

Slutrapport av projekten

**Fosforfällor för små avlopp: hur länge fungerar de?  
och  
Bakterieutsläpp från små avlopp**



Inga Herrmann  
Brenda Vidal  
Annelie Hedström

2017-03-30

Denna rapport sammanfattar resultaten från två projekt som genomfördes vid Luleå tekniska universitet (LTU) mellan våren 2015 och januari 2017. Projekten med titlarna *Fosforfällor för små avlopp – hur länge fungerar de?* (1236-15) och *Bakterieutsläpp från små avlopp* (1240-15) leddes av Inga Herrmann och Annelie Hedström och finansierades av Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:12, Åtgärder för havs- och vattenmiljö.

Förutom rapportförfattarna har många personer bidragit och hjälpt till med arbetet i projekten vilket vi är mycket tacksamma för! Kerstin Nordqvist (LTU) gjorde fosforanalyser och hjälpte till med provtagningens alla förberedelser. Gesche Reuman (LTU), Masoumeh Akhlaqi (Utvecklingscentrum för vatten i Norrtälje) och Snezana Gavric (LTU) hjälpte till med provtagningen. Katharina Lange (LTU) assisterade under spårämnesförsöken. Vi tackar alla som bidrog till identifiering och inspektion av anläggningarna: Ulla Aronsson (Umeå kommun), Pernilla Arvidsson (Vännäs kommun), Emmy Frohm (Robertsfors kommun), Thorbjörn Johansson (Skellefteå kommun), Jonathan Alm (Utvecklingscentrum för vatten i Norrtälje) och Bernt Frödin (Upplunda Bygg & Vatten AB). Youen Pericault (LTU) kommenterade rapporten. Ulla Aronsson (Umeå kommun) hjälpte till med organisationen av slutseminariet. Vi tackar dessutom Vidar Eriksson (Utvecklingscentrum för vatten i Norrtälje) och kommunerna Norrtälje, Övertorneå, Haparanda, Piteå och Älvsbyn.

Författarna hoppas att resultaten som presenteras i rapporten kommer att vara till nytta inom branschen, för myndigheter, fastighetsägare, forskare och andra intresserade.

Inga Herrmann  
Luleå 30/3 2017

Små enskilda avloppsanläggningar i Sverige består ofta av en slamavskiljare med markbädd eller infiltration. I områden med hög skyddsnivå har på senare år ett stort antal fosforfilter installerats. Syftet med denna studie var att undersöka markbäddars och fosforfilters förmåga att reducera halten bakterier och fosfor i avloppsvattnet. Avloppsanläggningar i Västerbotten, Norrbotten och Norrtälje kommun identifierades och inspekterades. Prover togs mellan september 2015 och september 2016 från tolv avloppsanläggningar, åtta markbäddar och nio fosforfilter. Provtagning skedde minst tre gånger vid varje anläggning, och varje provtagningstillfälle varade cirka 3–4 timmar då det togs två stickprover från slamavskiljarens tredje kammare alternativt från fördelningsbrunnen, samt två flödesproportionella samlingsprover efter den biologiska reningen (det vill säga efter markbädden eller biosteget i minireningsverket) och efter fosforfiltret. I proverna mättes pH, mängden suspenderat material, temperatur, indikatorbakterier (*E. coli*, totala koliforma, intestinala enterokocker och *Clostridium perfringens*/*C. perfringens*), halten löst och total fosfor, halten löst och totalt organiskt kol (DOC, TOC) samt BOD. Spårämnesförsök genomfördes i tre fosforfilter med färgen rhodamin.

22 av de 34 inspekterade avloppsanläggningarna (65 procent) lämpade sig inte för flödesproportionell provtagning, vilket visar på svårigheten med att kontrollera funktionen av små avloppsanläggningar med hjälp av provtagning. Nio av 21 inspekterade fosforfilter lämpade sig inte för provtagning på grund av att det inte fanns något vattenflöde genom filtret, vilket indikerar att filtren inte fungerade som avsett.

I utloppen från tre av de åtta undersökta markbäddarna var medelkoncentrationen intestinala enterokocker högre än badvattendirektivets gränsvärde för inlandsvatten med utmärkt vattenkvalitet. För *E. coli*-koncentrationer var detta fallet bara i en enda markbädd, men detta trots att det utgående vattnet var klart och hade TOC koncentrationer på en acceptabel nivå. Det här visar att bakteriekoncentrationer kan vara höga även om markbädden ser ut att fungera.

Efter de nio undersökta fosforfiltren var bakteriekoncentrationen särskilt hög efter fosforfilter utan markbädd som förbehandlingssteg. I flera fall översteg koncentrationerna gränsvärdet för utmärkt badvattenkvalitet enligt badvattendirektivet; i tre fosforfilter med avseende på *E. coli* och i fyra fosforfilter med avseende på intestinala enterokocker. Medelkoncentrationen av *E. coli*-bakterier reducerades signifikant ( $p = 0,044$ ) i fosforfiltren, vilket tyder på att fosforfilter kan tjäna som ett reningssteg som ytterligare reducerar bakterier. Detta kunde dock inte påvisas för intestinala enterokocker, totala koliforma eller *C. perfringens*. Koncentrationen av koliforma bakterier var beroende av fosforfiltrets hydrauliska belastning, vilket tyder på att flödesregimen och vattnets uppehållstid i filtret är viktiga parametrar som påverkar bakteriereduktionen. Både för markbäddarna och för fosforfiltren fanns ett samband mellan koncentrationen av indikatorbakterier och utloppskoncentrationen av TOC och DOC, vilket tyder på att en högre halt av organiskt kol i utgående vatten visar på en sämre bakteriereduktion.

Två av de åtta undersökta markbäddarna visade på god fosforreduktion som uppgick till 70 procent (slamavskiljare exkluderad) vilket krävs vid normal skyddsnivå enligt

nuvarande regelverk. Fosforreduktionen i tre andra markbäddar var lägre (21–29 procent). Övriga tre markbäddar kunde inte betraktas vara godtagbara reningsanläggningar eftersom det troligtvis skedde en betydande inströmning av vatten in i dessa markbäddar med utspädning som följd.

Den högsta koncentrationen av fosfor i utgående vatten från en markbädd var omkring 15 mg/l. Dock var utgående fosforkoncentrationer från de undersökta markbäddarna endast i fyra av åtta fall så höga (>2mg/l) att ett efterföljande fosforfilter skulle vara meningsfullt. Därför är det viktigt att markbäddar med efterföljande rening i fosforfilter byggs med tätskikt för att undvika in- och exfiltration.

Fem av de nio utvärderade fosforfiltren reducerade (tillsammans med den biologiska förbehandlingen) mer än 90 procent av den inkommande fosfor från slamavskiljaren. Det betyder att de klarade reningskravet för fosfor i områden med hög skyddsnivå. Två av filtren uppvisade utgående koncentrationer av totalfosfor på 1–3 mg/l och den högsta utgående medelkoncentrationen var 4,4 mg/l. I anläggningar med biologiska behandlingsenheter som inte var markbäddar stod fosforfiltren för merparten av fosforavskiljningen.

Fosforreduktionen i fosforfiltren korrelerade med pH i utgående vatten från filtren, med en beräknad korrelationskoefficient på 74 procent, vilket indikerar att pH kan användas som indikator på filtrets funktion. Dock visade resultaten också att fosforfilter med liknande pH-värde (nära 9) kan skilja sig mycket med avseende på fosforreduktion.

Koncentration av organiskt kol eller fosfor i inkommande vatten till fosforfiltren kunde inte korreleras till filtrens fosforreducerade förmåga. En hög hydraulisk belastning påverkade dock fosforfiltrens funktion negativt. Liknande effekt hade filtrets ålder, om än inte lika tydligt. De preliminära resultaten från spårämnesförsöken indikerar att de fosforfilter som hade längre uppehållstid också hade högre fosforavskiljning än filter med kortare uppehållstid.

<b>1 Inledning</b>	<b>1</b>
<b>2 Metod</b>	<b>2</b>
2.1 Identifiering och inspektion av avloppsanläggningar	2
2.2 Beskrivning av de undersökta anläggningarna	2
2.3 Provtagning av anläggningarna	5
2.4 Provhantering, provlagring och provanalyser	6
2.5 Spårämnesförsök	6
2.6 Statistisk analys	7
<b>3 Resultat och diskussion</b>	<b>8</b>
3.1 Identifiering och inspektion av avloppsanläggningar	8
3.2 Bakterieutsläpp från de undersökta anläggningarna	8
3.2.1 Markbäddar	8
3.2.2 Andra biologiska reningssteg	11
3.2.3 Fosforfilter	11
3.3 Bakteriereduktion i fosforfilter	11
3.4 Fosforreduktion i undersökta anläggningar	12
3.4.1 Fosforreduktion i markbäddar	13
3.4.2 Fosforreduktion i annan biologisk behandling	14
3.4.3 Fosforreduktion i fosforfilter	14
3.5 Olika faktorerers påverkan på fosforfiltrets funktion	15
3.5.1 Relation mellan pH och fosforreduktion i fosforfilter	15
3.5.2 Relation mellan organiskt material och fosforreduktion	16
3.5.3 Fosforreduktion i relation till belastning, drifttid och uppehållstid	17
3.6 Funktion hos fosforfällor/bytesintervaller	18
<b>4 Slutsatser</b>	<b>19</b>
<b>5 Referenser</b>	<b>21</b>

Små avloppsanläggningar används i första hand för enstaka fastigheter eller en mindre grupp av hus för att rena avloppsvatten där det inte finns ett verksamhetsområde för kommunalt VA. Beroende på skyddsnivå har reningskraven varierat. I områden som klassificerats som hög skyddsnivå har på många ställen fosforfallor krävts, och minst 90 procent fosforrening har varit ett riktmärke för reningsnivån.

I första hand har både systemlösningar och lagstiftning för små avlopp utvecklats utifrån ett miljöskyddsperspektiv. Däremot kan hälsoperspektivet vara minst lika viktigt, särskilt om bebyggelsen med enskilda avlopp är förhållandevis tät, dricksvattenförsörjningen tillgodoses med enskilda brunnar och/eller utloppet från anläggningen går ut i en liten recipient med låg vattenomsättning. Särskilt viktigt är hälsoperspektivet om recipienten har betydande värde för rekreation, till exempel för bad och fiske.

Fosforfilter har föreslagits som en bra lösning för att få hög fosforreduktion och för att påtagligt reducera bakterier om det filtermaterial som används är alkaliskt och resulterar i en betydande pH-höjning (Jenssen, Krogstad et al., 2010; Nilsson, Renman et al., 2013). Dock är kunskapen begränsad när det gäller filtrens funktion över tid. I Sverige rekommenderas det ofta att man ska byta filtermaterial vartannat år för att kunna få hög fosforrening. Dock är det vetenskapliga underlaget för denna rekommendation begränsat. När det gäller bakteriereduktion i små avloppsanläggningar är kunskapen också bristfällig.

Syftet med denna studie var att undersöka hur effektivt fosforfilter avskiljer fosfor från avloppsvatten i relation till den hydrauliska belastningen och användningstiden genom att provta och utvärdera fosforfallor i drift. Ett annat syfte var att undersöka förekomsten av bakterier i utgående vatten från markbäddar och fosforfilter och utvärdera resultaten i förhållande till anläggningarnas och filtrens belastning och drifttid.

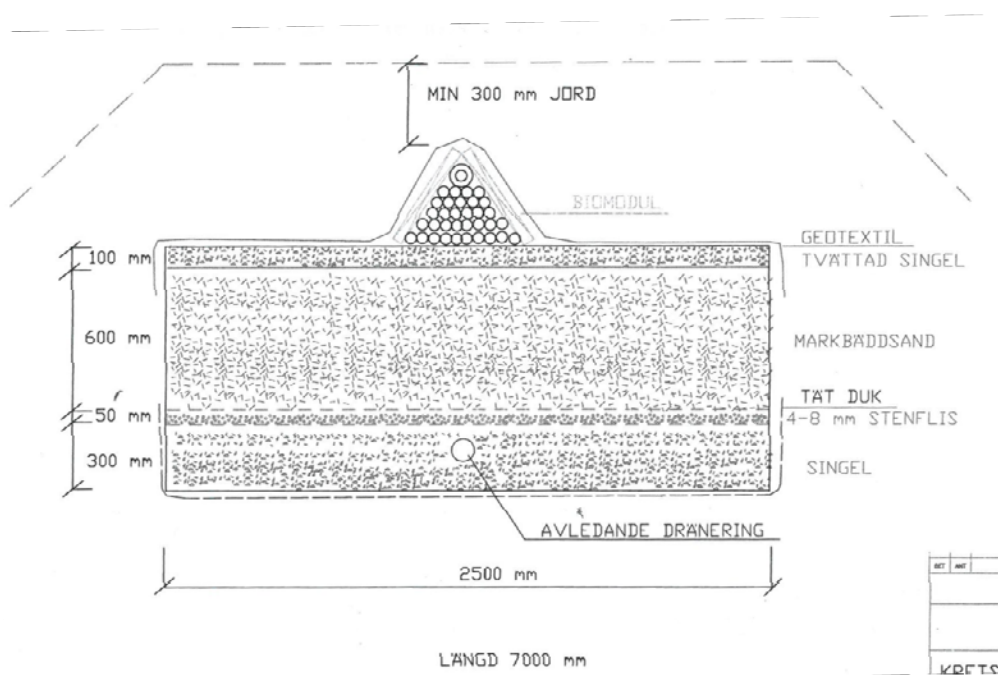
Målen med projekten har varit dels att med större kunskap om fosforfiltrens funktion i fält kunna ge vägledning om bytesintervall för filtermaterial för att säkerställa god fosforrening, dels att resultaten ska kunna underlätta framtida bedömningar av avloppsanläggningar vid tillståndsprovning där särskilt hälsoperspektiv behöver beaktas.

## 2.1 Identifiering och inspektion av avloppsanläggningar

I samarbete med sju svenska kommuner (Umeå, Skellefteå, Vännäs, Robertsfors, Norrtälje, Boden, Älvsbyn) letade vi fram avloppsanläggningar med fosforfilter och markbäddar som var potentiellt lämpliga för provtagning. Fastighetsägarna kontaktades sedan på telefon för att få deras godkännande. 34 anläggningar inspekterades för att bestämma om de var lämpliga för provtagningen som var planerad i studien. Under inspektionen kontrollerades om markbäddarnas utloppsrör var utformat på ett sätt som möjliggjorde flödesproportionell provtagning, det vill säga manuella flödesmätningar. För fosforfiltren kontrollerades det om både det in- och utgående vattnet var tillgängligt och gick att provta och om flödesmätning var möjlig vid åtminstone ett av ställena.

## 2.2 Beskrivning av de undersökta anläggningarna

I tabell 1 sammanfattas information om de undersökta avloppsanläggningarna (A–L). Vi undersökte åtta markbäddar, fyra andra biologiska reningssteg (en markbädd på burk, två biofilmsbaserade enheter utan luftning och en luftad aktivslamenhet) samt nio fosforfilter.



**Figur 1.** Kretsa markbädd, tvärsnitt (ritning från Upplunda Bygg&Vatten, AB).

Markbäddarna B och C var förstärkta med biomoduler som skulle höja den hydrauliska kapaciteten hos bäddarna. Dessa markbäddar var mindre i storlek än vanliga markbäddar och hade ett mindre tjockt sandskikt. Markbäddarna F–H (Kretsa markbäddar, figur 1) avvek från normen genom att de hade en rad biomoduler (cirka 0,5 m i bredd, med triangulärt tvärsnitt) ovanpå sanden. Spridarledningen låg i biomodulens övre del. Sandskiktet i dessa markbäddar

var 60 cm och låg under ett 10 cm tjockt skikt av tvättad singel. Alla markbäddar var täckta med ett jordskikt på 30 cm.

**Tabell 1.** Egenskaper hos de undersökta avloppsanläggningarna.

Anläggning	Biosteg (driftstart)	Fosforfilter (driftstart)	Antal användare	Frequency of use
A	Vanlig markbädd (2009)	-	3	Året om
B	Markbädd med biomoduler (2013)	-	2	Året om
C	Markbädd med biomoduler (2015)	-	5	Året om
D	Vanlig markbädd (2014)	Polonitsäck, nedströms (2014)	2	Året om
E	Vanlig markbädd (2009)	Wavin-Labko med Filtra P (2009)	5	Året om
F	Kretsa markbädd (okt 2010)	Polonitsäck, uppströms (May 2015)	2	Endast på sommaren
G	Kretsa markbädd (2012)	Polonitsäck, uppströms (2015)	2	Endast på sommaren
H	Kretsa markbädd (nov 2015)	Polonitsäck, uppströms (spring 2016)	2	Året om
I	Markbädd på burk (2012)	Polonitsäck, uppströms (2014)	2	Cirka 6 månader/år
J	Biop <sup>®</sup> (2008)	Polonitsäck, uppströms (June 2016)	14	Året om
K	Biop <sup>®</sup> (2008)	Polonitsäck, uppströms (June 2016)	14	Året om
L	Ecobox Small (juni 2016)	Polonitsäck, uppströms (June 2016)	2	Året om

Anläggningarna I–L var minireningsverk med fosforfälla (figur 2). Anläggning I var en markbädd på burk (4evergreen Biorock<sup>®</sup>). Anläggningarna J–K var Biop<sup>®</sup>-anläggningar, dock med avsaknad av luftning. Anläggning L var en Ecobox Small med aktivslambioesteg som luftades.





**Figur 2.** Markbädd på burk i anläggning I (a), Biop® anläggningar J och K (b) och Ecoboxen i anläggning L (c).

Av de nio undersökta fosforfiltren var åtta säckar som var fyllda med Polonit (tillverkare: Ecofiltration AB) som var placerade i brunnar (figur 3). De flesta var uppströmsmodeller (F–L), men en var en nedströmsmodell (D). Fosforfilter E var tillverkat av Wavin-Labko Ltd och bestod av en tank med två kammare där vattnet infiltrerade ner genom filtermaterialet i ena kammaren och upp genom andra kammaren. Filtermaterialet som användes var Filtra P.



**Figur 3.** Fosforfilter med Polonitsäck i brunn.

### 2.3 Provtagning av anläggningarna

Prover togs från tolv avloppsanläggningar (A–L, tabell 1). Varje anläggning provtogs minst tre gånger (tabell 2), och varje provtagning varade cirka 3–4 timmar. Tiden för provtagning varierades så att olika tider på dygnet täcktes in. Prover togs mellan september 2015 och september 2016 i Norrtälje kommun och i Västerbotten. Antalet provtagningar samt tider varierade mellan anläggningarna (tabell 2) därför att nya anläggningar kontinuerligt identifierades även efter det att provtagningen av några anläggningar redan hade börjat. Vid varje provtagningstillfälle togs två stickprover från slamavskiljarens tredje kammare alternativt från fördelningsbrunnen, samt två samlingsprover efter den biologiska reningen (det vill säga efter markbädden eller biosteget i minireningsverket) och efter fosforfiltret. Under provtagningen mättes flödet manuellt genom att fånga upp vattnet i en hink och mäta tiden. Samlingsproverna efter den biologiska behandlingen och efter fosforfiltret togs proportionellt med flödet.

**Tabell 2.** Antal provtagningar, provtagningstider och uppmätta medelflöden.

Anlägg- ning	Antal provtagnings- tillfällen	Tidsperiod	Total tid under vilken proverna togs [timmar]	Medelflöde [liter per timme]
A	7	sep 2015–juni 2016	25	47,8
B	3	maj–juni 2016	13	3,2
C	3	maj–juni 2016	9	10,5
D	6	sep 2015–maj 2016	17	9,5
E	6	sep 2015–maj 2016	17	15,7
F	3	aug 2016	7	6,6
G	3	aug 2016	8	17
H	4	aug 2016	9	5,3
I	3	aug 2016	8	68,1
J	3	aug–sep 2016	10	39,9
K	3	aug–sep 2016	11	29,4
L	3	aug–sep 2016	8	47,6

## 2.4 Provhantering, provlagring och provanalyser

Efter att proverna hade tagits mättes pH, mängden suspenderat material och temperaturen direkt på plats. Mängden suspenderat material bestämdes enligt standarden EN 872:2005 (Swedish Standards Institute, 2005a). pH mättes med en WTW pH 330 pH-meter med en WTW SenTix41 pH-elektrod.

Följande indikatorbakterier analyserades: *E. coli*, totala koliforma, intestinala enterokocker och *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*). Eftersom det i anläggningarna behandlades avloppsvatten från enbart ett fåtal personer (tabell 1) förväntades inga patogena mikroorganismer vara mätbara. Därför användes de nämnda indikatororganismerna som surrogat. Dessa bakteriegrupper indikerar fekal påverkan (Tchobanoglous, Stensel et al., 2014). Prover för bakterieanalys lagrades i kylväska och fördes till laboratoriet direkt efter avslutad provtagning. I vissa fall togs prover sent på kvällen, och dessa prover lämnades till laboratoriet dagen efter. Analyserna utfördes vid två laboratorier enligt standardmetoderna SS 028167-2 (anpassat) för *E. coli* och totala koliforma, SS-EN ISO 7899-2 för intestinala enterokocker och ISO/CD 14189/6461-2 för *C. perfringens*.

Filtrering av prover genom ett 0,45 µm-filter för analys av löst fosfor och löst organiskt kol (DOC) skedde direkt på provtagningsorten. Prover för analys av total och löst fosfor, totalt och löst organiskt kol samt BOD förvarades sedan fryst fram till analysen. Totalt och löst fosfor analyserades spektrometriskt med ammoniummolybdatmetoden (Swedish Standards Institute, 2005b). Totalt och löst organiskt kol (TOC och DOC) analyserades med IR (baserad på CSN EN 1484, CSN EN 16192, SM 5310).

## 2.5 Spårämnesförsök

Spårämnesförsök med färgen rhodamin genomfördes i tre fosforfilter (H, J, K) för att uppskatta vattnets uppehållstid i filtren. En optisk sond (YSI 600OMS V2) med rhodaminsensor (YSI 6130) användes. Färglösningen (0,5 liter med en koncentration av 70 µg 20-procentigt rhodaminkoncentrat per liter) tillsattes i filtrets inloppsrör, och rhodaminkoncentrationen mättes nära utloppet, det vill säga på filtrets yta (figur 4), under en dag (J), två dagar (K) och sex dagar (H).



**Figur 4.** Pågående spårämnesförsök med sonden som mäter rhodaminhalten i det utgående vattnet.

## 2.6 Statistisk analys

De uppmätta koncentrationerna av fosfor, organiskt kol, mängden suspenderat material och vätejonaktiviteten (pH) flödesviktades, det vill säga flödesviktade aritmetiska medelvärden ( $\bar{x}^*$ ) beräknades enligt ekvation 1. Standardavvikelser beräknades enligt ekvation 2.

$$\bar{x}^* = \frac{\sum_{i=1}^n x_i w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (\text{ekvation 1})$$

där

$\bar{x}^*$  = flödesviktat medelvärde

n = antal samlingsprov

$w_i$  = vattenvolymen från vilken samlingsprovet togs.

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n w_i (x_i - \bar{x}^*)^2}{(\sum_{i=1}^n w_i) - 1}} \quad (\text{ekvation 2})$$

där

s = flödesviktad standardavvikelse

n = antal samlingsprov

$w_i$  = vattenvolymen från vilken samlingsprovet togs.

För de uppmätta bakteriekoncentrationerna beräknades flödesviktade geometriska medelvärden enligt ekvation 3.

$$\text{viktad geometriskt medelvärde} = \left( \prod_{i=1}^n x_i^{w_i} \right)^{\frac{1}{\sum_{i=1}^n w_i}} \quad (\text{ekvation 3})$$

där

$x_i$  = uppmätt bakteriekoncentration

n = antal samlingsprov

$w_i$  = vattenvolymen från vilken samlingsprovet togs.

För att beräkna om det fanns skillnader mellan det in- och utgående vattnets bakteriekoncentrationer gjordes en t-test. Pearson-korrelationer mellan olika parametrar beräknades med hjälp av mjukvaran Minitab (Minitab Inc., 2013).

### 3.1 Identifiering och inspektion av avloppsanläggningar

Att identifiera avloppsanläggningar som var lämpliga för provtagning visade sig vara svårare än förväntat. Ett problem var att registren i flera kommuner inte var sökbara med avseende på specifika anläggningstyper. I många kommuner i Norrbotten och Västerbotten fanns det inga fosforfilter alls. Dessutom var det nödvändigt att kontakta ett stort antal fastighetsägare (51) vilket var tidskrävande. För projektets genomförande var vi också beroende av fastighetsägarnas välvilja. Sammanlagt inspekterades 34 anläggningar i följande kommuner: Umeå, Robertsfors, Vännäs, Skellefteå, Boden och Norrtälje.

22 av de 34 inspekterade avloppsanläggningarna (65 procent) lämpade sig inte för flödesproportionell provtagning. Detta betyder inte nödvändigtvis att anläggningarna inte fungerade. Men det visar på svårigheten med att kontrollera funktionen hos små avloppsanläggningar med hjälp av provtagning.

Vi inspekterade sammanlagt 27 markbäddar. 21 av dessa var utan provtagningsmöjlighet därför att det inte fanns något flöde i utloppsledningen (tio markbäddar) eller flödesmätning inte var möjlig (nio markbäddar) på grund av utformningen av inspektionsbrunnen och inloppet till efterföljande fosforfilter. Troligtvis infiltrerade vattnet under markbädden i stället för att rinna ut genom dräneringsledningen.

Antalet fosforfilter som inspekterades var 21. (Vi inspekterade dessutom en anläggning med kemisk fällning som också är en typ av fosforfälla. I denna anläggning fungerade inte doseringspumpen. Vi bestämde sedan att enbart fokusera på fosforfilter.) 14 av dessa fosforfilter lämpade sig inte för provtagning, nio av dessa därför att det inte fanns något vattenflöde genom filtret vilket också indikerar att filtren inte fungerade som avsett.

### 3.2 Bakterieutsläpp från de undersökta anläggningarna

#### 3.2.1 Markbäddar

För vissa av de åtta undersökta markbäddarna (anläggningar A–H) uppmättes betydande bakteriekoncentrationer i det utgående vattnet (tabell 4). I utloppen hos tre markbäddar var medelkoncentrationen intestinala enterokocker högre än koncentrationen i inlandsvatten med utmärkt vattenkvalitet, som är 200 kolonibildande enheter (colony forming units, CFU) per 100 ml enligt badvattendirektivet (EU, 2006). För *E. coli*-koncentrationen var så fallet i bara en markbädd (badvattendirektivets riktvärde för *E. coli* i inlandsvatten med utmärkt kvalitet är 500 CFU per 100 ml). Som exempel var utgående medelkoncentrationen av intestinala enterokocker i utgående vatten från markbädd B  $>100\ 000 \pm 0$  cfu per 100 ml (tabell 4). Medelkoncentrationen av *E. coli* i det utgående vattnet från markbädd H var 1 192 cfu per 100 ml (tabell 4). Vattnet från markbädd B var mörkt till färgen och luktade starkt vilket tyder på att filtret inte fungerade korrekt. Möjligtvis var markbädden igensatt, även flödet från denna markbädd var mycket litet (tabell 2). Liknande observationer gjordes dock inte för markbädd H, där det utgående vattnet var klart med TOC-koncentrationer på en acceptabel

nivå (tabell 3). Detta visar att bakteriekoncentrationerna kan vara höga även om markbädden ser ut att fungera. Ett nytt författningsförslag för avloppsanläggningar upp till och med 200 pe föreslår återkommande kontroller av små avloppsanläggningar (HaV, 2016). Resultaten från denna studie visar att visuell inspektion inte är tillräcklig för att bedöma en anläggnings funktion när det gäller utsläpp av mikrobiologiska föroreningar.

Rening av bakterier i porösa medier, såsom markbäddar, beror på en rad olika faktorer (Stevik, Aa et al., 2004), bland annat organiskt material, pH, temperatur, bakteriekoncentration och hydraulisk belastning. Medelvärden av TOC, DOC och pH som uppmätts i utloppen hos markbäddarna visas i tabell 3.

I utloppen från markbäddarna var medelkoncentrationerna av totala koliforma, *C. perfringens* och intestinala enterokocker (men inte *E. coli*) starkt positivt korrelerade med koncentrationen av TOC och DOC. Dessa samband återspeglas i höga Pearson-korrelationsvärden som var >99 procent för alla korrelationer mellan de nämnda bakterierna och TOC/DOC. Detta visar att med högre halt av organiskt kol i utgående vatten minskade bakteriereduktionen, möjligtvis på grund av en tävling om adsorptionsställen (Sélas, Lakel et al., 2003). Dessutom indikerar höga koncentrationer av TOC och DOC i utgående vatten att nedbrytningen av organiskt material i markbädden är låg, vilket kan ha resulterat i att nedbrytningen av bakterier också var låg.

**Tabell 3.** Flödesviktade medelvärden för pH, TOC och DOC i utgående vatten från de biologiska reningsstegen (markbäddar och andra) och fosforfiltren.

Anläggning	pH		TOC		DOC	
	biosteg	fosforfilter	biosteg	fosforfilter	biosteg	fosforfilter
	[ ]	[ ]	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
A	4,5		9,7		9,9	
B	6,9		160		131	
C	4,8		9,3		7,6	
D	6,2	9,4	8,2	8,6	8,9	8,8
E	4,2	6,0	13,2	11,9	12,4	12,2
F	7,4	12,1	19,8	12,7	22,8	11,2
G	7,2	10,5	12,0	11,0	13,3	10,2
H	6,8	9,9	20,1	14,6	18,5	13,9
I	7,2	9,6	39,8	31,3	29,9	25,4
J	7,3	8,6	25,3	22,4	17,6	17,4
K	7,5	8,8	22,0	19,0	29,3	17,1
L	8,0	9,7	29,3	26,6	25,6	22,9

**Tabell 4.** Flödesviktade geometriska medelvärden av de uppmätta bakteriekoncentrationerna i utgående vattnet från slamavskiljare (SA), markbäddar och andra biologiska behandlingssteg (bio) samt fosforfilter (Pfilter). Alla värden i cfu per 100 ml.

	Totala koliforma			<i>E. coli</i>			Intestinala enterokocker			<i>C. perfringens</i>		
	SA	bio	Pfilter	SA	bio	Pfilter	SA	bio	Pfilter	SA	bio	Pfilter
A	100000	243		76074	25		100000	87		1000	60	
B	100000	36528		563	94		100000	100000		924	221	
C	100000	7		100000	5		100000	7		1000	15	
D	100000	82	9	100000	25	7	33269	8	8	1000	7	6
E	100000	5	20	1965	5	8	100000	35	11	1000	19	28
F	112654	115	5	9843	21	5	2282	65	5	2019	6	5
G	77460	255	30	6188	178	14	1045	1159	46	464	9	77
H	119848	6868	81	40454	1192	14	4991	272	27	3556	37	12
I	738077	66712	68726	76743	36979	6291	13247	3990	3687	2685	1375	4011
J	678058	64946	43884	13827	18463	5503	21342	1379	1368	87568	53316	36858
K	678058	85003	31116	13827	22581	2486	21342	1679	3775	87568	74743	13815
L	290958	10271	3812	51725	1209	71	6574	228	257	4736	1471	160

### 3.2.2 Andra biologiska reningssteg

I utloppen från de biologiska behandlingssteg som inte var markbäddar (anläggningarna I–L) uppmättes mycket höga bakteriekoncentrationer (tabell 4). Exempelvis var koncentrationen av *C. perfringens* i anläggning K 74 743 cfu per 100 ml och koncentrationen av totala koliforma bakterier i samma anläggning 85 003 cfu per 100 ml. Några förklaringar till de höga utsläppskoncentrationerna som visas i Tabell 4 kunde vara att Biop<sup>®</sup>-anläggningen saknade luftning vilket troligtvis gjorde den ineffektiv med hänsyn till bakteriereduktion. Markbädden på burk (anläggning I) är mycket mindre i storlek än en vanlig markbädd (1,15 × 1,15 m) vilket också ger en mycket kortare uppehållstid för vattnet i filtret. Anläggning L var ny (hade tagits i bruk cirka två månader före provtagning); möjligen var aktivslammet i anläggningen inte helt utvecklat.

Koncentrationen av *E. coli* och intestinala enterokocker i utloppen från de undersökta minireningsverkens biosteg korrelerade signifikant positivt med koncentrationen av suspenderat material (Pearsson-korrelationer  $\geq 98$  procent). Dessa bakterier var alltså möjligtvis bundna till partiklar (detta samband observerades dock inte i markbäddarna). Troligtvis var reningen av suspenderat material i minireningsverkens biosteg mindre effektiv än i markbäddarna (halten suspenderat material i utloppen från de biologiska reningsstegen i minireningsverken var något högre jämfört med markbäddarna) vilket kan vara en orsak till att bakterieutsläppet var större.

### 3.2.3 Fosforfilter

Bakteriekoncentrationen efter de nio undersökta fosforfiltren (anläggningar D–L) varierade kraftigt mellan anläggningarna. I anläggningarna I–L var de höga (tabell 4). I flera fall översteg koncentrationerna gränsvärdena för utmärkt badvattenkvalitet enligt badvattendirektivet (EU, 2006); i tre fosforfilter gällde detta för *E. coli* och i fyra fosforfilter för intestinala enterokocker.

Koncentrationen koliforma bakterier (både totala koliforma och *E. coli*) var beroende av filtrets hydrauliska belastning (signifikant positiv korrelation) – ju högre belastning, desto högre utsläppskoncentration. Detta syns exempelvis för fosforfiltren I–L som hade ett högre flöde än de andra fosforfiltren (tabell 2) och bakteriekoncentrationen i utloppen visar samma trend (tabell 4). Detta tyder på att flödesregimen och vattnets uppehållstid i filtret är viktiga parametrar som påverkar bakteriereduktionen vilket också har poängterats av Sélas med flera (Sélas, Lakel et al., 2003). På liknande sätt som för markbäddarna fanns en korrelation mellan koncentrationen totala koliforma efter fosforfiltren och utloppskoncentrationen av TOC och DOC. Det fanns ingen korrelation mellan bakteriekoncentrationerna och de uppmätta pH-värdena.

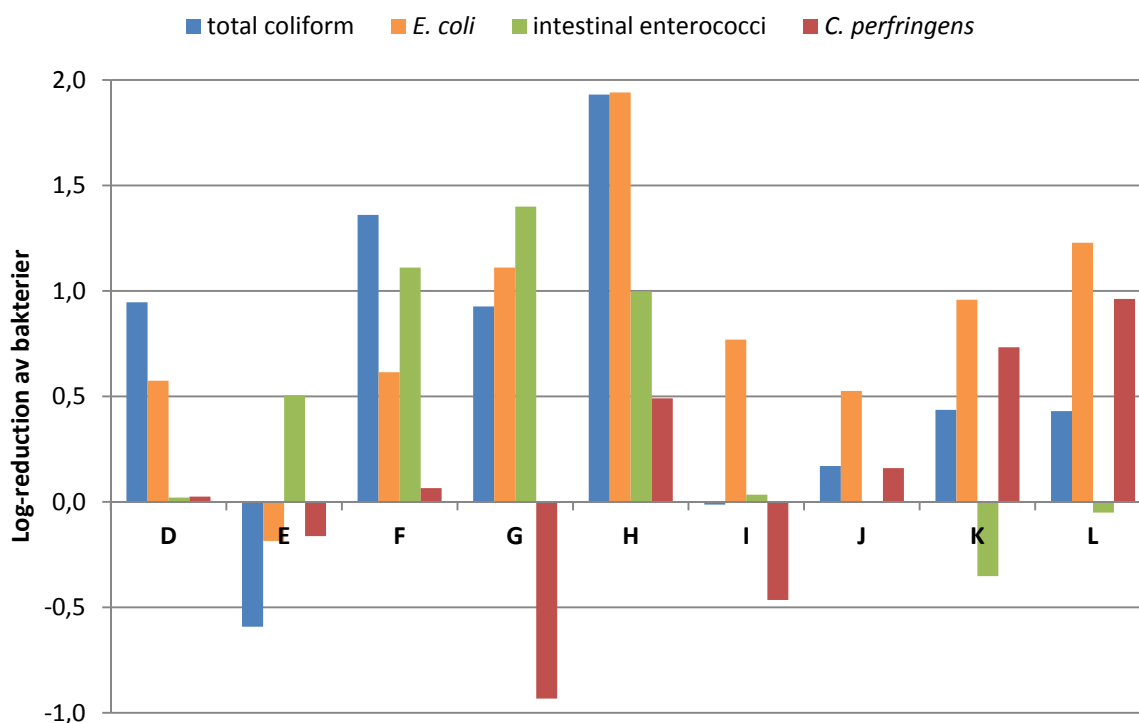
## 3.3 Bakteriereduktion i fosforfilter

Log-reduktionen av bakterier varierade mellan bakteriegrupperna och mellan de undersökta fosforfiltren. Negativ log-reduktion observerades i flera filter (figur 5). Ett t-test visade att det generellt bara var medelkoncentrationen av *E. coli*-bakterier som reducerades signifikant ( $p =$



0,044) i fosforfiltren. Det tyder på att fosforfilter kan tjäna som ett reningssteg som ytterligare reducerar bakterier. Däremot gick det inte att se att fosforfiltren reducerade halten av intestinala enterokocker, totala koliforma eller *C. perfringens* (ingen signifikant skillnad mellan medelkoncentrationerna i in- och utloppen,  $\alpha = 0,05$ ). Detta kan exempelvis bero på att pH inte var tillräckligt högt för att döda bakterierna, eller på att filtren var vattenmättade vilket leder till att bakterier inte fäster vid filterpartiklarna lika lätt som till exempel i vattenomättad mark.

Två av de undersökta filtren, F och H, reducerade alla bakteriegrupper (bara positiva log-reduktioner, figur 5) vilket också indikerar att fosforfilter har potential att även reducera bakterier.



**Figur 5.** Log-reduktion av indikatorbakterier i de undersökta fosforfiltren (D–L).

Ett samband mellan effektiviteten att reducera bakterier och fosforfiltrens ålder har enbart kunnat ses för *E. coli*-bakterier (log-reduktionen av *E. coli* korrelerade signifikant negativt med filtrens ålder). Annars korrelerade inte log-reduktionen eller utgående bakteriekoncentrationen med filtrens ålder.

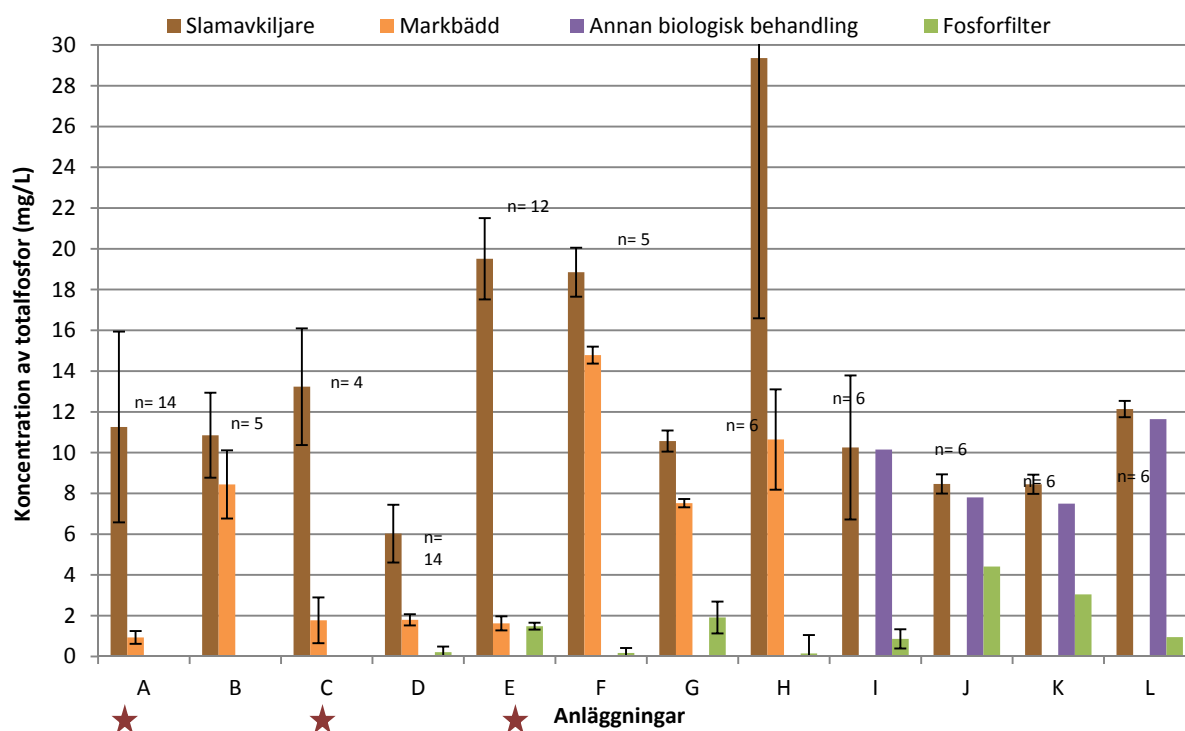
### 3.4 Fosforreduktion i undersökta anläggningar

I sju av de tolv undersökta avloppsanläggningarna var fosforreduktionen större än 90 procent (figur 7). Troligtvis har dock avloppsvattnet spänts ut med grund-, mark- eller regnvatten i minst tre av dessa anläggningar vilket gör att reningen överskattas. Procentsatsen har beräknats med värden uppmätta efter slamavskiljningen och efter sista reningssteget, det vill säga reningen i slamavskiljaren är inte medräknad.

### 3.4.1 Fosforreduktion i markbäddar

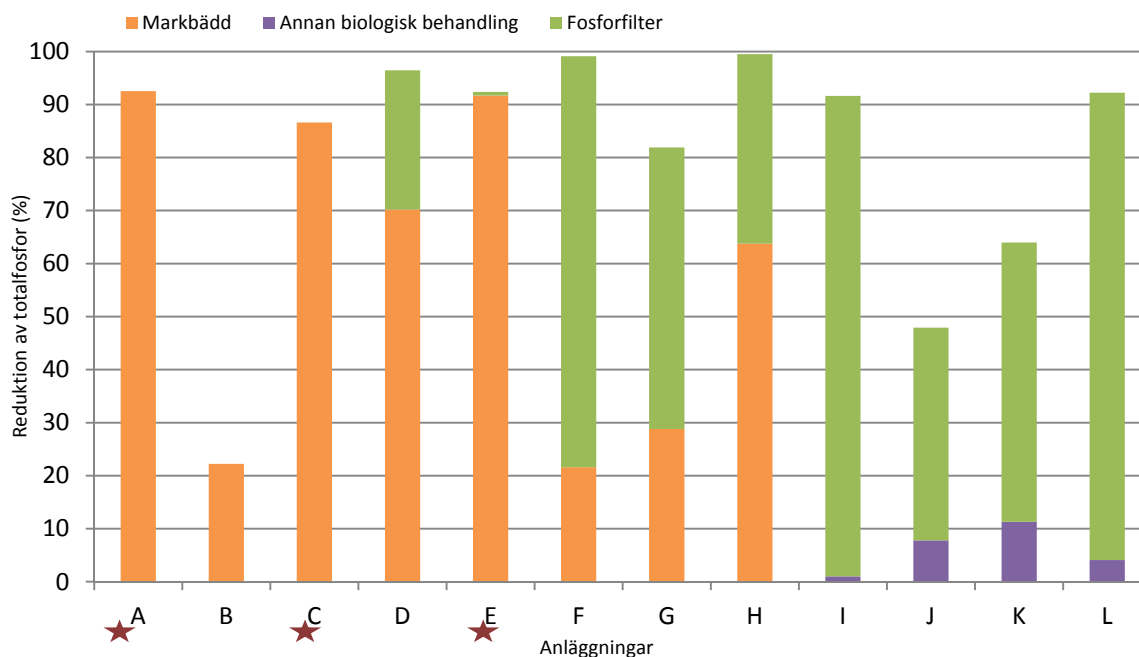
Av åtta utvärderade markbäddar visade en (A) på utgående totalfosforkoncentrationer lägre än 1 mg/l (figur 6), men troligtvis var denna markbädd påverkad av utspädning. För tre av de utvärderade markbäddarna (C–E) var utgående totalfosforkoncentration mindre än 2 mg/l, men två av dessa var troligen påverkade av utspädning. Den högsta flödesviktade totalfosforkoncentrationen som beräknades för utgående vatten från en markbädd var omkring 15 mg/l (anläggning F). Detta trots att flödet från denna markbädd såg rent ut och inte luktade. Sammanfattningsvis var utgående fosforkoncentrationer från endast fyra av de utvärderade markbäddarna (B samt F–H) så höga (>2 mg/l) att ett efterföljande fosforfilter skulle vara meningsfullt. Därför är det viktigt att anläggningar med fosforfilter byggs korrekt, det vill säga med tätskikt för att undvika att mark- och grundvatten tränger in i markbädden, och för att undvika att avloppsvatten infiltreras. Detta för att säkerställa att avloppsvattnet når fosforfiltret och inte späds ut.

Om man bortser från markbäddarna som troligen påverkades av utspädning hade bara en av de undersökta markbäddarna (D) en utgående fosforkoncentration som var <3 mg/l, vilket motsvarar en reduktion på 70 procent och är det som krävs vid normal skyddsnivå enligt nuvarande regelverk (Naturvårdsverket, 2008).



**Figur 6.** Medelkoncentrationer av totalfosfor (mg/l) i utgående vatten från slamavskiljare, markbäddar, andra biologiska reningssteg och fosforfilter i de tolv undersökta anläggningarna (A–L). Stjärnorna markerar markbäddar med misstänkt utspädning. n = antal provtagningar.

När fosforreduktionen över markbäddarna utvärderades kunde man se att den beräknade fosforreduktionen var förhållandevis hög för fem av markbäddarna (A, C, D, E, H, figur 7). Men vi observerade att åtminstone tre av dem (A, C, E) var utsatta för inläckage i bädden vilket resulterat i en utspädning av fosforkoncentrationerna och inte en regelrätt avskiljning.



**Figur 7.** Reduktion av totalfosfor i de tolv undersökta anläggningarna. För varje stapel visas de olika reningsstegens bidrag till den totala reduktionen.

I tre av markbäddarna (B, F, G) var reduktionen av totalfosfor låg (21,6–28,8 procent; figur 7). Utgående vatten från markbädd B, som installerades 2013, var mörkt till färgen med hög halt suspenderat material och stark lukt. Flödet var mycket lågt. Liknande observationer gjordes dock inte för markbäddarna F och G som installerades 2010 och 2012. Den låga fosforreduktionen i dessa markbäddar är svår att förklara, möjligtvis beror den på markbäddssanden som använts. Om de tre markbäddarna med misstänkt utspädning utelämnas i summeringen, uppvisade tre markbäddar låg fosforreduktion (<30 procent) medan fosforreduktionen var tillfredställande i två markbäddar (D och H, 62–70 procent).

### 3.4.2 Fosforreduktion i annan biologisk behandling

I fyra av de tolv anläggningarna som undersöktes ingick andra biologiska behandlingsenheter i systemen, placerade före fosforfiltren. Dessa behandlingsenheter reducerade fosfor i mindre omfattning än markbäddarna (figur 7). Utgående totalfosforkoncentrationer från dessa reningssteg varierade mellan 7,5 och 11,5 mg/l (figur 6). Högsta fosforavskiljningen som uppmättes i dessa enheter var bara runt 10 procent i anläggning K (figur 7). Till skillnad från markbäddar har de andra biologiska behandlingsenheterna inte utformats för att vara ett fristående reningssystem utan endast som förbehandlingssteg före ett fosforfilter. Detta kan vara en förklaring till den låga reningskapaciteten med avseende på fosfor.

### 3.4.3 Fosforreduktion i fosforfilter

Av de nio undersökta fosforfiltren uppvisade fem (D, F, H, I, L) utgående medelfosforkoncentrationer på mindre än 1 mg/l (figur 6). Detta betyder att reningen troligtvis var >90 procent, vilket behövs i områden med hög skyddsnivå (Naturvårdsverket, 2008). Två av filtren

(E, G) uppvisade utgående fosforkoncentrationer på 1–3 mg/l och den högsta utgående medelkoncentrationen (anläggning J) var 4,4 mg/l.

Fem undersökta anläggningar bestod av en kombination av markbädd med efterföljande fosforfilter (D–H). För två av dessa (F, G) stod fosforfiltren för mer än 50 procent av den totala fosforreduktionen (figur 7). För övriga tre anläggningar (D, E, H) bidrog fosforfiltren med 1–36 procent av fosforreduktionen.

I de anläggningar som bestod av en annan biologisk behandling i kombination med fosforfilter (I–L) stod fosforfiltren för merparten av fosforavskiljningen (figur 7). Dock var inte fosforkoncentrationerna i det utgående vattnet från alla dessa anläggningar godtagbara; i anläggningarna J och K var de rätt höga (figur 6).

Bland de undersökta filtren som inte fungerade som förväntat fanns ett filter (E) som troligtvis var igensatt och hade låg hydraulisk konduktivitet, där inkommande vatten till filtret åtminstone till viss del bräddades utan att passera filtret. Uppmätt pH var lågt (cirka 6) och den beräknade fosforreduktionen var försumbar. Detta filter var det äldsta filtret av de undersökta, med mer än fem års drifttid vid provtagningstillfället. Detta filter innehöll också ett annat filtermaterial (troligtvis Filtra P) än övriga undersökta fosforfilter som innehöll Polonit. De övriga två fosforfiltren (J, K) som inte fungerade tillfredsställande var högt belastade med många boende påkopplade i relation till filtrens storlek. Uppmätt pH i utgående vatten från dessa filter var lägre än 9, även om filtren precis hade tagits i drift när provtagningen skedde. Den snabba minskningen av pH i utgående vatten kan kanske förklaras med ursköljning av reaktivt kalcium från filtret, orsakad av hög hydraulisk belastning som resulterar i reducerad fosforavskiljning. Dessa filter hade en inkommande koncentration av organiska ämnen i samma storleksordning som de fosforfilter som fungerade bra, vilket indikerar att det organiska innehållet inte orsakat den låga reningsgraden.

Sammanfattningsvis reducerades fosfor i allmänhet väl i de fosforfilter som undersöktes, med undantag av de system som redovisats i stycket ovan. De filter som var korrekt installerade, hade rimlig hydraulisk belastning med utgående pH värde över 9 och med inte allt för lång drifttid ( $\leq 2$  år) fungerade väl och reducerade (tillsammans med den biologiska förbehandlingen) mer än 80 procent av den inkommande fosfor från slamavskiljaren.

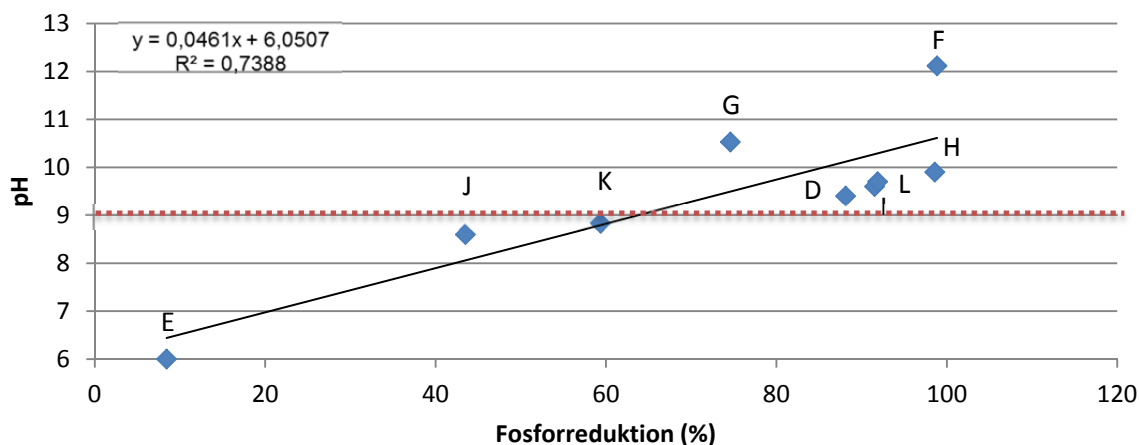
### 3.5 Olika faktorerers påverkan på fosforfiltrets funktion

Faktorer som ålder, igensättning, hydraulisk belastning, pH i fosforfiltret samt koncentration av organiskt material och suspenderade partiklar i ingående avloppsvatten till filtren kan teoretiskt påverka reduktionen av fosfor i fosforfiltren. Denna påverkan diskuteras här nedanför.

#### 3.5.1 Relation mellan pH och fosforreduktion i fosforfilter

pH-värdet i utgående vatten från fosforfiltren varierade mellan 6,1 och 12 (figur 8). En förhållandevis god korrelation ( $R^2 = 0,74$ ) beräknades mellan pH i utgående vatten från fosforfiltret och reduktion av totalfosfor över filtret (figur 8). Många företag rekommenderar att man ska byta filtermaterialet i fosforfiltret när pH-värdet blir lägre än 9. Mätningarna från denna studie styrker detta eftersom filter med pH-värden mindre än 9 reducerade fosfor

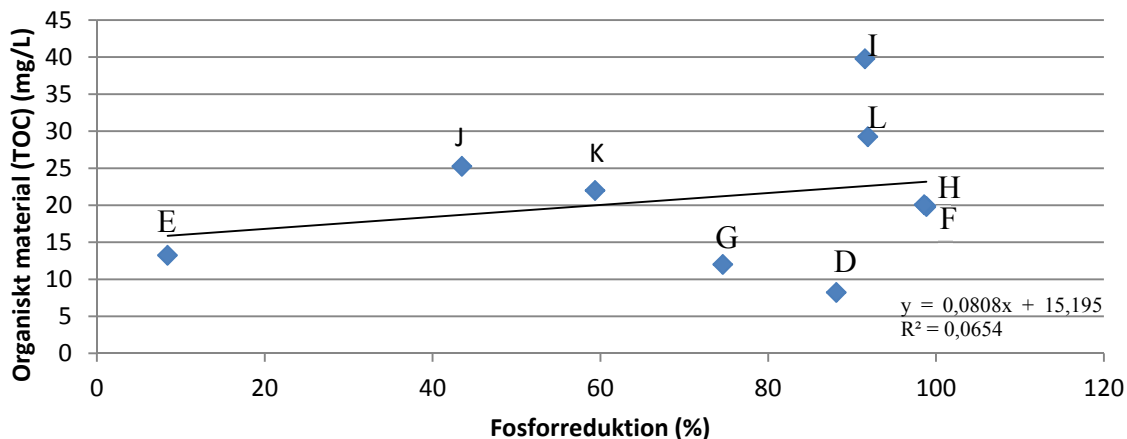
mindre effektivt ( $\leq 60$  procent) jämfört med fosforfilter med pH-värden  $>9$  ( $\geq 75$  procent fosforreduktion enligt figur 8). Men resultaten visar också att fosforfilter med liknande pH-värden, som till exempel J (pH 8,7), K (pH 8,8) och D (pH 9,4) eller G (pH 10,5) och H (pH 10,2) kan skilja sig mycket med avseende på fosforreduktion. Detta kan förklaras med att pH-värdet inte är den enda faktorn som påverkar filtrets funktion. Exempelvis är upphållstiden för vattnet i filtret en viktig faktor som skilde sig betydligt mellan fosforfiltren J och K (figur 11).



**Figur 8.** Linjär regression mellan fosforreduktionen i fosforfiltren och pH (uppmätt i utloppet från fosforfiltren) för de nio undersökta fosforfiltren. Den röda streckade linjen markerar ett pH-värde på 9 som ofta rekommenderas som gränsvärde för byte av filtermaterial.

### 3.5.2 Relation mellan organiskt material och fosforreduktion

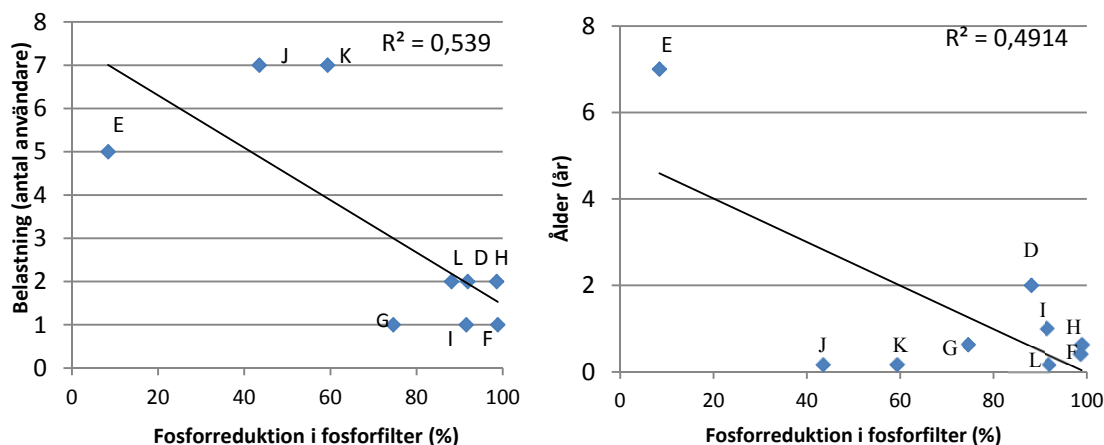
Ingen korrelation kunde uppvisas mellan koncentrationen av organiskt material (TOC) i inkommande vatten till fosforfiltren och fosforreduktionen i dessa filter ( $R^2 = 0,065$ , figur 9). Detta visar att koncentrationen av organiskt kol i inkommande vatten har liten betydelse för fosforretentionen i de undersökta filtren. Det har visats i tidigare studier att halten organiskt material (till exempel BOD, TOC, DOC) har betydelse för filtrets funktion (Ádám, Krogstad et al., 2007; Herrmann, Jourak et al., 2013) vilket visar att en effektiv förbehandling av vattnet är viktig. Men detta har inte kunnat ses i den här studien, möjligen på grund av andra påverkande faktorer (pH, hydraulisk belastning) var viktigare i de undersökta filtren.



**Figur 9.** Linjär regression mellan fosforreduktionen i fosforfiltren och pH (uppmätt i utloppet från fosforfiltren) för de nio undersökta filtren.

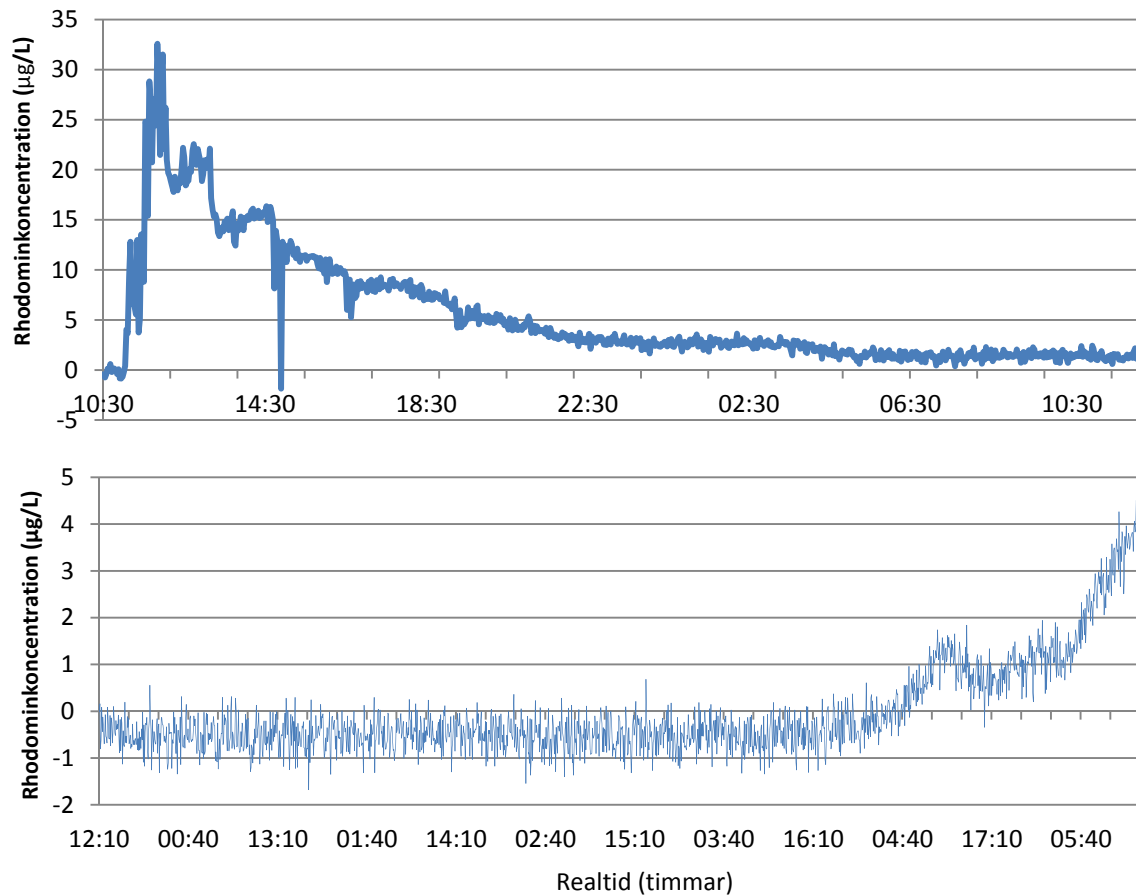
### 3.5.3 Fosforreduktion i relation till belastning, drifttid och uppehållstid

Både fosforfilter med hög fosforbelastning (till exempel F med 14,8 mg/l) och med låg (till exempel D med 1,8 mg/l) visade på hög fosforreduktion. Detta indikerar att den inkommande fosforkoncentrationen inte är avgörande för filtrens momentana fosforrenande funktion. Hög hydraulisk belastning orsakad av ett stort antal boende och högt avloppsvattenflöde påverkade fosforfiltrens kapacitet att reducera fosfor negativt (figur 10); högre hydraulisk belastning minskade fosforreduktionen. Liknande effekt hade filtrets ålder (figur 10), dock inte lika tydligt eftersom de flesta undersökta filtren var förhållandevis nya (<2 år).



**Figur 10.** Relation mellan reduktionen av totalfosfor i fosforfiltren och hydraulisk belastning uttryckt i antal användare (vänster) och fosforfiltrets ålder (höger).

En spårämnesstudie med syfte att kvantifiera vattnets uppehållstid i fosforfiltren genomfördes vid tre anläggningar (H, J, K). Preliminära resultat från denna studie (figur 11) bekräftar att vattnet genom de anläggningar som hade många boende påkopplade (J, K) hade en kortare uppehållstid än den med lägre belastning (H). I figur 6 kan ses att fosforfiltret i anläggning H (med längre uppehållstid) reducerade fosfor till mindre utloppskoncentrationer än fosforfiltret i anläggning J (med kortare uppehållstid).



**Figur 11.** Rhodaminkoncentrationen över tid i utloppen från fosforfiltren J (övre) och H (nedre).

### 3.6 Funktion hos fosforfällor/bytesintervaller

Baserat på data från denna studie är det svårt att avgöra hur ofta fosforfiltren behöver bytas ut. Både äldre (E) och nya fosforfilter (J, K) visade på låg fosforreduktion (figur 7), men av olika anledningar: ålder och igensättning (E) samt hög hydraulisk belastning (J, K). Utgående pH-värde från filtren var för alla tre fall lägre än 9, vilket indikerar att pH kan vara en bra indikator för att bedöma filtrens status och funktion.

Sammanlagt inspekterades 34 anläggningar i följande kommuner: Umeå, Robertsfors, Vännäs, Skellefteå, Boden och Norrtälje. 22 av dessa (65 procent) lämpade sig inte för flödesproportionell provtagning vilket visar på svårigheten med att kontrollera funktionen hos små avloppsanläggningar med hjälp av provtagning. Antalet fosforfilter som inspekterades var 21. 14 av dessa fosforfilter lämpade sig inte för provtagning, nio av dessa därför att det inte fanns något vattenflöde genom filtret, vilket också indikerar att dessa filteranläggningar inte var anlagda på korrekt sätt.

För vissa av de åtta undersökta markbäddarna (anläggningarna A–H) uppmättes betydande bakteriekoncentrationer i utgående vatten. Som exempel var medelkoncentrationen av intestinala enterokocker i utgående vatten från markbädd B  $>100\,000 \pm 0$  cfu per 100 ml och medelkoncentrationen av *E. coli* i utgående vatten från markbädd H 1 192 cfu per 100 ml. I utloppen från tre markbäddar var medelkoncentrationen av intestinala enterokocker högre än badvattendirektivets gränsvärde för inlandsvatten med utmärkt vattenkvalitet. För *E. coli*-koncentrationen var så fallet i bara en markbädd (anläggning H). I denna markbädd var utgående vatten klart med TOC-koncentrationer på en acceptabel nivå, vilket visar att bakteriekoncentrationerna kan vara höga även om markbädden ser ut att fungera.

I utloppen från markbäddarna var medelkoncentrationerna av totala koliforma, *C. perfringens* och intestinala enterokocker (men inte *E. coli*) starkt positivt korrelerade med koncentrationen av TOC och DOC, vilket tyder på att högre halt av organiskt kol i utgående vatten visar på sämre bakteriereduktion. I utloppen från de biologiska behandlingsstegen som inte var markbäddar (anläggningar I–L) uppmättes mycket höga bakteriekoncentrationer.

Bakteriekoncentrationen efter de nio undersökta fosforfiltren (anläggningarna D–L) var särskilt höga efter fosforfilter med andra förbehandlingssteg än markbäddar. I flera fall översteg koncentrationerna gränsvärdena för utmärkt badvattenkvalitet enligt badvattendirektivet; i tre fosforfilter gällde det för *E. coli* och i fyra fosforfilter för intestinala enterokocker. Koncentrationen koliforma bakterier i utgående vatten från fosforfiltren var positivt korrelerad med fosforfiltrens hydrauliska belastning, vilket tyder på att flödesregimen och vattnets uppehållstid i filtret är viktiga parametrar som påverkar bakteriereduktionen. På liknande sätt som för markbäddarna fanns en positiv korrelation mellan koncentrationen totala koliforma efter fosforfiltren och utloppskoncentrationen av TOC och DOC. Däremot fanns det inget samband mellan bakteriekoncentrationerna och de uppmätta pH-värdena.

Ett t-test visade generellt att det bara var medelkoncentrationen av *E. coli*-bakterier som reducerades signifikant ( $p = 0,044$ ) i fosforfiltren, vilket tyder på att fosforfilter kan tjäna som ett reningssteg som ytterligare reducerar bakterier. Däremot gick det inte att se att fosforfiltren reducerade halten intestinala enterokocker, totala koliforma eller *C. perfringens* (ingen signifikant skillnad mellan medelkoncentrationerna i in- och utloppen,  $\alpha = 0,05$ ).

Två av de åtta undersökta markbäddarna (H, D) visade på god fosforreduktion som uppgick till 63–70 procent, slamavskiljare exkluderad, vilket krävs vid normal skyddsnivå enligt nuvarande regelverk. Fosforreduktionen i tre andra markbäddar (B, F, G) var lägre (21–29 procent). Detta indikerar att normala markbäddar med vanliga slamskiljare inte självklart når det nya lagförslaget på 40 procent fosforreduktion. De övriga tre markbäddarna kunde inte betraktas som godtagbara reningsanläggningar eftersom det troligtvis strömmade in mycket



vatten in i dessa markbäddar, med utspädning som följd. Det är mycket viktigt att markbäddar är tätade, särskilt när de fungerar som ett förbehandlingssteg före fosforfilter.

Den högsta flödesviktade koncentrationen av totalfosfor som beräknades för utgående vatten från en markbädd var omkring 15 mg/l. Men de utgående fosforkoncentrationerna från de undersökta markbäddarna var i bara fyra av åtta fall så höga (>2 mg/l) att ett efterföljande fosforfilter skulle vara meningsfullt. Därför är det viktigt att markbäddar med efterföljande rening i fosforfilter byggs med tätskikt för att undvika att mark- och grundvatten tränger in i markbädden. Detta är viktigt även för att undvika att avloppsvatten infiltreras, särskilt där det finns risk dricksvattnet förorenas.

De biologiska behandlingsenheter som inte var markbäddar (I-L) reducerade fosfor i mindre omfattning än markbäddarna; de utgående koncentrationerna av totalfosfor från dessa reningssteg varierade mellan 7,5 och 11,5 mg/l. I dessa anläggningar stod fosforfiltren för merparten av fosforavskiljningen.

De fosforfilter fungerade väl som var korrekt installerade, hade rimlig hydraulisk belastning med utgående pH-värde över 9 och inte alltför lång drifttid ( $\leq 2$  år) fungerade väl. Fem av de nio utvärderade fosforfiltren reducerade (tillsammans med den biologiska förbehandlingen) mer än 90 procent av den inkommande fosfor från slamavskiljaren, vilket betyder att de klarade reningskravet för fosfor i områden med hög skyddsnivå. Två av filtren uppvisade utgående koncentrationer av totalfosfor på 1–3 mg/l och den högsta utgående medelkoncentrationen var 4,4 mg/l.

Fosforreduktionen i fosforfiltren korrelerade med pH i utgående vatten från filtren, med en beräknad korrelationskoefficient på 74 procent. Filter med pH-värden mindre än 9 reducerade fosfor mindre effektivt ( $\leq 60$  procent) än fosforfilter med pH-värden >9, vilket styrker rekommendationen att byta filtermaterialet när pH-värdet blir lägre än 9. Dock visade resultaten också att fosforfilter med liknande pH-värden (nära 9) kan skilja sig mycket när det gäller fosforreduktion.

Koncentrationen av organiskt kol (TOC, totalt organiskt kol) i inkommande vatten till fosforfiltren kunde inte korreleras till filtrens fosforreducerande förmåga. Både fosforfilter med hög och låg fosforbelastning i inkommande vatten visade på hög fosforreduktion, vilket indikerar att den inkommande fosforkoncentrationen inte var avgörande för filtrens momentana fosforrenande funktion. Hög hydraulisk belastning orsakad av ett stort antal boende och högt avloppsvattenflöde påverkade fosforfiltrens kapacitet att reducera fosfor negativt. Liknande effekt hade filtrets ålder, dock inte lika tydligt eftersom de flesta undersökta filtren var förhållandevis nya (<2 år). De preliminära resultaten från spårämnesförsöken indikerar att de fosforfilter som hade längre uppehållstid också hade högre fosforavskiljning än filter med kortare uppehållstid.

- Ádám, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A. K., Jenssen, P. D., 2007. Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P® - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological Engineering* 29(2), 200-208.
- EU, 2006. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. *Official Journal of the European Union* L64, 37-51.
- HaV, 2016. Tydligare regler för små avloppsanläggningar - Författningsförslag för avloppsanläggningar upp tom 200 pe. Havs- och vattenmyndighetens rapportering 2016-09-09, 1-79.
- Herrmann, I., Jourak, A., Hedström, A., Lundström, T. S., Viklander, M., 2013. The effect of hydraulic loading rate and influent source on the binding capacity of phosphorus filters. *PLoS ONE* 8(8).
- Jenssen, P. D., Krogstad, T., Paruch, A. M., Mæhlum, T., Adam, K., Arias, C. A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellström, D., Brix, H., Yli-Halla, M., Vråle, L., Valve, M., 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering* 36(12), 1651-1659.
- Minitab Inc., 2013. Minitab®. 17.2.1
- Naturvårdsverket, 2008. Bilagor till handboken Små avloppsanläggningar. Handbok 2008:3. Utgåva 1. Stockholm, sid. 1-152.
- Nilsson, C., Renman, G., Johansson Westholm, L., Renman, A., Drizo, A., 2013. Effect of organic load on phosphorus and bacteria removal from wastewater using alkaline filter materials. *Water Research* 47(16), 6289-6297.
- Sélas, B., Lakel, A., Andres, Y., Le Cloirec, P. (2003) Wastewater reuse in on-site wastewater treatment: Bacteria and virus movement in unsaturated flow through sand filter. *Water Science and Technology* 47(1), 59-64.
- Stevik, T. K., Aa, K., Ausland, G., Hanssen, J. F., 2004. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: A review. *Water Research* 38(6), 1355-1367.
- Swedish Standards Institute, 2005a. Water quality - Determination of suspended solids - Method by filtration through glass fibre filters. EN 872:2005.
- Swedish Standards Institute, 2005b. Water quality - Determination of phosphorus - Ammonium molybdate spectrometric method. SS-EN 6878:2005, chapter 7.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W., 2014. *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery*, Fifth Edition, Metcalf & Eddy / AECOM. McGraw-Hill Education, New York.