje kruka en NK-gödselmängd motsvarande 120 kg N och 80 kg K per ha. Vid den andra klippningen klipptes gräset vid markytan.

3.1.5 Analys av växtmaterial

Gräsklippen lades i märkta, perforerade påsar och torkades sedan i 60 °C i ett dygn. Det torkade gräsklippen analyserades på innehåll av totalfosfor och totalkväve.

Innehållet i varje påse vägdes och maldes i en elektrisk kvarn (*Retsch SM 2000*) med 2 mm såll.

Fosforanalys

Koncentration av fosfor analyserades enligt svensk standard för bestämning av makronäringsämnen i jord och växt genom extraktion med salpetersyra (SS 02 83 11). Torkat, malt gräs, 1 g från varje kruka, vägdes upp och placerades i 50-ml Kjeltec-provrör. Därefter tillsattes 10 ml 65-procentig salpetersyra (HNO_3), varpå proven fick vila över natten. Efter en natts vila värmdes/kokades proven under stegvis ökande temperatur. Under den första timmen var temperaturen $60\text{ }^\circ\text{C}$, under påföljande timme $100\text{ }^\circ\text{C}$ och sedan under två timmar $125\text{ }^\circ\text{C}$. Efter avsvälning tillsattes ytterligare 5 ml syra, varpå proven kokades ånyo i 2 timmar vid temperaturen $125\text{ }^\circ\text{C}$. Efter avsvälning spädde de till 50 ml, med renat destillerat vatten, och filtrerades. Total-P analyserades vid λ 213,617 nm och 214,914 nm med ICP-AES-/ ICP-OES-teknik (inductively coupled plasma atomic emission spectrometry/ inductively coupled plasma optical emission spectrometry) i en *OPTIMA 7300 DV*.

Kväveanalys

Torkat, malt gräs, 0,350 g från varje kruka, vägdes upp i ett keramikskepp. Kvävehalten analyserades med hjälp av torrförbränning i $1050\text{ }^\circ\text{C}$ i en *LECO CN 2000*.

TS

Ett prov om 1 g togs från upprepningarna i varje led. Vid den första klippningen räckte inte provmängden till separata prov från varje kruka, varför ett samlat prov från vardera serien togs. Vid den andra klippningen togs ett prov från varje kruka. Detta vägdes in i eldfasta deglar och torkades i $105\text{ }^\circ\text{C}$ i ett dygn, varpå vägningen upprepades.

3.1.6 Analys av jord

Förbehandling: Jorden torkades i ugn i $60\text{ }^\circ\text{C}$ under ett dygn.

P-AL

Proven analyserades enligt svensk standard (SS 02 83 10). Från varje prov vägdes 3 g jord upp och placerades i en plastflaska varpå 60 ml ammoniumlaktatlösning tillsattes. Blandningen skakades i 90 minuter och filtrerades sedan genom ett filterpapper (Munktell V 00 A) till plastflaskor varpå filtratet analyserades, vid λ 213,617 nm och 214,914 nm, med ICP-AES-/ICP-OES-teknik i en *OPTIMA 7300 DV*.

P-HCl

Proven analyserades enligt svensk standard SS 02 83 10. Jord, 2 g från varje prov, placerades i glasflaskor varefter 50 ml 2 M HCl tillsattes. Blandningen kokades i vattenbad under 2 timmar och omskakades varje halvtimme. Efter avsvälning filtrerades och analyserades blandningen på samma vis som beskrivits ovan för P-AL-analys.

pH (H₂O)

I ett 50 ml Kjeltec-rör placerades 5 ml jord. Rören skakades i 15 minuter efter det att 25 ml avjoniserat vatten hade tillsatts. pH mättes med pH-elektrod efter det att proverna fått vila över natten och sedan omskakats direkt innan mätningen.

3.2 Databehandling och statistik

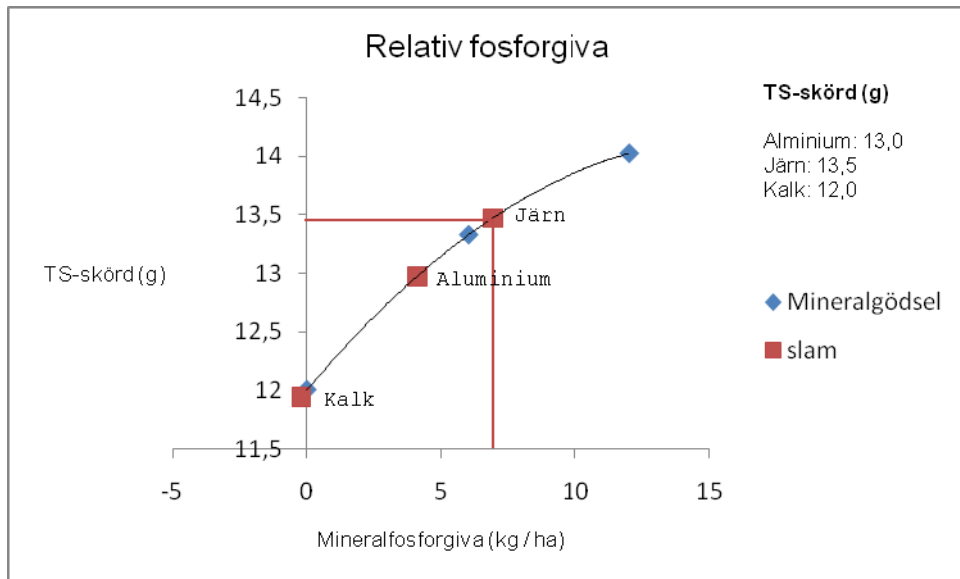
3.2.1 Statistisk analys

Data analyserades statistiskt i *Minitab 16* (ANOVA GLM, parvisa jämförelser och Tukey-test, 95 % säkerhetsnivå, med grupperad information). Jämförelserna gjordes med avseende på led (aluminium, järn, kalk, 1P, 0,5P, 0P) och kalkstatus (okalkat/ kalkat). Parametrar som undersöktes var fosforupptag, kväveupptag, TS-vikt och pH och olika relationer dem emellan.

3.2.2 Beräkning av fosforgödslingsseffekt

Fosforgödslingsseffekten undersöktes efter den andra klippningen (klippning 1 + 2) och beräknades utifrån sammanlagd fosforskörd respektive sammanlagd TS-skörd. Genom att jämföra de slamgödslade ledens skördar med dem från mineralgödselleden (0P, 0,5P och 1P) kunde slammens effekt uttryckas som en ”motsvarande mineralgödselgiva”, d.v.s. som den mängd mineralgödsel det skulle krävas för att

uppnå en likvärdig skörd. Skörderesultaten för fosfor- och TS-skörd (för slamleden) användes som y-värden för att beräkna x, utifrån funktioner som baserats på skörderesultaten från leden 0P, 0,5P och 1P (figur 4). Sammanlagt togs följaktligen fyra funktioner fram: fosforupptag i okalkad serie, fosforupptag kalkad i serie, TS-skörd i okalkad serie och TS-skörd i kalkad serie. Ekvationerna redovisas i stycke 4.3. Slammens fosforgödslingseffekt beräknades sedan som procentandel av totalt tillfört slamfosfor (tabell 10).

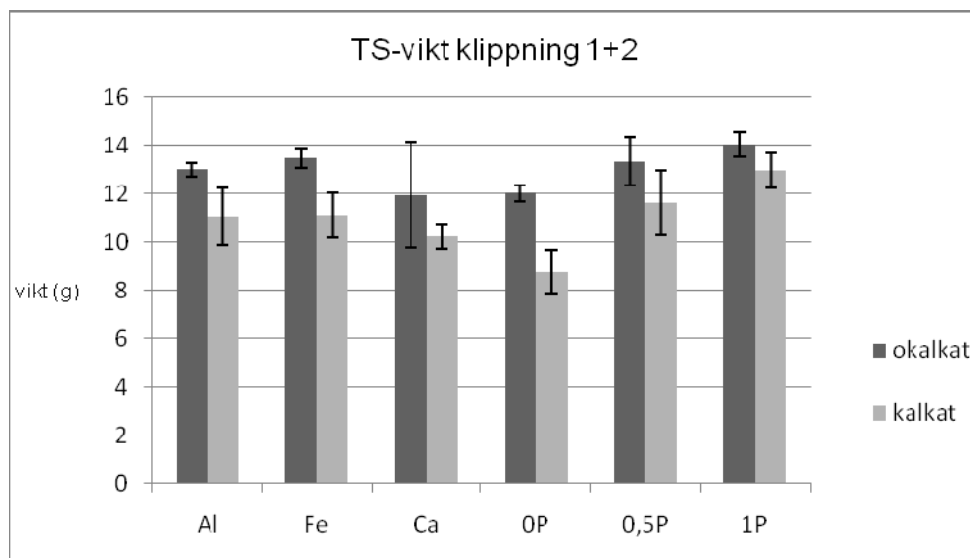


Figur 4. I figuren visas sambandet mellan mineralgödselgiva och slamgiva för den okalkade seriens TS-vikt. Då TS-vikten för respektive slamled sattes som y-värde kunde x-värdet beräknas utifrån en ekvation som fås då TS-vikten i mineralgödselleden plottas mot den mineralgödselgiva de representerar (0, 6 respektive 12 kg fosfor per ha).

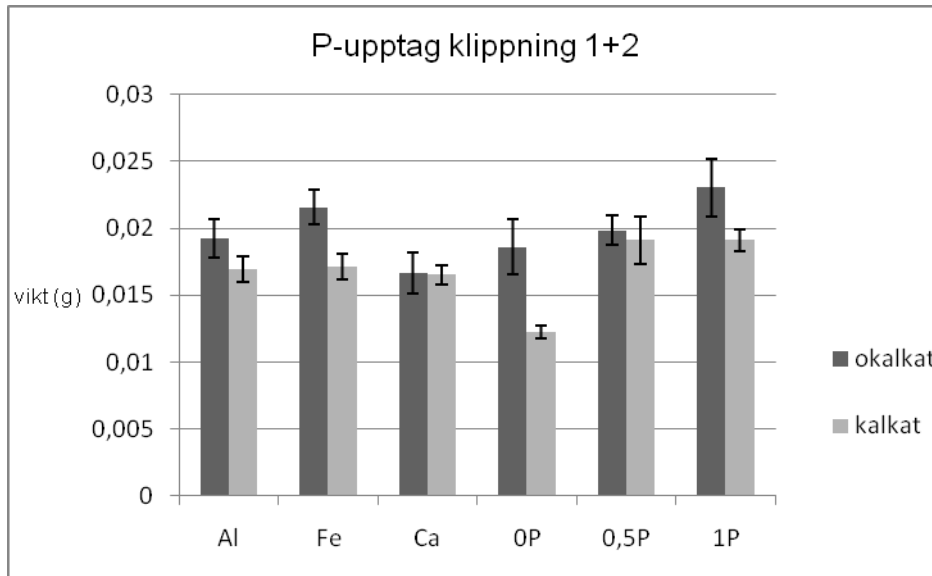
4 Resultat

4.1 Fosfor-, kväve- och TS-skörd

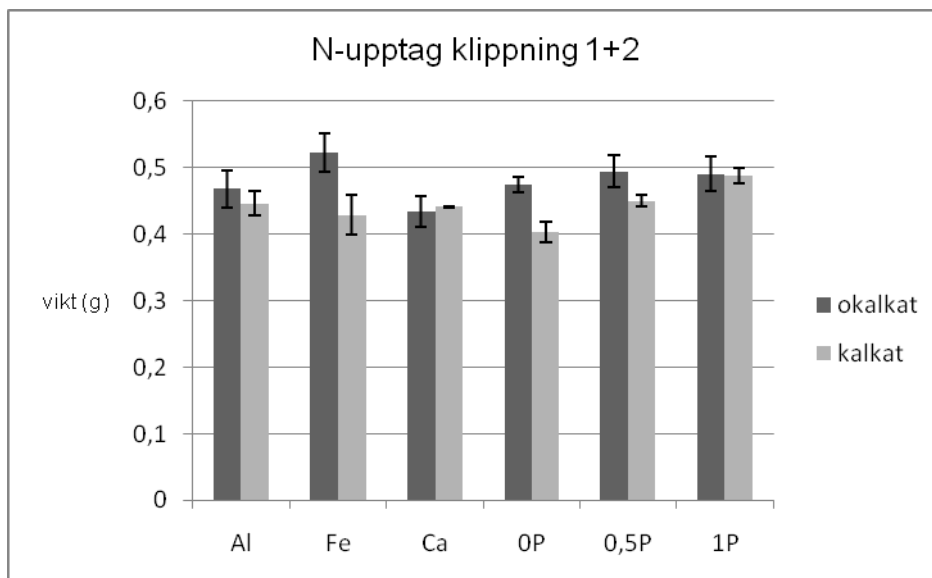
Skördeökningen i de slamgödslade leden varierade mellan 0 – 2 g TS per kruka jämfört med ogödslad led (figur 5), vilket motsvarar 0 – 800 kg TS per ha. Mineralgödselledet med samma fosforgiva fick en ungefär dubbelt så stor skördeökning som de bäst avkastande slamleden. Resultaten för det kalkfällda slammet var mer lika varandra mellan serierna än resultaten för järn- och aluminiumfällt slam (figur 5, 6 och 7) och i den kalkade serien var nivån på slamskördarna mer lika varandra än i den okalkade serien.



Figur 5. Diagrammet visar de sammanslagna medelvikterna i båda klippningarna, för kalkad respektive okalkad serie. Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ ha (0P), 6 kg P/ ha (0,5P) och 12 kg P/ ha (1P). Standardavvikelsen är angiven som y-felstaplar.



Figur 6. Diagrammet visar de sammanslagna medelfosforupptaget i båda klippningarna, för kalkad respektive okalkad serie. Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ha (0P), 6 kg P/ha (0,5P) och 12 kg P/ha (1P). Standardavvikelsen är angiven som y-felstaplar.



Figur 7. Diagrammet visar de sammanslagna medelkväveupptaget i båda klippningarna, för kalkad respektive okalkad serie. Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ha (0P), 6 kg P/ha (0,5P) och 12 kg P/ha (1P). Standardavvikelsen är angiven som y-felstaplar.

Skördarna var genomgående signifikant högre i den okalkade serien. (figur 5, 6 och 7). I övrigt var få skillnader signifikanta. Några samband och tendenser kunde dock iakttas varför vissa icke signifikanta skillnader, som påvisar dessa tendenser, poängteras: Då skördarna från klippning 1 och klippning 2 slagits samman gav det järnfällda slammet generellt högst skördevärden av slammen, tätt följt av det aluminiumfällda slammet (figur 5, 6 och 7). De båda slamtyperna var dock inte signifikant skilda från varandra och inte heller från det kontrollerade som gödslats med 6 kg fosfor per ha. (0,5P) (tabell 6, 7 och 8). Det kalkfällda slammet var aldrig signifikant skilt från det ogödslade ledet (utom för det sammanslagna fosforupptaget i den kalkade serien, där det ogödslade ledet var skilt från alla övriga led). Mineralgödselledet som gödslats med 12 kg fosfor per ha gav vid den första klippningen nästan uteslutande en signifikant högre skörd än övriga led (figur 5, 6 och 7; tabell 6, 7 och 8). Efter den andra klippningen var skörden i detta led inte längre signifikant högre än något av de övriga leden men uppvisade fortfarande generellt sett den högsta medelskörden.

Tabell 6. Tabellen visar signifikanta skillnader mellan leden då båda serierna analyseras tillsammans. Värden som inte delar bokstav är signifikant skilda från varandra. Tabellen läses kolumnvis

Led	Okalkad & kalkad serie tillsammans					
	Klippning 1			Klippning 1 + 2		
	TS-skörd	P-skörd	N-skörd	TS-skörd	P-skörd	N-skörd
1P	A	A	A	A	A	A B
Aluminium	B	B	B	A B C	A B C	A B
Järn	B	B	B	A B	A B	A B
0,5P	B	B	B	A B	A B	A B
Kalk	C	C	C	B C	B C	B
0P	C	C	C	B C	C	B

Tabell 7. Tabellen visar signifikanta skillnader mellan leden i den okalkade serien. Värden som inte delar bokstav är signifikant skilda från varandra. Tabellen läses kolumnvis

Led	Okalkad serie					
	Klippning 1			Klippning 1 + 2		
	TS-skörd	P-skörd	N-skörd	TS-skörd	P-skörd	N-skörd
1P	A	A	A	A	A	A
Aluminum	B C	B C	B C	A	A B	A B
Järn	B C	B C	B C	A	A	A B
0,5P	A B	B	A B	A	A B	A B
Kalk		D	D	A	B	B
0P	C D	C D	C D	A	A B	A B

Tabell 8. Tabellen visar signifikanta skillnader mellan leden i den kalkade serien. Värden som inte delar bokstav är signifikant skilda från varandra. Tabellen läses kolumnvis

Led	Kalkad serie					
	Klippning 1			Klippning 1 + 2		
	TS-skörd	P-skörd	N-skörd	TS-skörd	P-skörd	N-skörd
1P	A	A	A	A	A	A
Aluminum	B	B	B	A B C	A	A B
Järn	B	B	B	A B C	A	B
0,5P	B	B	B	A B	A	A B
Kalk	C	C	C	B C	A	B
0P	C	C	C	C	B	B

4.2 Växtens näringsinnehåll i förhållande till TS

Vid en jämförelse mellan procentuellt fosfor- och kväveinnehåll, av skörden från klippning 1 och skörden från klippning 2, uppvisades mycket få skillnader mellan de undersökta leden (tabell 9).

Förhållandet mellan kväve- och fosforinnehåll

Då kvoten mellan kväve och fosforinnehåll i grödan jämfördes var kvoterna genomgående höga, mellan 21 – 41. Kvoterna var också avsevärt högre efter den första klippningen än vid sammanslagningen.

Tabell 9. Tabellen visar medelvärden av procentandelen kväve och fosfor av torrsubstans för krukorna I-III i respektive led och serie. Värdena från de båda klipptillfällena redovisas i förhållande till den totala vikten av biomassa (TS). Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ha (0P), 6 kg P/ha (0,5P) och 12 kg P/ha (1P)

Slamtyp	Klippning 1				Klippning 2			
	Okalkat		Kalkat		Okalkat		Kalkat	
	N % av TS	P % av TS	N % av TS	P % av TS	N % av TS	P % av TS	N % av TS	P % av TS
Aluminium	5,87	0,15	5,54	0,16	3,03	0,15	3,77	0,15
Järn	5,66	0,14	5,54	0,15	3,42	0,17	3,41	0,16
Kalk	5,78	0,16	5,66	0,14	3,35	0,14	4,12	0,16
0P	5,75	0,14	5,45	0,17	3,53	0,16	4,52	0,14
0,5P	5,71	0,15	5,27	0,17	3,12	0,15	3,63	0,16
1P	5,61	0,19	5,43	0,17	2,78	0,16	2,28	0,14

4.3 Fosforgödslingseffekt

Den kortsiktiga fosforgödslingseffekten av slamfosfor motsvarade vanligen effekten av en 20 – 60 % så stor giva med mineralgödsel fosfor (tabell 10). Skillnaderna mellan leden var större i de okalkade krukorna än i de kalkade. Beräkningarna utfördes enligt beskrivning i stycke 3.2.2. Till fosforupptaget i leden 0P, 0,5P och 1P kunde linjära ekvationer anpassas i både okalkad ($y = 0,0004x + 0,0183$) och kalkad ($0,0011x + 0,0122$) serie. Till TS-skörden fick andragradsekvationer (okalkad: $y = -0,0088x^2 + 0,2736x + 12,001$, kalkad: $y = -0,0209x^2 + 0,5985x + 8,7574$) användas för att bäst passa resultaten.

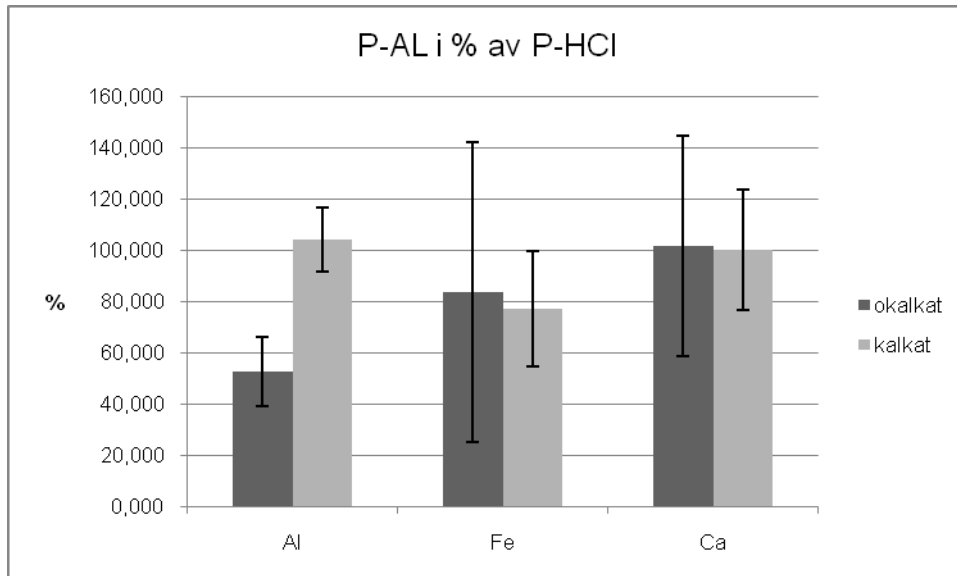
Tabell 10. Tabellen visar medelvärdet för slamledens sammanslagna fosforeffekt efter de båda klippningarna i förhållande till den totala tillförda fosformängden med slam (12 kg/ha). Fosforeffekten har beräknats utifrån fosforupptag och TS-vikt för respektive led och serie. Slamfosfor kommer från slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk

gödseltyp	Fosforupptag (g)		Motsvarar fosforgiva (kg/ha)		Fosforeffekt (%)	
	okalkat	kalkat	okalkat	kalkat	okalkat	kalkat
Aluminium	0,02	0,02	2,45	4,30	20,4	35,9
Järn	0,02	0,02	8,21	4,48	68,4	37,4
Kalk	0,02	0,02	-4,13	3,93	-34,4	32,8
0P	0,02	0,01				
0,5P	0,02	0,02				
1P	0,02	0,02				

	TS-vikt (g)		Motsvarar fosforgiva (kg/ha)		Fosforeffekt (%)	
	okalkat	kalkat	okalkat	kalkat	okalkat	kalkat
Aluminium	13,0	11,0	4,09	4,52	34,1	37,7
Järn	13,5	11,1	6,91	4,71	57,6	39,2
Kalk	11,9	10,2	-0,21	2,70	-1,72	22,5
0P	12,0	8,78				
0,5P	13,3	11,6				
1P	14,0	12,9				

4.4 P-AL och P-HCl

Då resultatet från både kalkad och okalkad serie analyserades tillsammans var slammens P-AL-medelvärden mellan 10 – 16 mg 100g⁻¹. Det ogödslade ledets var 3 mg 100g⁻¹. P-HCl hade motsvarande värden för slamled mellan 50 – 55 mg 100g⁻¹ och för ogödslat led 40 mg 100g⁻¹. P-AL var signifikant högst för jorden som gödslats med kalkfällt slam och generellt signifikant högre i kalkad än i okalkad jord. Då serierna analyserades var för sig var tendenserna desamma. Figur 8 visar relationen mellan P-AL och P-HCl i respektive led. Det aluminiumfällda slammet i kalkad jord gav högst procentuell P-AL-andel av P-HCl men inga av leden kunde signifikant skiljas åt. Det kalkade aluminiumfällda slammet kunde signifikant skiljas från det okalkade ($p = 0,008$).



Figur 8. Figuren visar ett medelvärde för relationen mellan slammens P-AL och P-HCl i inkubationsförsökets slamled. För att undersöka endast effekten av slammet har P-AL och P-HCl för det ogödslade kontrolledet dragits bort från respektive led. Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Jordarna har inkuberats under lika lång tid som försöket pågick. Standardavvikelsen är angiven som y-felstaplar.

4.5 pH

pH i kalkad jord var signifikant högre (0,3 enheter) än pH i okalkad jord i både försökskrukor och inkuberad jord (tabell 11).

Medel-pH för de okalkade försökskrukorna var 5,8 och för de kalkade 6,2. Medel-pH för den inkuberade jorden var lägre med värden på 5,5 för okalkad jord och 5,9 för kalkad.

Tabell 11. Tabellen visar ett medelvärde av uppmätt pH för respektive led, i kalkade och okalkade krukor, samt för inkuberad jord som fått samma behandling som jorden i försökskrukorna aluminium, järn, kalk och 0P. Jorden inkuberas under lika lång tid som försöket pågick. Slamleden är gödslade med så mycket slam att givan ska motsvara 12 kg P/ ha och består av slam där fosfor är utfällt med aluminium, järn och kalk. Kontrollleden är gödslade med mineralgödsel i givor motsvarande 0 kg P/ ha (0P), 6 kg P/ ha (0,5P) och 12 kg P/ ha (1P).

Led	pH			
	Okalkade krukor	Okalkad inkubation	Kalkade krukor	Kalkad inkubation
Aluminium	5,7	4,8	6,2	5,0
Järn	5,7	4,8	6,2	5,2
Kalk	6,4	7,4	6,5	7,3
0P	5,7	5,2	6,2	5,9
0,5P	5,6		6,1	
1P	5,7		6,1	
Medelvärde:	5,8	5,5	6,2	5,9

5 Diskussion

5.1 Grödans hälsa - relationer mellan kväve och fosfor

Güsewell (2004) presenterar, i en genomgång av ett stort antal försök där N:P-kvoten från många olika terrestra växter har undersökts, att $20 < N:P < 10$ på vegetationsnivå ofta medför en begränsad biomassaproduktion. Enligt Koerselman & Meuler (1996) innebär $N:P > 16$, även här betraktat på vegetationsnivå, att fosfor begränsar produktionen och $N:P < 14$ att kväve är den begränsande faktorn.

I den aktuella undersökningen låg skördekvoterna med god marginal uteslutande över 16, vilket enligt Koerselman & Meuler (1996) tyder på att fosfor, snarare än kväve, begränsar produktionen. Kvoter bör dock användas med försiktighet (Epstein & Bloom, 2005; Halvin et al., 2005) då de endast redovisar relationen mellan två ämnen. Detta innebär bland annat att resultatet, vid en jämförelse, kan bli samma kvot både vid optimal koncentration av de båda ämnena och då det finns för hög eller låg koncentration av dessa båda (Halvin et al., 2005). Relationen mellan kväve och fosfor varierar också mellan arter och även under växtens olika utvecklingsstadier (Güsewell, 2004).

Enligt analysresultaten (tabell 9) uppgick dock fosforkoncentrationen i växtvävnaden maximalt till 0,19 % av TS-vikten (1P, okalkat) varför man också med ledning av värden presenterade i tabell 12 (undantaget Epstein & Bloom: ”koncentrationsspann i odlingsväxter”) kan anta att försöksgrödan genomgående var tillväxtbegränsad av fosfor.

Tabell 12. Tabellen visar en sammanställning av gränsvärden över fosfor- och kvävekoncentrationer i växtvävnad, funna i studerad litteratur

Källa	Typ av värde	% N av TS	% P av TS
Barker & Pilbean, 2007	Örtartade monocot. (blad)	1,6 – 2,4*	-
Bergmann, 1992	Lolium sp., adekvat koncentrationsspann	3,00 – 4,20	0,35 – 0,50
Fogelfors, 2001	Tröskelvärde för normal utveckling i odlingsväxter	1,5	0,2
Epstein & Bloom, 2005	Tröskelvärde, konc. i vävnad (blad)	1,5	0,2
Epstein & Bloom, 2005	koncentrationsspann i odlingsväxter	0,5 – 6	0,15 – 0,5
Mengel & Kirkby, 1987	N: Innehåll i torrt växtmaterial. P: Koncentrationsspann i spannmål och vall vid adekvat tillgång på näringsämnen	2 – 4	0,3 – 0,4

*Optimum för maximal skörd eller "god tillväxt" varierar med art, ålder, del av växt och andra faktorer. som tröskelvärde för otillräcklig koncentrationen anges, liksom hos Epstein & Bloom och Fogelfors, 1,5 % av TS. Då koncentrationen är > 4 % av TS lyxkonsumerar växten N.

Kvävetillgången tycks alltigenom ha varit god då det lägsta genomsnittliga värdet uppmätt från växtproverna var 3,03 % och många värden ligger över 5 % av TS-vikten.

Även om det inte tydligt syns på ovan presenterade kvoter och ämneskoncentrationer ser kalkning i detta försök ut att ha hämrat upptaget av fosfor. Detta då fosfor- kväve och TS-skörd generellt såg bättre ut i de krukor som inte kalkats (se figur 5, 6 och 7) och det kalkfällda slammet gav lägst skörd av slamleden och inte var signifikant skilt från det ogödslade ledet.

5.2 Gödslingseffekt

Vid beräkning av fosforgödslingseffekten (resultat presenterade i tabell 10) utifrån fosforupptag och TS-vikt var skillnaderna mellan leden större mellan okalkade än kalkade krukor. Detta kan förklaras med hjälp av ovanstående antagande om att kalkning i detta försök har hämrat grödans förmåga att ta upp fosfor. I den okalkade serien kalk-hämmades endast det led som gödslats med kalkfällt slam. Till följd av detta blev skillnaderna mellan det led som gödslats medan kalkfällt slam

och de två övriga slamgödslade leden stora. I den kalkade serien hämmades fosforupptaget i alla led, varför avkastningen där blev mer likartad mellan leden.

Gödslingseffekten såg ut att vara störst för det järnfällda slammet i jord som inte kalkats. Detta, liksom den lägre effekten av kalkfällt slam som diskuteras nedan, stämmer överens med iakttagelserna i resultatbeskrivningen.

Det kalkfällda slammet i den okalkade serien visar en negativ effekt (tabell 10) och har skördevärden för fosfor, TS- och kväveskörd som oftast inte signifikant kan skiljas från det ogödslade ledets. Fosforeffekten från det kalkfällda slammet behöver i realiteten kanske inte vara negativ men väl skild från den av aluminium- och järnfällt slam. Även i de kalkade krukorna där fosforeffekten ser ut att vara mer lika mellan leden, skulle ledet med kalkfällt slam kunna tyckas ha givit en något lägre effekt. Värt att poängtera är dock att det endast var skördevärdet från ett av leden med kalkfällt slam i den okalkade serien som väsentligen skilde sig från övriga skördevärden med ett lägre resultat. Detta förklarar varför inga signifikanta skillnader för TS-skörd kunde ses i det sammanslagna skörderesultatet (tabell 7) trots att medelvärdena skiljer sig märkbart åt mellan slamleden (figur 5).

Den negativa kalkeffekten kan tyckas vara förvånande vid betraktande av uppmätta pH-värden (tabell 11) i försökskrukorna. pH-värden mellan 6 och 7 (enligt stycke 2.2.1 ovan) brukar vanligen ses som det spann där fosfor är mest växttillgängligt i marken och kalkning betraktas traditionellt som en, för växtnäringstillgängligheten, positiv odlingsåtgärd. Detta kommer vidare att diskuteras i stycke 5.3.2 nedan.

5.3 P-AL, P-HCl och pH

5.3.1 P-AL och P-HCl

Då lika mycket fosfor ska ha tillförts alla slamled (12 kg per ha) borde P-HCl inte skilja sig markant mellan leden. Så var heller inte fallet. För att korrigera för eventuella skillnader i fosfortillförsel till följd av brister i metoden för analys av totalfosfor jämfördes P-AL talet i relation till P-HCl. Det led med störst andel P-AL av P-HCl i inkubationsjorden borde teoretiskt ha fått den största skörden från försökskrukorna. Andelen P-AL av P-HCl (figur 8) skiljer sig inte signifikant åt mellan slamleden. För det aluminiumfällda slammet fanns en signifikant skillnad mellan de båda serierna där den kalkade uppvisade en högre P-AL-andel av P-HCl än den som inte kalkats. I krukförsöket uppvisade dock det aluminiumfällda slammet en större fosforskörd då det inte kalkats.

P-AL-värdet var signifikant högre för slamgödslade jordar än kontroll (undantaget aluminiumfällt slam kalkad serie), högst för jorden som gödslats med kalkfällt slam och generellt signifikant högre i kalkad än i okalkad jord. Detta överensstämmer med observationer i studerad litteratur: Otabbong (1997), Krogstad et al. (2005) och Linderholm (1997) angav alla att P-AL (och P-HCl) generellt ökade vid slamtillförsel. Linderholm (1997) angav även en större ökning då pH också höjts. Otabbong (1997) redovisar (avsnitt 2.6.2) att en pH-höjning (från 4,5 till 6,5 eller 7,2) påverkade den organiskt bundna fosfor: efter avslutat krukförsök hade båda poolerna minskat, vilket antogs antyda ett upptag i försöksgrödan. Detta skulle innebära att förrådsfosfor omvandlats till lösligt fosfor. I ett inkubationsförsök skulle detta sannolikt visa sig i ett höjt P-AL-värde.

Då innehållet av lättillgänglig fosfor undersöks med P-AL-metoden är det dock viktigt att pH i marken inte är för högt, eftersom fosfor vid höga pH-värden även finns bundet i form av kalciumvätefosfat. Detta löses upp av ammoniumlaktat men är inte växttillgängligt. På grund av detta avviker analysvärdet mycket från den sanna fosfortillgängligheten (Mattsson, 2011). Resultatet för P-AL-analysen av det kalkgödslade inkubationsledet bör därför sättas inom parentes.

5.3.2 pH

pH anses enligt studerad litteratur (avsnitt 2.2.1 och 2.6.2) vara av stor betydelse för tillgängligheten hos slamfosfor och fosfor i marken i allmänhet. Medel-pH för den okalkade serien var, efter avslutat försök, 5,8 och för den kalkade serien 6,2. Då dessa värden jämfördes med startvärdet på pH 6,2 i okalkad jord och förväntat pH 7,2 efter kalkning av jorden syntes att pH i krukorna hade sjunkit. Produktion av växtbiomassa är i sig en försurande process då katjonupptaget är större än anjonupptaget, och växten för varje katjon den tar upp utsöndrar en vätejon för att upprätthålla elektronegativitet. Nitrifikation är också en försurande process som antas ha pågått. Även mikrobiell nedbrytning verkar pH-sänkande då koldioxid produceras. Linderholm (1997) antyder också att pH-sänkningen i krukor tenderar att bli mer uttalad. Koncentrationen rötter i förhållande till jord blir betydligt högre än i fält.

pH i inkubationskärnen var generellt lägre än pH i försökskrukorna med medelvärden på 5,5 i okalkad serie och 5,9 i den kalkade. Detta kan, till viss del, förklaras av att det i inkubationskärnen fanns en större andel slam i förhållande till jordmängd, om man antar att de järn- och aluminiumfällna slammen har en försurande effekt. Det kalkfällda slammet hade en tydligt pH-höjande effekt. Sannolikt fanns en del släckt kalk (fällningskemikalien) som inte fällt ut fosfor kvar i slammet.

Skillnaden i pH (mellan serierna) var lägst mellan leden med kalkfällt slam (tabell 8). Detta kan antas bero på att en större mängd kalk tillförts med det kalkfällda slammet än vad som tillförts via den kalkning som var tänkt att höja pH i den kalkade serien. Att effekten var större i inkubationskärlen beror på att koncentrationen av kalkfällt slam i jorden blev mycket högre än i försökskrukorna (stycke 3.1).

I teorin är optimalt pH för reaktionen då fosfor fälls ut med trevärt järn och aluminium enligt Linderholm (1997) 6,0 – 6,5. Enligt formlerna för fällningsreaktionerna (se avsnitt 2.3.2) borde den kemiska jämvikten vid ett lägre pH än i detta spann förskjutas så att reaktionerna går åt vänster, och salterna därigenom lösas upp så att fosfor frigörs. Ett pH på 5,8 (okalkad serie) skulle i så fall kunna antas ge en bättre löslighet av fosfor än 6,2 (kalkad serie). I det led med järnfällt slam som givit den högsta medelskörden fosfor ligger pH mellan 5,6 – 5,7. Det kalkfällda slammets fällningsprodukt ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 / \text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$) ska teoretiskt, enligt Linderholm (1997) och Ricklefs (2007), vara lösligt då $\text{pH} < 8$, med en ökande löslighet vid sjunkande pH. Då slammet i detta fall har blandats med jord måste dock marksystemets reaktioner involveras i förklaringen. Lösligheten av fosforföreningarna i slammet kommer att ställa in sig en jämvikt med sekundärmineral i marken. Denna jämvikt kommer till att börja med att inställa sig med mer lösliga mineral för att efter hand, i och med fosfors åldrande, styras av jämvikten med mer svårösliga sådana (Simonsson, 2011). I marksystemet ökar lösligheten (aktiviteten) hos fosfater (H_2PO_4^- och HPO_4^{2-}) bundna till järn och aluminium generellt med stigande pH, i motsats till hur lösligheten ser ut om enbart slammet betraktas. Lösligheten för fosfater bundna till kalcium följer samma mönster som tidigare beskrivits och ökar alltså med ett sjunkande pH från pH 8. Ett lägre pH ser ut att ge större fosfortillgänglighet vid jämviktsreaktioner med de mer lösliga mineralen (Havlin et al., 2005, sid. 169 fig. 5-8).

Hylander (1995) anger att kalkning i ett krukförsök gav en minskad skörd (korn) på en näringsfattig sandjord med pH 6,2 (mullhalt: 5,5 %, ler: 9,4 %). Detta förmodades bero på att kalken kom att bilda svårösliga kalciumfosfater och på så sätt hindrade fosfor från att tas upp av grödan. Effekten observerades inte på en sandjord med lägre pH (5,2), där kalkning i stället gav positiv effekt, och inte heller på två lerjordar som också ingick i försöket. Manganupptaget påverkades negativt av kalkning på alla jordar. På den näringsfattiga sandjorden visade sig fosfortillförsel öka upptaget av mangan i kornkärnan. Detta samband var dock inte signifikant. Senare pH-värden angavs ej.

Trots att jorden i det aktuella försöket har en lägre mull- och lerhalt är den annars relativt lik denna jord med negativ kalkpåverkan. En teori för att förklara kalkeffekten kan alltså vara att fosfor bundits hårt till kalcium vid det högre pH-värdet. Negativ grödpåverkan till följd av manganbrist förknippas oftare med stråsäd (Fogelfors, 2001) men möjligtvis skulle också manganupptaget kunna ha begränsats då försöket redan från början var fosforbegränsat. Det är också känt att kalkning till en början kan ha en negativ effekt på fosfortillgängligheten (Börling, 2011).

Försök i studerad litteratur där slam fällt med järn, aluminium och kalk använts som gödselmedel visar sig inte samstämmiga gällande ett ”bästa” fosforupptag, slam, pH eller en ”bästa relation” dem emellan. Skillnader har visats mellan olika typer av jordar, slamtyper och även mellan slam som fällts med samma typ av kemikalie då den använts på olika verk, trots att behandlingarna av slammen är relativt lika (tabell 2). För att förstå indikationen som ett pH-värde eller en pH-förändring ger måste man alltså också ta många andra aspekter i beaktande.

5.4 Slam som gödselmedel

Enligt tidigare långliggande försök ger slamtillförsel till åkermark en skördehöjande effekt utöver den som mineralgödsel ger (Andersson, 2009; Valdmaa 1971). Denna är dock inte kopplad till en fosforeffekt och därför inte av egentligt intresse här. Då endast slam använts gav det lägre skörderesultat än mineralgödsel.

Enligt resultaten från det aktuella försöket har slamgödsel ett lägre fosforgödslingsvärde än mineralgödsel. Detta är också i överensstämmelse med resultaten från Otabbong (1997), Krogstad et al. (2005) och Linderholm (1997). Fosforskörden i dessa undersökningar varierade mellan 62 % av mineralgödselskörden och 25 % över den från mineralgödsel. Fosforskörden varierade också beroende på fällningskemikalie. Detta syns även efter en relativt kort tidsperiod enligt resultaten från det aktuella försöket. Under betingelserna för det aktuella försöket visade sig järn- och aluminiumfällt slam ha bättre fosforeffekt än slam som fällts med kalk. Skillnaderna var dock inte alltid tydliga. Skörden (TS, fosfor och kväve) var, för järn- och aluminiumfällt slam sällan signifikant skild från resultatet av det led som gödslats med en giva motsvarande hälften så mycket fosfor från mineralgödsel. Det kalkfällda slammets skörderesultat var sällan signifikant skilt från det ogödslade ledets resultat. I Linderholms (1997) krukförsök var ordningen den omvända: fosforgödslingseffekten var överlägset bäst för kalkfällt slam, följt av aluminiumfällt och slutligen järnfällt slam (stycke 2.6.2).

Variationerna i fosfortillgänglighet ser genomgående ut att vara relativt stora, både på kortare och längre sikt. En generell klassning för allt avloppsslam på alla jordar, avseende fosforrestriktioner (se stycke 2.5), riskerar därför att vara ett något trubbigt redskap att använda vid beräkning av adekvata gödselgivor.

Sammanfattningsvis kan sägas att förmågan hos växten att ta upp fosfor från slam beror på en rad olika kemiska och biologiska förhållanden i marken. Med gödsling och kalkning förändrar man ämnessammansättningen och därmed förutsättningarna för dessa. Gödslingseffekten skiljer sig åt mellan då olika typer av slam och även om gödselmedel och kalkningsmedel är de samma kan effekten av dem bli olika på olika jordar.

Slutsatser:

Avloppsslam hade en kortsiktig fosforeffekt där tillförd slamfosfor vanligen motsvarade 20 – 60 % av en lika stor giva med mineralgödsel fosfor.

Järn- och aluminiumfällt slam hade under förutsättningarna för detta försök en högre kortsiktig fosforgödslingseffekt än kalkfällt slam, troligtvis beroende på kalkens negativa effekt på fosforupptaget.

Den okalkade serien gav en högre skörd än den kalkade. Sannolikt begränsades alltså fosforupptaget av kalk.

Slammen höjde P-AL i varierande grad men detta speglade inte variationerna i fosforgödslingseffekt.

5.5 Svagheter, felkällor och fortsatta studier

Då pH inte mättes, efter det att kalkmedel tillsatts för att höja detta, kan det inte med säkerhet fastställas att det kalkade ledets pH nådde upp till värdet 7,2. Att så skett har dock antagits vid tolkning av resultaten. pH mättes heller inte kontinuerligt under försökets gång varför pH-förändringar mellan försökets början och slut inte finns detekterade.

Markens förråd av lättillgänglig fosfor kunde inte korrekt mätas med P-AL-metoden i de led där kalkfällt slam använts som gödselmedel. Detta borde ha kunnat förutses då det kalkfällda slammet förväntades höja pH väsentligt. Denna fel-

bedömning resulterade i att mätvärden från de båda leden med kalkfällt slam inte kunde räknas som tillförlitliga.

Med anledning av kalkeffekten i det aktuella försöket och de observerade skillnaderna i kalkeffekt mellan olika jordar i Hylander (1995) vore det intressant att se om denna skulle förändras vid användande av en annan jordtyp eller en jord som kalkats betydligt tidigare; det bör poängteras att resultaten från detta försök inte kan betraktas som representativa för Sveriges åkermarker i stort. Slammens fosforeffekt i relation till kontrolleden i respektive serie bör dock kunna antas vara relevant även för andra jordar där fosfor är begränsande, undantaget ledet med kalkfällt slam som kan vara mer gynnsamt under andra förhållanden.

Det hade också varit intressant att mäta halter av mikronäringsämnen i grödan för att åskådliggöra om en eventuell brist, trots kontinuerlig tillförsel, bidragit till den kalkade seriens hämmade tillväxt.

Litteraturlista

- Albertsson, B. (2009). Riktlinjer för gödning och kalkning 2010. Jordbruksverket. Jordbruksinformation 13 – 2009. ISSN 1102-8025, JO09:13.
- Andersson, P.-G. (2009). Slamspridning på åkermark, fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2008. Nr 15 Hushållningssällskapens rapportserie.
- Barker, A. V. & Pilbeam, D. J. Ed. by (2007). Handbook of Plant Nutrition. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group. ISBN 0-8247-5904-4
- Bergmann, W. Ed. by, (1992). Nutritional Disorders of Plants 3d ed. Jena: Gustav Fischer Verlag. ISBN 3-334-60423-3
- Bøen, A. (2010). Fosfor i avloppsslam – fraksjonering og plantetilgjenglighet. Bioforsk Rapport 5 (62)
- Eriksson, J. (2001). Halter av 61 spårämnen i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket Rapport 5148.
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2005). Wiklanders marklära. Lund: Studentlitteratur.
- Eriksson, J., Mattsson, L. & Söderström, M. (2010). Tillståndet i svensk åkermark och gröda. Data från 2001-2007. Naturvårdsverket Rapport 6349. ISSN 0282-7298.
- Epstein, E. & Bloom, A. J. Ed by. (2005). Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspective. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates. ISBN 0-87893-172-4
- Fogelfors, H. Red. (2001). Växtproduktion i jordbruket. Borås: Natur och Kultur/LTs förlag. ISBN: 91-27-35292-7.
- Gustavsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I. (2007). Soil and water chemistry. Department of land and Waterresources Engineering, KTH. Stockholm: Universitetservice AB.
- Güsewell, S. (2004). N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164, 243 – 266.

- de Haan, S. Results of large-scale field experiments with sewage sludge as an organic fertilizer for arable soils in different regions of the Netherlands. I *Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications*, 57 – 72. Ed by Williams, J. H., Guidi, G. And L’Hermite, P. (1985). London; Elsevier Science cop.
- Havlin, J. L., Beaton, J. D, Tisdale, S. L., Nelson, W. L., (2005). *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. 7th ed. New Jersey: Person Prentice Hall. ISBN 0-13-027824-6.
- Hanæus, J., Hanæus, Å. & Zhang, W. (2009). Fällningsdammar – nuläge och framtid. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2009-16
- Hylander, L., (1995). Inconsistent liming effects: a causal study. Department of Soil Sciences. Reports and Dissertations nr 25, Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Jansson, S. L. (1958). Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralisation-immobilization relationships. *Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler*, 24, 101-361.
- Johnston, A. E. & Richards, I. R. (2003). Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. *Soil Use and Management* 19, 45-49.
- Kemira Kemi AB, division Vattenvård. (1990). Handbok i Vattenvård. Helsingborg, kapitel 1 & 3: 3 – 74 & 103 – 125.
- Kemira Kemwater (2010). Hansen, B. Grundkurs i kemisk fällning 3. [<http://www.kemira.com/regions/sweden/se/media/kemiskf%C3%A4llning/grundkurs/Pages/default.aspx>] 2010-09-26. Artikeln har tidigare varit publicerad i Vattenspegeln nr. 3/1997.
- Kirchmann, H., Nyamangara, J. & Cohen, Y. (2005). Recycling municipal wastes in the future: from organic to inorganic forms? *Soil Use and Management* 21, 152-159.
- Koerselman, W. & Meuler, A. F. M. (1996). The Vegetation N:P Ratio: a New Tool to Detect the Nature of Nutrient Limitation. *Journal of Applied Ecology* 33 (6), 1441 – 1450.
- Krogstad, T., Sogn, T. A., Asdal, Å. & Sæbø, A. (2005). *Ecological Engineering* 25, 51-60.
- Levin, E., Westlund, L. & Hultman, B. (2006). Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen. 1996 08 VAV-FORSKs Rapportserie, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.
- Linderholm, K., (1997) Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska. VA-FORSK rapport 1997-6. Stockholm: VAV AB
- Mengel, K. & Kirkby, E. A. (1987) *Principles of Plant Nutrition*, 4th ed. Bern: International Potash Institute.

- Nziguheba, G. & Smolders, E. (2008). Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the Total Environment* 390, 53-57.
- Otabbong, E., Persson, J., Ikaimenko, O. & Sadovnikova, L. (1997). The Ultuna long-term soil organic matter experiment, II. Phosphorus status and distribution in soils. *Plant and Soil* 195, 17-23.
- Otabbong, E. (1997). Agronomic Value and Behavior of Sewage Sludge P in Incubation and Pot Experiments. Reports from the Department of Soil Sciences 30. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Paul, A. E., ed. by (2007). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*, 3^d ed. Oxford: Academic Press.
- Ricklefs, R. E. (2007). *The Economy of Nature*, 5th ed. New York: W. H. Freeman and Company
- Taiz, L. & Zeiger, E. (2006). *Plant Physiology*, 4th ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.
- Skara Energi AB, 2001
Horshaga avloppsreningsverk. (2001). Informationsbroschyr från Skara Energi AB.
- Valdmaa, K. (1971). Avloppsslammets användning inom jordbruket. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift* 110, 32-46.
- VA Syd, 2010
[<http://www.vasyd.se/sjalvservice/Pages/Broschyrrer.aspx>] 2010-11-04
[Informationsbroschyr om Klaghamns Avloppsreningsverk](#)
[Informationsbroschyr om Källby Avloppsreningsverk](#)
- Øgaard, A. F., Grønsten, H. A., Sveistrup, T., Bøen, A., Kværnø, S., Haraldsen, T. K. (2008). Potensielle miljøeffekter av å tillføre avløpslam til jordbruksarealer. Bioforsk-rapport 59.
- Elektroniska källor*
- Cirkulation VA-tidningen, 2010
[<http://www.cirkulation.com/2010/03/fran-branschen-aterforing-av-fosfor-kommer-att-ske-med-olika-metoder/comment-page-1/>] 2011-01-15
- GeoNord – Geologiska och mineralogiska termförklaringar, 2010
[<http://www.geonord.org/edu/ordf.html>], 2010-10-10
- Dagens Nyheter 2009
[<http://www.dn.se/opinion/debatt/avloppsslam-en-cancerfara-som-forfiftar-vara-akrar-1.847230>]
- Foreign Policy, 2010
[http://www.foreignpolicy.com/articles/2010/04/20/peak_phosphorus] 2010-10-12

- ITT Corporation, Water & Wastewater, 2008:
[http://www.itttreatment.com/se/sbr_activated_sludge_treatment.aspx] 2010-11-19
- Kemikalieinspektionen, 2010: [http://www.kemi.se/templates/Page_____2823.aspx] 2010-10-08
- Kungsängsverket, 2010
[<http://www.uppsalavatten.se/sv/Omoss/Verksamhet-Drift/Avloppsvatten/Kungsangverket/>] 2010-09-27
- Markinfo
[<http://www.markinfo.slu.se/sve/kem/totkem/p.html>] 2010-10-02
- Naturvårdsverket, 2009:
a)[<http://www.naturvardsverket.se/se/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Avloppsslam/Behandling-av-avloppsslam/>] 2010-10-14
b)[<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Avloppsslam/Anvandningsmojligheter-for-avloppsslam/>] 2010-10-15
- Naturvårdsverket, 2010
a)[<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Avloppsslam/Miljokvalitetsmal-for-avloppsslam/>]
b)[<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Avloppsslam/Siffror-om-avloppsslam/>]
c)[http://www.naturvardsverket.se/upload/30_global_meny/02_aktuellt/yttranden/Sa_har_vill_vi_aterfora_mer_fosfor_till_kretsloppet/Bil2-1_Rev_resurser_tillgang_kvalitet.pdf] 2010-10-10. Steen, I. (2009). Fosfor – resurs, tillgång, kvalitet. PM
- The New York Times, 2010
[<http://ideas.blogs.nytimes.com/2010/04/27/peak-phosphorus/>] 2010-10-12
- Stockholm Vatten, 2010
[<http://www.stockholmvatten.se/sv/Vattnets-vag/Avloppsvatten/Reningsverk/Processer/>] 2010-09-27: [Ladda ner \(.pdf, 289 kb\)](#)
- Svenskt Vatten, 2010
[http://www.svenskvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx] 2010-10-12: [Läs förslaget till nya REVAQ-regler](#)
- Sustainable Phosphorus Futures, 2010
[<http://phosphorusfutures.net/peak-phosphorus>] 2010-10-12
- Yara.se, 2010
[http://www.yara.se/media/news/news_2010/fertilizer_market.aspx] 2010-10-12

TV

Vetenskapens Värld. Del 13 av 18: Naturens resurser sinar. SVT 2. 2010-11-15

Muntliga källor

Albertsson, Bertil (2010) växtnäringsenheten, Jordbruksverket

Barmé, Solveig (2011) anläggningsansvarig, Fagersta avloppsreningsverk

Börling, Katarina (2011) växtnäringsenheten, Jordbruksverket

Cimbritz, Michael (2010) processingenjör på Källby avloppsreningsverk

Fors, Henric (2010) driftsansvarig på Glössbo avloppsreningsverk

Gunnarsson, Emil (2011) processingenjör, Falu Energi

Gårdstam, Linda (2011), handläggare: kommunal avloppsrening och hantering av avloppsslam, Naturvårdsverket

Holmström, Hans (2010) processingenjör på Kungsängsverket, Uppsala

Karlsson, Sven Georg (2010) VA-chef på Skara Energi AB

Mattson, Lennart (2011) Agronomie doktor och försöksledare på institutionen för Mark och miljö, SLU

Mörk, Stig (2010) maskinmästare på Horshaga avloppsreningsverk

Otabbong, Erasmus (2010) Professor i växtnäringslära, SLU

Simonsson, Magnus (2011) Agronomie doktor och forskare på institutionen för Mark och miljö, SLU

Tack!

Jag har under genomförandet av mitt examensarbete haft förmånen att träffa och prata med en mängd trevliga människor som alla har engagerat sig i mina frågor, problem och förhållanden. Till er alla vill jag rikta mitt varmaste tack. Ni har gjort utförandet av det här arbetet så mycket roligare än jag från början vågade hoppades på.

Ett speciellt tack vill jag rikta till:

alla vänliga människor på avloppsreningsverk runt om i Sverige: Emil Gunnarsson, Hans Holmström, Henric Fors, Maria Mases, Michael Cimbritz, Solveig Barmé, Stig Mörk och Sven Georg Karlsson,

Petter König och Åsa Erlandson för idéer och pepp alldeles, alldeles i början,

Jarmohammad Sarajodin för praktisk hjälp med jord och växter, försöksövervakning och bevattningsteknisk rådgivning,

Anna Nyberg för hjälp med jord och växter under försökets förberedelser, skötsel och avslutande,

Inger Juremalm, Annika Hansson och Jerker Melin för handledning vid analyser och praktiskt utförande av dessa,

Anders Finnson, Bertil Albertsson, Erasmus Otabbong, Linda Gårdstam och Sunita Hallgren för guidning, information och vänligt bemötande.

Lennart Mattsson: tack för hjälp med skattletning i källararkiv under arbetets tidiga skede och för värdefulla synpunkter vid dess slutförande.

Barbro Ulén, Holger Kirchmann och Katarina Börling: tack för att ni tog er tid att diskutera kalkningseffekter och pH-påverkan.

Magnus Simonsson: tack för undervisning och hjälp att tolka analysresultat utifrån jonaktivitet och markkemiska reaktioner.

Kersti Linderholm: Tack! Tack för att du tog dig så mycket tid med mig. Tack för upplysningar, hänvisningar, kunskapsförmedling, tillgänglighet och engagemang.

Gerd Johansson: stort tack för hjälp med alla möjliga och omöjliga frågor jag har kommit med under det gångna året.

Tack till opponert Rikard Larsson för noggrann korrekturläsning, välformulerade synpunkter och taktfull opposition och till examiner Bo Stenberg för relevanta synpunkter och vänligt bemötande! Och slutligen: ett innerligt TACK till min exemplariska handledare AgrD Sofia Delin. Snabba mejlsvar, grundliga textgenomgångar, kloka idéer, pepp, omtanke och engagemang från början till slut. Jag kunde inte ha varit bättre händer.

Uppsala, mars 2011