

# Fosfor från små avlopp – kan vi bedöma markretentionen?

## Phosphorus in soil treatment systems – can we assess the soil retention?



Jon Petter Gustafsson<sup>1</sup>, jon-petter.gustafsson@slu.se, Charlotta Tiberg<sup>2</sup> and David Eveborn<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Box 7014, 750 07 Uppsala, Sweden

<sup>2</sup>Swedish Geotechnical Institute, Olaus Magnus väg 35, 581 93 Linköping, Sweden

<sup>3</sup>RISE Research Institutes of Sweden, Box 857, 501 15 Borås, Sweden

### Sammanfattning

I Sverige förlitar sig cirka 1 miljon människor på enskilda avloppsanläggningar för att rena avloppsvatten. Ofta sker detta i markbaserade system bestående av en slamavskiljare följt av infiltration i sandigt jordmaterial. Systemens förmåga att avlägsna fosfor har länge diskuterats. Vi går igenom befintlig kunskap om fosforretention i markbaserade system under förhållanden relevanta för Sverige samt presenterar nya uppskattningar av markretentionen utgående från tidigare insamlade experimentella data som har analyserats på nya sätt t.ex. genom ytkomplexmodellen CD-MUSIC.

Vi visar att den översta metern av den belastade jorden kan ackumulera mellan 200 och 800 g P m<sup>-3</sup>. Fosfor kan här avlägsnas genom adsorption till Fe- och Al-föreningar, bildning av organiskt fosfor samt utfällning av järn- och aluminiumfosfater. I den omättade zonen under 1 meters djup, om en sådan finns, är adsorption av fosfat den huvudsakliga processen. För 14 jordprover varierade fosfatadsorptionskapaciteten mellan 41 och 545 g P m<sup>-3</sup>. Adsorptionen var starkt kopplad till oxalatrextraherbart Fe och Al ( $r^2 = 0,78$ ). Då data inte finns för den specifika jorden föreslår vi en försiktig uppskattning av 20 g P m<sup>-3</sup> för fosforretentionen. För grundvattenzonen, där fosforsorptionen är dåligt känd, föreslår vi en konservativ uppskattning av 8 g P m<sup>-3</sup>. Om oxalatrextraktionsdata finns kan detta motivera högre uppskattningar. Till slut betonar vikten av att förbättra vår kunskap om fosforretention i grundvattenzonen.

### Abstract

In Sweden, approximately 1 million people rely on individual sewage systems to treat wastewater. These are often soil treatment systems, typically consisting of a septic tank followed by sand infiltration. The ability of these systems to remove phosphorus has long been debated. We review existing knowledge on phosphorus retention in soil-based systems under conditions relevant to Sweden and provide new estimates of soil retention

based on previously collected experimental data, analysed in new ways, for example by use of the CD-MUSIC surface complexation model.

We show that the top metre of the impacted soil can accumulate between 200 and 800 g P m<sup>-3</sup>. Phosphorus can be removed through adsorption to Fe and Al compounds, formation of organic phosphorus, and precipitation of iron and aluminium phosphates. In the unsaturated zone below 1 metre, if such a zone exists, phosphate adsorption is the main process. For 14 soil samples, the phosphate adsorption capacity varied between 41 and 545 g P m<sup>-3</sup>. Adsorption was strongly linked to oxalate-extractable Fe and Al ( $r^2 = 0.78$ ). When specific data for the soil in question are lacking, we propose a conservative estimate of 20 g P m<sup>-3</sup> for phosphorus retention. For the groundwater zone, where phosphorus sorption is poorly understood, we suggest a conservative estimate of 8 g P m<sup>-3</sup>. If oxalate extraction data are available, higher estimates may be justified. Finally, we emphasize the need for improved knowledge on phosphorus retention in the groundwater zone.

**Key words:** phosphorus; soil treatment systems; retention, phosphate adsorption; unsaturated zone; groundwater zone; XANES spectroscopy; CD-MUSIC model

## Bakgrund

Cirka 1 miljon hushåll i Sverige använder någon form av småskalig avloppslosning. I ungefär 50 % av fallen används en kombination av slamavskiljning infiltration i mark som reningsmetod (SMED, 2018). Infiltration kan ske antingen direkt i marken, eller genom s.k. förstärkt infiltration, då avloppsvattnet först infiltrerar en markbädd som i regel har en otät botten. Systemet kan sägas bestå av tre delar, där infiltrationsanläggningen, som består av befintliga jordmassor, importerad sand eller natursand, betecknar de översta 30 till 100 cm under spridningsröret. Den omättade zonen utgörs av resterande jordvolym ner till grundvattenytan, medan grundvattenzonen transporterar det infiltrerade vattnet vidare ut till en recipient. Dimensioneringen av infiltrationsytan avgörs av materialets genomsläpplighet och av vattenförbrukningen. I Sverige är det vanligt med en ca 30 m<sup>2</sup> stor yta för ett normalt familjehushåll med permanentboende (se t.ex. Naturvårdsverket, 2003; Palm m.fl., 2012). Denna typ av lösning fungerar mycket bra för att bli av med t.ex. patogena bakterier, men för fosfor finns frågetecken. Enligt SMED (2018) står små avloppsanläggningar för ca 13% av den svenska antropogena fosforbelastningen till Östersjön. Det är dock en mycket osäker siffra som bygger på schablonvärden för fosforavskiljningen i små avlopp, och som satts till 50% för infiltrationssystem. I debatten sägs ofta att fosforläckaget från små avlopp är överskattat eftersom markretention, dvs fosforavskiljning på

vägen mellan anläggning och recipient, inte beaktas.

Ett antal studier från senare år har visat otillfredsställande reningsförmåga för många svenska markbäddar och infiltrationsanläggningar (Eveborn m.fl., 2012a; Eveborn m.fl., 2014; Vidal m.fl., 2018; Kinnunen m.fl., 2023), medan andra erfarenheter från Norge tyder på utmärkta resultat för fosfor (Jenssen m.fl., 2006). Från Kanada finns exempel både på dålig och väl fungerande fosforavskiljning (Robertson, 1995; Robertson m.fl., 2019; Rakhimbekova m.fl., 2021; Robertson m.fl., 2023). Några faktorer som ofta nämns som förklaringar till de skilda resultaten är:

1) Anläggningens ålder. Fosforavskiljningen antas avta med tiden. Den är som högst då anläggningen är ny för att sedan minska (von Brömssen et al., 1985; Aaltonen & Andersson, 1995; Naturvårdsverket, 2003; Eveborn m.fl., 2014).

2) Belastningens storlek, uttryckt som mängd fosfor per enhet infiltrationsyta och enhet tid (Eveborn m.fl., 2014). Detta har framförts som en orsak till varför norska system ofta fungerar bättre, eftersom man där ofta använder större ytor för samma volym avloppsvatten (Palm m.fl., 2012). Flera av de större anläggningar (>250 pe) som utvärderats vetenskapligt i Norge är dessutom anlagda i mäktiga isälvsavlagringar med stor omättad zon (>5-10 m), och där grundvattenprovtagning sker för att utvärdera funktionen (Jenssen m.fl. 2006; McCarley Potter, 2017).

3) Materialets beskaffenhet, dvs i vilken grad det innehåller fosforbindande komponenter, särskilt järn

och aluminium (Stuanes, 1984; Eveborn m.fl., 2014)

4) pH-värdet i den omättade zonen och i grundvattenzonen. Relativt höga pH-värden, vilket man kan ha t.ex. i kalkrik mark, kan motverka en effektiv fosforavskiljning och leda till snabbare transporter ner till och genom grundvattenzonen – det har framförts som en viktig orsak till skillnader mellan olika kanadensiska system (Robertson m.fl., 2019; Robertson m.fl., 2023).

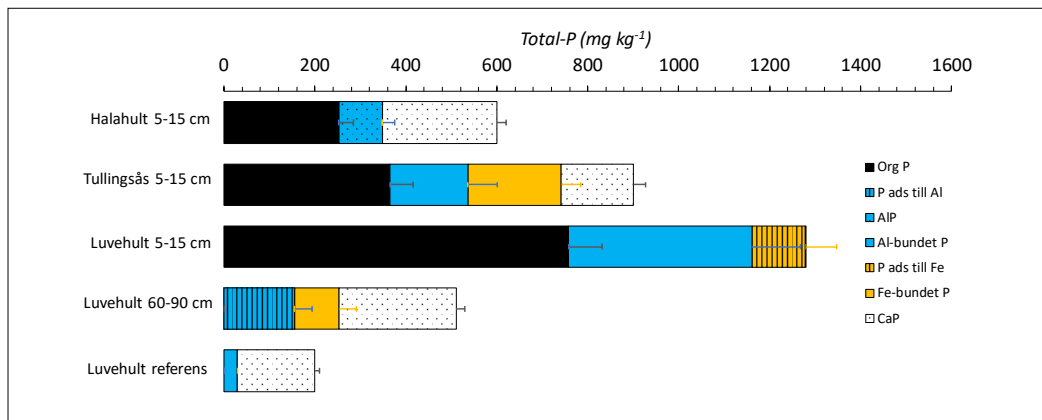
För att kunna beakta fosforrens retention behövs relevanta data och analyser av jord- och bergmaterial längs flödesvägen från utsläppspunkt till recipient. I en tidigare rapport som gav upphov till diskussion togs förslag till värden för fosforrens markretention fram (Ridderstolpe & Hylander, 2016). Nyligen gjordes en systematisk kartläggning av befintlig vetenskaplig litteratur på området (Envall m.fl. 2023, Formas, 2023). Kartläggningen visade att det finns otillräckligt med evidens för att kunna fastställa generella rekommendationer, och att många av de studier som gjorts haft bristfällig metodik eller varit alltför begränsade för att kunna duga som underlag för vidare analyser.

I det följande ger vi vår bild av kunskapsläget gällande fosforrens retention i de tre olika delar av systemet som är relevanta när det gäller bedömning av möjlig läckage till vattendrag och sjöar under svenska förhållanden: 1) *anläggningen*, vilken definieras som själva markbädden eller den översta delen (ca första metern) av infiltrationen, 2) *den omättade zonen*, dvs den naturjord som ligger under anläggningen men över grundvattenytan (denna är aktuell endast då grundvattenytan finns på ett djup större än 1 m), och 3) *grundvattenzonen*, dvs det jord- eller bergmaterial som ligger under grundvattenytan. Frågeställningen är: hur stor fosforretention kan man förvänta sig i de olika delarna av systemet, utifrån tillgängliga data relevanta för svenska förhållanden? För att svara på frågan har vi utgått från laboratedata för sorption av fosfor, vilka vi har samlat ihop i tidigare projekt, och bearbetat dessa på nya sätt, t.ex. genom att använda ytkomplexmodellen CD-MUSIC (Hiemstra & van Riemsdijk, 1996). I texten redovisar vi den förväntade fosforretentionen i enheten gram fosfor (P) per m<sup>3</sup> jord, vilket ska ses som den mängd avloppsvattenfosfor som maximalt kan bindas av materialet (Envall m.fl. 2023). Vi jämför med belastningen från ett per-

manentboende 4-personers hushåll som infiltrerar sitt avlopp på en 30 m<sup>2</sup> stor yta – om man antar att varje person avger 1,6 g fosfor per dygn leder detta till en årlig tillförsel av ca 40 g P m<sup>-3</sup> om man betraktar den översta metern av infiltrationssystemet. I beräkningen har vi utgått ifrån att fosfatfria tvättmedel används, antagit en hemmavaro på 60% (Jönsson m.fl. 2005) samt räknat med att 10% av avloppsvattenfosfor fastnar i slamavskiljaren. Observera att vi i denna text inte går in på hur de här redovisade uppskattningarna av markretentionen kan eller bör vägas in i samband med krav och uppföljning av små avlopp, det här är en studie som fokuserar helt på själva fosforretentionen.

### Fosfor i anläggningen (översta metern)

Infiltrationssystem förutsätts avskilja 70% av fosfor vid normal skyddsnivå, och 90% vid hög skyddsnivå (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Denna föreskrift är inte helt oproblematiskt att förhålla sig till, detta av minst två olika skäl. För det första – i verkligheten förväntas de flesta anläggningar avskilja nära 100% fosfor i början, direkt efter igångsättning, sedan sjunker fosforavskiljningen successivt fram till en punkt då fosfor ”bryter igenom” så att det inte längre förmår avskilja mer än högst en liten andel av avloppsvattnets fosfor. Som nämnts ovan är anläggningens historiska fosforbelastning av central betydelse. För det andra – i praktiken är avskiljningen mycket svår att utvärdera på ett korrekt sätt. Den ’traditionella’ metoden att jämföra avloppsvattnets fosforkoncentration med den i ett mer eller mindre väl definierat utlopp från anläggningen har klara brister. Dels varierar utloppets fosforhalter mycket kraftigt i tiden vilket gör det nödvändigt med många observationer för att dra några slutsatser (Nilsson m.fl., 1998), och dels finns risk för utspädning med regnvatten, vilket gör korrekationer nödvändiga (något som alltför sällan görs, se t.ex. Vidal m.fl. 2018 och Envall m.fl. 2023). Ett alternativ är att analysera ackumulerad fosfor i den belastade anläggningen, och genom tillgång till referensprover samt massbalansberäkningar uppskatta den andel fosfor som fastlagts sedan igångsättningen. Detta har gjorts i förvänsvärt få fall, undantagen är det arbete som gjordes i David Eveborns avhandling (Eveborn m.fl. 2012a, 2014) samt i en äldre australisk studie (Whelan m.fl.



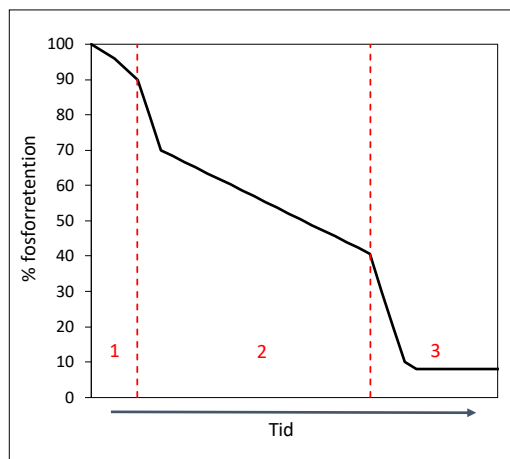
Figur 1. Sammansättning av olika fosforformer i tre anläggningar som utsatts för markinfiltration av avloppsvatten, enligt XANES-spektroskopi (för detaljer kring data och metod, se Eveborn m.fl., 2014 och Gustafsson m.fl., 2020). Org P = Organiskt fosfor, P ads till Al = Fosfat adsorberat till aluminiumföreningar, AIP = Aluminiumfosfat, Al-bundet P = Fosfor bundet till Al (adsorberat eller som AIP), P ads till Fe = Fosfat adsorberat till järnföreningar, Fe-bundet P = Fosfor bundet till Fe, CaP = Kalciumfosfater.

1984). Dessutom gjordes bestämningar av syralöslig fosfor i belastade svenska anläggningar av Stuanes & Nilsson (1987). Metoden kräver dock tillförlitliga uppskattningar av den mängd fosfor som tillförts systemet efter igångsättning, och att analyser görs på representativa prover – båda dessa förutsättningar kan vara svåra att uppfylla. Den förmodligen mest noggrant gjorda uppskattningen av ackumulerad fosfor gjordes av Eveborn m.fl. (2014), som visade att mellan ca 200 och 800 g P m<sup>-3</sup> hade ackumulerats i fem belastade anläggningar, medan den historiska fosforbelastningen varierade mellan ca 600 och 13 000 g P m<sup>-3</sup>. Anläggningarna hade alltså i de flesta fall ackumulerat bara en liten andel av tillförd fosfor, vilket kan förklaras av en kombination av många års drift i kombination med en hög areell belastning i de studerade systemen (dvs att en stor volym avloppsvatten påförts en relativt liten yta).

Det är också av intresse att förstå hur fosfor binds i anläggningen. Under många år har man förutsatt att fosfor binds till järn- och aluminiumkomponenter i materialet, antingen genom att det adsorberas till ytan av dessa, eller att det fällt ut som järn- och aluminiumfosfater (se t.ex. Whelan m.fl. 1984; Stuanes m.fl. 1984). De XANES-mätningar som gjordes av Eveborn m.fl. (2014) på prover från 5-15 cm djup i tre belastade anläggningar (Halahult, Tullingsås och Luvehult; för närmare beskrivning av lokaler och

provtagningsförfarande se Eveborn m.fl. 2012b) gav dock delvis en annan bild. I Figur 1 redovisar vi dessa resultat, delvis omarbetade enligt en uppdaterad metodik (Gustafsson m.fl. 2020), och kompletterade med ytterligare två prover från den understa delen av anläggningen för Luvehult, resultat som erhöles vid samma XANES-mätningar men som inte visades i den ursprungliga publikationen. Som figuren visar innehåller alla material förutom det ytliga Luvehultprovet en hel del kalciumfosfater, vilket förmodligen till största delen utgörs av apatit som ursprungligen finns i sanden och som alltså inte medverkar till retentionen. Därutöver hade de ytliga materialen ackumulerat såväl organisk fosfor som järn- och aluminiumbundet fosfat. Mycket lite är känt om den organiska fosfor. I avloppsvattnet förväntas mindre än 20% av fosfor vara organisk fosfor (Nilsson & Englov, 1979). Vi vet idag inget om hur mycket av den som kan ackumuleras i materialet. Det är också möjligt att en stor del av den organiska fosfor består av organiska fosforföreningar som syntetiserats mikrobiellt i den biofilm som bildas vid inloppspunkten. Oavsett hur den bildas, tycks inte den organiska fosfor vandra särskilt långt ner i anläggningen, vilket resultaten för Luvehult 60-90 cm tyder på, där endast järn- och aluminiumbundet fosfat hade ackumulerats.

Baserat på ovan beskrivna data tillsammans med övriga data som redovisas av von Brömssen m.fl.



Figur 2. Hypotetisk bild över hur effektiv fosforretentionen är som funktion av tiden i en anläggning för markinfiltration av avloppsvatten. I Fas 1 (1-5 år varaktighet) är fosforretentionen effektiv framför allt beroende på stark adsorption till Fe och Al. I Fas 2 (5-20 år) sker ytterligare retention framför allt som organisk fosfor och som Al- och Fe-fosfater. I Fas 3, då markens innehåll av Fe

(1985), Aaltonen & Andersson (1995), och Eveborn m.fl. (2012a, 2014), kan vi beskriva ett möjligt tidsförlopp när det gäller fosforavskiljningen i en anläggning. Som Figur 2 visar kan tre olika faser urskiljas:

**Fas 1 - den inledande fasen.** Då materialet är nytt och fräscht förväntas ofta mer än 90% fosforavskiljning. Denna fas varar typiskt sett under mellan 1 och 5 års drift vid normala belastningar under svenska förhållanden. Flera mekanismer bidrar till den effektiva fosforavskiljningen. Allra viktigast är adsorption av fosfat till järn- och aluminiumföreningar i materialet. Vidare sker en viss upplagring av organisk fosfor samt utfällning av järn- och aluminiumfosfater i närheten

av spridningskällan, där fosforkoncentrationen är som högst (Stuanes & Nilsson, 1987; Eveborn m.fl. 2014). Flera studier anger dock en avskiljning lägre än 90% under de första fem åren; 80% enligt von Brömssen m.fl. (1985), och 51% enligt Aaltonen & Andersson (1995). De lägre siffrorna kan bero på t.ex. att korrektion inte gjorts för inläckage av nederbördsvatten, eller att preferentiellt flöde genom materialen periodvis kan vara omfattande.

**Fas 2 – period med medelmåttig fosforretention.** Järn- och aluminiumföreningarna mätas ganska snabbt på adsorberat fosfat, vilket gör att procentandelen avskild fosfor kraftigt minskar. Fortfarande sker dock upplagring av organisk fosfor samt viss utfällning av järn och aluminiumfosfater. Denna fas kan förväntas vara i mellan 5 och 20 år, och typiskt innebär den mellan 40 och 70% fosforretention. Man förväntar sig en långsamt avtagande trend under tidperioden enligt Figur 2 – i verkligheten är trenden oftast svår att urskilja beroende på mycket stora variationer i tid och rum (Aaltonen & Andersson, 1995).

**Fas 3 – Bristande fosforretention.** Så småningom förväntas ett steady-state då nedbrytning och mineralisering av organisk fosfor är lika stor som upplagringen. Dessutom tar förrådet järn och aluminium som kan fällas med fosfat slut, även om en liten andel fosfor fortfarande kan avskiljas genom att partikulär fosfor filtreras bort samt att en viss mängd ”nytt” järn och aluminium tillförs anläggningen genom avloppsvattnet.

### Fosforretention i den omättade zonen

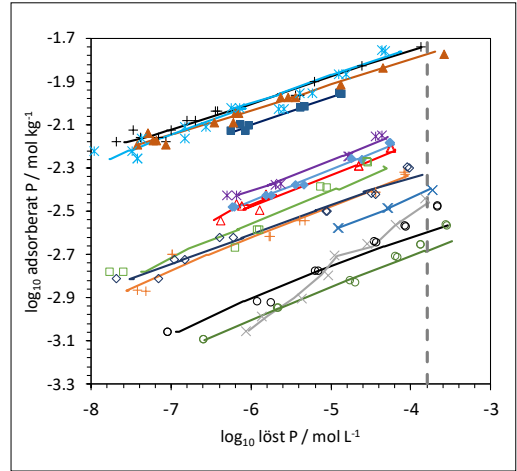
Då avloppsvattnet tränger vidare nedåt under en meters djup i den omättade zonen (då en sådan finns)

Tabell 1. Jordar från mer än 50 cm djup i den omättade zonen som använts i adsorptionsförsök: relevanta egenskaper och beräknad ackumulering av fosfatfosfor. Fh = ferrihydrit.

Jord, län	pH	Jordart	Oxalat-Al (mmol kg <sup>-1</sup> )	Oxalat-Fe (mmol kg <sup>-1</sup> )	Specifik yta (m <sup>2</sup> g Fh <sup>-1</sup> )	Beräknad fosfor-ackumulering (g P m <sup>-3</sup> )
Alnön, Y	5.6	Morän	31	50	400	152
Asa, G	4.9	Morän	81	18	693	462
Broknäs 1, AB	5.9	Sand	20	22	284	55
Broknäs 2, AB	5.6	Sand	24	24	203	41
Kloten, T	5.3	Morän	75	9	400	187
Orminge, AB	4.7	Sand	125	87	348	461
Risbergshöjden, T	5.7	Morän	36	4	696	165
Risfallet, W	4.8	Morän	85	12	563	303
Rödälund, AC	5.1	Sand	95	44	592	545
Tullingsås 1, Z	7.1	Sand	15	22	632	62

upphör upplagring av organisk fosfor att vara en viktig mekanism. Vidare stiger pH och viss omblandning och utspädning av vattnet sker – dessa faktorer motverkar utfällning av järn- och aluminiumfosfater, som ofta kräver såväl höga nivåer (mg/L-nivåer) av löst fosfor som ett ganska lågt pH (lägre än 6) för att kunna bildas. Alltså är frågan hur stor retentionen av fosfor är i den omättade zonen förmodligen nära förbunden med hur stor adsorptionen av fosfat till järn- och aluminiumföreningar är.

För att svara på frågan har skakförsök på laboratoriet gjorts för att fastställa s.k. sorptionsisotermer för ett antal jordprover från mer än 50 cm markdjup i den omättade zonen. Detta gjordes för 6 C-horisontprover i samband med ett arbete om metallöslighet i skogsmark (Tiberg m.fl., 2018) – de data som rörde fosfat inkluderades inte i den refererade artikeln. Fem av dessa var moräner (Tabell 1), men med ett lågt innehåll (<5%) av ler. I ett examensarbete studerade Ekstrand & Hamberg (2019) fosfatadsorptionen i ytterligare 6 jordprover, varav fem var från sand-sediment och ett från en grov morän. Slutligen tas 2 ”jungfruliga”, dvs obelastade, sandprover från Tullingsås med här, vilka studerades av Eveborn m.fl. (2012a, 2012b, 2014). De viktigaste jordegenskaperna summeras i Tabell 1. Skakförsöken genomfördes genom att olika koncentrationer fosfat (som natriumdivätefosfat,  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ) tillsattes till olika delprover i suspensioner som skakades under en period på mellan 5 och 7 dagar, varefter koncentrationen löst fosfat i jämviktslösningen, samt pH, bestämdes. Bakgrundselektrolyten var 1 mM  $\text{CaCl}_2$  (Ekstrand & Hamberg, 2019) eller 10 mM  $\text{NaNO}_3$  (övriga studier). Resultaten bearbetades i en s.k. ytcomplexmodell, CD-MUSIC-modellen, (Hiemstra & van Riemsdijk, 1996), i vilken det antogs att jordens oxalatlösliga järn- och aluminiumföreningar stod för den observerade fosfatadsorptionen och att dessa beter sig som ferrihydrit med adsorptionsegenskaper enligt Gustafsson & Antelo (2022). Eftersom organiskt material konkurrerar om tillgängliga adsorptionsplatser antogs också att 0,35 ytgrupper per  $\text{nm}^2$  var upptagna av organiskt material – detta gjordes enligt en metodik utvecklad av Gustafsson (2006). Modellen anpassades till uppmätta data genom att optimera två parametrar samtidigt: 1) den specifika ytan hos ferrihydrit i jorden, och 2)



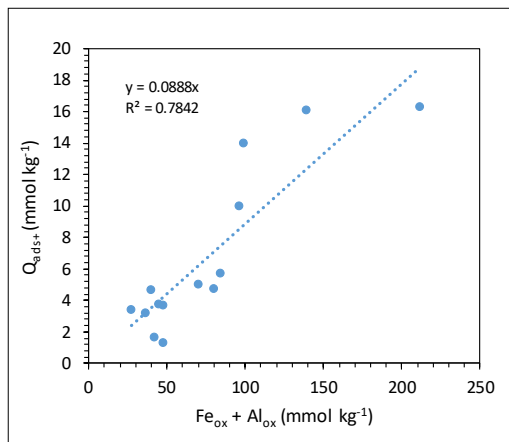
Figur 3. Adsorption av fosfat (y-axeln) som funktion av löst fosfat (x-axeln) för de 14 jordarna i Tabell 1. Symboler är observationer i skakförsök (Ekstrand & Hamberg, 2019), medan linjer är anpassningar med ytcomplexmodell enligt Gustafsson & Antelo (2022). Den streckade linjen representerar adsorptionen då löst P = 5 mg L<sup>-1</sup>.

den ursprungliga lösta fosfatkoncentrationen, dvs den fosfor som finns bunden utan någon fosforbelastning från avloppet. Därigenom kan man uppskatta den ytterligare mängd fosfor som kan bindas av jorden upp till en viss löst fosforkoncentration. Denna mängd, här benämnt  $Q_{\text{ads}+}$ , kan rent allmänt definieras som:

$$Q_{\text{ads}+} = Q_t - Q_{\text{init}}$$

där  $Q_t$  betecknar den totala mängd fosfatfosfor som finns adsorberad i jorden vid en viss löst fosforkoncentration, medan  $Q_{\text{init}}$  är den ursprungliga mängden adsorberad fosfatfosfor innan belastning, vilken kan beräknas med modellen. En löst fosforkoncentration på 5 mg L<sup>-1</sup> valdes för att beräkna  $Q_t$  och  $Q_{\text{ads}+}$ , vilket ungefär motsvarar 50% av den fosforkoncentration som ofta finns i inkommande avloppsvatten – därigenom beaktas viss utspädning med nederbördsvatten som sker i anläggningen och den omättade zonen.

Modellanpassningarna för samtliga dataserier visas i logaritmerad skala i Figur 3. Det erhållna värdet för  $Q_{\text{ads}+}$  räknades sedan om till en möjlig ackumulation i gram fosfor per m<sup>3</sup> genom att anta att jordarnas bulkdensitet var 1500 kg m<sup>-3</sup>. I Tabell 1 redovisas de resulterande värdena, och det kan konstateras att de studerade jordarna kan ackumulera mellan 41 och 545 g P m<sup>-3</sup> innan de är mättade med fosfor. Då



Figur 4. Samband mellan fosfatadsorptionskapacitet upp till 5 mg P L<sup>-1</sup>, Q<sub>0,ads+</sub>, och jordarnas innehåll av oxalatextraherbart Fe och Al (Tabell 1).

belastningen av fosfor är lika stor som i scenariet med fyrapersonershushållet så skulle det alltså ta mellan 1 och 15 år att ”mätta” ett 1 meter tjockt jordlager om man förutsätter vertikalt flöde (”kolvflöde”) genom den omättade zonen, och att hela jordvolymen deltar i fosforavskiljningen. En intressant detalj är att Q<sub>0,ads+</sub> till stor del (78% förklaringsgrad) beror av jordens halt oxalatextraherbart järn och aluminium (Figur 4). Det senare måttet skulle alltså kunna användas som en enkel indikation på jordens förmåga att avskilja avloppsvattnets fosfor. Denna analys kan idag inte beställas av de största kommersiella laboratorerna, men däremot genom t.ex. Mark- och växtlaboratoriet vid SLU.

Vad är då ett lämpligt antagande om fosforretention i den omättade zonen, om man vill uppskatta den men inte har några extraktionsdata? Det förefaller rimligt att utgå från den jord i Tabell 1 som har den lägsta ackumuleringen (41 g P m<sup>-3</sup>) och därutöver tillämpa en säkerhetsfaktor, förslagsvis 2, så att man får 20 g fosfor per m<sup>3</sup>. En säkerhetsfaktor är motiverad särskilt på grund av det osäkra antagandet att hela jordvolymen deltar i fosforretentionen. Det är välkänt att preferentiellt flöde av vatten i makroporer påskyndar fosfortransporten både i sandfilter och i naturlig jord (t.ex.: Gächter m.fl. 1998). Det är desutom inte realistiskt att utgå ifrån att spridningen av avloppsvatten över infiltrationsytan är helt jämn. Det har observerats att sand från belastade markbäddar och infiltrationer under lång tid fortsätter att ha en

ganska avsevärd kapacitet att avskilja ny fosfor i skakförsök (Stuanes & Nilsson, 1987; Eveborn m.fl. 2012, 2014). Det är inte helt klart vad detta beror på, men en möjlig (och förmodligen sannolik) förklaring är att delar av jordvolymen inte utsatts för nämnvärda mängder avloppsvattenfosfor även efter årtionden av belastning och således att preferentiellt flöde är en realitet i markbäddar och infiltrationer, vilket bör beaktas vid bedömningar av den faktiska retentionen.

### Grundvattenzonen – lägst kapacitet för fosforavskiljning, men mäktigast

I grundvattenzonen är jorden eller berget mindre påverkade av mineralvittring. Därmed förväntar man sig en lägre mängd utfällda järn- och aluminiumföreningar och därmed en sämre adsorption av fosfat. Dessutom kan ogynnsamma redoxförhållanden motverka en stor ackumulering av utfällda järnoxider.

Tabell 2. Oxalatextraherbart Al och Fe i grundvattenzonen i tre olika studier. Medelvärden med standardavvikelser inom parentes.

Lokal	n	Oxalat-Al mmol kg <sup>-1</sup>	Oxalat-Fe mmol kg <sup>-1</sup>	Referens
Hjältevad	35	6.4(4.2)	12.4(6.7)	Cao m.fl. (2023)
Pukeberg	1	20	18	Uddh Söderberg m.fl. (2024)
Uppsala	21	22(21)	18(14)	Johansson (2025)

Tyvär finns mycket lite evidens under svenska förhållanden för hur stor fosforretentionen är i denna zon—detta trots att det är den zon som är oftast dominerar flödesvägen mellan källa och recipient. Vi kan dock utgå ifrån de oxalatextraherbara halter järn och aluminium som bestämts i samband med andra typer av studier där jordprover från grundvattenzonen tagits. Tre sådana svenska studier har identifierats och resultaten från dessa redovisas i Tabell 2. En jämförelse med jordarna från den omättade zonen (i Tabell 1) visar att de oxalatextraherbara halterna är låga. Om vi, utgående från tabellen, antar en halt oxalatextraherbart järn och aluminium på sammanlagt 10 mmol kg<sup>-1</sup> och att dessa föreningar har en specifik yta om 300 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup> ferrihydrit (försiktigt räknat, utgående från de lägre värdena för den omättade zonen), så får man med modellens hjälp en fosforackumulering på



i storleksordningen  $15 \text{ g P m}^{-3}$ , även om det exakta värdet beror på pH och på vilken ursprunglig halt fosfor jorden har. Om vi sedan räknar med en säkerhetsfaktor på 2 för att ta hänsyn till preferentiellt flöde m.m. (på samma sätt som för den omättade zonen), får vi en fosforackumulering på ca.  $8 \text{ g fosfor per m}^3$ . Om man sedan antar endimensionell vattentransport och att 50% av avloppets fosfor avskiljs i anläggningen och i den omättade zonen, kan man uppskatta att fosforplymen transporteras genom grundvattenzonen med en hastighet på ca 2,5 meter per år. I själva verket är plymhastigheten förstås ofta klart lägre eftersom flödet i grundvattenzonen inte är endimensionellt. Dessutom sker en betydande utspädning med annat vatten i grundvattenzonen. Resonemanget ovan förutsätter också att det är järn- och aluminiumföreningar som dominerar fosforretentionen, precis som i den omättade zonen. Vissa studier tyder på att man i mättad zon ibland dessutom kan få olika järn(II)-fosfatutfällningar som t.ex. vivianit, vilket skulle öka mängden fastlagd fosfor (Zanini m.fl., 1998), men vi saknar kunskap om hur vanligt detta är. Vid försiktiga beräkningar av fosforretentionen kan vi därför inte ta hänsyn till den typen av fastläggningsprocesser.

Trots osäkerheterna landar beräkningarna ovan i samma storleksordning som vad resultaten visar för infiltrationssystem i akviferer med höga pH-värden som studerats av våra kanadensiska forskarkollegor. Robertson (1995) fann en plymhastighet på ca 1

meter per år nedströms ett enskilt avlopp i Ontario. Utgående från data som presenteras av Rakhimbekova m.fl. (2021) för ett annat system i Ontario kan man beräkna en plymhastighet på ca 2,5 meter per år. Detta handlar alltså om direkta grundvattenobservationer och inte, som i vårt fall, av grova modeller baserade på försiktiga antaganden. Visserligen har de kanadensiska forskarna studerat även andra system där plymhastigheterna är väsentligt lägre, men det handlar då ofta om system där belastningen av avloppsvattenfosfor varit betydligt lägre än i vårt scenario (som t.ex. i Robertson m.fl., 2023) eller där jordmaterialet består av vittrad sand med högt innehåll av järnoxider (Robertson, 2012), vilket är ovanligt i Sverige. I frånvaron av fler data måste man därför anta att retentionen av fosfor i grundvattenzonen generellt sett är ganska låg. Om en stor del av transporten sker genom berg behöver ett ännu lägre värde än  $8 \text{ g P m}^{-3}$  sättas, helt enkelt eftersom det inte finns några data för sådana miljöer. Men i de fall grundvattenzonen består av lösa avlagringar kommer även en retention om  $8 \text{ g P m}^{-3}$  att vara viktig för att sakta ner och begränsa effekterna av fosfor i vattendrag och sjöar.

För att förbättra uppskattningarna av fosforretention för svenska förhållanden skulle vi behöva genomföra direkta grundvattenobservationer nedströms enskilda avlopp, göra fler skakförsök (likt de vi här presenterar för jordprover från den omättade



zonen), samt få tillgång till fler markkemiska analyser, t.ex. av oxalatlösligt järn och aluminium.

### Slutsatser

Utgående från de data och beräkningar som visas ovan drar vi följande slutsatser:

- Med de dimensionerande belastningar som gäller idag, och om man betraktar en 1 m djup markbädd eller den översta metern av en infiltration, kan man förvänta sig att anläggningen binder fosfor någorlunda väl under en period på mellan 5 och 20 år, beroende på belastning, materialegenskaper, m.m. Fosforretentionen, som i anläggningen maximalt kan uppgå till några hundra gram fosfor per m<sup>3</sup>, beror på fastläggning av organisk fosfor, utfällning av järn- och aluminiumfosfater samt på adsorption av fosfat till järn- och aluminiumoxider.
- Markretentionen av fosfor i den omättade zonen under anläggningen domineras av adsorption av fosfat till järn- och aluminiumföreningar och kan variera åtskilligt beroende på jord. Om man inte vet något om jorden kan man, utgående från de beräkningar som redovisas här, utgå från att jorden kan binda ca 20 gram fosfor per m<sup>3</sup> innan den är 'mättad' på fosfor. Oxalatextraherbart järn och aluminium ger en god indikation på markens förmåga att avskilja fosfor, och skulle därför kunna användas för att uppskatta ett mer platsspecifikt värde.
- I grundvattenzonen är underlaget för att bedöma markretentionen bristfälligt. Utgående från de data som finns förefaller det rimligt att göra ett konservativt antagande om en möjlig fosforretention uppgående till 8 gram fosfor per m<sup>3</sup>, men om en stor del av grundvattentransporten sker i berg behöver värdet sättas ännu lägre på grund av obefintliga data.

### Tack!

Vårt arbete har möjliggjorts tack vare ett tidigare Formasanslag (dnr 2006-632) samt medel från såväl KTH som SLU. Charlotte Ekstrand, Camilla Hamberg, Deguo Kong och Lin Yu tog fram delar av de adsorptionsdata som använts i artikeln. Vidare tackar vi Wantana Klysubun och hennes medarbetare på SLRI (Synchrotron Light Research Institute), Thailand, för tillgång till strålröret BL-8 för XANES-mätningar.

### Referenser

- Aaltonen, J. & Andersson, P. (1995) Långsiktig reningskapacitet hos markbäddar och infiltrationsanläggningar. TRITA-AMI Report 3011. Institutionen för anläggning och miljö, KTH, Stockholm.
- Cao, F., Kleja, D.B., Tiberg, C. & Jarsjö, J. (2023) Large-scale arsenic mobilization from legacy sources in anoxic aquifers: multiple methods and multi-decadal perspectives. *Science of the Total Environment* 892, 164565. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164565>
- Ekstrand, C. & Hamberg, C. (2019) Fosforsorptionskapaciteten i djupa jordlager. En kemisk analys av fosforadsorption i svenska grus- och sandjordar. Examensarbete inom teknik, grundnivå, 15 hp. KTH, Stockholm.
- Envall, I., Fagerlund, F., Westholm, L.J., Bring, A., Land, M., Åberg, C., Haddaway, N. & Gustafsson, J.P. (2023) Existing evidence related to soil retention of phosphorus from on-site wastewater treatment systems in boreal and temperate climate zones: a systematic map. *Environmental Evidence* 12, 6. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00300-7>
- Eveborn, D., Kong, D. & Gustafsson, J.P. (2012a) Wastewater treatment by soil infiltration: long-term phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology* 140-141, 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.08.003>
- Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L. & Renman, G. (2012b) Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem. Uppdragsrapport. JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Yu, L., Eriksson, A.K., Ljung, E. & Renman, G. (2014) Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. *Water Research* 64, 42-52. <https://doi.org/10.1016/watres.2014.06.034>
- Formas (2023) Markretention av fosfor från enskilda avlopp. En systematisk kartläggning av befintlig forskning och en samhällsekonomisk analys. Rapport F1:2023, Formas, Stockholm.
- Gustafsson, J.P. (2006) Arsenate adsorption to soils: modelling the competition from humic substances. *Geoderma* 136, 320-330. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.046>
- Gustafsson, J.P., Braun, S., Tuyishime, J.R.M., Adediran, G.A., Warrinier, R. & Hesterberg, D. (2020) A probabilistic approach to phosphorus speciation of soils using P K-edge XANES spectroscopy with linear combination fitting. *Soil Systems* 4, 26. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4020026>
- Gustafsson, J.P. & Antelo, J. (2022) Competitive arsenate and phosphate adsorption on ferrihydrite as described by the CD-MUSIC model. *ACS Earth and Space Chemistry* 6, 1397-1406. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.2c00081>
- Gächter, R., Ngatiah, J.M. & Stamm, C. (1998) Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1865-1869. <https://doi.org/10.1021/es9707825>
- Havs- och vattenmyndigheten (2016) Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten (HVMFS 2016:17). Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Hiemstra, T. & van Riemsdijk, W.H. (1996) A surface structural approach to ion sorption: the CD-MUSIC model. *Journal of Colloid and Interface Science* 179, 488-508. <https://doi.org/10.1006/jcis.1996.0242>

- Jenssen, P.D., Jonasson, S.A. & Heistad, A. (2006) Naturbasert rensning av avloppsvann – en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. VA-Forsk rapport nr 2006-20, Svenskt Vatten AB, Stockholm.
- Johansson, O. (2015) Avskiljning av naturligt organiskt material vid konstgjord grundvattenbildning i Uppsalaåsen. Examensarbete 30 hp. UPTEC W 15022, Uppsala Universitet, Uppsala.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. (2005) Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Urban Water Report 2005:6, Chalmers, Göteborg.
- Kinnunen, J., Rossi, P.M., Herrmann, I., Ronkanen, A.K. & Heiderscheid, E. (2023) Factors affecting effluent quality in on-site wastewater treatment systems in the cold climates of Finland and Sweden. *J. Clean. Prod.* 404, 136756. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136756>
- McCarley Potter, I. (2017) Åpen infiltrasjon – driftserfaringer og optimalisering av store jordbaserte rensanlegg for kommunalt avloppsvann (250–6000 PE). Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU, Ås, Norge.
- Naturvårdsverket (2003) Små avloppsanleggninger. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll. Naturvårdsverket Fakta, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson, K. & Englov, P. (1979) Avloppsvatteninfiltration. VIAK AB, Malmö.
- Nilsson, P., Nyberg, F. & Karlsson, M. (1998) Markbäddars funktion. Kontroll och utvärdering av markbäddar. Naturvårdsverket Rapport 4895, Stockholm.
- Palm, O., Elmefors, E., Moraes, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P. & Eveborn, D. (2012) Läget inom markbaserad avloppsvattenrensning. Rapport 6484, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Rakhimkekova, S., O'Carroll, D.M., Oldfield, L.E., Ptacek, C.J. & Robinson, C.E. (2021) Spatiotemporal trends on septic system derived nutrients in a nearshore aquifer and their discharge to a large lake. *Science of the Total Environment* 752, 141262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141262>
- Riddarstolpe, P. & Hylander, L. (2016) Bedömning av självrensning och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor. VA-guiden, Stockholm.
- Robertson, W.D. (1995) Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes. *Journal of Contaminant Hydrology* 19, 289-305. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(95\)00022-N](https://doi.org/10.1016/0169-7722(95)00022-N)
- Robertson, W.D. (2012) Phosphorus retention in a 20-year-old septic system filter bed. *Journal of Environmental Quality* 41, 1437-1444. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0427>
- Robertson, W.D., Van Stempvoort, D.R. & Schiff, S.L. (2019) Review of phosphorus attenuation in groundwater plumes from 24 septic systems. *Science of the Total Environment* 692, 640-652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.198>
- Robertson, W.D., Elgood, R.J., Van Stempvoort, D.R., Brown, S.J. & Schiff, S.L. (2023) Nitrogen and phosphorus treatment can be sustainable during on-site wastewater disposal. *Groundwater* 61, 586-598. <https://doi.org/10.1111/gwat.13316>
- SMED (Svenska Miljöemissionsdata) (2018) Deposition av fosfor till Östersjön. Kunskapsläge och möjligheter till löpande mätningar. SMHI, Norrköping.
- Stuanes, A.O. (1984) Phosphorus sorption of soils to be used in wastewater renovation. *Journal of Environmental Quality* 13, 220-224. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300020009x>
- Stuanes, A.O. & Nilsson, P. (1987) Investigation of soil treatment systems for septic tank effluent. III. The fate of phosphorus. *Vatten* 43, 45-53.
- Tiberg, C., Sjöstedt, C. & Gustafsson, J.P. (2018) Metal sorption to Spodosol Bs horizons: organic matter complexes predominate. *Chemosphere* 196, 556-565. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.004>
- Uddh Söderberg, T., Augustsson, A., Kleja, D.B., Jarsjö, J., Fröberg, M., Åström, M. & Gustafsson, J.P. (2024) Challenges in geochemical modelling of metal(loid) solubility and binding mechanisms along a soil profile at a multi-contaminated site. *Applied Geochemistry* 170, 106603. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.106603>
- Vidal, B., Hedström, A. & Herrmann, I. (2018) Phosphorus reduction in filters for on-site wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering* 22, 210-217. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.005>
- von Brömssen, U., Ensby, S., Gundersen, P., Jenssen, P.D., Kristiansen, R., Nilsson, P., Nyberg, F., Pell, M., Stenström, T.A., Stuanes, A.O. & Willumsen, A. (1985) Infiltration av avloppsvatten: förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser. En nordisk samrapport. Naturvårdsverket och Nordiska ministerrådet. Minab/Gotab, Stockholm.
- Whelan, B.R. & Barrow, N.J. (1984) The movement of septic tank effluent through sandy soils near Perth. II. Movement of phosphorus. *Australian Journal of Soil Research* 22, 293-302.