

Försättsblad i samband med publicering, november 2017

På senare tid har det refererats till VA-guidens rapport *Bedömning av självrening och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor*. Därför har vi valt att göra rapporten tillgänglig via vaguiden.se för att motverka ryktesspridning och spekulationer.

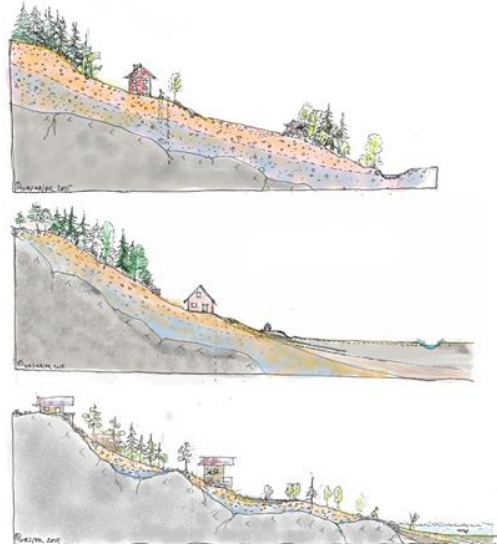
Under processen har delar av rapporten kompletterats och förtydligats. Havs- och vattenmyndigheten har ännu inte publicerat rapporten på sin hemsida då de gärna ser att rapporten granskas av andra experter inom markretention först. De ställningstaganden som görs i rapporten är författarnas egna.

Fortsatt samtal – viktigt för vägledning och utveckling

En prioriterad fråga för såväl myndigheter, bransch och husägare är att öka samsynen så att platser med likartade förutsättningar bedöms likartat, oavsett var i landet man befinner sig. Därför är det viktigt att samtalet och utvecklingen av vägledning som rör markretention fortsätter samt en utveckling av de beräkningsmodeller som ger en översiktlig bild av olika källors bidrag av fosfor till vattendragen.

VA-guiden vill bidra till detta arbete för att stötta myndigheter, husägare och branschaktörer när det gäller små avloppsanläggningar.

Björn Eriksson, VA-guiden. 2017-11-02



Merparten av rapportens innehåll har tagits fram av Peter Ridderstolpe och Lars Hylander.

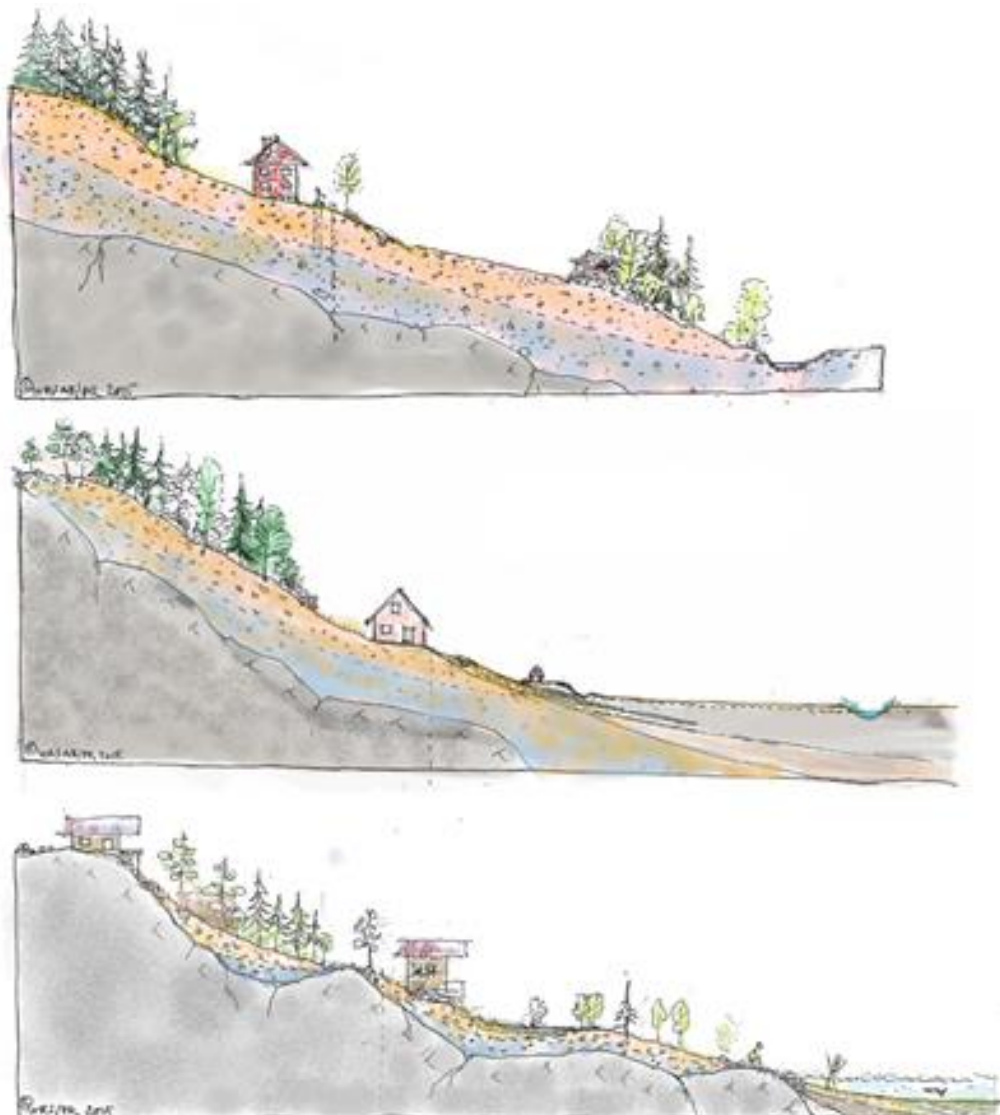
Presentation av Peter Ridderstolpe

Tekn. Lic. och seniorkonsult vid WRS AB. Peter har lång erfarenhet av planering, projektering och genomförande av uthållig sanitet och avloppshantering i Sverige och utomlands. Specialist på källsorterande lösningar och naturnära behandlingsteknik. Peter har sedan Avloppsguiden startade 2004 deltagit i medlemstjänsten *Fråga experten* som utgår ifrån handläggarnas frågor.

Presentation av Lars Hylander

Lantmästare, Agr. Dr. och Docent i miljöanalys med inriktning mot kemi vid Uppsala Universitet. Lars forskar på vatten- och markanvändning för ett resursmässigt hållbart samhälle. Han har publicerat över 50 artiklar i vetenskapliga tidskrifter samt över 100 konferensbidrag och övriga rapporter.

Bedömning av självrening och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor



VA-guiden rapport 2016:2

Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndigheten, 2016-01-15. Reviderad 2017-11-02

Författare:

Peter Ridderstolpe och Lars Hylander WRS samt Björn Eriksson och Astrid Grinell VA-guiden.

Granskning och redigering:

Jonas Andersson och Barbro Beck-Friis WRS samt My Laurell

Förord

Denna rapport utreder antagandet om att fosfor kvarhålls i mark efter att avloppsvattnet har behandlats och lämnar själva anläggningen. Projektet har medfinansierats med hjälp av anslag 1:12 åtgärder för havs- och vattenmiljö 2014.

Rapporten bygger på en genomgång av vetenskapligt granskad litteratur, rapporter samt intervjuer och avstämningar med sakkunniga och miljöinspektörer. Rapporten presenterar ett verktyg för att bedöma markretentionen av fosfor i det enskilda fallet. Modellerna handlar om att gå från resonemang till tumregler för att uppskatta den mängd fosfor som kan antas kvarhållas i omgivningen efter en avloppsanläggning. För att illustrera modellerna tillämpas de i fyra fallstudier.

Frågan om omgivningens förmåga att kvarhålla och rena det spillvatten som lämnar en avloppsanläggning tas inte upp i Naturvårdsverkets vägledningar. I den redovisning som Havs- och vattenmyndigheten gjorde till Miljödepartementet utifrån regeringsuppdraget om hållbar åtgärdstakt för små avlopp tydliggjorde myndigheten behovet av att få bättre grepp om frågan om markretention för att bedöma skyddsnivån på en specifik plats. Detta behov återspeglades i HaV:s utlysning 2014 för utvecklingsprojekt om små avlopp och projektet blev verklighet.

VA-guiden har drivit projektet och tagit hjälp av WRS AB. Litteraturstudier, intervjuer samt konceptutveckling och fallstudier har till största del utförts av WRS och då i synnerhet av Peter Ridderstolpe och Lars Hylander. VA-guidens roll har varit att stötta med sakkunskap om bedömningssituationer och att knyta ihop säcken.

Processen har tagit sin tid, men vår avsikt har varit att presentera något mer än resultat från litteraturgenomgång och intervjuer. Litteraturstudien och intervjuerna genomfördes under 2014 och 2015. Det visade sig vara en stor utmaning att dels sammanställa resultat och dels att tolka dessa som ställningstaganden. Dessutom har projektet under arbets gång haft ytterligare avstämningar med framförallt miljökontor och handläggare vid länsstyrelser.

Vi bedömer att frågan får stor påverkan i praktiken när det gäller den generella synen på miljöpåverkan från små avlopp och följaktligen kommunernas hantering och kommunikationen om små avlopp. Det är vår förhoppning att denna rapport direkt och indirekt kan bidra till ökad förståelse för markretentionens potential och att detta ska leda till bättre bedömningar och avvägningar i de enskilda fallen. Detta i sin tur leder till ett förbättrat skydd av miljö och människors hälsa samt till skäliga kostnader för den enskilde för att uppnå detta skydd.

De ställningstaganden som vi gör i rapporten är våra egna.

Rapporten hänvisar till Naturvårdsverkets allmänna råd NFS 2006:7 om små avloppsanordningar. Den 30 maj 2016 trädde HaV:s uppdaterade version, HVMFS 2016:17, av råden i kraft. Vi har dock valt att behålla hänvisningarna till NFS 2006:7 då HVMFS 2016:17 inte skiljer sig beträffande vägledningen för att bedöma ett områdes känslighet.

Ett stort tack riktas till alla som bidragit till rapporten. I synnerhet vill vi tacka Anna Nordström (SVA), Bo Olofsson (KTH), Cecilia Remén (Uppsala kommun), Jonas Christensen (Ekologen Miljöjuridik AB), Göran Risberg (SGU), Lena Maxe (SGU), Peter Nilsson (VA-teknik & Vattenvård), Trond Maehlum (NIBIO, f.d. Bioforsk Norge) och Torbjörn Mattsson (Norrtälje kommun) som har ställt upp med sin tid för att svara på frågor och kommit med synpunkter. Vi vill också tacka HaV för att tålmodigt följt arbetet och inväntat rapporten.

Uppsala 2017-06-27

Björn Eriksson VA-guiden och Peter Ridderstolpe WRS

Sammanfattning

Små avloppsanläggningar kan ofta lokaliseras så att det går att leda bort avloppsvattnet via mark och på så vis undvika direktutsläpp till ytvatten. Vid utsläpp av avlopp i mark sker processer som kvarhåller fosfor och reducerar smittämnen och andra föroreningar. Denna självrening är ofta betydande och viktig då den reducerar risk för påverkan på ytvatten.

Det övergripande motivet till denna studie är att stötta landets miljöförvaltningar i deras uppdrag att pröva små avlopp i enlighet med miljöbalkens regelverk. Naturvårdsverkets allmänna råd, NFS 2006:7, om små avloppsanordningar tar inte upp frågan om retention efter anläggningen. Detta gör att behovet av vägledning om naturens förmåga att kvarhålla och reducera föroreningar efter själva reningsanläggningen är stort. Att inkludera retentionen i mark i bedömningen av avloppsanläggningens miljöpåverkan leder till ett ökat fokus på hur utsläppspunkten kan lokaliseras så att potentialen för retention i mark kan optimeras.

Resultaten bygger på en litteraturstudie samt djupintervjuer och avstämningar med sakkunniga inom geohydrologi, markbaserad rening, juridik och smittskydd. För att göra de föreslagna retentionsklasserna användbara, presenterar studien ett förslag till ett verktyg för att bedöma retentionspotential. På grund av komplexiteten i de processer som styr retention av fosfor i mark, anger verktyget retentionsklasser med stor säkerhetsmarginal. Detta för att minska risken för överskattningar.

Verktyget omfattar två olika metoder för att bedöma retentionspotential, förenklingsmetoden och beräkningsmetoden. Modellerna har applicerats på verkliga typfall och resulterat i beräkningar av bedömd retentionspotential. Miljöhandläggare har tyckt till om tillämpbarheten hos förslaget.

Slutsatser

Utifrån resultaten från litteraturstudien, djupintervjuerna och förslaget till verktyg för att bedöma retentionspotentialer i det enskilda fallet, drar projektgruppen följande slutsatser:

- Att nyttja naturens självrenande processer är en viktig och vedertagen princip för att skapa skydd för miljön och för människors hälsa.
- Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen i grundvattnet mellan utsläppspunkt och vattentäkt. Det är rimligt att principen om självrening också ska gälla för att skydda ytvatten.
- I motsats till stora avloppsanläggningar, har små anläggningar sällan utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Eftersom både vattenmängder och föroreningsmängder i små avlopp är just små, finns det goda möjligheter att skapa effektivt skydd för ytvatten om självrenande processer i mark används.
- Ökad produktion till följd av tillförsel av fosfor kan skapa oönskade effekter i ytvatten (övergödning), men ytterst sällan i mark och grundvatten.
- Mark ekosystemet i speciellt skogsmark lider normalt brist på fosfor. Detta beror på att våra svenska jordar är naturligt fosforfattiga och att löst fosfor tenderar att bindas in till markpartiklar. Växterna har därför utvecklat effektiva mekanismer för att utvinna fosfor ur marken för växtproduktion. Genom mykorrhiza kan även tillfälliga och spridda förekomster av annars otillgänglig fosfor effektivt tas upp ur marken av växterna.

- Typiskt för utsläpp från små avlopp är att utsläppen är små och spridda. Därför kan självrenande processer i mark såsom fastläggning och växtupptag totalt sett vara betydande, även om det markområde till vilket ett enskilt utsläpp sker är begränsat.
- Sammanställning av uppgifter från litteratur, där fosforinbindning och växtupptag i mark ekosystem kvantifierats, indikerar att en långsiktig retention sker (cirka 50 år). Vid avloppsutsläpp varierar det mellan 5-15 gram fosfor per m³ mark i normala, svenska jordar.
- Verktöget förenklar komplexa sammanhang och tar höjd för osäkerheter genom att ansätta retentionskoefficienter med stora marginaler. Detta för att undvika överskattningar av markretentionen.
- Fosformängden från ett helt orenat avlopp från ett enskilt hushåll är i normalfallet maximalt 1000 gram per år. Med längre gående rening motsvarande en genomsnittlig men väl fungerande markbädd eller infiltration antas utsläppet vara i storleksordningen 500 gram per år. Under transporten i mark avskiljs ytterligare fosfor.
- I normalfallet (skogs- och jordbrukslandskapet) kan man räkna att vid utsläpp av blandat avloppsvatten från infiltrationsanläggning så kommer sannolikt ingen fosfor att nå recipienten om avståndet från anläggning till utströmningsområde är 150 m eller längre. För att uppnå ett recipientskydd motsvarande normal skyddsnivå (70 % reduktion av totalfosfor) räcker normalt en transport i mark om 75 meter. Vid utsläpp av enbart BDT-vatten från motsvarande reningsanläggning så kvarhålls den utsläppta fosformängden redan efter 15-20 meter
- Eftersom markretention av fosfor inte ingår i de belastningsmodeller som används av vattenmyndigheterna så är det sannolikt att fosforbidragen till ytvatten från enskilda avlopp är kraftigt överskattade.

Med den kunskap som tagits fram i detta projekt anser vi att följande punkter bör gälla som vägledning.

För befintliga anläggningar

- Beakta alltid markretentionen vid kravställandet.
- Överväg hellre omlokalisering av utsläppspunkten än krav på fosforrening över anläggning. Bortledning via infiltrationsdike ger ett billigt och effektivt skydd.

För nya anläggningar och vid ombyggnation:

- Utgående vatten från anläggning, även från minireningsverk, bör alltid ledas bort via mark förutsatt att grundvatten inte riskerar att förorenas.
- För att de markbaserade anläggningarna ska bli robusta och tåliga bör råd från tidigare kunskapssammanställningar, t.ex. från 2009 och 2012, beaktas.
 - För att få bästa skydd bör de läggas ytligt och längs med nivåkurvor.
 - De bör byggas som lågbelastade och vanligen med pumpbeskickning.

Reflektioner över resultaten

Att exakt kvantifiera markretentionen och bedöma dess uthållighet i det enskilda fallet är givetvis mycket svårt. Men med hjälp av det föreslagna bedömningsverktöget kan en kvalificerad uppskattning göras. Även om kritik kan riktas mot de förenklingar och generaliseringar som verktöget innebär så menar vi att det ger en rättvisande bild av verkligheten.

Om terrängen är fördelaktig för markretention, som i skogs- och jordbruksbygd, så utgör små avlopp som ligger mer än hundra meter från strand eller utströmningsområde en obetydlig risk för övergödning. Markbaserade anläggningar som behandlar blandat avloppsvatten förväntas enbart ge övergödningseffekter om de ligger nära utströmningsområde och i terräng som är ofördelaktig för retention, till exempel tätbebyggda områden med tunna heterogena jordarter som omger klarvattensjöar högt upp i ett avrinningsområde.

För att minimera negativ påverkan på vattendrag så är det viktigt att retentionspotentialen i området mellan utsläppspunkt och känslig recipient beaktas. För detta behövs tydlig vägledning för enhetliga bedömningar. Studien och förslaget till bedömningsverktyg ska ses som ett underlag till en process för att åstadkomma detta.

Vägar vidare

I rapportens diskussion lyfts frågeställningar och behov av vidare utredning.

- *Grundvatten eller ytvatten som recipient?*
Projektgruppen anser att det vore gynnsamt för handläggningen av avloppsärenden om denna frågeställning ägnades mer uppmärksamhet för att mynna ut i vägledande rekommendationer till kommunernas miljöförvaltningar.
- *Behov av fältstudier*
Det vore värdefullt med fältstudier för att öka kunskapen om avloppsvattnets rening i mark och omgivande växtlighet och det vore synnerligen värdefullt att med hjälp av fältstudier utvärdera beräkningsmodeller för belastning på ytvatten från små avlopp.
- *Juridiska frågeställningar*
Vissa juridiska aspekter för bedömning av långsiktig retention behöver utredas vidare. En fråga, som en vägledning i retentionsfrågan bör ge svar på, är vilket underlag som miljöförvaltningarna bör kräva för bedömningen av retentionspotentialen.
- *Kretslopp och BDT-rening*
Det är projektgruppens bedömning att tydligare direktiv behövs från Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten för att landets kommuner ska kunna möta förväntningarna på system för kretslopp av näringsämnen från små avlopp. I de fall där det är möjligt att använda markens förmåga att kvarhålla fosfor så visar resultaten att utsläpp av BDT-vatten till mark i normalfallet inte innebär någon risk för övergödning.
- *Större fokus på lokalisering och utformning av utsläppspunkt*
Det är i många fall möjligt att lokalisering av anläggningen och utsläppspunkten är av större betydelse än prestandan på själva reningsanläggningen. Av denna anledning är det av stor vikt att Havs- och vattenmyndigheten intar en tydlig ställning och vägleder om retention av fosfor.

Projektgruppen föreslår två vägar för att ta frågan vidare. Det handlar dels om att vidareutveckla bedömningsverktyget genom att testa dess användarvänlighet och dels att bidra till en vidareutveckling av befintliga modeller för belastningsberäkningar.

Det är vår förhoppning att denna studie kan underlätta bedömningar av områdets känslighet och därmed handläggningen av ärenden som rör små avlopp.

Innehållsförteckning

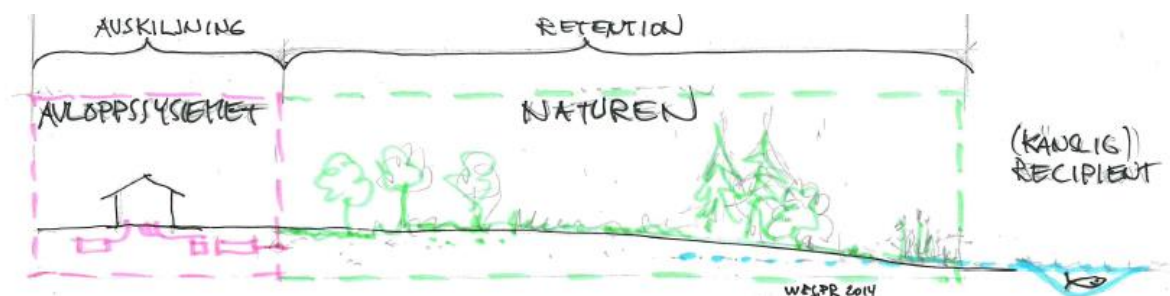
Förord.....	3
Sammanfattning.....	5
Innehållsförteckning.....	8
1 Inledning.....	9
1.1 Syfte.....	10
1.2 Metod och avgränsning.....	11
2 Små avlopp - problembeskrivning.....	12
2.1 Problembilder.....	12
2.2 Befintlig teknik.....	14
2.3 Regelverk – provning och handläggning	16
2.3.1 Vägledningsbehov	19
3 Självrening och retention i mark	20
3.1 Smittämnen.....	21
3.2 Principer för fosforomsättning i mark.....	22
3.2.1 Fosfor i markbaserade reningsanläggningar	25
3.2.2 Självrening genom fastläggning i mättad och omättad zon.....	26
3.2.3 Självrening genom växtupptag och skörd	28
3.2.4 Självrening i diken.....	28
3.3 Utformning av utsläppspunkt för att tillvarata retentionspotentialen.....	31
3.4 Kvantifiering av retentionspotential	33
3.5 Förslag till retentionsklasser och retentionskoefficienter	36
4 Verktyg för att bedöma retentionspotentialer	38
4.1 Bedömning av retentionspotential enligt beräkningsmetoden	39
4.2 Bedömning av retentionspotential enligt förenklingsmetoden.....	43
5 Tillämpning av verktyget - fallstudier	48
5.1 Fallstudie 1 – Villafastighet i kustens klipplandskap	49
5.2 Fallstudie 2 – Villa i jordbrukslandskap	52
5.3 Fallstudie 3 – Fritidsby i inlandets skogslandskap.....	53
5.4 Fallstudie 4 – Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde	56
6 Slutsatser och diskussion.....	59
6.1 Slutsatser	59
6.2 Diskussion.....	60
6.2.1 Väger vidare.....	62
7 Ordförklaring	67
8 Referenser	68

1 Inledning

Fosfor är ett grundämne som behövs för allt liv. I naturen är fosfor nästan alltid en bristvara för växternas produktion, vilket innebär att tillförsel av fosfor, till exempel via avlopp, ger ökad växtproduktion. I markekosystemet är detta sällan ett problem. I vattenmiljöer däremot kan utsläpp av fosfor bidra till övergödning.

Denna rapport utforskar frågan om kvarhållande eller så kallad retention av fosfor i mark och hur dessa mekanismer kan användas för att skydda ytvatten. I rapporten används uttrycket retention i mark för att beskriva markekosystemets förmåga att fastlägga och omsätta fosfor. I marken sker även processer som reducerar andra typer av föroreningar i avloppsvattnet såsom smittämnen och organiska föroreningar.

Vid lokalisering av små avloppsanläggningar ges i regel möjligheten att leda bort avloppsvattnet via mark och på så vis undvika direktutsläpp till ytvatten. Ett grundläggande antagande som undersöks i denna rapport är att retention i mark bör beaktas vid provningar av små avlopp när den ekologiska statusen hos ett ytvatten styr kravnivån på den enskilda avloppsanläggningen. När avloppssystemet avgränsas enligt figur 1 och ytterligare fosfor kvarhålls via retention i mark ("naturen") bör detta alltså beaktas när myndigheten ställer krav på avloppsanläggningen ("avloppssystemet"). Detta tillvägagångssätt tillämpas när det gäller smittskydd. Avloppsanläggningen reducerar smitta och innan det renade avloppsvattnet når en dricksvattentäkt, eller annan exponeringsväg, renas det vanligtvis ytterligare i marken efter själva anläggningen.



Figur 1. Systemavgränsning avloppssystem och omgivande natur.

I marken mellan utsläppspunkt från en anläggning till mottagande ytvatten sker reningsprocesser, som kan användas för att öka skyddet av ytvatten. Att inkludera retentionen i mark i bedömningen av avloppsanläggningens miljöpåverkan leder till ett ökat fokus på hur utsläppspunkten kan lokaliseras, så att potentialen för retention i mark optimeras. Mängderna utsläppt fosfor och föroreningar från en enskild anläggning är i regel förhållandevis små jämfört med andra källor och naturliga processer (Kunskapscentrum Små Avlopp 2013). Vad som är litet eller stort i detta sammanhang beror givetvis också på områdets känslighet, men det är troligt att även begränsade områden för retention kan ge stor betydelse för miljöskyddet. Att bättre förstå processerna för markretention i syfte att kunna kvantifiera dem är således en angelägen uppgift för provning och tillsyn av små avlopp.

De svenska miljöförvaltningarna saknar i dagsläget vägledning och verktyg för att bedöma platsspecifika förutsättningar för retention i mark. I Havs- och vattenmyndighetens (HaV) slutredovisning av regeringsuppdraget om små avlopp uppmärksammas behovet av vägledning för bedömningar där de olika skyddsnivåerna ska gälla (HaV 2013). Avsaknaden av vägledning och bedömningsverktyg leder till variationer i kravställandet vilket i sin tur leder till otydlighet och osäkerhet för de som är inblandade i den kedja av aktörer som måste till för att projektera och anlägga små avloppsanläggningar. Bristande vägledning om retention riskerar att leda till rättsosäkerhet för de fastighetsägare som får myndighetskrav riktade mot sig. Om retentionen inte

beaktas vid kravställande är risken stor för att onödiga och därmed oskäligen krav ställs på fastighetsägaren.

Recipientens känslighet avgör hur viktig reduktion av fosfor är. Vattenmyndighetens klassning av ekologisk status ger viss ledning, men individuella bedömningar ska enligt dagens regelverk dock alltid göras i det enskilda fallet. En djup klarvattensjö med litet tillrinningsområde kan till exempel vara mycket känslig (trots god ekologisk status). I andra fall kan tillskott av fosfor vara mindre kritiskt och i vissa fall även positivt (Naturvårdsverket 2014a). Förutom vattendragens egen känslighet bör även dess värde för till exempel naturvård och rekreation beaktas.

Projektet är sprunget ur diskussioner och avstämningar från möten under 2013 i samband med att HaV utredde förslag till föreskrifter för små avlopp. HaV rådfrågade Peter Ridderstolpe (WRS Uppsala) som sakkunnig utifrån de projekt om markbaserad rening han drivit och deltagit i. Peter ingår även i Avloppsguidens expertpanel *Fråga experten*, vilket ledde till att VA-guiden och WRS diskuterade frågan. Avloppsguiden gav Peter ett mindre uppdrag att vidareutveckla sina resonemang och ordnade ett dialogmöte med Uppsala kommuns miljökontor. Miljökontoret tyckte att resonemangen var intressanta, vilket motiverade VA-guiden att prioritera frågan och tillsammans med WRS ansöka om ett projekt. Detta för att utreda de antaganden som den konceptuella modellen byggde på och utveckla modellen till ett bedömningsverktyg med tumregler.

Verktyget är inriktat på att bedöma fosforretentionen, men även smittskydd beaktas. När det gäller smittskyddet finns det en vägledningstradition från 1986:s års allmänna råd från Naturvårdsverket. Dessa tar fasta på avdödning av mikroorganismer både i den omättade och i den grundvattenmättade zonen i marken. Det finns ett vertikalt skyddsavstånd om 1 meter för att säkerställa en omättad strömning i marken. När det gäller det horisontella skyddsavståndet, avståndet i meter mellan avloppsanläggning och dricksvattentäkt nedströms anläggningen, anges riktvärdet 2-3 månader som den tid vattnet i den grundvattenmättade zonen har på sig från utsläpp till brunnen. Tiden 2-3 månader handlar om den tid det anses ta för virus att inaktiveras så att halterna i en förmodad dricksvattentäkt understiger detektionsgränsen. Den tradition som gäller för hälsoskydd för små avlopp är således att beakta självrening i form av reduktion av mikroorganismer som sker i markekosystemet.

Utifrån dessa resonemang ville projektet utforska frågeställningar om, och i så fall på vilket sätt, även reduktionen av fosfor i markekosystemet kan beaktas vid prövning och tillsyn av små avloppsanläggningar.

1.1 Syfte

Denna rapport är en vidareutveckling av det förslag till modell med tumregler för bedömning av fosforretention som Peter Ridderstolpe utarbetade i samband med mötena som nämns ovan. Projektet ser de olika ansatserna hos de angränsande HaV-finansierade projekten som JTI och WSP bedrivit samt modellbygget inom SMED som värdefulla och att det finns ett behov av en fortsatt dialog om avvägningar och val i modellerna samt att tydliggöra modellernas begränsningar och användningsområden.

Det övergripande motivet till detta arbete är att stötta landets miljöinspektörer i deras uppdrag att pröva små avlopp i enlighet med miljöbalken. Ambitionen är att verktyget ska underlätta sammanvägning av hänsynskraven på smittskydd, recipientskydd och resurshushållning med praktiska och ekonomiska förutsättningar.

Syftet är att utreda och utveckla ett bedömningsverktyg som gör det möjligt att bättre tillvarata det skydd som naturen själv kan skapa för miljön och människors hälsa genom en klok lokalisering och

utformning av avloppsanläggningens utloppsdel. Bedömningsverktyget kan således bli till stor nytta för fastighetsägare och projektörer av avloppsanläggningar.

Projektets målsättning är att lägga grunden för ett enkelt och i det enskilda fallet tillämpbart verktyg för att bedöma retention i mark från små avlopp. Verktöget inriktas på att bedöma fosforretention, men även smittskydd beaktas.

Förväntningar på bedömningsverktyget:

- Underlätta miljökontorens prioriteringar av miljötillsynen.
- Förbättra sakligheten i bedömningarna.
- Bädde för kostnadseffektiva och miljöanpassade lösningar.

1.2 Metod och avgränsning

Projektet rörde 2014 års utlysningens målområde 1: Utveckling av praktiska verktyg som underlättar bedömningar vid provning och tillsyn av små avloppsanläggningar inom till exempel områdena smittskydd och retention och arbetet har följt två huvudsakliga linjer:

1. Litteraturgenomgång för att sammanställa kunskap om fosforretention i mark och omgivning.
2. Tolkning och anpassning av dessa rön till ett relativt enkelt verktyg med tumregler som kan tillämpas i enskilda fall för att bedöma retentionspotentialen av fosfor och rening av smittämnen.

Kraven som ställts upp för verktyget:

- Fungera vid provning av såväl befintliga som nya anläggningar.
- Vara enkelt och användarvänligt.
- Naturvetenskapligt väl underbyggt.
- Förenligt med gällande rätt.

Projektets resultat bygger således på en litteraturstudie samt djupintervjuer med sakkunniga. Modellen för att bedöma markretentionen i ett enskilt fall har applicerats på verkliga typfall och resulterat i beräkningar av bedömd retentionspotential.

Den i första hand vetenskapligt granskade litteraturen har studerats med utgångspunkt från rening av avloppsvatten under naturliga förhållanden. Både biologiska och mark- och vattenkemiska aspekter har beaktats liksom inverkan av UV-strålning och rent fysikaliska parametrar som mekanisk filtrering och även tjäle och frost. Utöver den vetenskapligt granskade litteraturen har kunskap sökts i rapporter från myndigheter och andra organisationer. Intervjuer och avstämningar med sakkunniga har bidragit med ingångar till relevant litteratur. I dessa diskussioner mycket tid och uppmärksamhet ägnats åt att försöka brygga den komplexa naturvetenskapliga verkligheten till en handläggningssituation.

En expertpanel med sakkunniga inom markbaserad rening, geohydrologi, juridik och smittskydd har djupintervjuats, varit bollplank samt granskat delar av rapportens innehåll. Två miljöhandläggare har granskat tillämpbarheten hos förslaget till verktygets. Därutöver har en workshop för avstämning hållits med miljöinspektörer som inte var involverade i projektet i övrigt.

Nedan listas de resurspersoner som projektet intervjuat och stämt av tankegångar med:

Anna Nordström, SVA, Statens veterinärmedicinska anstalt

Bo Olofsson, KTH, Kungliga Tekniska högskolan

Cecilia Remén, Uppsala kommun

Jonas Christensen, Ekologen Miljöjuridik AB

Göran Risberg, SGU, Sveriges Geologiska Undersökning

Lena Maxe, SGU, Sveriges Geologiska Undersökning
Peter Nilsson, VA-teknik & Vattenvård
Trond Maehlum, NIBIO/Bioforsk Norge
Torbjörn Mattsson, Norrtälje kommun

Vad gäller typen av avloppsanläggningar rör studien, intervjuerna och typfallen avloppsanläggningar, som traditionellt klassas som små avlopp dimensionerade för 5-200 pe. När det gäller tematisk avgränsning har litteraturstudien och intervjuerna inte uppehållit sig vid frågor som rör prestandan hos olika avloppsanläggningars reningssteg i och med att fokus legat på processerna i markosystemet efter själva reningssteget.

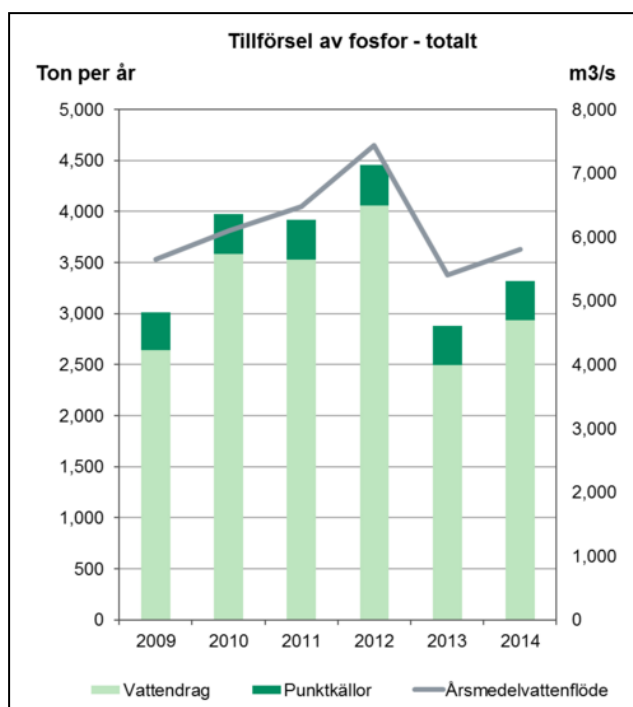
2 Små avlopp - problembeskrivning

Knappt en miljon hushåll leder idag sitt avloppsvatten till enskilda avloppsanläggningar. Cirka 300 000 av dessa anläggningar hanterar enbart BDT-vatten, medan resterande har en vattentoalett ansluten (HaV 2013). Både fritidshus och permanentbostäder har dessa typer av avloppslösningar, med uppskattningen att 30 % av anläggningarna används av fritidsboende (SMED 2011). Anläggningarna ligger som regel utanför de kommunala verksamhetsområdena för vatten och avlopp.

2.1 Problembilder

Bedömningen är att en del av de mindre avloppsanläggningarna, framförallt sådana som är gamla eller bristfälliga, orsakar miljö- och hälsoproblem. Ett omfattande arbete med att inventera och bedöma standarden på befintliga anläggningar pågår i flera kommuner, även om åtgärdstakten generellt sett är låg. (HaV 2013).

Höjda ambitioner för att uppnå miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* har satt ett ökat fokus på problematiken och behovet av åtgärder. När det gäller egentliga Östersjön, visar de återkommande beräkningarna av kväve- och fosforbelastningar på havet för uppföljning av miljö kvalitetsmålet att belastningen fortfarande är hög för både kväve och fosfor (SMED 2014). Behov av att reducera transporten av fosfor till sjöar och hav har därför blivit en drivande miljöskyddsfaktor i utvecklingen av regler och anvisningar för små avloppsanläggningar.



Figur 2. Tillförsel av fosfor till Sveriges kustområden. Transport av fosfor från land till hav är framförallt beroende av flöden och läckage från diffusa källor som jordbruksmark och skogsmark. Punktkällor, där enskilda avlopp ingår, utgör en liten del. (HaV 2015)

Jordbruket står för den största nettobelastningen när det gäller kväve, följt av utsläppen från kommunala reningsverk. Diffusa källor, d.v.s. utläckage från olika marktyper, står för den absolut största nettobelastningen av fosfor till havet (figur 2). Nettobelastningen från punktkällor, däribland små avlopp, svarar för ungefär 10 % av den totala mängden fosfor som kommer till havet (HaV 2015).

Det uppskattas att ungefär en fjärdedel av nettobelastningen från punktkällorna kommer från små avlopp. Dessa skattningar är baserade på statistiska beräkningsmodeller (SMED 2014). I rapporten från 2015 framhålls att markretention inte beaktats i belastningsmodellerna, varvid dessa riskerar att ge en överskattning av de små avloppens bidrag (SMED 2015). Mycket talar för att de enskilda avloppens bidrag med fosfor till våra ytvatten kan vara betydligt lägre än vad vattenmyndigheterna idag kommunicerar.

För att kunna bedöma hur ett avlopp påverkar en recipient så måste man veta, dels hur mycket fosfor som släpps ut från ett genomsnittligt hushåll, och dels hur mycket som avskiljs i reningsanläggningen. Därutöver behöver man dessutom uppskatta hur mycket som kvarhålls i marksystemet mellan utsläppspunkt och den mottagande ytvattenrecipienten. För bedömning av hur mycket som släpps ut före rening från ett genomsnittligt hushåll får man göra ett antagande om hur mycket fosfor det genererar per år. Beräkningen i figur 3 av fosforbelastningen från ett hushåll bygger på ett antagande om 2,4 personer per hushåll och en närvarograd i hemmet på 65 %. För fritidshus har ett antagande gjorts om antal personer och antal dagar de använder fritidshuset. Detta beräkningssätt används för beräkning av enskilda avlopps miljöpåverkan på regional och nationell nivå (SMED 2009, SMED 2015).



Ett normalhushåll (tot-P/år)

Blandat avlopp (WC+ BDT) => 1 kg
Endast BDT avlopp => 0,1 kg

Räknat på:

Specifik fosforbelastning; WC-BDT=1,7 g/p, d, BDT 0,15 g/p, d (SMED 2011).
Antal personer per hushåll: 2,4 st (SCB)
Närvarograd: 70%



Fritidshuset (tot -P/år)

Endast BDT avlopp => 15-30 gram

Räknat på:

Specifik fosforbelastning; BDT 0,15 g/p, d, (SMED 2011).
100-180 persondagar (27 g/år enl SMED)

Figur 3. Mängder fosfor per år som ett normalt hushåll respektive fritidshus förväntas generera till avloppsanläggningen (Kunskapscentrum Små Avlopp 2013).

I det enskilda fallet varierar naturligtvis belastningen, men i genomsnitt och över tid så ger en schablonisering enligt ovan en god uppskattning av de verkliga utsläppsmängderna. Det är i sammanhanget viktigt att påpeka att dimensioneringsgrunderna om 5 pe som anges i de allmänna råden NFS 2006:7 vägleder dimensionering av de tekniska komponenterna i avloppssystemet och inte beräkning av miljöbelastning.

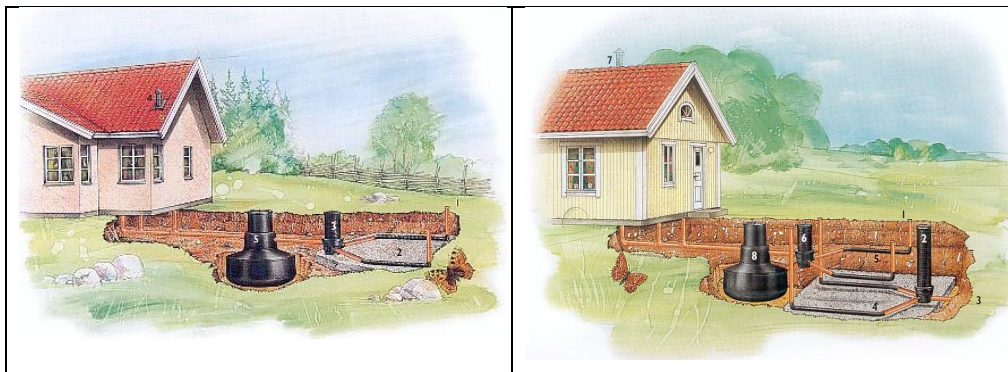
Att dricksvattenkvaliteten är låg i många enskilda vattentäkter påkallar också åtgärder (Socialstyrelsen 2008, Ottoson 2013). Mikrobiologiska föroreningar är den vanligaste orsaken. Skälet kan vara att dricksvattenbrunnen är dåligt utformad, så att ytligt vatten, ytvatten eller ytvattenpåverkat grundvatten kan ta sig in i brunnen. Men det hålls för troligt att bristfälliga avloppslösningar står för en del av problematiken (Ottoson 2013). En viktig smittskyddsaspekt är att upprätthålla tillräckliga barriärer från avloppsanläggning mot omgivningen, eftersom smittämnen immobiliseras i marken genom naturliga processer. Naturvårdsverkets vägledning om små avloppsanläggningar innehåller lokaliseringsriktlinjer, som måttsetter viktiga säkerhetsavstånd, vilket indirekt sätter mått på hur stora barriärerna bör vara.

Några exempel:

- Skyddsavstånd på minst 10 och helst 30 meter från avloppsanläggning till ytvatten eller dike
- Avstånd mellan infiltrationsnivå och högsta grundvattennivå eller berg bör vara minst 1 meter.

2.2 Befintlig teknik

Den svenska praxisen när det gäller små avlopp har resulterat i att huvuddelen av anläggningarna använder markbaserade tekniker. En typisk svensk markbaserad anläggning är uppbyggd med självfall, trekammarbrunn för slamavskiljning och spridning av vatten via en fördelningsbrunn och fördelningsledningar i en gemensam infiltrationsbädd, figur 4 (Ridderstolpe 2009).



Figur 4. Exempel på svensk praxis för markbaserad rening. Den svenska modellen för infiltration (vänster) och markbädd (höger) bygger på självfall samt behandling av vatten i en sammanhängande bädd. Markbädd byggs i regel med öppen botten utan tätskikt under uppsamlingslagret. Per definition bör de således betraktas som förstärkta infiltrationer med bräddavlopp. Bilder från IFÖ Ecotrap (ur Ridderstolpe 2009).

I de fall markbäddar används har de som regel en otät botten så att det behandlade vattnet ska kunna infiltrera till grundvattnet. Drygt 400 000 enskilda avlopp är byggda med infiltration eller markbädd (tabell 1; SMED 2011). Under senare år har olika typer av konstgjorda filtermaterial, så kallade kompaktfiler, blivit populära. Tanken med dessa filter är att skapa större filteryta och ge bättre syreförsörjning och en mer aktiv yta för den biologiska nedbrytningsprocessen (Ridderstolpe 2009).

Tabell 1. Fördelning av reningsteknik bland de enskilda avloppen (<200 pe) med WC i Sverige. Källa SMED 2011, tabell 2

Reningsanläggning	Antal
Infiltrationsbädd	278 802
Sluten tank eller urinseparering*	143 809
Enbart slamavskiljare	133 051
Markbädd	114 444
Minireningsverk	13 660
Gemensamhetsanläggning med kem + biosteg	6 571
Gemensamhetsanläggning med biosteg	1 076
Markbädd med fosforfilter	765
Gemensamhetsanläggning med kemsteg	128
Totalt antal fastigheter med enskilt avlopp	692 306

* Övervägande del (ca 85 %) har sluten tank.

En kunskapssammanställning över läget inom markbaserad avloppsvattenrening, som publicerades 2012, konstaterar att markbaserade avloppsanläggningar generellt sett är mycket robusta och tåliga (Naturvårdsverket 2012a). Bedömningen är att korrekt utformade anläggningar fungerar väl för att avskilja syreförbrukande ämnen, kväve och smittämnen så länge den hydrauliska kapaciteten upprätthålls. Anläggningarnas hydrauliska livslängd uppskattas till 30-40 år.

När anläggningarna ger upphov till bakteriell påverkan på grund- eller ytvatten hänger det som regel samman med att de utformats felaktigt eller placerats felaktigt, vanligen alltför nära grundvatten. Sveriges hydrogeologi är allmänt sådan att det kan vara svårt att uppnå ett tillräckligt vertikalt skyddsavstånd till grundvattnet. Grundvattenytans läge kan variera mycket under året och i morän är det vanligt med grundvattennivåer, som höst och vår ligger mindre än en meter från markytan (Ridderstolpe 2009).

Markbäddars och infiltrationers kapacitet att reducera fosfor har diskuterats mycket. Olika studier har gett vitt skilda resultat med redovisade reduktionsnivåer på mellan 0 till 100 %. Detta kan sannolikt förklaras av en stor variation i belastning, markmaterialets egenskaper och tjocklek mellan de bäddar som studerats samt att reduktionen av fosfor beräknats med olika metoder. En fråga som kräver ytterligare forskning är också den som gäller de markbaserade reningssystemens livslängd för fosforbindning. Experterna är eniga om att det finns en gräns för hur mycket fosfor som kan bindas in i mark, men ytterligare forskning behövs som stöd för bedömningar av olika anläggningars livslängd och fosfors omvandling (Naturvårdsverket 2012a).

Eveborn har genomfört flera studier i syfte att kvantifiera och kartlägga processer bakom fastläggning av fosfor i markbaserade reningssystem. 2012 genomfördes en undersökning av sex bäddar, geografiskt spridda över Sverige och med en brukstid på mellan 10-28 år. Bäddarna undersöktes med provtagning på både belastat och obelastat bäddmaterial. Denna studie visade, liksom tidigare studier, att den maximala kapaciteten för fosforfastläggning varierade mycket mellan bäddarna. Reningsresultaten låg mellan 74-97 %. Ett massbalansperspektiv visar att livslängden är starkt kopplad till hur hårt bädden belastas men även till materialets egenskaper. Räkneexempel angav en livslängd mellan 2-27 år och modelleringsresultat indikerade 5-7 år och visar potential att läcka fosfor. Tillgång på löst aluminium med aluminiumhydroxydioner och pH är de parametrar som främst styrde fastläggning i studerade bäddar. Fosfatlösligheten anses låg vid jord-pH 4-5, vilket är lägre än i avloppsvatten. Inga tydliga samband kunde påvisas i studien mellan fosforavskiljningsförmåga och kornstorleksfördelning. Eveborn konstaterar att det är svårt att avgöra vilka förutsättningar en slumpmässigt utvald anläggning har för fosforretention.

I rapporten *Markbaserad rening - en förstudie*, presenteras ett räkneexempel där syftet är att belysa förväntad fosforavskiljningskapacitet i fyra olika markbaserade anläggningar: förstärkt markbädd, traditionell markbädd enligt svensk praxis, infiltration enligt svensk praxis och infiltration enligt norsk praxis (upphöjd och lågbelastad). Lägst avskiljningsförmåga redovisas för förstärkt markbädd (10 %) och högst för infiltration i lågbelastad och upphöjd infiltrationsbädd (100 %). Slutsatser som dras är att en långsiktig och hög grad av fosforinbindning knappast kan förväntas i markbäddar och infiltrationer byggda enligt svensk praxis (Ridderstolpe 2009).

I förstudien om markbaserad rening av avlopp konkluderas att en reduktion på 50 % är ett rimligt medelvärde att sätta för fosforreduktionen i befintliga infiltrationer och markbäddar, byggda enligt svensk praxis. Detta är ett antagande som också görs av Olshammar med flera (SMED 2015). I bäddar som nyanläggs kan fosforreduktion och smittskydd förbättras genom att bygga dem lågbelastade och upphöjda.

2.3 Regelverk – prövning och handläggning

Arbetet med att reglera hanteringen av avloppsvatten startade tidigt i Sverige. På 1950-talet kom lagkrav som innebar att kommunerna skulle ta hand om avloppsvatten från tätbebyggda områden. Riktlinjer och system för hantering av avloppsvatten från enskilda fastigheter introducerades under 1970- och 1980-talen och har ibland gjort skillnad på kraven för sommarstugor och permanenta hushåll.

Uppgiften för avloppssystemet är att tillgodose användarens behov av sanitet och kvittblivning av förorenat vatten, men också att skydda omgivningen från lukt, smittspridning och utsläpp av skadliga föreningar samt att hushålla med naturresurser. Både vid nyprövning och vid omprövning av enskilda avloppsanläggningar ska bedömningen av åtgärdsbehov göras med utgångspunkt från den aktuella situationen. Anläggningen får inte medföra olägenheter i omgivningen. Utmaningen är att göra en samlad helhetsbedömning i det enskilda fallet. Det i sin tur förutsätter att behovet av reningsteknik viktas mot omvärldsförhållanden. Är platsen känslig eller finns det faktorer som kan reducera risker för negativ påverkan?

Hantering av avloppsvatten från små avloppsanordningar regleras idag via miljöbalken i kombination med förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Miljöbalken (MB) är teknikneutral och för privatpersoner finns inget krav på bästa tillgängliga teknik (BAT), så som det finns för yrkesmässig verksamhet. Skälighetsprincipen i MB kap 2 § 7 är tänkt att balansera de övriga hänsynsreglerna i MB:s andra kapitel. Nyttan ska ses mot kostnaden samt åtgärdens skälighet sett till miljömålen och miljökvalitetsnormerna. Regelverket förtydligades av Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanläggningar, NFS 2006:7.

Här följer utdrag ur miljöbalken och kommentarer från de allmänna råden NFS 2006:7, som speglar möjliga situationer för retention i mark.

Till 2 kap. 3 § MB

Utgångspunkt för bedömning av avloppsanordning vid tillsyn och tillståndsprövning:

”Den kommunala nämnden bör i varje enskilt fall relatera skyddsåtgärder beträffande hälso- och miljöskydd för den enskilda anordningen till en normal eller hög skyddsnivå. Bedömningen av vilken skyddsnivå som behövs bör göras utifrån naturgivna och andra förutsättningar för området ifråga. Därutöver bör förhållandena på fastigheten beaktas. Skyddsnivån för hälsoskydd behöver inte vara den samma som för miljöskydd.”

Till 2 kap. 4 § MB

Lokalisering:

”Utsläpp av avloppsvatten bör lokaliseras så att påverkan på recipienten blir minsta möjliga. Sådan lokalisering som medför direktutsläpp till större vattenområden och som kan undvikas genom till exempel efterpolering bör inte tillåtas.”

Till 2 kap. 7 § MB

Avvägningar i det enskilda fallet:

”Vid bedömningen av om det är orimligt att vidta försiktighetsmått enligt 2 kap. 3 § MB för en anordning bör bl.a. följande beaktas:

1. om avloppsanordningen redan är inrättad i enlighet med tillståndet och om den fungerar som det ursprungligen var avsett; exempelvis kan krav på långtgående fosforreduktion bli orimligt kostnadskrävande i förhållande till den miljönytta som en uppgradering av en i övrigt väl fungerande anordning skulle medföra;
2. utsläppets mängd och sammansättning i förhållande till omgivningens känslighet;
3. om det är fråga om lokalisering i ett mycket glest bebyggt område till exempel norra Norrlands inland eller annan del av landet med liknande förhållanden”

Med Norrlands inland menas glesbygdighet som kopplar till kravet om smittskydd. I ett svar inlägg i Kunskapsbanken på Avloppsguidens medlemssidor tolkas begreppet ”norra Norrlands inland” som ett sätt att definiera ett område med gles bebyggelse och låg näringsbelastning på sjöar och vattendrag.

Det är dock viktigt att komma ihåg att i de fall placeringen medger lägre reduktion av näringsämnen och organiskt material än vad som anges för normal nivå så behöver avloppsvattnet fortfarande behandlas med avseende på hälsoskydd. Det gör att ett direktutsläpp efter slamavskiljning inte kan anses uppfylla grundläggande skydds krav när det gäller blandat avloppsvatten.

Avdödningen av bakterier och virus är något som sker utanför den tillståndsgivna anläggningen, men är en del av lokaliseringsbedömningen med avstånd till dricksvattenbrunnar och badplatser. På motsvarande sätt kan retention av fosfor i mark vara en del av avvägningen enligt MB 2 kap 7 §. Lagstiftningen hindrar inte självrening i marken i den juridiska meningen vid provning av tillstånd eller vid tillsyn. Lokaliseringen är viktig att tänka på när det gäller rening av både bakterier och virus

samt fosfor, så att marken kan användas på lämpligt sätt. Fastighetsägare nedströms avlopp bedöms ofta som sakägare oavsett om marken där används till boende eller inte. Användning av mark får inte försvåra för andra fastigheter att kunna ordna vattenförsörjning på sin mark.

Det allmänna rådet 2006:7 innehåller som sagt två nivåer för hälsoskydd och för miljöskydd, med en uppsättning grundkrav för normal nivå och högre ställda krav, om det finns omständigheter som skapar behov av en högre skyddsnivå. Skyddsbehovet i det enskilda fallet ska avgöra skyddsnivån. Grundläggande krav på smittskydd, recipientskydd och kretslopp samt möjligheter till kontroll ska alltid tillgodoses. Det finns vägledande reduktionskrav för syreförbrukande ämnen, fosfor och kväve. Uttryckta önskemål är att avloppsanläggningarna ska reducera 90 % av organiska ämnen (BOD₇) och 70 % av fosforinnehållet (totalfosfor) vid normal skyddsnivå. Vid hög skyddsnivå specificeras kraven på kvävereduktion till 50 % och kraven på fosforreduktion höjs till 90 %, se tabell 2.

Smittskyddskraven är mer generella och innehåller inga mätbara värden för uppföljning (NFS 2006). Råden preciserar inte heller på ett tydligt sätt när en högre kravnivå ska tillämpas, vare sig för hälsoskydd eller miljöskydd.

Verksamhetsutövaren är den som enligt den omvända bevisbördan i MB kan visa på att retentionen efter anläggningen innebär att vald avloppslösning klarar aktuell skyddsnivå. Bedömning om självrening är möjligt på aktuell plats måste göras i varje enskilt fall. Potentialen för retention i mark påverkar bedömningen av platsens känslighet och därmed skyddsnivån och vilka krav som är rimliga att ställa på avloppsanläggningens reningsförmåga. Krav på hög fosforrening är inte motiverade om marken mellan utsläppspunkt och den recipient man vill skydda tar upp och nyttiggör fosfor. Reningskrav får dessutom inte vara orimligt dyra i förhållande till miljönyttan. Detta gör det angeläget att titta närmare på förmågan till rening kopplad till retention och skapa verktyg för en systematisk bedömning som kan tillämpas över hela landet på ett konsekvent sätt.

Tabell 2. Förväntad reduktion av föroreningar, redovisad i NFS 2006:7

Ämne	Reduktion % normal nivå	Reduktion % hög skydds nivå
BOD ₇	90	90
Fosfor (Tot-P)	70	90
Kväve (Tot-N)	-	50
Smittämnen	Bidrar ej till "väsentligt ökad risk för smitta eller annan olägenhet" – till exempel lukt eller risk för förorening av dricksvatten, grundvatten, badvatten.	Identifierat behov av "ytterligare skyddsåtgärder utöver den huvudsakliga reningen".

Karaktäristiskt för små avlopp är att utsläppen är små och utspridda i landskapet och att utsläpp passerar mark innan det når ytvatten. Det finns nästan alltid möjlighet att skapa extra skydd för små avlopp genom att se till att det vatten som lämnar systemet leds bort via mark. Detta kan göras på olika sätt beroende på platsens förutsättningar.

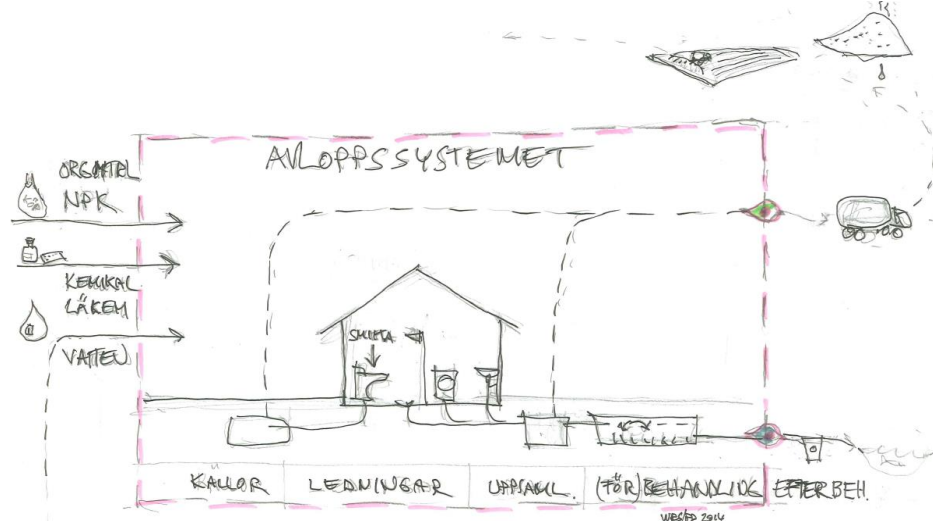
HaV föreslog tre skyddsnivåer i redovisningen av regeringsuppdragen 2013 (HaV 2013). Grundläggande, förhöjd och extra hög. Dessa förslag ska inte tolkas som HaV:s vägledning till kommunerna utan som förslag på möjlig reglering. Den grundläggande nivån för miljöskydd anger 50 % reduktion av totalfosfor, förhöjd nivå för miljöskydd anger minst 85 % reduktion av totalfosfor och för extra hög skyddsnivå ska källsorterande system väljas, som även möjliggör återvinning av

näringsämnen. HaV förtydligade i sin redovisning att bedömningen av vilken skyddsnivå som ska gälla ska avgöras i det enskilda fallet och att så även är avsikten hos de nuvarande allmänna råden. I förslaget till föreskrifter framgår det i § 8 om kriterier för förhöjd nivå miljöskydd att skyddsnivån inte enbart ska bedömas utifrån en vattenförekomstens ekologiska status utan bedömningen ska även beakta risken för att belastningen från avloppsutsläppen i området riskerar att påverka vattenförekomstens status. För att kunna använda kriterierna i 8 § behövs en bedömning av förutsättningarna för retention av fosfor i området.

Det finns en parallell till resonemangen om retention av fosfor i naturmiljön efter själva reningssteget som förs i denna rapport och de större kommunala avloppsreningsverken och bedömningen av reduktionen av kväve enligt avloppsdirektivet. År 2007 stämde EU-kommissionen Sverige då de ansåg att ett större antal svenska reningsverk inte uppfyllde avloppsdirektivets krav på kväverening. En dom från EU-domstolen år 2009 visar hur kvävekraven ska tolkas. I domen förtydligades att reningsverken i inlandet i södra Sverige får tillgodoräkna sig den naturliga retentionen av kvävet på dess väg ut till havet på så sätt att direktivets krav på procentuell reduktion kan uppnås genom att effekterna av kvävereduktionen vid reningsverket och av den naturliga retentionen i recipienten läggs samman (Naturvårdsverket 2014).

Där kväveretention bedöms förekomma så kan verksamhetsutövaren alltså tillgodoräkna sig avskiljningen i avloppsreningsverket och retentionen i vattenmiljön, för att visa att avloppsdirektivets krav på procentuell reduktion uppnås (Naturvårdsverket 2015).

I avloppssystemet ingår alla delar i hushållet som producerar avloppsvatten och som leder fram, renar och släpper ut det till naturen (figur 5). Ut ur systemet går behandlat vatten och en eller flera avloppsfraktioner, till exempel slam eller separerat klosettavatten. Det är viktigt att restprodukten omhändertas av kommunen eller på egen fastighet så att smittskydd och kretslopp uppnås.



Figur 5. Bilden visar systemgränser och komponenter i systemet. Avloppssystemet är till för att tillgodose verksamhetsutövarens behov av sanitet och kvittblivning samt samhällets krav på att skydda miljön, människors hälsa och hushållning med naturresurser.

2.3.1 Vägledningsbehov

De svenska miljöförvaltningarna saknar i dagsläget vägledning och verktyg för att bedöma platsspecifika förutsättningar för självrening. I slutredovisningen av HaV:s regeringsuppdrag om små avlopp uppmärksammas behovet av vägledning för bedömningar när de olika skyddsnivåerna ska gälla. Avsaknaden av vägledning och bedömningsverktyg leder till variationer i kravställandet, vilket i sin tur leder till otydlighet och osäkerhet för de aktörer som är inblandade i den kedja av aktörer som måste till för att projektera och anlägga små avloppsanläggningar. Bristande

vägledning om retention riskerar att leda till rättsosäkerhet för de fastighetsägare, som får myndighetskrav riktade mot sig. Detta eftersom om retentionen inte beaktas vid kravställande så är risken stor för att onödiga och därmed orimliga krav ställs på fastighetsägaren.

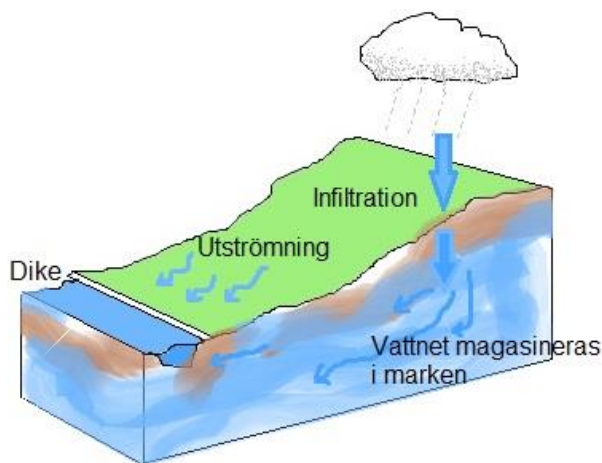
När recipientens känslighet avgör hur viktig reduktionen av fosfor är, måste den som bedömer lämpligheten av en föreslagen avloppsanläggning utifrån miljöskyddet, dels identifiera det ytvatten som mottar utgående vatten från anläggningen, och dels värdera ytvattnets känslighet. Vattenmyndighetens klassning av ekologisk status ger viss ledning men bedömningar måste dock alltid göras i det enskilda fallet. Förutom recipientens egen känslighet, behöver naturligtvis dess värde för till exempel naturvård och rekreation också beaktas.

Förutsättningarna för självrening och retention i mark varierar från plats till plats och bedömningen av förmågan kan vara mycket komplicerad att göra. Inte desto mindre finns möjlighet att generalisera och grovt ange hur självreningsförmåga i naturen kan bedömas.

Även om vägledningen i det allmänna rådet till 2 kap. 4 § tar fasta på att "utsläpp av avloppsvatten bör lokaliseras så att påverkan på recipienten blir minsta möjliga" så berörs inte möjligheten att beakta retention efter avloppsanläggningen vid kravställandet. Att detta inte är uttryckt i vägledningen gör den otydlig och försvårar i praktiken möjligheten att tillvarata retentionen, för att begränsa påverkan på ytvatten. De förhållandevis höga reduktionstalen för fosforavskiljning, som anges för normal respektive hög skyddsnivå i anläggningarna, indikerar att det allmänna rådet inte fäster någon vikt vid möjligheten till retention i mark.

3 Självrening och retention i mark

Markekosystemet har en förmåga att fastlägga och omsätta olika typer av föroreningar. Den självrenande förmågan påverkas av jordart, jorddjup och temperatur mm. Vid avloppsutsläpp till mark sker självrening både i själva reningsanläggningen men också under transporten från utsläppspunkten och fram till ett ytvatten inom ett så kallat utströmningsområde, se figur 6.



Figur 6. Principskisser över vattenrörelser i mark.

Avloppsvatten som släpps ut till mark infiltrerar först genom markens omättade zon (brun på figuren) för att sedan nå den vattenmättade zonen (blåskiftande på figuren). Självreningen är mest effektiv i den övre, omättade zonen, där filtereffekt, syretillförsel och markkemi är fördelaktig för rening. Vattnet filtreras ganska snabbt genom denna del av marken. Här sker många aktiva omvandlingsprocesser, både kemiska och mikrobiologiska, som har betydelse för den självrenande processen (Siegrist et al. 2000 och USEPA 2002 samt Hoffmann et al. 2008).

I den mättade, syrefattiga zonen fungerar reningsprocesserna sämre, oavsett om det gäller smittskydd eller fosfor. I gengäld rör sig vattnet mycket långsamt, ofta bara några centimeter per dygn, varför uppehållstiden kan bli lång. I den mättade zonen blandar sig avloppsvattnet med annat grundvatten, som långsamt strömmar vidare, både nedåt och utåt i en vattenström som i delar kan nå ett ytvatten. De föroreningar som finns kvar när grundvattenströmmen når ett rinnande ytvatten transporteras snabbt vidare. Utgångspunkten för kommande resonemang om retention är därför att självrening upphör i punkten för utströmning till ett ytvatten.

Den mättade zonens läge fluktuerar uppåt och nedåt beroende på topografi och tillförsel av nederbörd, smältvatten, avdunstning och transpiration samt områdets topografi och jordart. Moränmark med stenblock ger snabbare förändringar än sand och grus. Särskilt stora variationer återfinns i små avrinningsområden med tunna jordtäcken av morän (SMHI och SGU 2017). Är jordtäcket mäktigt kan stora volymer jord under långa perioder delta i en självreningsprocess, vars betydelse därmed adderas till den omättade zonen. Även om självrenande processer går långsammare i den mättade zonen kan det som händer här också vara betydelsefullt eftersom uppehållstiden kan bli lång (Roy 2017).

3.1 Smittämnen

Mark har generellt sett en hög självrenande förmåga för smittämnen. Högst är förmågan i markens omättade zon, alltså den del av marken som inte är vattenmättad. Reningen uppstår genom att smittämnena fastnar i de luftfyllda porerna där de antingen äts upp av markorganismer eller självdör. Det är dessa mekanismer som utnyttjas för smittämnesreduktion i infiltrationsanläggningar och markbäddar. Här förstärks kapaciteten genom valet av infiltrationsmaterial och genom uppkomsten av ett ytskikt med hög bioaktivitet.

Det finns omfattande dokumentation som visar att rätt anlagda, rätt belastade och rätt placerade markanläggningar har en tillfredsställande förmåga att reducera innehållet av smittämnen (Naturvårdsverket 2012a). Detta gäller framförallt bakterier och parasiter, vilka filtreras bort i marken och reningen blir i normalfallet betydligt bättre än vid rening i kommunala avloppsreningsverk (Naturvårdsverket 2012a).

Vid filtrering av avloppsvatten i omättad strömning sker en mycket effektiv avskiljning av smittämnen genom fysikalisk och kemisk och även biologisk filtrering (Ridderstolpe 2009). Även i den mättade zonen dör smittämnen av efter hand, men processen är långsammare än i den omättade zonen. Det är därför mycket viktigt att det finns väl tilltagna skyddszoner mellan en avloppsanläggning och vattentäkt eller badplats.

Vid placering av utlopp från avloppsanläggningar behövs både vertikala och horisontella skyddsavstånd. Under 1980-talet tog Naturvårdsverket fram råd som specificerar rimliga skyddsavstånd till dricksvattenbrunnar i olika jordar, se tabell 3 (Naturvårdsverket 1987). Vad gäller det vertikala skyddsavståndet rekommenderas 1 meter mellan infiltrationsytan och grundvattenyta. Det horisontella skyddsavståndet ska säkerställa en uppehållstid i grundvattnet på minst två månader och gäller för svagt till måttligt lutande områden. Rimligt är att dessa skyddsavstånd får utgöra en grundnivå vid bedömning av markens självrenande förmåga även för andra föroreningar.

Tabell 3. Rekommenderade skyddsavstånd mellan avloppsutsläpp och dricksvattenbrunnar (Naturvårdsverket 1987)

Sand och grus	>90 m
Finsand	25-90 m
Sandig-moig morän	5-25 m
Lerig morän	>5m

Markens förmåga att reducera virus är mindre väl undersökt och det har visat sig att de indikatorbakterier som används för att bedöma vattenkvalitet, framförallt *E.coli* och andra koliforma bakterier, är känsligare i miljön och för vissa behandlingsprocesser än framför allt tarmvirus och parasitära protozoer som *Giardia intestinalis* och *Cryptosporidium spp* (Ottoson 2013). *Giardia* och *Cryptosporidium* kan spridas via avloppsvatten som cystor (*Giardia*) eller oocystor (*Cryptosporidium*). Cystorna/oocystorna kan överleva länge i vatten, särskilt i kallt vatten och betydligt längre än de indikatororganismer som normalt används för att kontrollera vattenkvalitet. Infektionsdosen är dessutom låg, endaste ett fåtal oocystor/cystor kan orsaka sjukdom (Smittskyddsinstitutet 2011).

I en studie genomförd av Engblom och Lundh (2006) sammanställdes resultat från undersökningar som gjorts i fullskaliga anläggningar och försöksområden i olika länder. Detta för att kvantifiera den mikrobiologiska barriärverkan för reduktion av virus vid olika uppehållstider och avstånd från infiltrationspunkten.

Tabell 4 visar reduktion av virus i långsam respektive snabb akvifär med avseende på uppehållstid och avstånd (Engblom och Lundh 2006). Med akvifär menas en geologisk bildning som lagrar grundvatten.

Tabell 4. Log-reduktion av virus

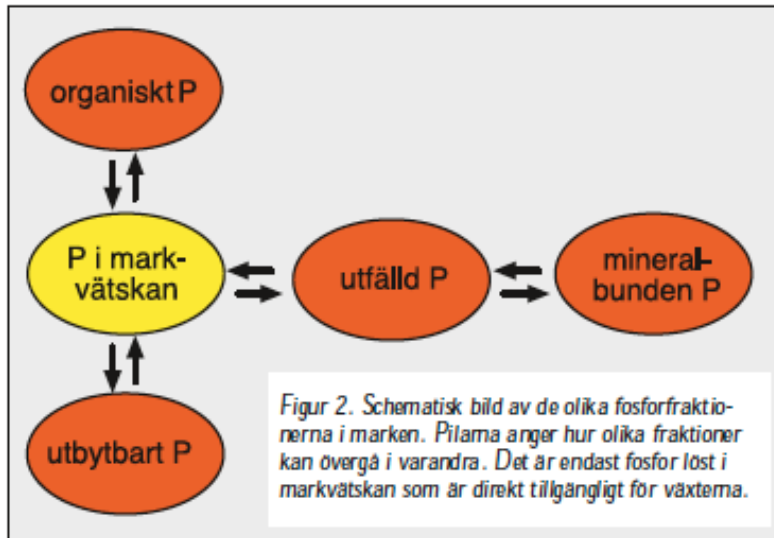
Långsam akvifär (1–3 m/dag)		Snabb akvifär (>25 m/dag)		Reduktion (log ₁₀)
Upphållstid (dygn)	Avstånd utsläpp-täkt (meter)	Upphållstid (dygn)	Avstånd utsläpp-täkt (meter)	
>5	10	ca 1	25	3
>14	15	ca 1,5	40	4
>25	20	ca 2	80	5
>35	30	ca 3	>80	6

Engblom och Lund förespråkar en kombination av uppehållstid (14 dygn) och avstånd (>40 m) för att uppnå 4-8 tiopotenser reduktion av virus i mark.

3.2 Principer för fosforomsättning i mark

Fosforns kinetik vid utsläpp av avloppsvatten i mark är komplicerad och kunskapen om hur mycket av utsläppt fosformängd som långsiktigt hålls kvar i marken är begränsad. Mycket få studier är genomförda som riktiga fältförsök. De flesta uppgifter som finns om olika jordars fosforinbindande förmåga är baserade på laboratorieförsök där jordprover skakas i en fosfatlösning eller beskickas i kolonner.

Fosfor har mycket låg löslighet i markvatten. Den största mängden markfosfor är kemiskt hårt bunden eller bunden i organisk form i marken. En mindre andel är adsorberad på markpartiklar (utbytbar fosfor) och en ännu mindre andel är löst i markvätskan. Det är denna andel som är direkt växttillgänglig. Av den totala mängden fosfor i mark är endast 0,01–0,1 % löst i markvätskan (Ivarsson 1989 och Johnson 1997).



Figur 7. Schematisk bild över de olika fosforfraktionerna i marken. Pilarna anger hur de olika fraktionerna övergår i varandra (Johnson 1997).

Som det framgår av figur 7 rör sig fosfor i "loopar" (biogeokemiska cykler), som både innefattar frisättning och upptag, det vill säga i processer som sker i flera steg. Hur det sker påverkas av markens och markvattnets fysikaliska och kemiska egenskaper och i samspel med levande organismer. Många delprocesser är otillräckligt kända, detta gäller särskilt den organiska fosfors förekomst och omsättning. Både snabba och mycket långsamma processer styr fosfornsomsättningen i mark. (Naturvårdsverket 2005).

Vid tillförsel av löst fosfor kommer en del av fosfatjonerna, som vanligen är negativt laddade, att snabbt fästa vid positivt laddade markpartiklar genom jonbyte. Det är vanligt att fosfor binds vid ytan av lerpartiklar, ofta via bryggor av positiva kalciumjoner. Snabb adsorption av fosfor sker till olika hydroxider eller oxider av i första hand järn och aluminium, men även kalcium och mangan på vissa jordar. Sådana oxider och hydroxider är vanliga i mark och nybildas ständigt men långsamt genom vittring. Ju mer aluminium, järn eller lera en jord innehåller, desto mer fosfor kan den adsorbera. I svenska jordar beskrivs ofta aluminium som den parameter som har det största inflytandet på adsorptionen (Naturvårdsverket 2005).

Som regel uppstår ett jämviktsstillstånd mellan fosfor i markväska och fosfor som är adsorberad till järn- och aluminiumoxider. Minskar halterna av fosfatjoner i markväska kan det leda till frisättning av adsorberade joner. Omvänt kan ökade halter av fosfatjoner i markväska leda till att adsorptionen ökar, det vill säga att fler fosfatjoner fäster vid markpartiklarna (Blombäck och Lindsjö 2011).

Oxider och hydroxider med fosfat kan i ett nästa steg fällas ut i marken. Vid låga pH-värden fälls fosfaten ut som järn-, mangan- eller aluminiumfosfater och vid höga pH-värden vanligen som kalciumfosfater. Aluminiumfosfater kan fällas ut även vid höga pH-värden eftersom marklösningens innehåll av aluminiumjoner ökar både under och över neutralt pH runt 7. Utfällning av aluminium-, järn- och manganfosfater är måttlig i neutral åkermark men ökar ju surare jorden är, vilket medför väsentligt större utfällning i skogsjordar med pH runt 3-5 (Hylander 1995). Fixeringen minskar vid närvaro av organiska ämnen. Med tiden omvandlas fosfatutfällningarna till kristallina och därmed mer stabila föreningar. Fosfor kan också inkapslas genom att den blir innesluten i amorfa strukturer, exempelvis i kombination med aluminium, syre och hydroxidjoner.

Fosfor kan frigöras på flera sätt. Processen med fastläggning kan gå i omvänd riktning och fosfor frigöras om pH ändras i motsatt riktning, dvs ökar i sura jordar eller minskar i basiska jordar. Vittring frisätter den mineralbundna fosfor i markens kalciumfosfater genom att luftens koldioxid bildar kolsyrighet som löser upp kalciumfosfater och andra föreningar. Även fosfor i aluminium-, järn- och manganfosfater kan frigöras genom vittring, där mekaniska och fysikaliska processer medverkar förutom kemiska reaktioner. (Hylander 1995).

Fosfor frigörs också när organiska föreningar mineraliseras, d.v.s. bryts ned. En del av den organiskt bundna fosfor är lätt omsättningsbar, medan andra fraktioner är stabilare. Mikroorganismer och rotexudat från rötter påverkar omsättningen av organiskt bunden fosfor i marken, bl.a. med ett fosfatasenzym som kan katalysera frisättning av oorganisk fosfor från den organiska fosfor. En del växter kan ta upp vissa organiska fosforföreningar utan att de bryts ner helt (Ivarsson 1989; Naturvårdsverket 2005).

Det är viktigt att beakta redox- eller reduktionspotentialen i marken eftersom den avgör om fosfor ska bindas till eller frigöras från järn- och manganjoner. Redoxpotentialen anger om t ex järnjonerna vill ta upp elektroner och därmed reduceras från trevärt järn (Fe^{3+}) till tvåvärt (Fe^{2+}) eller om reaktionen är motsatt och elektroner avges och jonerna oxideras. De negativt laddade fosfatjonerna attraheras till oxiderade järnjoner (Fe^{3+}) och kan bilda en förening av järnfosfat, som fälls ut som en fast förening. Om däremot redoxpotentialen sänks, t ex pga organiskt material som bryts ned under syrebrist, så reduceras järnet till tvåvärt järn, som är vattenlösligt. Därmed kan fosfor tillsammans med järnet lämna marken via vattnet och utgöra en risk för övergödning om vattnet når ett ytligt vatten. (Hylander 1995 och Hoffmann et al. 2008).

Fosfor är nästan alltid ett bristämne för marklevande organismer. Det innebär att svampar, bakterier och växter har mekanismer som snabbt tar upp löst fosfor ur markvätskan. De allra flesta växter löser fosforbristen genom symbios med svampar, så kallad mykorrhiza. Mykorrhizasvamparna bildar nätverk av tunna trådar, mycel, i marken. Mycelet genomväver i stort sett hela marken både i skog och på öppna, gräsbevuxna marker. Mycelet söker sig till platser där det finns vatten, luft och näring och tillgängliggör effektivt fosfor för växterna. I utbyte får svampen kolhydrater från växterna (Kling 1998). Vintertid avstannar växternas tillväxt men många biologiska processer i marken fortgår ner emot fryspunkten, varvid kolhydrater tas från markens organiska material. Under fryspunkten "konserveras marken" och markvätskan fryser och kan varken tillföra eller bortföra fosfor.

Markens biota har alltså betydelse för fosforinbindande processer genom sin jordmånsbildande inverkan (vittring), men också genom sitt upptag av fosfor ur markvätskan. Genom mykorrhiza kan fosfor tas upp även från svårtillgängliga eller tillfälliga källor eller från de porer i marken som är vatten- och fosforförande. Den fosfor som inkorporeras i växtbiomassa kan spridas vidare i ekosystemet via betande djur och deposition av förna. Fosfor kan också långsiktigt föras bort från platsen genom avverkning av skog, se avsnitt 3.2.3

Det finns ingen full förståelse för hur fosfor omsätts i mark på lång sikt, däremot olika uppfattningar om inbindningens varaktighet. Den gängse uppfattningen är att den fosforinbindning som momentant kan uppmätas och beräknas vid traditionella skakförsök i laboriemiljö, underskattar markens verkliga inbindningskapacitet. Tolkningen är att detta är en följd av en tidsberoende inbindning av fosfor i allt mer svårvittrade mineraler (Brady och Weil 2008). Enligt von Brömssen et al. (1985) och amerikanska Guide-Lines för infiltrationsanläggningar (US EPA 2003), är den verkliga inbindningskapaciteten två till fem gånger högre än vad som kan uppmätas i skakförsök. Processerna är delvis reversibla som beskrivits ovan, d.v.s. inbunden fosfor kan frigöras, främst i början innan kristallina och därmed stabilare fosforföreningar hunnit bildas (Brady och Weil 2008). Det är därmed svårt att förklara läckage av fosfor från markbädd och infiltration när belastningen

upphört, som Eveborn (2013) rapporterat. Robertson (2012) rapporterade fortsatt god inbindning av fosfor i en 20-årig markbädd.

Forskningen är överens om att markens kapacitet för att binda fosfor är ändlig samt varierar med jordart och lokalens kemiska, hydrologiska och övriga betingelser. Huvuddelen av de svenska jordarna är i ursprungligt tillstånd fattiga på fosfor på grund av fosforfattigt modermaterial, kallt klimat och långsam vittring (Naturvårdsverket 2005). Gödsling har successivt byggt upp en fosforreserv i jordbruksjordar. Enligt Jordbruksverket innehåller jordbruksmark 900-3600 kg fosfor per hektar (Malgeryd et al. 2010). Denna fosfor finns i matjorden, som vanligen är mindre än en halvmeter djup. Fosforinnehållet i svensk matjord är alltså 180 -720 gram per kubikmeter, vilket ger 120- 480 gram per ton jord, beräknat på en densitet hos matjord på 1,5 ton/m³. Nivåerna av fosfor i skogsjordar är fortsatt naturligt låga, vilket dock inte utesluter betydande läckage av fosfor från skogsmark vid sporadiska, stora ingrepp i skogsbruket, varvid markens och biotans förmåga att hålla kvar fosfor vid överskrids.

En högre halt av fosfor i åkermark medför enligt naturens grundlagar ökat läckage. Total fastläggning av fosfor i marken kan i teorin verkställas genom tillförsel av en kemikalie som effektivt fastlägger fosfor, men strider mot biologiska processer och skulle givetvis resultera i ofruktbar öken. Strävan bör istället vara att upprätta en balans mellan tillförsel och bortförsel av fosfor samt att leverera fosfor dit där den behövs för biologisk produktion. Detta samtidigt som fosforflödena styrs bort från känsliga miljöer såsom övergödda ytvatten.

3.2.1 Fosfor i markbaserade reningsanläggningar

Ur ett hållbarhetsperspektiv så måste insatsen för att hantera avlopp vara proportionell mot dess potentiella skada samt mot värdet på avloppets innehåll av återvinningsbara resurser (Roy 2017). En stor del av fosfor från små avlopp kan vid lämpliga förhållanden självrenas vid vattnets passage genom marken på samma sätt som i en markbädd/infiltrationsanläggning (Brink 1968, Olli och Ringberg 1999). Förutom fysikaliska och kemiska processer medverkar även biologiska processer, bland annat genom att befintlig vegetation inklusive träd tar upp fosfor.

Avloppsvatten som distribueras till en markbaserad reningsanläggning innehåller fosfor i både partikelform och i löst form. Den partikulära fosfor filtreras bort mekaniskt och biologiskt vid passagen i markbädden/infiltrationen. En del löst fosfat fälls ut som svårslösliga föreningar, vanligen tillsammans med aluminium, järn och mangan. Dessa utfällningar kan bli kvar i markbädden/infiltrationen flera decennier (Robertson 2012). Den kvarvarande fosfor lämnar anläggningen som löst fosfat (Millier och Hooda 2011). Det biologiska upptaget av denna fosfor kan temporärt bli betydande när en utsläppspunkt för avloppsvatten etableras (Ridderstolpe 2009). Men även långsiktigt innebär upptag via mykorrhiza att fosfor kan spridas från lokala utsläppspunkter och vidare i ekosystemet. Betydelsen av processer där fosfor kvarhålls och sprids via biota, till exempel genom bete och lövfällning är dåligt studerat. Däremot är det känt att stora mängder fosfor kan bortföras från marken via skörd av biomassa, till exempel avverkning av skog, vilket diskuteras nedan.

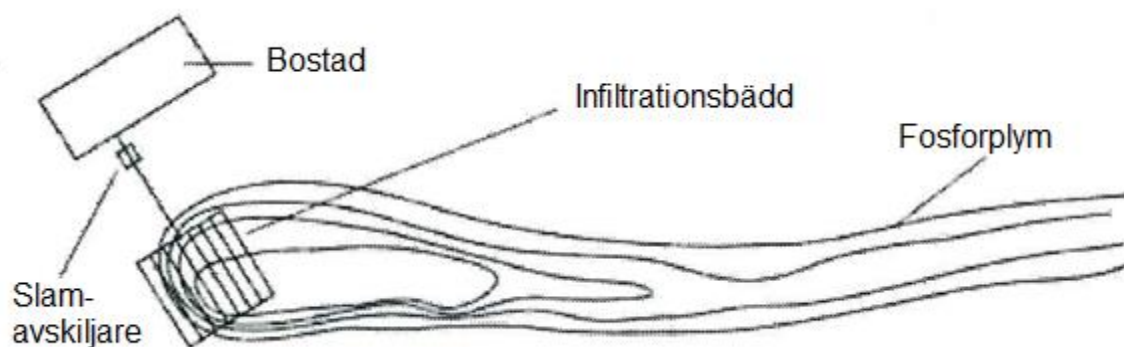
För långsiktig retention av fosfor anses ofta de kemiska mekanismerna vara viktigast (Nilsson 1990 och Hoffmann et al. 2008). Mycket pekar dock på att mikroorganismer och växter genom växtupptag och migration av fosfor i näringskedjor och bortförsel med skörd är viktiga mekanismer för långsiktig retention. Detta konstaterades inom forskningsprojektet "läget för markbaserad rening" (Naturvårdsverket 2011). Vid workshops som hölls under detta projekt framhöll Jon Petter Gustavsson att trädens näringstupptag är en viktig och troligen underskattad faktor för fosforeringen (Gustavsson 2011). Författarnas uppfattning är att både de biologiska och de kemiska processerna har stor betydelse för den långsiktiga retentionen av fosfor i mark. Ett försök att kvantifiera dessa mekanismer görs i avsnitten nedan.

3.2.2 Självrening genom fastläggning i mättad och omättad zon

Vetenskapen är överens om att fosforinbindningen är betydligt mer effektiv i luftad mark än i vattenmättad mark, även om detaljerad specificering saknas för olika jordar. Det är också klarlagt att mark som är utsatt för större jordmånsbildande processer har högre inbindningskapacitet än mer opåverkad jord. Högre inbindningskapacitet kan således förväntas i ytligare jordlager än i djupare liggande jordlager om modern materialet är detsamma (Wiklander 1976).

Hur vattnet rör sig och hur snabbt det rör sig genom marken har betydelse för inbindningskapaciteten. I en lerjord kan transporten genom den omättade zonen till största delen komma att ombesörjas via sprickor och makroporer såsom maskgångar. Det reducerar inbindningskapaciteten eftersom den lösta fosfor inte kommer i kontakt med en särskilt stor jordvolym. Endast en liten del av porutrymmet i marken utnyttjas och kapaciteten för sorption blir låg. Sprids vattnet i stället som en vätningsfront i en jord utan sprickor, till exempel en homogen sand, blir inbindningskapaciteten betydligt högre eftersom den lösta fosfor passerar en mycket större jordvolym (Wiklander 1976).

Amerikanska studier av utsläppsplymer visar att avloppsvatten normalt inte blandas direkt med underliggande grundvatten. I homogena jordar är plymen typiskt lång och smal, ofta med bibehållen bredd och skarp avgränsning mot omgivande grundvatten, figur 8. Avloppsplymer kan ibland följas som ett från grundvattnet separat vatten upp till hundra meter eller mer nedströms en anläggning (Robertson et al 1998). I heterogena jordar, som moräner ökar turbulensen i vattenströmningen och plymen är sannolikt mindre stabil och mer oförutsägbar. Genom grundvattenbildning från nederbörd kommer plymen så småningom att överlagras med nytt grundvatten, som kan transporteras i ett separat flöde en viss sträcka i mo- och sandjordar med laminärt flöde men snabbt blandas med grundvattnet i en morän.



Figur 8. Exempel på en utsläppsplym från infiltrationsanläggning (US EPA 2006)

I allmänhet transporteras vattnet från den omättade zonen till den mättade genom avvattning via markporer på grund av gravitation eller som en diffus vätningsfront förorsakad av kapillärkraften. I de flesta fall är det troligt att endast delar av marken deltar i reningen (Naturvårdsverket 2005). Genom växternas mykorrhiza kan dock fosfor tas upp och omfördelas i jordprofilen vilket diskuterats ovan.

Även om inbindning av fosfor är effektivast i den övre, mest jordmånspåverkade zonen så är det visat att fosforavskiljning fortsätter även i den mättade markprofilen (US EPA 2003). Fosfor binds in eller tas upp av växter även i den mättade zonen, till exempel av al och vass som är anpassade till att växa i dessa zoner samt genom kemiska reaktioner med metall-oxid-hydroxider i marken (Hoffmann et al. 2008 och Roy 2017).

Som tidigare diskuterats så fluktuerar grundvattennivåer och grundvattnets rörelse beroende på nederbörd, temperatur och avdunstning. I trakter med tunna heterogena jordar kan dessa

variationer vara mycket stora (Magnusson 2009). Vid utsläpp av avlopp i sådan mark kan således vattnet komma att magasineras och röra sig i olika delar av markprofilen beroende på årstid och klimatförhållanden. Under perioder med högt grundvattenstånd (höst, vinter och vår) kan vattnet passera som mättat flöde genom de övre marklagren, vilka senare under sommaren torkar ut. Dessa variationer gör att fosfor som avskiljs under mättade förhållanden senare kan utsättas för omättade förhållanden och åtföljande ombildning av den avskilda fosfor, företrädesvis till former med lägre risk att läcka. Fosfor som vid lågt grundvattenstånd avskiljs i den omättade zonen, kan å andra sidan åter gå i vattenlösning när grundvattennivån höjs och transporteras vidare för avskiljning nedströms i grundvattenströmmen eller eventuellt nå ett utströmningsområde. De hydrogeologiska förhållanden som råder i Sverige med varierande grundvattenlägen medför således en övergångszon med omväxlande mättat och omättat vattenflöde, som påverkar zonens fosfordynamik.

I rapporten *Naturbasert rensning av avloppsvann* görs en sammanställning av kunskapsläget med fokus på norska förhållanden (Jenssen et al. 2006). Baserat på skakförsök konstateras att inbindningskapaciteten i vanlig jord varierar från 50 g/ton (ovittrad kvartssand) till 1500 g/ton, men att den verkliga inbindningen under en infiltrationsanläggning är betydligt större än vad som kan utläsas av skakförsök. I jord som undersökts under infiltrationsanläggningar uppmättes inbindningskapaciteten på 540 g/ton i morän och 1230 g/ton i vittrad sand vilket var mer än dubbelt så mycket som skakförsöken visade (Suanes och Nilsson 1987). Jenssen et al. beskriver också att de studier man gjort visar att fosforinbindningen i en infiltrationsanläggning regenereras vid vila. Liknade observationer är gjorda i USA, där man konstaterat att över tid så omlagras fosfor i allt mer svårvittrade, kristallina strukturer och att vittringsprocesser tillför nya inbindningsytor i form av järn- och aluminium-oxid-hydroxider (Brady och Weil 2008).

En svensk sammanställning av experimentella sorptionsstudier redovisar värden för inbindningskapacitet för sand på mellan 130 till 440 g/ton (Cucarella och Renman 2009). Danska experiment med perkolationstester i kolonner visade på liknande resultat. Natursand hämtade från tolv olika platser uppvisade en genomsnittlig inbindningskapacitet på över 300 g/ton. Försöket visade ett tydligt samband mellan sorptionskapacitet och innehåll av kalcium, järn och aluminium (Arias et al. 2001).

Vulkanjordar, askor och många av de material som används i filter, specifikt byggda för att avskilja fosfor, har betydligt högre inbindningskapacitet än vad som har uppmätts i svenska jordar (Hylander och Ae 1999, Hylander och Simán 2001, Hylander et al. 2005). Fosforfiltermaterialet FILTRALITE, naturlig minerallera bränd tillsammans med kalk, har till exempel en kapacitet på 2200 g fosfor/ton (Malmén et al. 2004).

Beräkningar av den verkliga fastläggningen av fosfor kompliceras av att ingående reaktioner kan vara reversibla. Eveborn et al. (2012) visade med kolonnförsök att vid passage av rent, avjoniserat, vatten genom bäddmaterial från äldre markbaserade system, lakades fosfor i stor utsträckning ut. Det betyder att bäddarna under belastning med avloppsvatten kommer att binda fosfor, men att en del av den bundna fosfor kan komma att lämna bädden vid större regn eller om bädden tas ur drift. Det är dock mycket viktigt att beakta att markvätskan har en hög jonkoncentration som kraftigt kan påverka lösligheten av fosfor, speciellt på lerjordar (Hylander et al. 1996). Regnvatten har endast en låg jonkoncentration i atmosfären men den ökar kraftigt när regnet blandar sig med markvätskan, delvis beroende på joner från markens organiska substans. Jonkoncentrationen är vanligen högre i en avloppsanläggning än i markvätska från åkermark på grund av de stora mängderna salt som tillförts anläggningen med avloppsvattnet. Sambanden är komplexa men fosfors löslighet och sammanhängande risk för utlakning från en lera minskar kraftigt (mer än fem gånger enligt Hylander et al. 1996) vid hög jonkoncentration, medan lösligheten av fosfor i sandjordar är mindre beroende av markvätskans jonkoncentration. Jonkoncentrationen i ingående

spillvatten varierar kraftigt mellan svartvatten och BDT-vatten. En tredje faktor av betydelse för läckage från en markbaserad anläggning är mängden dräneringsvatten från omgivande mark som passerar anläggningen vid regn och snösmältning. Däremot ger regn och snö som faller direkt på anläggningen endast marginella mängder vatten, som dessutom till viss del sugts upp av den ofta torra, ytliga jorden och dess växtlighet. De vattenmängder som belastar en markbaserad anläggning från hushållet är normalt 20-30 gånger större än den nederbörd som faller på anläggningen.

Eveborn et al. (2012) visade med materialbalanser att man hade ett nettoupptag i alla sina bäddar med de testade betingelserna. Upptaget av fosfor varierade mellan 15 och 75 % av tillförd mängd. I kolonnförsök med jord hämtade från infiltrationer i drift (Eveborn et al. 2012) fann man ett spann mellan 320 och 860 g fosfor/m³. Man fann inget samband mellan kornstorlek och fosforavskiljningsförmåga, men löst aluminium, aluminium(hydr)oxidtytor och pH tycktes påverka fastläggningskapaciteten.

Robertson (2012) studerade en 20-årig markbädd anlagd i Kanada med importerad sand utan kalk. Kraftigt förhöjda fosforhalter (10 %) uppmättes under fördelningsrören men ingen spridning noterades bortanför fem meter i sidled. Mätning av fosfor i anläggningens dräneringsvatten de sex senaste åren visade att fosfor inte läckte till grundvattnet. Det antyder att fosfor i filtersanden inte var utbytbar sorberad till jonbytesplatser utan var istället utfällningar av svårslösliga föreningar med aluminium och järn. Fastlagd fosfor motsvarade tillförd fosfor med avloppet. (Robertson 2012).

Man har ett litet läckage av fosfor från all mark och detta behövs för att vidmakthålla biologiskt liv i mark och vatten. Läckaget från en viss åkerjord är större om åkern är uppgödslad. Läckaget sker främst som partikelbunden, och därmed inte omedelbart växttillgänglig fosfor, från lerjordar och främst som löst fosfatfosfor eller fosfor bunden till organiskt material från sandjordar.

3.2.3 Självrening genom växtupptag och skörd

Barrskog innehåller låga halter fosfor, ca 0,5 g fosfor/kg torrsubstans (TS). Ett antaget medelvärde utifrån data om 0,05 g fosfor/kg TS i stamved 0,9 g fosfor/kg TS i grenar och toppar och 0,5 g fosfor/ha i bark (Staaf 2013). Trots låga halter blir fosforuttaget ändå betydande vid slutavverkning. Om skogsvolymen som transporteras bort vid slutavverkning är 250 skogskubikmeter per hektar och omvandlingsfaktor till torrsvikt sätts till 0,42 ton/m³ (Magnusson 2009) skördas 105 ton TS/ha. Det innebär att mängden bortförd fosfor är 52 kg per ha (105 ton * 0,5 kg/ton). Det totala fosforuttaget under skogens tillväxttid är dock högre än 52 kg/ha på grund av tidigare gallringar. Om gallringsvolymen antas utgöra 40 % av slutavverkningsvolymen, alltså 100 skogskubikmeter, ökar mängd bortförd fosfor till 74 kg/ha. Detta innebär en bortförsel om cirka 0,1 gram fosfor per m² och år vid 70 års omloppstid.

En studie av näringsomsättning i en barrskog i norra Sverige (Albrektsson och Lundmark 1991) visade att upptaget av fosfor i trädbiomassan uppgick till 2 kg per hektar och år, vilket omräknat per kvadratmeter är 0,2 gram per år.

I snabbväxande skog som salix är näringsupptaget betydligt större. I avloppsbevattnad salix innehöll den skördade vedbiomassan 15 kg fosfor vid en avkastning på 12 ton TS per hektar och år (Agné 1991). I en sådan odling skördas 1,5 gram fosfor per m² och år bort.

3.2.4 Självrening i diken

Brink (1968) genomförde en detaljerad undersökning på avloppsvatten från ett vårdhem i Uppland (60 pe anslutna). Efter sedimentation i en trekammarbrunn, leddes avloppsvattnet till ett 500 m långt och 0,3-0,7 m brett åkermarksdike för självrening. Han konstaterade att fosfor avskildes effektivt både sommar och vinter, se tabell 5, då vattenflödena var små eller måttliga. Över 40 % av

fosfor i avloppsvattnet vid utsläppspunkten avskildes de första 150 m inom 4,5 timmar och ca 90 % avskildes under dikets hela längd på 500 m. Däremot avskildes fosfor inte under högvattenflöden vår och höst, då sediment rikt på fosfor åter revs upp och fördes bort med avrinningsområdets vatten från snösmältning och nederbörd.

För att motverka detta rekommenderar Brink (1968) att avleda ytavrinningen i ett separat dike som under senare år benämnts biofilterdike eller sorptionsdike (Ridderstolpe 2009). För maximal självrening rekommenderar han ett litet vattendjup, några få centimeter, för att underlätta luftning, oxidering och sedimentation. Detta förbättrar även kontakten mellan vatten och sediment. För att minska risken för resuspension av bottensediment bör det regelbundet avlägsnas med några års intervall, dock helst endast i en del av dikets längd åt gången.

En närmare studie av Brinks undersökning (1968) visar att mest fosfor avskildes i dikets början, där avloppsvattnet hade en hög koncentration av fosfor (tabell 5). Den beräknade avskiljningen per meter var dock högst efter den andra utsläppspunkten vid 155 m, beroende på en kortare sträcka mellan provpunkterna och därmed färre antal meter (25 istället för 50) att dividera med. Detta indikerar att självreningen är störst de allra första metrarna efter utsläppspunkten, vilket är i överensstämmelse med bland annat norska erfarenheter (Bioforsk 2014).

Självreningen mätt som reduktion i dikesvattnets fosforhalt var nästan lika effektiv på vintern (90 %) som på sommaren (93 %). Den lite större ackumulerade mängden fosfor avskild på vintern i tabell 5 trots en något lägre procentuell reduktion beror på en längre period (114 dygn på vintern jämfört med 87 dygn på sommaren). I hela diket avskildes 8,8 kg fosfor sammanlagt under sommar och vinter baserat på presenterade data över vattnets fosforhalt och räknat på utsläppspunktens vattenflöde i dikets alla provplatser. En mindre del av fosfor avlägsnats genom självrening (3 % på sommaren och 9 % på vintern) härstammar från åkerdränering och andra avlopp som leds in i diket vid dess början samt efter 155 m från utsläppspunkten från vårdhemmet. Under vår och höst skedde ingen självrening på grund av högt vattenflöde i diket på grund av avrinning från omgivande mark (Brink 1968).

En massbalans för fosfor visar att vårdhemmets 60 pe lämnade sammanlagt under sommar och vinter 15,7 kg fosfor till avloppet, medan uppmätt fosfor i avloppets utsläppspunkt uppgick till 9,7 kg. Skillnaden mellan tillförd fosfor och uppmätt fosfor i utsläppspunkten beror delvis på fosfor som kvarhållits efter avloppets behandling i trekammarbrunnen. Hur mycket är inte fastställt i undersökningen av Brink (1968), men Naturvårdsverket (2003) anger riktvärden på 5-20 %. En del av orsaken kan tillskrivas analysmetoden som bestämmer ortofosfater men inte totalfosfor och inte heller polyfosfater, som förekom i tvättmedel vid aktuell tidpunkt. Det är dock möjligt att tvätten från vårdhemmet lämnades bort på entreprenad. I tabell 5, beräknat på uppgifter från Brink (1968), fanns utsläppspunkter för avloppsvatten vid 0 m (slamavskilt) och 155 m (behandlat i markbaserade anläggningar).

Tabell 5. Retention av fosfor i ett 500 m långt öppet dike

Avstånd från utsläppspunkt A (m)	Totalfosfor (tot-P) i dikesvatten			Retention mellan provplatserna *)	
	Sommar (mg/L)	Vinter (mg/L)		Sommar (g/m)	Vinter (g/m)
0	6,1	7,9			
50	5,0	6,5		12	21
100	3,7	6,3		16	4
150	3,4	4,3		3	30
175	2,3	2,6		27	53
200	1,6	2,3		16	11
250	1,3	1,9		4	5
350	0,8	1,3		3	5
500	0,5	0,8		1	2
<i>Medelvärde 0-150 m</i>				<i>10,3</i>	<i>18,4</i>
<i>Medelvärde 150-500 m</i>				<i>5,0</i>	<i>7,9</i>
Medelvärde hela sträckan				6,6	11,0

*) Retention per meter beräknad som minskning av vattnets fosforhalt från föregående provtagningspunkt, multiplicerad med flödet och antal dygn, delad med antal meter mellan aktuella provtagningspunkter. Uträkningarna är baserade på medelvattenflödet vid avloppets utsläppspunkt, 6 730 L/dygn på sommaren (87 dygn) respektive 6830 L/dygn på vintern (114 dygn).

En annan studie över självrening av fosfor i sex olika åkerdiken genomfördes av Olli och Ringberg (1999). De undersökte flera närliggande diken med likartade förhållanden avseende nederbörd, temperatur och soltimmar, men med olika jordarter och olika vattenföringsregimer. Alla diken erhöj avlopp från avloppsanläggningar varav en del saknade längre gående rening än slamavskiljare. För ett djupt och permanent vattenförande dike (Ländadiket) konstaterades att fosforläckaget behövde minskas av miljöhänsyn för Mälaren, som är recipient. I Östertorpsdiket var däremot fosforläckaget minimalt med fosforhalter <0,01 mg/L större delen av året. Detta tillskrevs gott upptag av fosfor av både dikets jord och växter. Även från Lisselbydiket var fosforläckaget till Mälaren mycket begränsat, trots höga fosforhalter (1,5–2,5 mg/L) i första provpunkten. Självreningen berodde dels på att diket torkade ut under somrarna med åtföljande accentuerad självrening. En annan bidragande orsak till det begränsade fosforläckaget från Lisselbydiket var ett trasigt ledningsrör i dikets kulverterade del, som medförde att vattnet huvudsakligen filtrerades genom marken.

Vattnet från det fjärde undersökta diket, Kvarnbäcken, nådde vanligen inte heller Mälaren som ytligt vatten utan infiltrerades på vägen och avdunstade vid passage genom ett alkärr. En vassridå vid Mälarens strand bidrog även till att ta upp fosfor, som dock riskerade att senare frigöras eftersom vassen inte skördades eller betades. Diket mottar behandlat avloppsvatten från markbäddar. Fosforhalterna är mycket låga (två tiopotenser lägre) jämfört med obehandlat avloppsvatten, vilket visar på god avskiljning av fosfor i markbäddarna samt självrening innan vattnet når Kvarnbäcken. Under den 400-500 m långa bäckpassagen till Mälaren minskar vattnets fosforhalt ytterligare under större delen av året med i genomsnitt 27 %. Under begränsade perioder (58 av totalt 652 dagar), revs fosforhaltigt sediment upp och transporterades till Mälaren, i tabell 6 benämnt som typperiod erosion. Under ytterligare 123 dagar revs sediment upp i dikets första del där det bland annat fanns ett vattenfall, men självrening skedde då de senaste 100 m genom sedimentation och andra processer och slutresultatet blev retention nära utloppet. Under resterande tid med vattenföring (387 dagar) skede en självrening i dikets hela längd. Diket var torrt

under 87 dagar. Det är intressant att notera att självrening skedde vissa perioder med väsentligt högre vattenflöde än under typperioden med erosion (Tabell 6): Det visar att även andra faktorer än storleken på vattenflödet bestämmer huruvida retention sker, varvid betydelsen av vegetation samt möjligheten att åstadkomma laminärt flöde är faktorer som behöver studeras.

Kvarnbäckens fosfortransport kan ses i tabell 6, uppdelat på typperioder med kraftig erosion, retention mot slutet av bäcken samt retention längs hela bäcken. Dessutom visas respektive periods medeltal av fosforhalt vid utsläppspunkt samt 400 och 500 m nedströms. Beräkningar av fosforretention är angivet som procent av P-halt i vattnet vid utsläppspunkten och minustecken indikerar att P-halten har ökat i vattnet. Slutligen har medelvattenflöde under respektive typperiod angetts. Under 84 dagar var bäcken torr och inga mätningar gjordes. Beräknat från data i Olli och Ringberg (1999).

Tabell 6. Kvarnbäckens fosfortransport uppdelat på typperioder

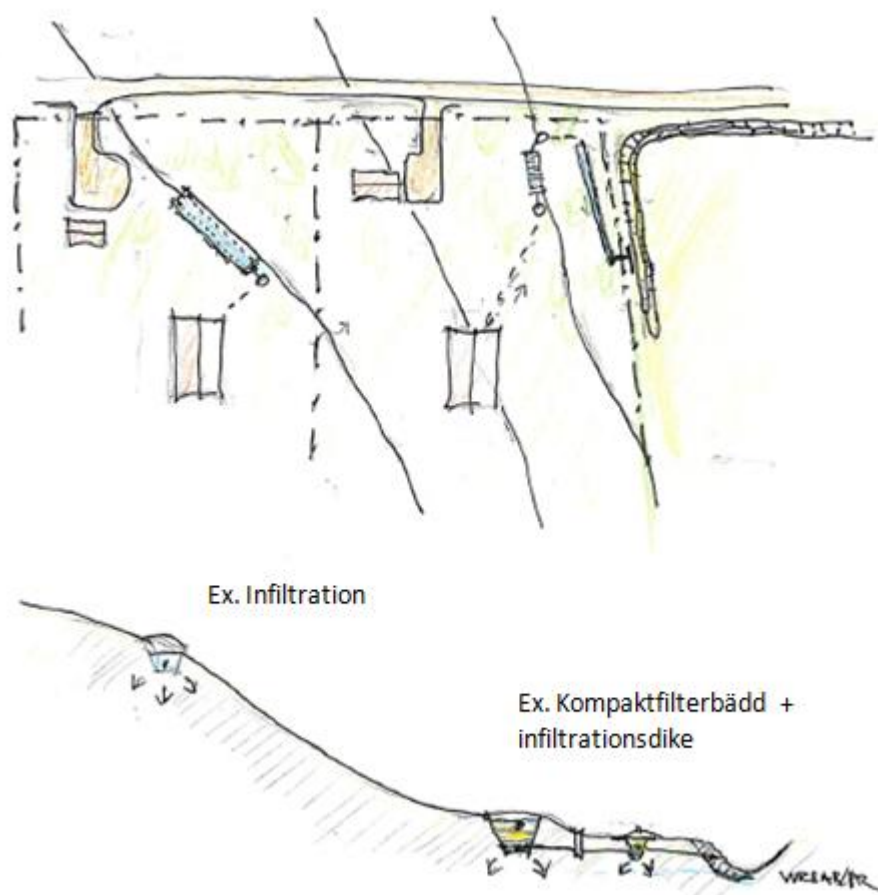
Typ-period	Tid (dygn)	Fosforhalt			Retention			Vatten-Flöde (m ³ /h)
		Utsläppspunkten "start" (µg P/L)	400 m f start (µg P/L)	500 m F start (µg P/L)	0-400 m (%)	0-500 m (%)	(g P/m & år)	
Erosion	58	136	159	151	-23,3	-12,4	-	17
Retention slutet	123	163	210	132	-29,7	13,6	6,3	12
Retention hela	387	209	162	144	18,5	37,4	33,6	29
Alla	568	158	139	118	6	27	21,5	25

µg = mikrogram

Självreningen var god även i Söderbergadiket och Hagdiken, som var torra under en stor del av året. Noterbart är att Olli och Ringberg (1999), beräknade att en anslutning av aktuella fastigheter till ett kommunalt reningsverk med 94 % avskiljning av fosfor skulle gett ett större utsläpp av fosfor till Mälaren än aktuellt avloppssystem följt av självrening.

3.3 Utformning av utsläppspunkt för att tillvarata retentionspotentialen

För att nyttja processerna för självrening måste vatten från avloppsanläggningen släppas i marken. Detta sker alltid om anläggning byggs som infiltration men även om anläggning byggs som markbädd eller som minireningsverk kan utgående vatten släppas ut till mark. I figur 9 visas principer för hur utsläpp till mark kan utformas vid infiltration respektive från markbädd eller minireningsverk.



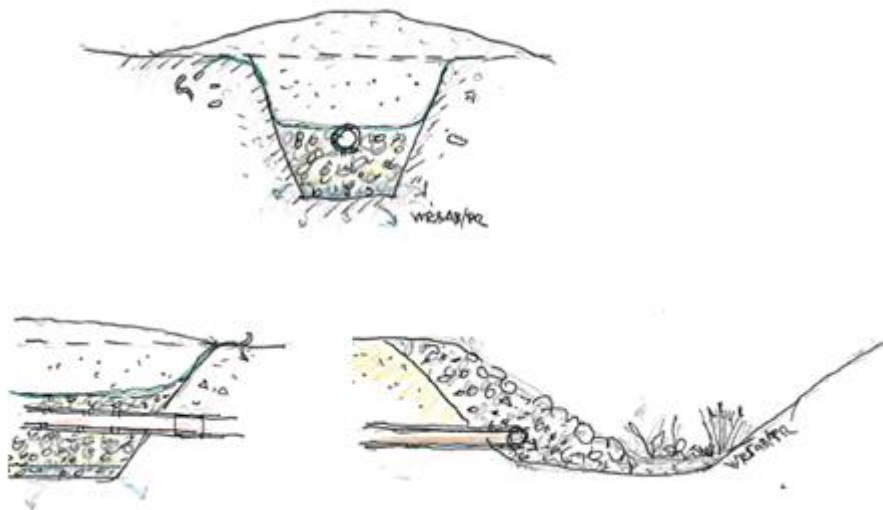
Figur 9. Princip för utformning av utsläpp vid infiltration och traditionell markbädd i plan (övre bild) respektive sektion (nedre bild). Även med ett inneslutet reningssteg, till exempel markbädd med tät botten eller minireningsverk, kan avloppet bortledas via mark. Detta görs enklast genom ett så kallat infiltrationsdike.

Markbaserade anläggningar bör alltid läggas grunt och tvärs sluttningen, dvs längs med en höjdkurva. Med pumpbeskickning erhålls stora frihetsgrader för placering i läge och höjd. Dessutom skapas goda förutsättningar att sprida ut vattnet över filterytan vilket är viktigt för att reningsprocessen skall fungera bra (Ridderstolpe 2009). Infiltrationer byggs med fördel långsmala så att vattnet fördelas ut över en lång sträcka längs sluttningens höjdkurva, vilket illustreras till vänster i bilden (figur 9).

Även markbädd liksom minireningsverk kan försees med utlopp via infiltration. Ett enkelt och välbeprövat sätt är bortleda det behandlade vattnet via ett så kallat infiltrationsdike. Detta kan utformas på olika sätt, men det viktiga är att dikets botten ligger ovanför grundvattenytan. Om möjligt så anläggs infiltrationsdiket så att inte heller dagvatten rinner i diket. I figuren är infiltrationsdiket förlagt efter en kontrollbrunn från reningsanläggningen, parallellt med ett backdike till åkermark. Denna utformning möjliggör kontroll av reningsanläggningens funktion, samtidigt som ett extra skydd skapas för rening längs en lång sträcka under bortledningen av vattnet. I både infiltrationsdiket och i det efterföljande öppna åkerdiket skapas goda möjligheter för fosforretention, se avsnitt 4.

Med ett infiltrationsdike (figur 10) leds behandlat vatten bort via ett täckt infiltrationsdike, vars botten är placerad över grundvattenytan. Till ett infiltrationsdike leds utlopp från en markbädd eller ett minireningsverk. Bräddavlopp från diket leds vidare till öppet dike eller täckdike eller, om

annan möjlighet inte finns, till recipient. Diket kan utformas och dimensioneras så att allt vatten infiltrerar och inget leds vidare bort.



Figur 10. Exempel på utformning av infiltrationsdike. I ett infiltrationsdike leds behandlat spillvatten separat från annat vatten. Dikets botten ska ligga ovanför grundvattenyta så att vattnet kan sippra ned i en omättad zon. Detta skapar ett effektivt filter och goda förutsättningar för inbindning och växtupptag av fosfor.

3.4 Kvantifiering av retentionspotential

I föregående avsnitt har mekanismer för fosforretention i mark diskuterats och storleksordningar angetts för vad dessa processer kan innebära i termer av inbindningskapacitet per mängd jord, avskild mängd fosfor per meter dike, eller bortförd mängd fosfor per kvadratmeter mark via skörd och avverkning. Nedan görs en ansats att kvantifiera den potentiella retentionen av fosfor i mark och diken, baserat på den sammanställda kunskapen.

För att erhålla ett praktiskt fungerande verktyg för att bedöma retentionspotential krävs att uppgifter i litteraturen uttrycks i samma enhet och där en enhet väljs som kan bedömas på ett enkelt sätt i det enskilda fallet. Dessa omräkningar kräver förenklingar vilka beskrivs nedan.

1. för att kvantifiera retentionspotentialer har vi valt att skilja på retention som sker vid diffus bortledning, med grundvatten i området nedanför utsläppspunkter, och den bortledning som sker kanaliserat i "sommartorra" diken. Med sommartorrt dike avses att diket är vattenförande endast vid häftiga regn eller snösmältning.

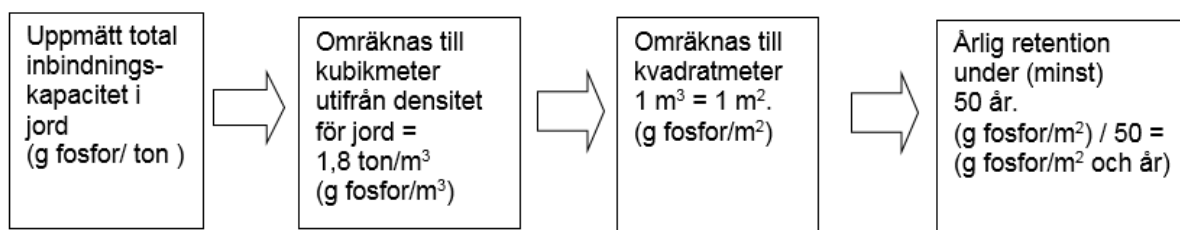
För diffus avrinning anges retention i g/m^2 markyta och år och för kanaliserad avrinning anges retentionen i enheten g/meter dike och år. För omräkning av inbindningskapacitet uttryckt per ton till kubikmeter har densiteten för jord satts till $1,8 \text{ ton/m}^3$.

2. För omräkning av volym till yta har angivits att en kubikmeter jord motsvarar en kvadratmeter markyta. Detta är naturligtvis en kraftig förenkling av verkligheten men är nödvändig för att möjliggöra en bedömning utan att genomföra omfattande hydrogeologiska undersökningar. Förenklingen kan också motiveras av att transporten av grundvatten i svenska jordar normalt är mycket varierande, se avsnitt 3.2.2. Endast i mäktiga alluviala jordar rör sig grundvattnet på bred jämn front i jordlager under en omättad markprofil. I normalfallet är istället grundvattnets läge och rörelse mycket varierande. Detta innebär speciellt i moränjordar och i mindre avrinningsområden, att det finns en övergångszon i jordprofilen där omväxlande mättade och omättade förhållanden kan råda. Det normala är alltså att olika delar av jordprofilen under olika delar av året och

mellan olika år, kommer transportera grundvatten och vara delaktig i processer för fosforinbindning och växtupptag.

- Slutligen har vi valt att uttrycka retentionspotentialen utslaget över tid. Som beskrivs i avsnitt 3 så kan fosforfastläggning i mark vara omfattande i början av en anläggnings idrifttagande för att med tiden ebba ut och på sikt kanske helt upphöra. Vi har valt att här räkna på femtio år, vilket kan betraktas som en normal livstid för en anläggning som bortför sitt vatten genom mark.

Tankegången för omräkning av uppmätt retention till årlig retentionspotential sammanfattas av figur 11 nedan.



Figur 11. Ansats för hur total inbindningskapacitet i mark kan omräknas till årlig retention per kvadratmeter och år.

I tabellerna 7 – 9 nedan har uppgifter från föregående kapitel sammanställts och räknats om till årlig potentiell retention vid utsläpp till mark respektive bortledning via "sommartorra diken" samt skörd av biomassa. Omräkningen har gjorts enligt figur 11.

Uppgifterna i tabell 7 om uppmätt fosforinbindningsförmåga i jord är oftast framtagna ur så kallade skakförsök, d.v.s. upptaget mäts efter att ha skakats i en fosfatfosforlösning med känd fosfathalt (mättade förhållanden). I vissa fall t.ex. kolonnförsök mäts upptaget i omättade förhållanden under längre tid.

Omräkning i tre steg enligt figur 11. Exempel, studien Arias et al. 2001 från rad ett i tabell 7. 300 g/ton ska uttryckas i gram fosfor/m² och år.

Steg 1

$300 \text{ gram fosfor per ton} / 1,8 \text{ ton per m}^3 = 166,67 \text{ gram fosfor per m}^3$

Steg 2

$166,67 \text{ gram fosfor per m}^3 = 166,67 \text{ gram fosfor per m}^2$ enligt figur 11.

Steg 3

Årlig retention under minst 50 år.

$166,67 / 50 = 3,3 \text{ g fosfor/ m}^2$

Tabell 7. Potentiell retention vid utsläpp till mark baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Retention i mark (gram fosfor/m ² och år)
Arias et al. 2001 (naturesand, medelvärde från 12 lokaler)	3,3 (omräknat 300 g/ton)
Jenssen et al. 2006 (data uppmätta från olika naturjordar, lägst> kvartssand högst>lera)	0,6- 16 (omräknat 50-1500 g/ton)
Cucarelli och Rehnman 2009 (sammanställda data sandjordar)	1-15 (omräknat 130-440 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (sand under en infiltrationsanläggning)	2,8 (omräknat 260 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (ovittrad respektive vittrad sand under en infiltrationsanläggning)	2,8- 14 (omräknat 260 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (morän under en infiltrationsanläggning)	6 (omräknat 300 g/ton)
Eveborn et al. 2013 (kolonner med naturesand från befintliga markbäddar)	6,4 - 17 (omräknat 320 och 860 g/m ³)
Tonderski Karin et al 2002 och Land et al 2015. (långsiktig upplagring i sediment/detritus/torv, kalla klimatområden)	1- 2,5 (10-25 kg/ha)

Tabell 8. Potentiell retention vid bortledning via "sommartorra diken" baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Retention i dike (gram fosfor/löpmeter och år)
Brink 1968 (Self purification in an open ditch, Limnolog inst., Uppsala Univ, Water Research)	>10 (omräknat enligt avsnitt 4.3)
Olli och Ringberg 1999 (Näringstransport via diken till Mälaren, Naturgeografiska inst.)	C:a 10 (omräknat enligt avsnitt 4.3)

Tabell 9. Potentiell retention genom skörd av biomassa baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Bortförsel genom skörd (gram fosfor/m ² och år)
Albrektsson och Lundmark 1991 (Skörd vedbiomassa, årligt fosforupptag i träd i en norrländsk barrskog)	0, 2
Agné 1991 (Skörd vedbiomassa, årligt fosforupptag i avloppsbevattnad Salix)	1,5

3.5 Förslag till retentionsklasser och retentionskoefficienter

Sammanställningen i tabellerna ovan visar att den potentiella retentionen av fosfor i svenska markekosystem kan förväntas variera från ca 0,5 g/m³ per år (ovittrad kvartssand) och upp till 15–16 g/m³ per år (vittrad jord och/eller där inbindning pågått under lång tid).

Biotans roll för retention är som diskuterats i tidigare avsnitt betydelsefull. Förutom att påverka jordmånsbildningen (vittring) och näringstupptag via mykorrhiza så sker också en långsiktig immobilisering av fosfor med skörd av biomassa och genom ansamling av död biomassa i humus och torv. Tabell 9 indikerar att bortförsel av fosfor via avverkning av skog innebär en icke oansenlig bortförsel, speciellt om skogen näringsberikas med avloppsvatten.

Som tidigare nämnts finns anledning att vara försiktig vid kvantifiering av retention. Kunskapsbrist föreligger framförallt om fosforkinetiken i den omättade zonen och till vilken grad inbunden fosfor kan frigöras och återgå i lösning. Den ansats som vi valt för omräkning av uppmätt retention från ton till kubikmeter och till kvadratmeter kan diskuteras. De siffror som anges i tabell 7 bygger på antaganden att en stor del av jordvolymen (1 m³/m²) deltar i fosforretention vid utsläpp av avloppsvatten i mark, vilket naturligtvis inte är självklart. För att möta dessa osäkerheter, och för att undvika att retention överskattas, har vi valt att i verktyget nedan (se kap 4) använda mycket konservativa siffror. De siffror som anger retention för olika retentionsklasser (landskapstyper) är således betydligt lägre (en fjärdedel till femtedel) av den retention som faktiskt har uppmätts i olika studier.

Faktorer som påverkar självrening av fosfor kan sammanfattas:

- **Hydrogeologi** – var och hur länge vattnet rör sig från anläggningen fram till det att det tränger fram som ett grundvattenutflöde. Nivåskillnader, marklutning och jordarter och lagerföljder (kornstorlek och kornstorleksfördelning) spelar här roll. Det är viktigt att förstå att vatten i mark rör sig mycket långsammare än i ett dike eller en å. I mark kan det ta flera år för vattnet att bara röra sig 100 meter medan ett rinnande ytvatten kan nå en sjö flera kilometer nedströms på en enda dag. Som också beskrivits ovan är gränsen mellan mättade och omättade förhållanden i mark inte skarp. Inte sällan varierar grundvattnet många decimeter under året. Vattnet rör sig således i olika delar av jordprofilen vilket är av betydelse för fosfors och andra ämnens fastläggning och omsättning.

Det är lätt att tro att ett avloppsutsläpp till mark alltid rör sig mot närmaste nedströms liggande ytvatten. Detta är dock inte alltid fallet. Under högsta kustlinjen är lägre partier i en dalgång nästan alltid uppbyggda av lera. Ett ytvatten, t.ex. ett dike eller en å i en sådan dalgång, har ingen hydraulisk förbindelse med underliggande grundvatten som tillförs från områden högre upp i dalgången. Ett utsläpp från en infiltrationsanläggning placerad i t.ex. morän i en sådan dalgång lagras in under leran och kan röra sig mycket långt innan den så småningom når ett ytvatten. Mer om detta beskrivs under landskapstypen "Jordbrukslandskapet" i avsnitt 4.2 samt exemplet "Villa i jordbrukslandskap" i avsnitt 5.2.

- **Markkemi** – förekomst av aluminium, järn, mangan och kalk. Här reglerar surhetsgrad (pH) och syretillgång (redoxpotentialen) fosfors fastläggning. Från resonemang som förs i avsnittet 4 kan man förstå att den ytliga (vittrade) jorden har betydligt bättre fosforinbindningsförmåga än den jord som ligger djupare ned i markprofilen. Från resonemangen kan också förstås att de sura och aluminiumrika podsoljordarna, som är den dominerande jordmånen i Sverige, binder fosfor effektivt.

- **Markliv och vegetation** – Marklivet påverkar jordmånsbildande processer och nybildar markens kapacitet för inbindning av fosfor. Vegetation, speciellt träd och buskar, har betydelse genom växtupptag och spridning av fosfor över markytan samt bortförsel via skörd. Mykorrhiza tar effektivt upp fosfor ur markvätskan. Även tillfälliga och ojämnt fördelade förekomster i markprofilen kan därmed föras vidare till växterna.

Nedan presenteras ett förslag till retentionsklassning där faktorerna ovan har sammanvägts i fyra marktyper och tre typer av diken. Liksom för kvantifieringen av retentionspotentialer, så har vi här valt att skilja på retention som sker vid diffus avrinning i mark nedanför en utsläppspunkt, till exempel från infiltration, och sådan avrinning som sker kanaliserat via diken. Valet av dessa retentionsklasser är ett resultat av diskussioner som förts med sakkunniga i projektets referensgrupp och internt inom projektgruppen där en mängd olika alternativ undersökts. Strävan att göra verktyget så enkelt som möjligt utan avkall på naturvetenskaplighet har varit vägledande för de slutliga val som gjorts.

På samma sätt har värdena för retentionsklasserna för de olika marktyperna arbetas fram (tabell 10). Vi har här valt att ansätta mycket konservativa värden, d.v.s. de är betydligt lägre satta än vad man kan utläsa från litteraturen. Med tanke på att verktyget är en kraftig förenkling av verkligheten och många komplexa processer som styrmarkretentionen, är ett konservativt förhållningssätt det enda rimliga.

Tabell 10. Förväntad årlig retention för olika marktyper

Retentionsklass	Avrinning via grundvatten i mark	Retention (gram fosfor per m ² och år)
A	Berg i dagen och mycket tunna jordar (< 0,5 m). Alvar, klippmark, grus. Endast buskar och dvärgvuxna träd kan växa.	0,1
B	Sammanhängande jordtäckte men ställvis berg i dagen. Blandade jordarter men friktionsjord överväger. Mulljordar. Mestadels öppen mark, men träd förekommer.	0,5
C	Sammanhängande jordtäckte utan berg i dagen. Skogsmark eller mark som tidigare burit skog. Jorddjup övervägande över 2 m. Lera eller leriga - siltiga moräner.	0,8
D	Sammanhängande jordtäckte > 2 m. Grövre moräner (utan stenblock) el sandjordar. Skogsmark över högsta kustlinjen (HK).	1,2

Kanaliserad avrinning via diken innebär att behandlat avloppsvatten bortleds via ett befintligt dike eller ett anlagt bortledningsdike, till exempel ett infiltrationsdike. Exempel på hur behandlat avloppsvatten kan bortledas via mark visas i tabell 11. De angivna siffrorna för retention är ungefärliga och liksom de för diffus avrinning lågt satta för att minska risken för överskattning.

Tabell 11. Förväntad årlig retention för olika typer av diken

Retentionsklass	Avrinning via "sommartorra diken" Är vattenförande enbart efter häftiga regn och snösmältning. Tillrinningsområde vid utsläppspunkt < 75 ha. Om diket är öppet så saknas kaveldun	Retention* (gram fosfor per löpmeter och år)
E	Täckdike	1
F	Öppet dike	3
G	Utlopp anlagt som infiltrationsdike	5

**Siffror för retention är vad som minst kan förväntas under en anläggnings livstid.*

Störst kapacitet för retention har man närmast utsläppspunkten. Med avståndet avtar koncentration av fosfor samtidigt som vattnet tenderar att följa vissa flödesvägar. Utsläppsplymen följer normalt terrängens topografi och när det når grundvattnet överlagras och blandas det näringsberikade vattnet ut med nybildat och tillrinnande grundvatten. Sannolikt innebär det att markecosystemets förmåga att kvarhålla och immobilisera fosfor i biota avtar.

I verktyget (se kapitel 4 nedan) föreslås att retentionskoefficienter används för att ta hänsyn till avtagande retention med avstånd. De koefficienter och sträckor som föreslås i tabell 12 är anpassade efter avloppsmodellen WebGIS avlöp (Bioforsk 2014).

Tabell 12. Förslag på avståndskoefficient för att ta hänsyn till avtagande retention med avstånd

Avstånd	0-20 m	20-100 m	>100 m
Avståndskoefficient	1	0,75	0,5

4 Verktyg för att bedöma retentionspotentialer

För att de ovan beskrivna retentionsklasserna och retentionskoefficienterna ska kunna vara användbara vid bedömning av påverkan från avlopp i det enskilda fallet, så har en ansats gjorts att ta fram ett verktyg för detta. För att vara praktiskt användbart måste verktyget av nödvändighet förenkla de komplexa samband som påverkar retention av fosfor när näringsberikat vatten från avlopp bortleds via mark.

Ett viktigt krav som måste ställas på ett praktiskt fungerande verktyg är att det skall vara enkelt att använda. Information ska i första hand inhämtas från flygbilder, jordartskartor och annan tematisk information som kan hämtas från offentliga källor på nätet samt genom besök på platsen. I svårare bedömningar t.ex. för att bedöma hur vattnet rör sig från en viss anläggning och var det kan tänkas komma fram till ett ytvatten kan hydrogeologisk undersökning krävas.

Verktøget ska som sagt kunna användas även av en person som inte är expert på hydrogeologi och markkemi. Men grundläggande kunskaper om hur vattnet rör sig i landskapet och hur marken och dess biota påverkar immobilisering av fosfor måste bedömare ha. De beskrivningar som ges i avsnitten 3 och 4 ger en god förståelse för de faktorer och sammanhang som påverkar fosfors kinetik i mark.

Vid generalisering av varierande förhållanden och komplexa samband, som inte i alla delar är helt klarlagda, finns risk att missbedöma de verkliga förutsättningarna för retention. Vid kvantifiering av retention är det därför viktigt att verktøget anger siffror med stor marginal. Detta för att inte riskera överskattningar. De värden som anges i verktøget är som nämnts ovan också betydligt lägre, 5–10 gånger lägre, än de avskiljningsgrader vi funnit stöd för i vetenskapliga studier och kunskapssammanställningar angående fastläggning av fosfor i mark och reduktion via växtupptag.

Fosfor tas upp och kvarhålls mer eller mindre temporärt. Man kan, vilket diskuterats i tidigare avsnitt, säga att fosfor rör sig i "loopar" med upptag och frisättning. En viss del av fosfor binds in så hårt att man kan tala om permanenta "sänkor". En del tas också upp av organismer och sprids ut i landekosystemet. Självreningen måste således alltid ses i ett tids- och rumsperspektiv. Verktøget bedömer den förväntade fosforreduktion mellan utsläppspunkt och ytvattenrecipient, som minst ska motsvara en reningsanläggnings livstid. De siffror som ansatts avser således retention under en period om ca 50 år.

Verktøget ska också kunna användas i olika situationer. När nya anläggningar planeras av verksamhetsutövaren eller ett förslag till anläggning prövas av en myndighet, föreslås att den så kallade beräkningsmetoden används. Denna metod kan med fördel också användas vid tillsyn av en befintlig anläggning där platsgivna förutsättningar och anläggningens utformning, placering och belastning kan klarläggas.

När mer översiktliga bedömningar skall göras, till exempel bedömning av befintliga anläggningars bidrag av gödande fosfor till en viss recipient, kan den så kallade förenklingsmetoden användas. Denna metod föreslås tillämpas där man saknar detaljerad information om de platsgivna förutsättningarna och om den anläggning som skall prövas, eller då man vill ha en snabb och översiktlig bild om risk för påverkan.

4.1 Bedömning av retentionspotential enligt beräkningsmetoden

Tillvägagångssätt för beräkning av retentionspotential framgår av de tre exemplen nedan.

Det första exemplet, figur 12, illustrerar hur bedömning görs av retentionspotential vid diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark. Det andra exemplet, figur 13, illustrerar hur beräkning av retentionspotential görs för en traditionellt anlagd bädd (normalfallet). Det tredje exemplet, figur 14, illustrerar hur beräkning görs vid kanaliserad bortledning.

Här beskrivs de moment och antaganden som behöver göras för att bedöma retentionspotentialen från en infiltrationsanläggning med hjälp av tabellerna 10 och 12.

Beräkningsmetoden i fem steg

1. Bedöm marktypen och anta retentionsklass enligt tabell 10
2. Bedöm vattnets strömningsriktning och rörelse i jordlagren på platsen samt var utströmning av grundvatten sannolikt sker. Observera att lerjordar inte för grundvatten. (Jämför exemplet jordbrukslandskapet avsnitt 4.2)

3. Anta hur stor del av bädden som belastas
4. Beräkna retentionspotentialen i de tre delområden som kommer av indelningen i tabell 12.
5. Summera beräknad retentionspotential från delområdena.

Område 1

Yta område 1 (m^2) = Uppskattad längd av bädd som nyttjas x **20** m

Retentionspotential område 1 = Yta 1 x retentionsklass, tabell 10 x 1 (avståndskoefficient, tabell 4)

Område 2

Yta område 2 (m^2) = Uppskattad längd av bädd som nyttjas x **80** m

Retentionspotential område 2 = Yta 2 x retentionsklass, tabell 10 x 0,75 (tabell 4)

Område 3

Yta område 3 (m^2) = Uppskattad längd av bädd som nyttjas x **avstånd till förmodad utströmning (grundvattnet når ytvatten)**

Retentionspotential område 3 = Yta 3 x retentionsklass, tabell 10 x 0,5 (tabell 4)

Den uppskattade och beräknade retentionspotentialen kan jämföras med den antagna specifika fosforbelastningen från ett hushåll enligt figur 3:

- 1000 g fosfor per år (WC+BDT)
- 100 g fosfor per år (BDT, året runt)
- 15-30 g fosfor per år (BDT, fritidshus).

Även om reningen i markbaserade system varierar har projektet valt att gå på SMED:s schabloner vilket ger 50 % reduktion av fosfor som ett medelvärde för befintliga infiltrationer och markbäddar byggda enligt svensk praxis.

Exempel 1 – Diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark

Förutsättningar

Marken jämnt lutande. Infiltration trycksatt vilket ger spridning över hela anläggningen. I övrigt enligt svensk praxis. Retentionsklass bedöms vara C hela sträckan, d.v.s. $0,8 \text{ g P/m}^2 \text{ år}$

Beräkning av retentionspotential

Delområde $(1+2+3) \times \text{retentionskoefficient} \times \text{avståndskoefficient}$

Retentionspotential

Område 1 = $15 \times 20 = 300 \text{ m}^2$

retention = $300 \times 0,8 \times 1 \Rightarrow 240 \text{ g P/år}$

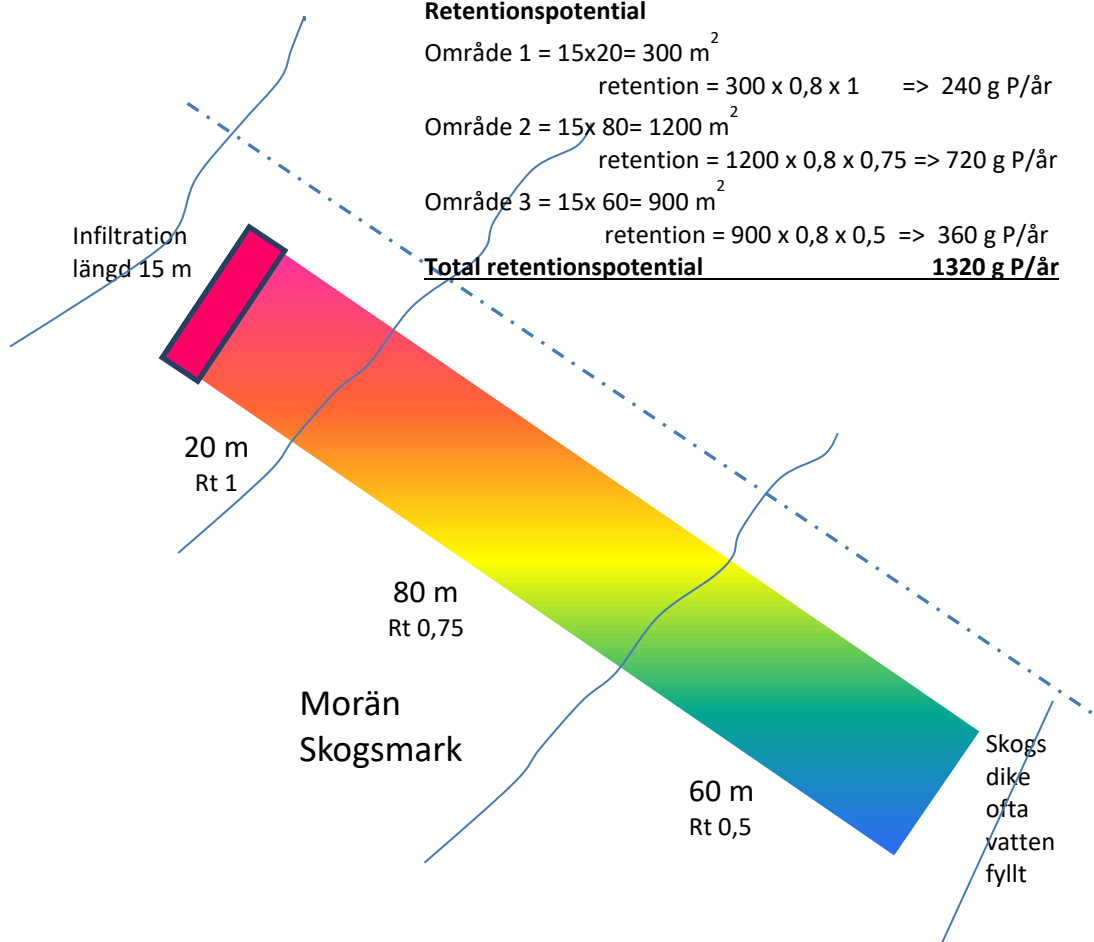
Område 2 = $15 \times 80 = 1200 \text{ m}^2$

retention = $1200 \times 0,8 \times 0,75 \Rightarrow 720 \text{ g P/år}$

Område 3 = $15 \times 60 = 900 \text{ m}^2$

retention = $900 \times 0,8 \times 0,5 \Rightarrow 360 \text{ g P/år}$

Total retentionspotential **1320 g P/år**

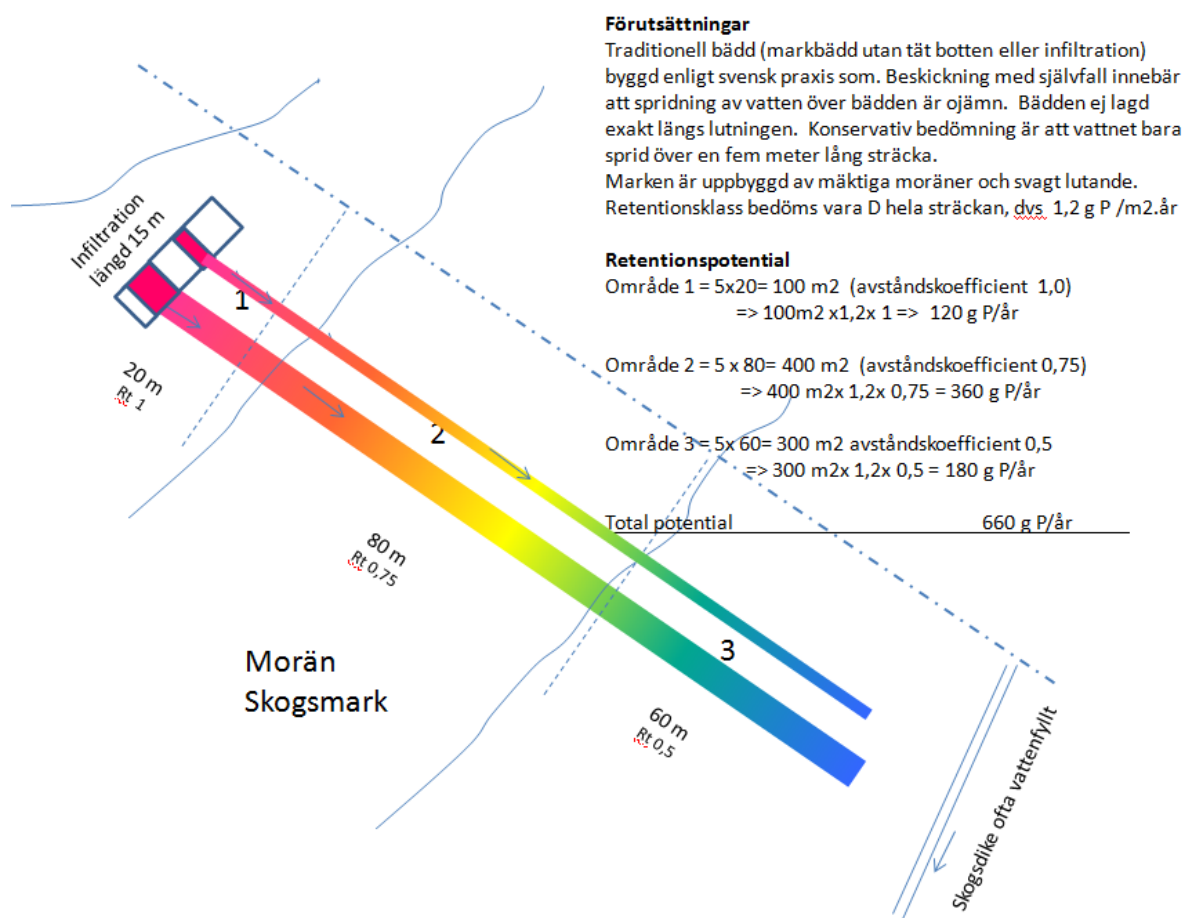


Figur 12. Beräkning av retentionspotential vid diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark från en pumpbeskickad anläggning.

Exemplet i figur 12 illustrerar hur viktigt det är att en anläggning görs långsträckt och lokaliseras parallellt med en sluttnings höjdkurvor. Det illustrerar också vikten av att sprida vattnet över hela bädden för att involvera så stor jordvolym som möjligt. Vid självfall sprids vattnet normalt sämre än om bädden beskickas med trycksatta ledningar. Likaså sprids vatten sämre om spridarledningar läggs i samma bädd än om de ligger i var sitt spridardike (Ridderstolpe 2009). När sammanhängande bäddar (d.v.s. inte diken) med självfall grävts upp är att ofta uppenbart att bara en mindre del av bädden varit i bruk.

Markretentionen innebär i exemplet att ingen fosfor når recipienten (inte ens efter hundra års drift) Redan vid 20-30 meter uppnås skydd som motsvarar hög skyddsnivå. Vid nyanläggning behöver således inga krav ställas på extra fosforavskiljande anläggningskomponenter för en anläggning uppbyggd och dimensionerad enligt exemplet.

Exempel 2 – Traditionellt anlagd bädd (normalfallet)

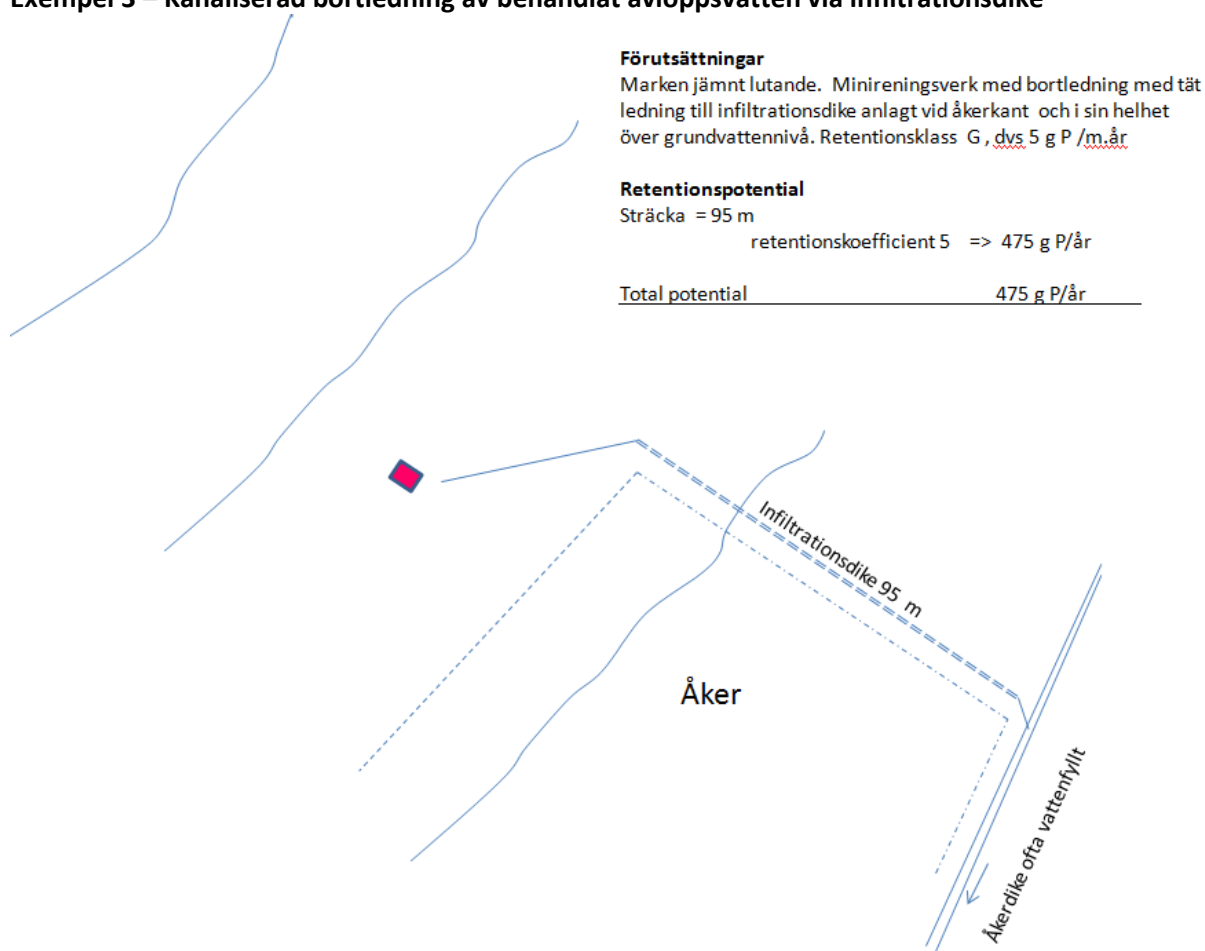


Figur 13. Beräkning av retentionspotential för en traditionellt anlagd bädd (normalfallet).

Detta exempel i figur 13 illustrerar ett fall som bedöms vara typiskt för markbaserade bäddar byggda enligt svensk standard. Trots stor bädd fördelas vattnet bara ut över en liten del av ytan. Exemplet visar att trots att vattnet bara sprids ut över en fem meter lång sträcka så är retentionen betydande. Om anläggningen belastas med BDT-vatten avskiljs all fosfor redan efter cirka 20 meter. Om anläggningen belastas med blandat avloppsvatten avskiljs utsläppt fosformängd efter cirka 100 meter.

Bäddar som besickas med självfall har normalt bristfällig spridning av vatten. Exemplet där vattnet från anläggning bara sprids längs en fem meter lång sträcka (1/3 av bäddens längd) har därför använts som underlag för bedömning av retention enligt förenklingsmetoden.

Exempel 3 – Kanaliserad bortledning av behandlat avloppsvatten via infiltrationsdike



Figur 14. Beräkning av retentionspotential vid kanaliserad bortledning av behandlat avloppsvatten via infiltrationsdike.

Exemplet i figur 14 illustrerar vikten av att bortleda via mark och undvika direkt utsläpp till vattenförande dike. Med ett enkelt infiltrationsdike skapas ett effektivt skydd mot både smittspridning och tillförsel av gödande fosfor till recipient. Bortledning via infiltrationsdike utformat enligt exemplet ger motsvarande fosforrening som uppnås med kemisk fällning eller fosforfilter. För befintliga markbäddar och minireningsverk kan en komplettering med infiltrationsdike således vara en god investering som ger ett effektivt och säkert skydd.

4.2 Bedömning av retentionspotential enligt förenklingsmetoden

Denna metod föreslås i fall där man saknar detaljerad information om de platsgivna förutsättningarna och om den anläggning som ska prövas, eller då man vill ha en snabb och översiktlig bild om risk för påverkan på en viss recipient. Det kan till exempel handla om att ange storleksordningen av den mängd fosfor som befintliga enskilda avloppsanläggningar inom ett avrinningsområde bidrar med till en vattenförekomst.

Med förenklingsmetoden har de komplexa samband som bestämmer markekosystemets retentionspotential och risk för påverkan på grundvatten och ytvatten sammanfattats i tre olika landskapstyper. Dessa landskapstyper representerar huvuddelen av naturförhållandena i Sverige och omfattar även ytterligheter från kustens klipplandskap till inlandets skogslandskap.

De tre studerade landskapstyperna är kustens klipplandskap med en karg skärgårdsmiljö, ett jordbrukslandskap med en mosaik vad avser växtlighet och jordar samt ett renodlat skogslandskap,

som vanligen är etablerat på en tjock morän, det vill säga en heterogen jord men med begränsad lokal variation av jordarter. Landskapstyperna används som en visuell indikator för egenskaper viktiga för självrening och som ofta påträffas i respektive landskapstyp.

Inlandets skogslandskap

Inlandets skogslandskap uppvisar vanligen goda förutsättningar för självrening (figur 15). Ovanför högsta kustlinjen (HK), det vill säga områdena som aldrig varit översvämmade efter senaste istiden, medför inslaget av finare kornstorlekar i ytliga lager av morän många aktiva ytor för avskiljning av både fosfor och smittämnen. Preferentiella flödesvägar på grund av större block medför dock att hela ytan inte nyttjas fullt ut. Näringsutlakning via nederbörd medför att fosfor vanligen är ett bristämne för optimal produktion av fisk i ytvatten, vilket innebär att fosfor ibland behöver tillföras. Undantagna är öringvatten och liknande med krav på jungfruliga förhållanden i fjällvärlden.

Den låga befolkningsdensiteten medför ofta minimal, om alls någon, smittrisk inom stora områden av skogslandskapet. Jordlagren är ofta mäktiga och rymmer grundvatten året runt. Detta tillsammans med långsam grundvattenrörelse minimerar smittspridningsrisk till brunnar, framförallt bergsborrade. Även nedanför högsta kustlinjen föreligger ofta goda förutsättningar för självrening i skogslandskap, även om avsaknaden av finare jordpartiklar i ytlig morän, som varit utsatt för havets svallning, till en del minskar kapaciteten för självrening. Det kan även förekomma lokala områden med storblockig, lucker morän med snabbare vattenflöde, dock inte så höga flöden som vid karstberggrund (se vidare under Kustens klipplandskap nedan).



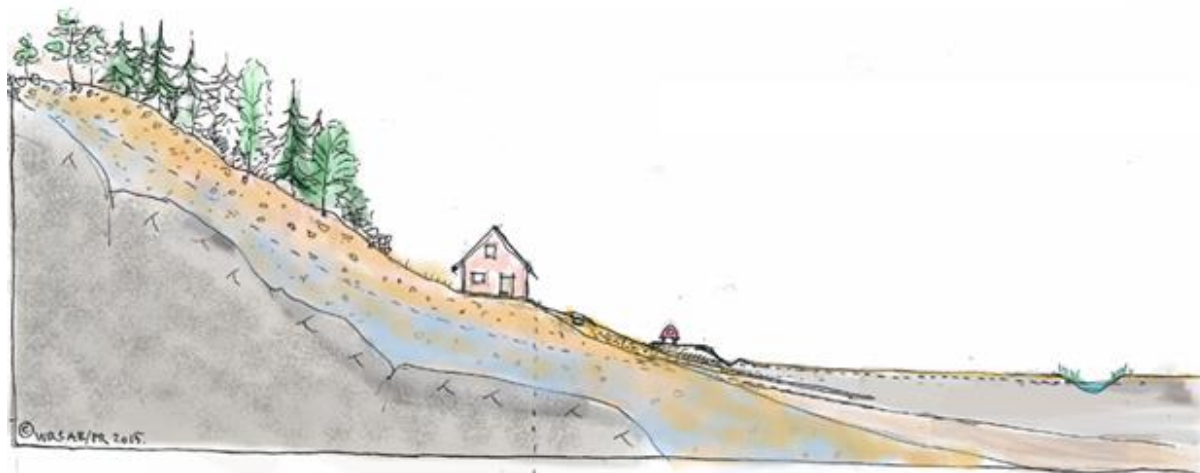
Figur 15. Inlandets skogslandskap har både jord och träd som effektivt renar avlopp. Risker för påverkan på både grundvatten och ytvatten är liten.

Jordbrukslandskapet

Jordbrukslandskapet (figur 16) innefattar både slätternas renodlade och mer enhetliga jordbruksbygder liksom den mellansvenska dalgångens jordbrukslandskap, som karaktäriseras av en mosaik med inslag av åker, hagmark och skog. Landskapet kan vara småkuperat förutom på jordbrukslätterna. Utanför slätterna kan växtlighet och jordart variera kraftigt inom ett begränsat geografiskt område och kan även i djupled inkludera flera olika jordarter med vitt skilda förutsättningar för självrening av avlopp, både vad beträffar smittavdödning och avskiljning av fosfor.

Ofta ligger bebyggelsen på högre liggande fastmark med åkermarker nedanför. Infiltrationer är placerade med utsläpp i friktionsjordar så som moräner, som ofta överlagras med lera längre ned i dalgången. Åkerdiken och åar på slätten har sällan kontakt med grundvatten i underliggande sand eller moräner, varför de sällan påverkas från ovanförliggande avlopp.

Potentialen för självrening av avlopp är ofta mycket god. Ofta finns möjlighet att väsentligt öka självreningens effektivitet enbart genom att flytta avloppsanläggningens utsläppspunkt en kortare sträcka i horisontalled, ibland även genom att välja utsläppspunktens djup i marken.



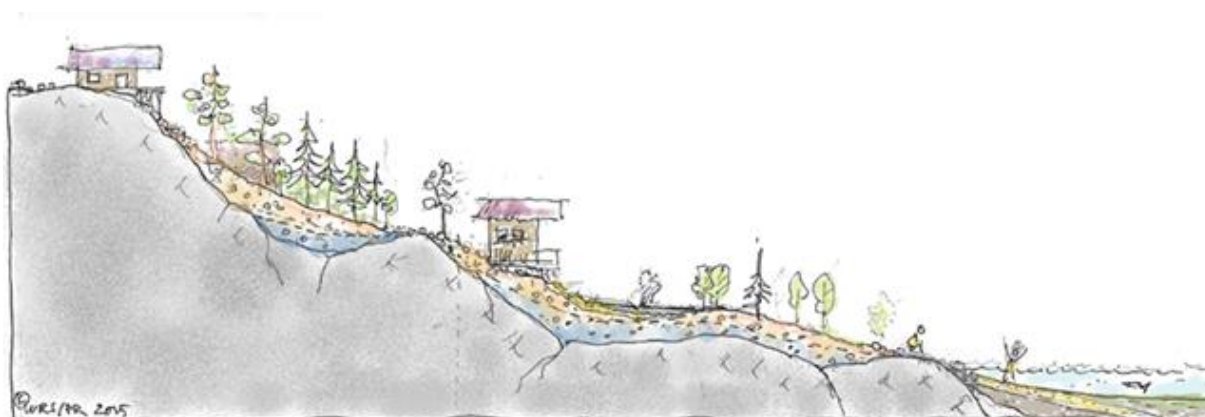
Figur 16. Jordbrukslandskap med små avlopp har goda möjligheter till självrening. Avloppen är typiskt utformade som infiltrationer med utsläpp i friktionsjord som längre ned överlagras med skyddande lera. Åkerdiken och åar på slätten påverkas därför sällan från ovanförliggande avlopp.

Kustens klipplandskap

Kustens klipplandskap kan vara en karg skärgårdsö eller fastlandets kustlandskap. Det karaktäriseras av nakna klippor eller endast tunna jordlager (figur 17). Därför är markens bidrag till självrening ofta starkt begränsad i dessa områden. Det kan dock finnas mindre eller större fickor med jord som ibland kan utgöra en lämplig plats för behandling av till exempel BDT-vatten, samtidigt som den regelbundna tillförseln av sötvatten kan berika lokalen bland annat genom att öka den biologiska mångfalden. Berggrundens egenskaper är mycket viktiga i den här typen av terräng, eftersom grundvattenbildningen nästan helt sker i moränfyllda svackor nedanför berg. I dessa svackor återfinns även huvuddelen av klipplandskapets grundvattenreservoarer. Även om fickorna med jord är små så är dess porositet så väldigt mycket större än berggrundens, vilket betyder att de kan lagra betydligt mer vatten än berget. Att infiltrera avloppsvatten på sådana jordar kan således innebära stor risk för förorening av brunnar.

Självrening fungerar vanligen bra i jordfickor på en solid berggrund av granit eller gnejs med få sprickor och där utströmningsområdet avbördar grundvattnet till havet. Däremot kan smittämnen och andra ämnen i avloppsvatten spridas hundratals meter både vertikalt och horisontellt i sprickor. Det är därför mycket viktigt att beakta jordlagrens mäktighet och egenskaper. På karstberggrund med omfattande sprickförekomst, som till exempel på Gotland, bör infiltration inte användas.

Mycket höga krav behöver ställas på avloppshantering om avståndet mellan anläggning och ytvatten är kort, några tiotal meter.



Figur 17. Kustens klipplandskap kräver ofta sorterande avlopp på grund av bristande möjligheter till självrening och risk att förorena dricksvattentäkter.

Grafer över fosforavskiljning i de olika landskapstyperna

Mängden kvarvarande fosfor i avloppsvatten avtar succesivt vid självrening i mark. Som diskuterats ovan är självreningen effektivast i själva anläggningen och i området närmast nedströms anläggningen. Längre bort från anläggningen minskar effektiviteten bland annat genom att avloppsvattnet späds ut med annat vatten och att vattnet tenderar att söka sig till dräneringsstråk.

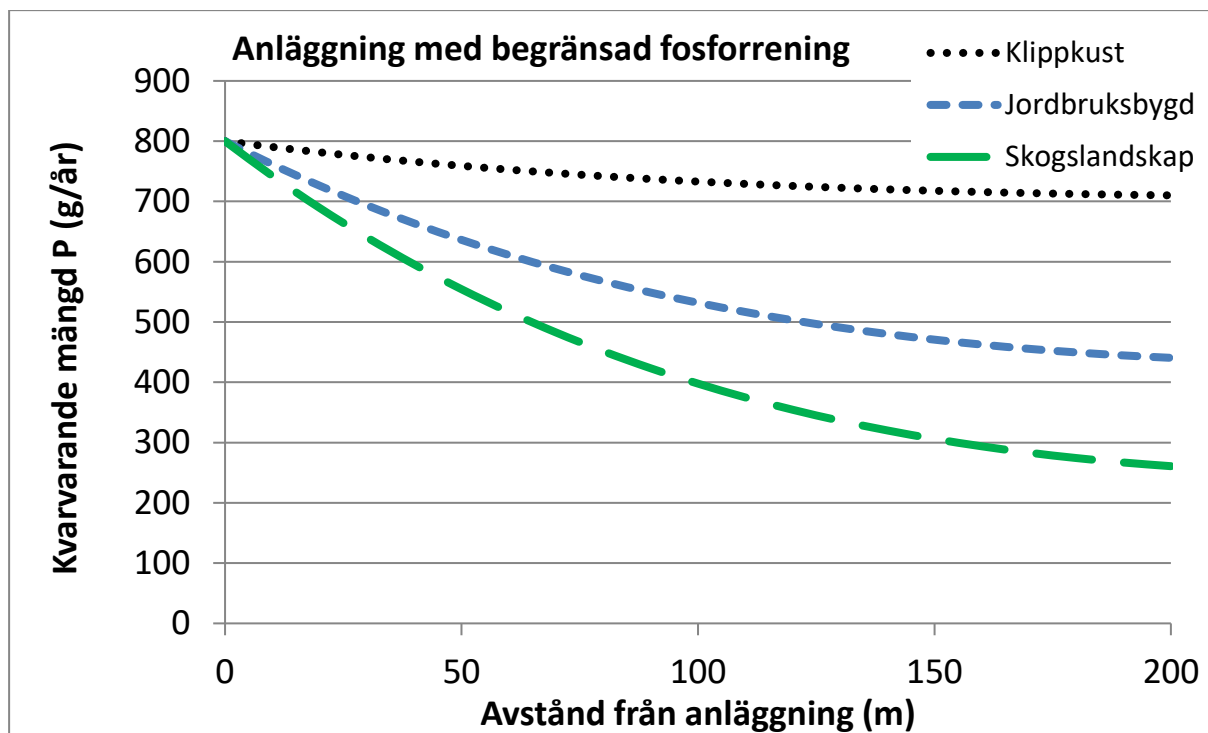
Graferna i figur 18 och 19 visar förväntad självrening av fosfor vid utsläpp av blandat avloppsvatten från ett hushåll. Figur 18 visar fosformängden i avloppsvattnet efter enbart förbehandling med slamavskiljare och hur självreningen minskar kvarvarande fosformängd i vattnet under passagen i jordar typiska för de tre landskapstyperna. Figur 19 visar på motsvarande sätt självreningens förlopp där avloppet behandlats i en markbaserad anläggning enligt svensk praxis, infiltration eller markbädd utan tät botten.

Kurvorna bygger på de retentionsklasser och avståndsklasser som redovisas i kapitel 3.4. Följande avståndskoefficienter användes:

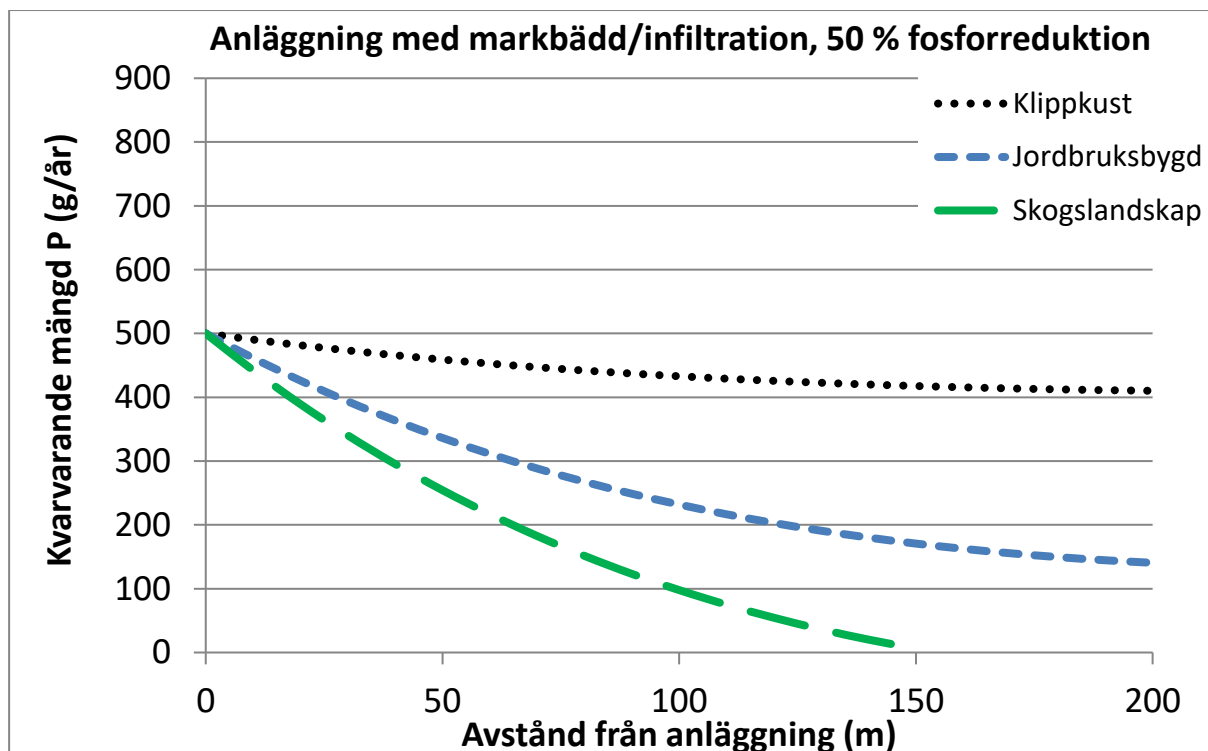
- 0-20 m = 1
- 20-100 m = 0,75
- > 100m = 0,5

Detta baseras på norska och svenska data (Bioforsk 2014, Brink 1968). En exponentiell kurvfunktion anpassades till avståndskoefficienterna, baserad på basen i naturliga logaritmer upphöjd till -0,004 multiplicerad med avståndet från anläggningen. Produkten multiplicerades med jordartens retentionsklass, där skogslandskapets jord erhöll retentionsklass 6, jordbruksbygdens jord erhöll retentionsklass 4 och klippekustens jord retentionsklass 1. Dessa beräknades utifrån uppgifterna i tabell 12. Härvid antogs att en befintlig anläggning med okänd storlek och spridning anses sprida vattnet på en 5 m lång sträcka parallellt med höjdkurvorna. En anläggning enligt svensk standard är 12-15 m lång men behöver inte vara placerade exakt tvärs marklutningen. Dessutom är spridningen sällan över hela längden. Fem meter valdes därför som en konservativ siffra.

Beräkningarna för skogsbygdens retentionsklass blir $1,2 \times 5 \text{ m} = 6 \text{ g/m}$ och år, jordbruksbygdens $0,8 \times 5 \text{ m} = 4 \text{ g/m}$ och år samt klipplandskapets retention $0,2 \times 5 \text{ m} = 1 \text{ g/m}$ och år. Därefter räknades retentionen ut för olika avstånd och subtraherades från avloppsvattnets totala innehåll av fosfor efter passage av slamavskiljare (Figur 18) respektive markbädd (Figur 19).



Figur 18. Kvarvarande mängd fosfor i avloppsvattnet efter utsläpp till mark från ett hushåll från anläggning med bristfälligt grundskydd (enbart slamavskiljare).



Figur 19. Kvarvarande mängd fosfor i avloppsvattnet efter utsläpp till mark från ett hushåll med markbaserad anläggning (byggd enligt svensk standard).

Nedan redovisas några enkla räkneexempel för att förklara hur graferna används.

Exempel 4

Skogslandskap, anläggning motsvarande uppfyllt grundkrav (markbädd/infiltration). Utlopp placerad i morän, retentionssträcka 100 m.

- Läs av 100 m på kurva för "skogslandskap" i graf i figur 19.
- Mer än 90 % sammanlagd reduktion av fosfor (avskiljning och retention) kan förväntas. (Bruttobelastningen från ett hushåll är 1000 g, kvarvarande mängd 100 g).
- Skydd mot ytvatten motsvarar hög skyddsnivå.

Exempel 5

Jordbrukslandskap. Anläggning med bristfällig rening (uppfyller ej grundkrav). Utlopp placerad i svallsand på morän som längre ner i dalen överlagras av ler där en å flyter. Avstånd till ån är mer än 200 m.

- Förutsatt hydraulisk förbindelse finns mellan avloppsvattnet och ån; läs av 200 m på kurva för "jordbrukslandskap" i graf i figur 18.
- Högst 50 % av utsläppt fosfor kan nå vattendraget. Avloppsvattnet tar sig dock sannolikt inte fram till ån eftersom det inlagras i friktionsjorden under leran.
- Risken för att ån påverkas av utsläpp är mycket liten.

Exempel 6

Klippkust. Befintlig anläggning byggd under 90- talet enligt svensk standard. Utlopp i morän ca 200 m från havsvik.

- Läs av 200 m på kurva för "klippkust" i graf i figur 19.
- Sammanlagd reduktion (anläggning och retention) uppgår till ca 60 %
- Anläggningen kan bidra till övergödning (400 g utsläpp av fosfor per år).

5 Tillämpning av verktyget - fallstudier

Verktygets tillämpning för bedömning av självrening har testats på några typexempel, som i grunden utgör ansökningar som inkommit till olika miljökontor. Typexemplen ligger i olika landskapstyper beskrivna ovan.

Potentialen till självrening vid olika jordarter, geologiska och hydrologiska förhållanden bedömdes för typexemplen. Typexemplen är aktuella ärenden på fastigheter med små avlopp, som handlagts av olika kommuners miljökontor. Huvudfrågan studerad här är huruvida beaktande av självrening för fosfor och smittämnen leder till annan bedömning av krav på avloppsanläggningens prestanda än om självrening inte beaktas utan man istället förutsätter att utsläppspunkten är i ett vattenförande dike eller annat ytvatten i likhet med utsläppspunkterna från kommunala reningsverk.

Följande fyra typexempel presenteras som fallstudier:

1. Villafastighet i kustens klipplandskap.
2. Villa i en mellansvensk dalgång.
3. Fritidsby i inlandets skogslandskap.
4. Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde.

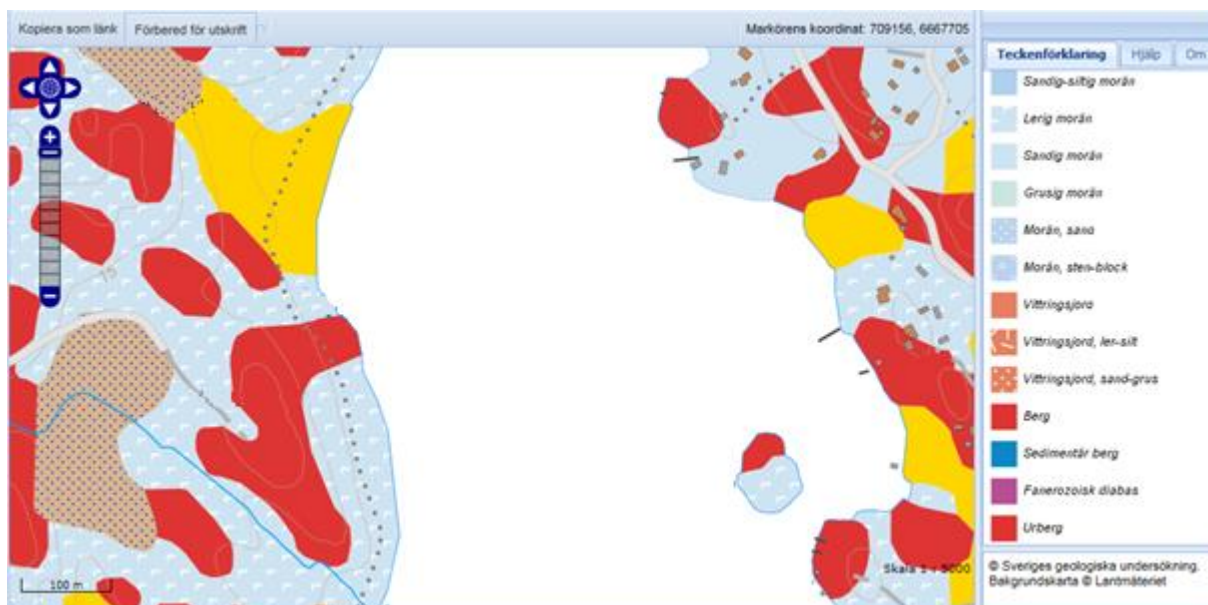
5.1 Fallstudie 1 – Villafastighet i kustens klipplandskap

Den första fallstudien är en planerad åretruntbostad med gästhus i Svealands skärgård med dess karaktäristiska klipplandskap med kala bergknallar och däremellan på många ställen tunna jordlager (Figur 20 och 21). Berggrunden utgörs av granit och gnejs med mycket begränsad sprickbildning. Husen är ännu inte byggda men planeras att uppföras på en bergknalle 15 m över havsytan, alldeles utanför strandskyddslinjen, som går 100 m från en havsvik av Östersjön. Viken har problem med övergödning och syrefattiga förhållanden, vilket medför att god ekologisk status inte uppnås 2015 (VISS 2014). Den har betydande påverkan från diffusa utsläpp av fosfor från tre källor: urban markanvändning, jordbruk samt små avlopp. Kan man ge tillstånd att bygga en förstärkt infiltrationsanläggning med pumpbeskickning, som fastighetsägaren föreslår, för att ta hand om fastighetens avlopp?

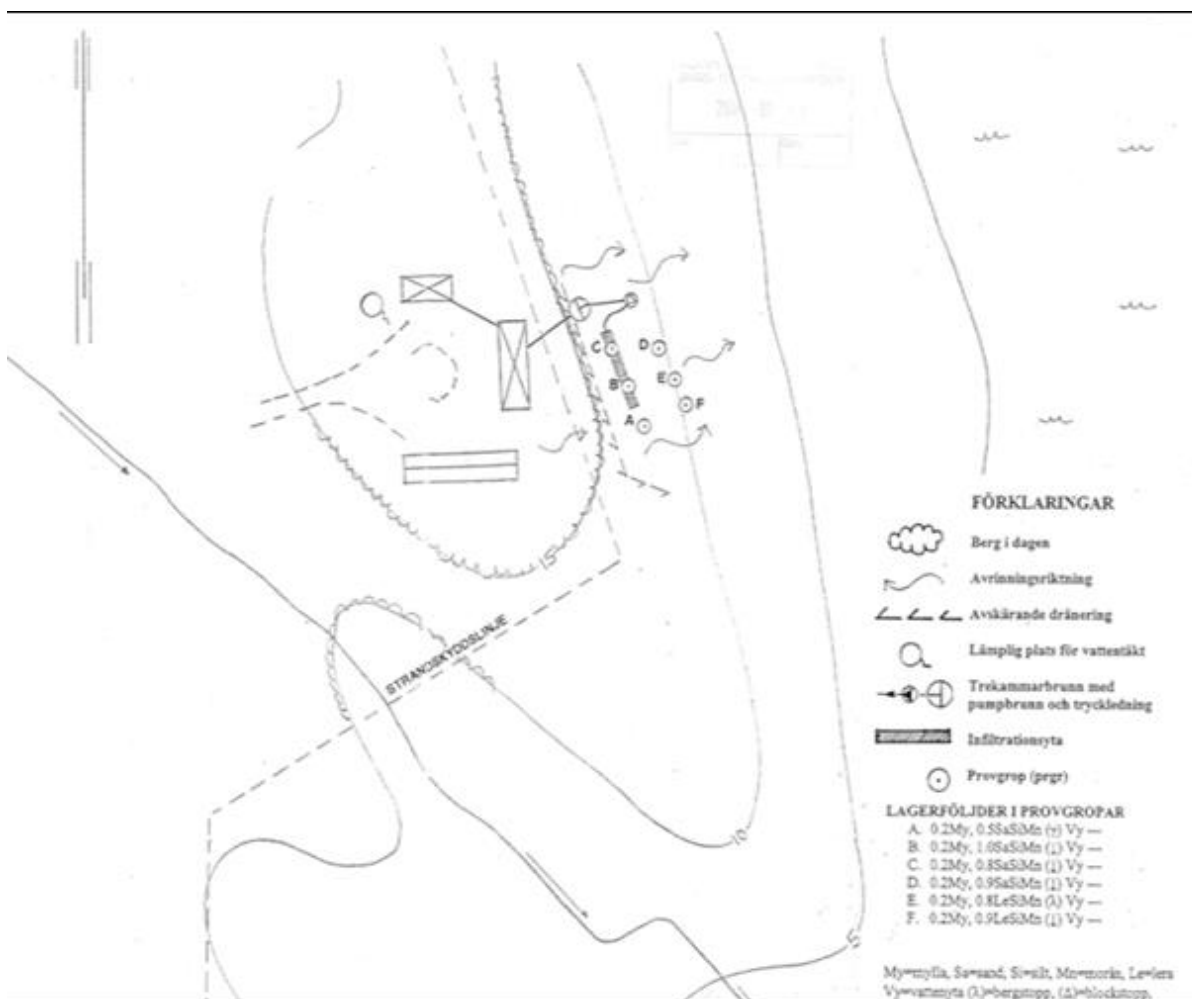


Figur 20. Karta över kustlandskap vid den aktuella viken, Östersjökusten. Planerad anläggning markerad med ring.

Jordartskartan visar att marken består av många kala bergknallar med mellanliggande områden med morän, ibland överlagrat av kärrtorv (Figur 21). De tunna jordlagren och bergknallarna medför att större delen av tomten är olämplig för infiltration. Ett undantag är slänten ner mot viken, ost om bergknallen för planerade byggnader. Protokollet från grävning av provgropar visar att marken upptill består av en sandig silt och längre ner i slänten mot viken är marken en lerigare silt. Analyser visar att den bör klara att infiltrera upp till 20 L/m² och dygn efter förstärkning med minst 0,3 m markbäddssand. Den jämförelsevis låga kapaciteten att infiltrera vatten samt att två bostäder planeras medför att en 60 m² stor markbädd/ infiltrationsanläggning föreslås för att ta hand om avloppsvattnet från båda husen (Figur 22). Grundvattenreservoaren kan knappast skadas i detta fall eftersom grundvattenflödet naturligt går mot viken, så området närmast viken bidrar knappast till grundvattenbildningen.



Figur 21. Jordarter vid villafastighet i kustens klipplandskap. Skala ca 1:5000 (SGU 2014).



Figur 22. Situationsplan över förslag till avloppsanläggning vid villafastighet i kustens klipplandskap.

Mängden avskild fosfor i infiltrationsanläggningen/markbädden kan med utgångspunkt från förhållandena beräknas genom att multiplicera en jordartsberoende reningsfaktor med mängd jord som deltar i reningen. Den tilltänkta anläggningen är 20 meter lång och 3 meter bred och bedöms ha ett medeldjup (till berg) om 1,3 meter. Det uppskattade djupet till berg baseras på grävda provgropar inklusive föreslagen höjd på förstärkning med 0,3 m markbäddssand. Den totala volymen jord i anläggningen som deltar i inbindning av fosfor är således 78 m³. Den jordartsberoende reningsfaktorn är okänd men antas vara normal för svenska jordar och sätts till 350 g fosfor/m³ jord. Denna siffra är konservativ och baseras på den genomgång som redovisas i avsnitt 3.2.

Mängden fosfor som kan bindas in i infiltrationsanläggningen beräknas till drygt 27 kg (350 g fosfor/m³ jord multiplicerat med 78 m³). Med ansatt livstid om 50 år uppgår den årliga reduktionen av fosfor i anläggningen till 540 g.

Eftersom berg påträffades i två av de sex provgroparna är det inte möjligt att utnyttja en större jordvolym under anläggningen. Däremot kan marken mellan anläggningen och närmsta ytvattenrecipient bidra till självrening av fosfor. Detta avstånd är 83 m (Figur 22). För att beräkna retentionen används beräkningsmetoden. Baserat på den geologiska informationen och grävda provgropar sätts retentionsklassen till C, det vill säga 0,8 g fosfor/m² och år (tabell 10 avsnitt 3.5). Beaktat avståndsklasserna kan följande retention beräknas:

Område 1. (från 0-20 m) => 20m x 20m = 400 m² x 0,8 g fosfor/m² och år = 320 gram fosfor per år.
Område 2. (från 20 m stranden) => 20m x 63 m = 1260 m² x 0,8 x 0,75 = 756 gram fosfor per år.

Mängden fosfor som reduceras via markretention är således ungefär 1 kg per år.

Anläggningen är dimensionerad för två hushåll varför den bedöms bli belastad med 2 kg fosfor per år. Av denna belastning beräknas alltså 1,5 kg reduceras genom rening i anläggning och retention i mark. Den totala reningseffekten av fosfor över tid (50 år) är således cirka 75 %.

Vad det gäller smittrisk så exponeras varken människor eller djur för obehandlat avloppsvatten från den planerade anläggningen. Avståndet till närmsta brunn är 400 m så med tanke på jordarten och begränsat med sprickor i berggrunden så bedöms smittskyddet även till dricksvattnet som säkerställt. Den aktuella fastigheten har ingen brunn men avser att borra en egen brunn. För att undvika risk för smittspridning är det viktigt att brunnen placeras på tillräckligt avstånd uppströms avloppsanläggningen samt att man beaktar att pumpning kan komma att ändra den naturliga flödesriktningen.

Slutsatsen som kan dras är att den föreslagna avloppslösningen med förstärkt infiltration och självrening ger ett mycket bra miljöskydd under 20-25 år men långsiktigt (>50 år) inte klarar krav motsvarande hög skyddsnivå. Man kan konstatera att anläggningen är resurssnål men att förutsättningar för något egentligt kretslopp inte skapas. Kommunen, som byggt upp ett särskilt system för kretsloppsanpassad hantering av klosettwater, rekommenderar fastighetsägaren att använda sorterande toalettsystem. Andra alternativa åtgärder för fosforrening, som till exempel kemisk fällning, bedömdes däremot inte miljömässigt och ekonomiskt motiverade.

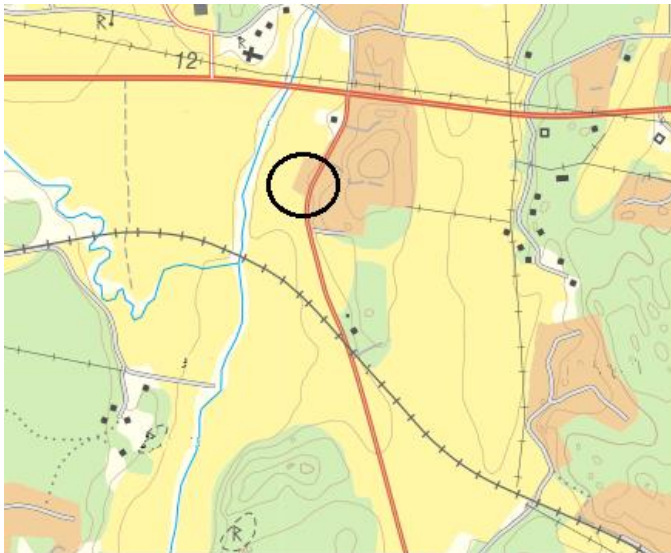
5.2 Fallstudie 2 – Villa i jordbrukslandskap

Fallstudie 2 är en villafastighet i en gruppbebyggelse i en mellansvensk dalgångs jordbrukslandskap. Den studerade villan ligger närmast en å av ett 30-tal villor. Fastigheten har en upphöjd infiltrationsanläggning från 2000. Anläggningen är placerad på moränmark. Avståndet till närmsta ytvatten, en å, är ca 100 m. Mellan anläggningen och ån är det lera. Ån har otillfredsställande ekologisk status enligt VISS (2014b). Kan utloppsvatten från infiltrationsanläggningen påverka åns näringsstatus eller utgöra en smittrisk?

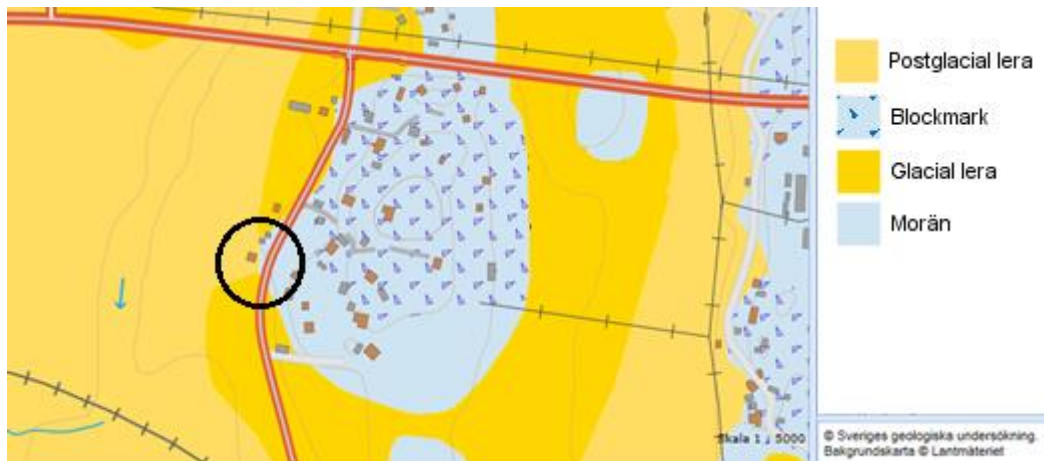
Topografiska kartan i figur 23 visar på cirka fem meters nivåskillnad från infiltrationsanläggning till ån. SGU:s jordartskarta, figur 24, visar att anläggningen ligger på gränsen mellan glacial lera och morän. Eftersom det vid platsbesök konstaterades att anläggningen ligger på morän, så kommer vattnet att infiltrera ner mot grundvattnet. Behandlat avloppsvatten kommer alltså inte att rinna uppe på eller via leran ner till ån utan leran kommer snarare att fungera som en barriär och förhindra att behandlat avloppsvatten tränger fram till ytvattnet i den närbelägna ån, som rinner uppe på mäktiga lerlager. SGU:s jorddjupskarta indikerar ett 5-20 m tjockt jordlager inkluderande lera samt jordar med grövre partiklar ovanpå underliggande berg. Vattnet från infiltrationsanläggningen rinner alltså inte ut i ån, eftersom den inte grävt sig ner till de vattenförande lagren under leran. Istället förväntas det infiltrerade vattnet rinna ut i någon nedströms belägen sjö. Det mesta av fosfor i infiltrerat vatten har under transporten i marken sorberats till markpartiklar. Transporttiden i marken kan i detta fall röra sig om många år.

Hur skulle hotbilden för att fosfor når den känsliga ån se ut ifall infiltrationsanläggningen hade legat på leran några tiotal meter närmare ån istället för på moränen? Det finns två möjligheter i detta fall, antingen placering på glacial lera eller på den lite längre bort belägna postglaciala leran. Infiltration i finkorning jord medför långa uppehållstider och god avskiljning av fosfor genom bland annat sorption av fosfat till positivt laddade lerpartiklar. Den långa uppehållstiden medför även en effektiv avdödning av smittämnen. Om torksprickor bildats ökar vattenbortledningen markant, men torksprickor bildas inte under en infiltrationsanläggning i drift eftersom den hela tiden tillförs vatten. Vid infiltration i glacial lera, kan lerlagren vara varvade av lager med grövre partiklar såsom mjäla och möjligen mo, som leder bort vatten snabbare än lera. Transporttiden till ån blir troligen många år, det vill säga med mycket god marginal till riktvärdet på 75 dagars uppehållstid, så någon risk för smittspridning till ån förekommer inte. Inte heller föreligger någon risk att fosfor ska föras ut i ån från infiltrationsanläggningen även om vattnet främst rinner i molager. Detta eftersom 100 m mo med god marginal klarar att sorbera fosfor från infiltrationsanläggningens vatten från ett hushåll för överskådlig tid (50 år eller mer).

Slutsatsen är att nuvarande avloppslösning med förstärkt infiltration inte medför någon risk för eutrofiering av den närbelägna ån. Alternativa placeringar av markbädd/infiltration på intilliggande lera förväntas inte heller medföra eutrofiering av ån så länge allt vatten infiltreras. Nuvarande anläggning medför att en del växtnäring utnyttjas av närstående träd.



Figur 23. Bakgrundskarta för villa (markerad med ring) i en mellansvensk dalgång. Copyright © Lantmäteriet.



Figur 24. Jordarterna postglacial lera, glacial lera och morän vid villafastighet (markerad med ring) i en mellansvensk dalgång (SGU, 2014).

5.3 Fallstudie 3 – Fritidsby i inlandets skogslandskap

Fallstudie 3 är en anläggning för vintersport och fiske i det fjällnära skogslandskapet i inlandet. Stugbyn i figur 25 består av ett 30-tal vinterbonade fritidsstugor med konventionellt avlopp med WC ansluten. Avloppsvattnet leds till slamavskiljare och sedan till den ena av två upphöjda infiltrationsanläggningar, se figur 26. De har byggts ca 1 km från en å med ett viktigt bestånd av öring och harr. Den årliga belastningen till anläggningen beräknas från schablonsiffror och belägningsstatistik till ca 8 kilogram fosfor per år. Kan utloppsvatten från infiltrationsanläggningarna påverka åns näringsstatus och fiskebestånd?

Karttäckning och upplösning på befintliga kartor över fjällkedjan är sämre än för resten av Sverige. Jordartskartan visar en bergknalle nordost om anläggningen med vittringsjord ovanpå samt att marken utgörs av sandig morän som övergår i backlandskap och sedan älvsediment närmast ån, se figur 27. Vattnet kan sannolikt infiltreras effektivt i området, vilket även indikeras av att fastighetsskötaren aldrig har sett ytvatten i den utgrävda sänkan uppströms vid anläggningens ända. Sänkans botten ligger 1,2 m under spridarrörens horisont, som leder in avloppsvatten i infiltrationsanläggningen. Markens lutning är ca 5 % uträknat från figur 26 och det tillsammans med aktuell jordart medför att det är osannolikt att grundvattenytan är markant upphöjd under

infiltrationsanläggningen. Högsta grundvattenytan står följaktligen åtminstone 1,2 m under markbäddens tilloppsledningar. Det torde inte under någon del av året finnas någon risk för direktkontakt av behandlat avloppsvatten med grundvatten.

Det finns inga dricksvattenbrunnar nedströms. Ett biflöde till ån 800 m bort är trolig ytvattenrecipient för grundvattnet, se figur 28.

Kapaciteten för fosforavskiljningen i bädden kan på samma sätt som beskrivs för fallstudie 1 beräknas till ungefär 140 kg ($400 \text{ m}^3 \text{ jord} \times 350 \text{ g fosfor/m}^3$). Retentionen efter utsläppet bedöms enligt beräkningsmetoden. Retentionsklass D från tabell 10 används ($1,2 \text{ g fosfor/m}^2$ och år).

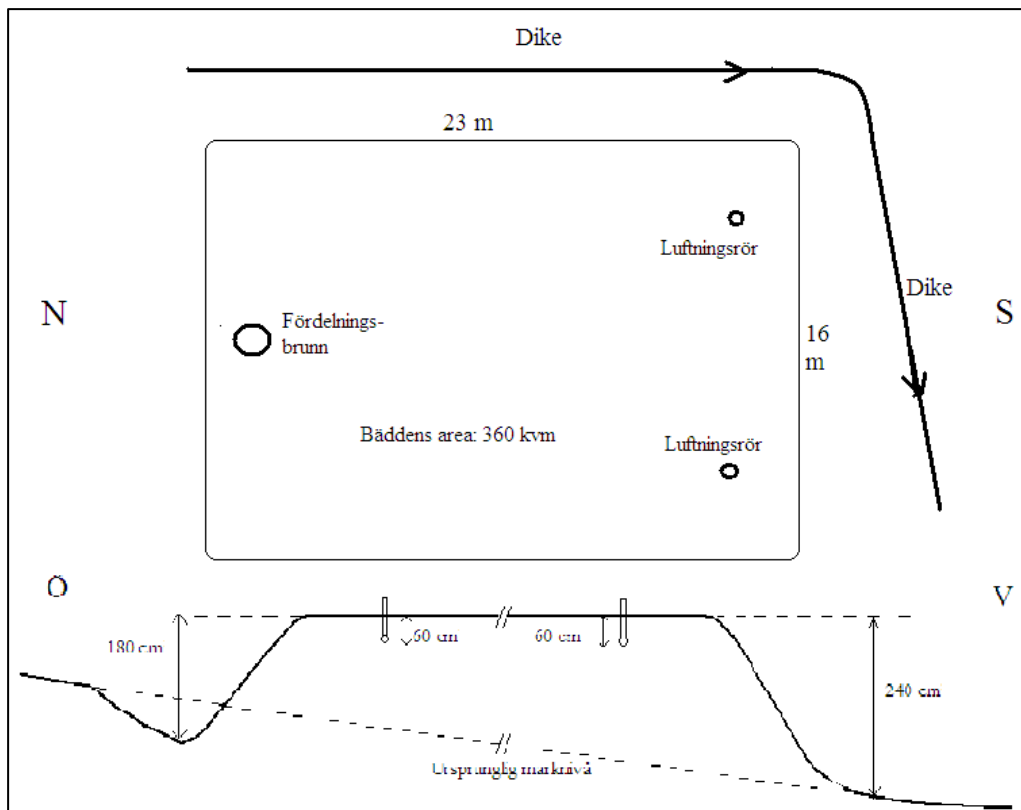
Retentionsområde 1. (från 0- 20 m)	=> $16\text{m} \times 20\text{m} = 320 \text{ m}^2 \times 1,2 \text{ g P/ m}^2\text{xår} \Rightarrow 380 \text{ g P/ år}$
Retentionsområde 2. (20-100 m)	=> $16\text{m} \times 80\text{m} = 1280 \text{ m}^2 \times 1,2 \times 0,75 \Rightarrow 1150 \text{ g P/ år}$
Retentionsområde 3 (100-800 m)	=> $16\text{m} \times 700\text{m} = 11200 \times 1,2 \times 0,5 = 6720 \text{ g P/ år}$
Sammanlagd retention	= drygt 8 kg fosfor per år.

Under vattnets filtrering genom reningsbädden och i den mättade zonen under transporten från anläggning till utströmningsområdet 800 m nedströms avskiljs all fosfor under överskådlig tid (> 50 år) med god marginal. Den biologiska filtreringen i bädden tillsammans med den långa uppehållstiden i marken (flera år) innebär att smittämnen effektivt avdödas. Det föreligger därför ingen risk för att utströmmande vatten från infiltrationsanläggningen ska påverka åns näringsstatus eller dess fiskebestånd och inte heller dess mikrobiologiska vattenkvalitet.

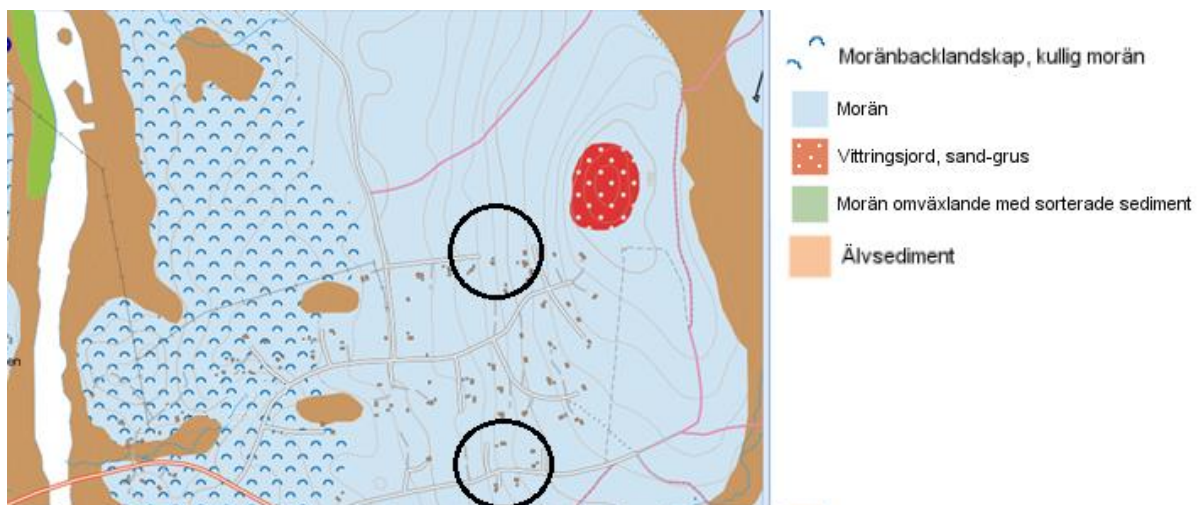
Slutsatsen är att nuvarande avloppslösning med upphöjd och förstärkt infiltration inte medför någon risk för eutrofiering eller smittspridning, vare sig lokalt eller längre bort, så länge anläggningen fungerar rent hydrauliskt. Livslängden säkras genom att slamavskiljarna töms regelbundet för att förhindra slamflykt som kan sätta igen infiltrationen. Anläggningen medför att en del växtnäring utnyttjas av närstående träd.



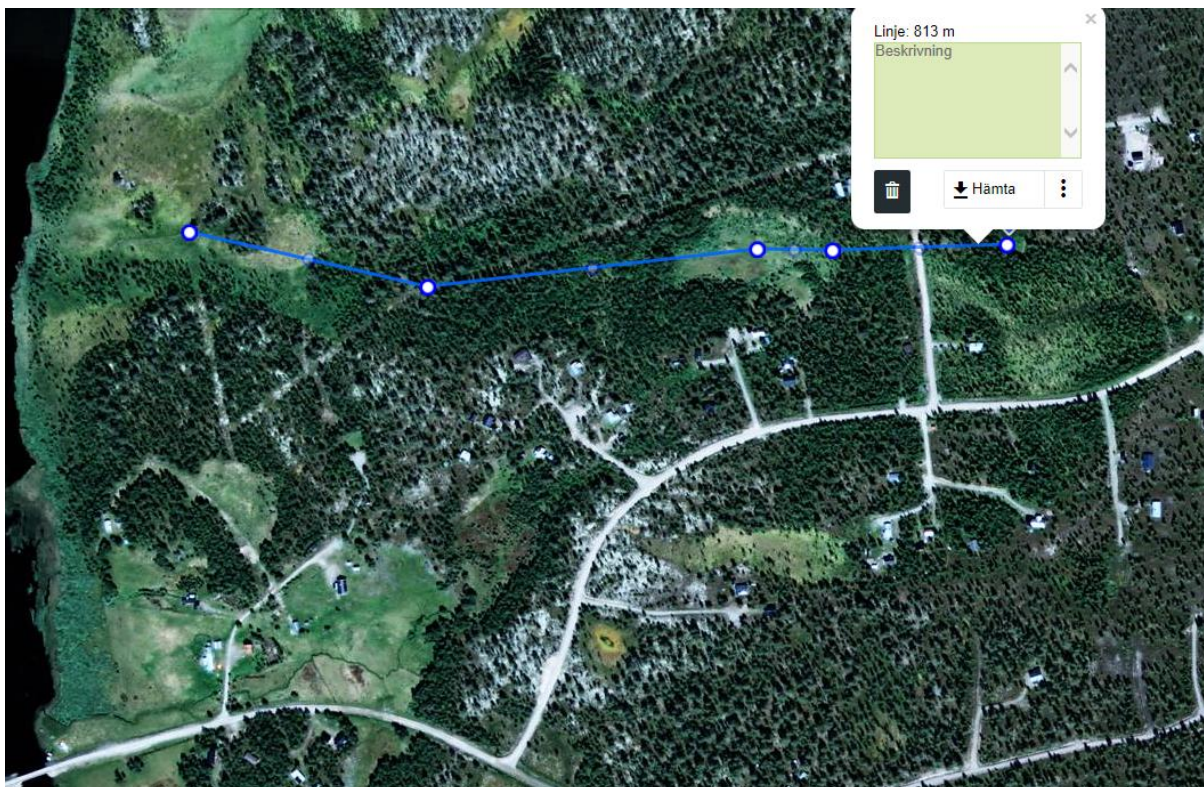
Figur 25. Fritidsby i inlandets skogslandskap. Riksantikvarieämbetet, 2014.



Figur 26. Norra anläggningens upphöjda infiltrationsanläggning som betjänar 8 stugor vid fritidsby i inlandets skogslandskap.



Figur 27. Jordarter vid fritidsby i inlandets skogslandskap. Ringarna markerar Norra och Södra anläggningarnas läge. Ungefärlig skala 1:15 000. SGU 2014. Den vita färan är själva recipienten till vänster i bild.



Figur 28. Vattnets förväntade färdväg och kortaste avstånd från fritidsbyns Norra infiltrationsanläggning till dess ytvattenrecipient, ett biflöde till ån som är vattenförekomst. Eniro 2015.

5.4 Fallstudie 4 – Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde

Detta fall bygger på en studie som genomförts av olika källors bidrag inom ett avrinningsområde, där vattendragen är kraftigt näringspåverkade. I området, som ligger söder om Stockholm, är merparten av bebyggelsen anslutet till kommunalt VA. Här och var finns dock bebyggelseområden, där hushållen har enskilda lösningar för vatten och avlopp. Hur mycket fosfor bidrar de enskilda avloppen från dessa områden med till vattenområdet? I exemplet nedan visas hur verktygets förenklingsmetod kan användas för att besvara denna fråga.

Området som studerats i detta typfall kallar vi "Solbacken". Området ligger insprängt i en södersluttning i kanten mot en av de större åarna i vattensystemet. Solbacken var ursprungligen tänkt som ett fritidsområde, men flera fastigheter har under senare år omvandlats till permanentboende. Samtliga hus ligger en bit upp på fastmark (tunna moräner och leror på urberg) ovanför den flacka och fuktiga marken i dalgångens mitt, se figur 29.

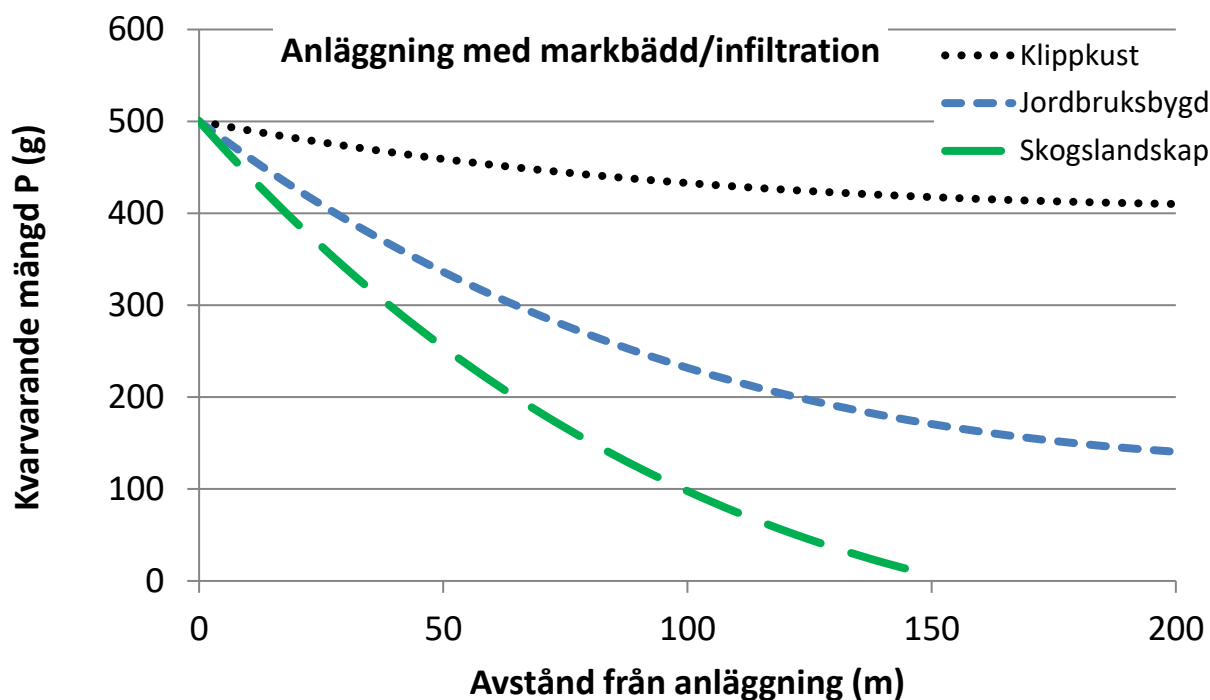


Figur 29. Området ligger insprängt i en södersluttning ned mot en av de större åarna i vattensystemet. Solbacken har både fastigheter för fritidshus och för permanentbostäder.

Bedömningen inleddes med att typ av avlopp och boende kartlades. Uppgifter erhöles från miljökontorets register och fastighetsregistret samt slamentreprenörsregister om avloppsbrunnar. Av områdets 32 fastigheter var 10 stycken obebyggda. Endast sex hushåll hade tillstånd för WC och BDT, övriga hushåll hade enbart BDT-vatten eller uppsamling av allt avloppsvatten till slutna tank. Kommunen som utfört tillsyn i området har noterat att samtliga reningsanläggningar är markbaserade med infiltration till mark. Vid tillsyn hade inga indikationer på funktionsfel noterats, till exempel lukt eller försumpning.

För att beräkna sammanlagd belastning grupperades anläggningarna i typ av avlopp (WC+BDT respektive endast BDT). För att förenkla bedömningen antogs att alla hushåll beboddes permanent och av en normalfamilj. Mängden fosfor till avlopp beräknades från schablonsiffror till 7,5 kg per år (SMED 2014). Reningseffekt sattes till 50 % vilket är den bedömning som görs av SMED för fungerande infiltrationer. Den totala fosforbelastningen ut från anläggningarna i området kunde således beräknas till knappt 4 kg per år.

För att bedöma retentionen grupperades anläggningarna efter typ och hur långt de var belägna från ån. Anläggningar som belastades med WC-avlopp låg samtliga, utom en anläggning, mer än 150 m från ån. Övriga anläggningar låg spridda i området, den närmaste anläggningen låg 30 m från ån. Avläsning av kvarvarande fosfor efter utsläpp från anläggningarna avlästes i verktygets retentionsdiagram, figur 30. Eftersom området ligger i en typisk mellansvensk dalgång användes kurvan för "jordbruksbygd".



Figur 30. Kvarvarande mängd fosfor (P) i avloppsvattnet efter utsläpp av avloppsvatten till mark från ett hushåll med markbaserad anläggning.

Efter avläsning av de olika grupperna av avloppsanläggningar enligt diagrammet konstaterades att i stort sett all fosfor som släpps ut från anläggningarna kvarhålls i markekosystemet vid vattnets väg ned mot ån i dalgångens mitt, se tabell 13.

Tabell 13. Fosforutsläpp till ån med beaktande av antal avlopp av olika typer, avskiljningsgrad i anläggning samt retention av fosfor i mark.

	Antal hushåll	Till anläggning (kg P/år)*	Utsläpp fr. anläggning (kg P/år)**	Retention (kg P/år)***	Till ån (kg P/år)
Från WC+BDT	6	6	3	2,75	0,25
Från BDT (Klosettatten till slutna tank eller kompostering)	15	1,5	0,375	0,3	0,075
Allt till slutna tank	1		0		0
Obebyggda/ingen tömning registrerad	10		0		0
Kursgård (kommunalt VA)			0		0
Summa	32	7,5	3,375	3,05	0,325

* Schablon enligt SMED 2015

** 50 % reduktion om blandat, 75 % om bara BDT (enligt SMED 2015 samt antaget från Ridderstolpe 2009)

*** Verktyg för bedömning av självrening av fosfor, förenklingsmetoden

Samtidigt konstaterades att det av hydrogeologiska skäl är mycket osannolikt att avloppsvatten från bebyggelsen över huvud taget har förbindelse med ån i dalgången. Detta då samtliga avloppsanläggningarna var placerade i friktionsjord (morän/sand) vilket innebär att det behandlade avloppsvattnet följer grundvatten som rör sig under leran där ån rinner. Den egentliga

ytvattenrecipienten för avloppen kan vara utströmningsområde som ligger långt nedströms i dalgången.

Den slutsats som drogs av det studerade fallet var att avloppen som ligger i dalgången ovanför ån har ingen, eller möjligen marginell, påverkan sett till övergödning.

6 Slutsatser och diskussion

Denna studie har fokuserat framförallt på den naturvetenskapliga giltigheten i antaganden om att fosfor immobiliseras genom olika processer i markecosystemet när avloppsvatten släpps ut i mark. Projektgruppen har tagit sig an den grannliga uppgiften att utifrån en litteraturstudie och djupintervjuer med sakkunniga utveckla ett verktyg för att i det enskilda fallet kunna bedöma retentionens storlek. Tanken är att verktyget ska ge vägledning om hur en anläggning och utsläppspunkt ska kunna lokaliseras för att minimera påverkan på recipienten, men också för att kunna beakta naturens självrenande förmåga vid kravställandet.

En viktig slutsats av projektet är att markrelaterade processer kan ge ett betydande skydd mot övergödning av recipienter. Genom ändamålsenlig utformning och lokalisering av nya markbaserade anläggningar kan påverkan på recipienter reduceras väsentligt.

6.1 Slutsatser

Följande slutsatser drar projektgruppen från den genomförda studien:

- Att nyttja naturens självrenande processer är en viktig och vedertagen princip för att skapa skydd för miljön och för människors hälsa.
- Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen i grundvattnet mellan utsläppspunkt och vattentäkt. Det är rimligt att principen om självrening också ska gälla för att skydda ytvatten.
- I motsats till stora avloppsanläggningar, har små anläggningar sällan utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Eftersom både vattenmängder och föroreningsmängder i små avlopp är just små, finns det goda möjligheter att skapa effektivt skydd för ytvatten om självrenande processer i mark används.
- Ökad produktion till följd av tillförsel av fosfor kan skapa oönskade effekter i ytvatten (övergödning), men ytterst sällan i mark och grundvatten.
- Markecosystemet i speciellt skogsmark lider normalt brist på fosfor. Detta beror på att våra svenska jordar är naturligt fosforfattiga och att löst fosfor tenderar att bindas in till markpartiklar. Växterna har därför utvecklat effektiva mekanismer för att utvinna fosfor ur marken för växtproduktion. Genom mykorrhiza kan även tillfälliga och spridda förekomster av annars otillgänglig fosfor effektivt tas upp ur marken av växterna.
- Typiskt för utsläpp från små avlopp är att utsläppen är små och spridda. Därför kan självrenande processer i mark såsom fastläggning och växtupptag totalt sett vara betydande, även om det markområde till vilket ett enskilt utsläpp sker är begränsat.

- Sammanställning av uppgifter från litteratur, där fosforinbindning och växtupptag i markecosystem kvantifierats, indikerar att en långsiktig retention sker (cirka 50 år). Vid avloppsutsläpp varierar det mellan 5-15 gram fosfor per m³ mark i normala, svenska jordar.
- Verktöget förenklar komplexa sammanhang och tar höjd för osäkerheter genom att ansätta retentionskoefficienter med stora marginaler. Detta för att undvika överskattningar av markretentionen.
- Fosformängden från ett helt orenat avlopp från ett enskilt hushåll är i normalfallet maximalt 1000 gram per år. Med längre gående rening motsvarande en genomsnittlig men väl fungerande markbädd eller infiltration antas utsläppet vara i storleksordningen 500 gram per år. Under transporten i mark avskiljs ytterligare fosfor.
- I normalfallet (skogs- och jordbrukslandskapet) kan man räkna att vid utsläpp av blandat avloppsvatten från infiltrationsanläggning så kommer sannolikt ingen fosfor att nå recipienten om avståndet från anläggning till utströmningsområde är 150 m eller längre. För att uppnå ett recipientskydd motsvarande normal skyddsnivå (70 % reduktion av totalfosfor) räcker normalt en transport i mark om 75 meter. Vid utsläpp av enbart BDT-vatten från motsvarande reningsanläggning så kvarhålls den utsläppta fosformängden redan efter 15-20 meter
- Eftersom markretention av fosfor inte ingår i de belastningsmodeller som används av vattenmyndigheterna så är det sannolikt att fosforbidragen till ytvatten från enskilda avlopp är kraftigt överskattade.

Med den kunskap som tagits fram i detta projekt anser vi att följande punkter bör gälla som vägledning.

För befintliga anläggningar

- Beakta alltid markretentionen vid kravställandet.
- Överväg hellre omlokalisering av utsläppspunkten än krav på fosforrening över anläggning. Bortledning via infiltrationsdike ger ett billigt och effektivt skydd.

För nya anläggningar och vid ombyggnation:

- Utgående vatten från anläggning, även från minireningsverk, bör alltid ledas bort via mark förutsatt att grundvatten inte riskerar att förorenas.
- För att de markbaserade anläggningarna ska bli robusta och tåliga bör råd från tidigare kunskapssammanställningar, t.ex. från 2009 och 2012, beaktas.
 - För att få bästa skydd bör de läggas ytligt och längs med nivåkurvor.
 - De bör byggas som lågbelastade och vanligen med pumpbeskickning.

6.2 Diskussion

Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen och andra oönskade ämnen i anläggningen samt i omättad och mättad zon, det vill säga grundvattnet. Det horisontella skyddsavståndet avser avståndet mellan utsläppspunkt och vattentäkt, inte utsläppspunkt och förmodad högsta nivå för grundvattnet. Skyddet av vattentäkter kan nås på olika sätt, till exempel genom separering av toalettavfallet, reduktion i reningssteget eller lokalisering och utformning av utsläppspunkt för minskad exponering och ökad uppehållstid för ökad reduktion.

Projektgruppen anser att det är rimligt att principen om självrening och retention i mark på motsvarande sätt också kan gälla för att skydda ytvatten. Det vill säga att såväl reduktion i själva

reningsanläggningen som retentionen i omgivningen bör beaktas för att avgöra skyddsnivån på aktuell avloppsanläggning. En bedömning behöver alltid göras i det enskilda fallet och som stöd för dessa resonemang kan föreslaget verktyg med beräknings- och förenklingsmetoder användas.

Om terrängen är fördelaktig för retention, som i skogs- och jordbrukslandskap, utgör små avlopp som ligger cirka hundra meter från strand eller utströmningsområde en obetydlig risk för övergödning. Markbaserade anläggningar som behandlar blandat avloppsvatten kan förväntas ge övergödningseffekter om de ligger nära utströmningsområde eller i terräng som är ofördelaktig för retention, till exempel tätbebyggda områden med tunna heterogena jordarter.

När det gäller de kommunala avloppsreningsverken har frågan om kväveretention i viss mån utretts. EU-domstolen menade att där kväveretention bedöms förekomma kan verksamhetsutövaren tillgodoräkna sig avskiljningen i avloppsreningsverket och retentionen i vattenmiljön för att visa att avloppsdirektivets krav på procentuell reduktion uppnås. Projektgruppen anser att samma resonemang bör hävdas för den fosforreduktion som naturligen sker i mark och som inte innebär någon skada för miljön. Det betyder att där fosforretention bedöms förekomma ska detta beaktas vid kravställandet. Ur ett recipientskyddsperspektiv är det inte motiverat att ställa krav på långtgående fosforavskiljning (mer än 50 %) om fosfor ändå immobiliseras under vattnets transport genom landskapet.

Marginaler i verktyget

Att exakt kvantifiera retention och bedöma dess uthållighet i det enskilda fallet är i det närmaste omöjligt. Detta beror dels på processer som är beroende av en mängd komplexa faktorer som varierar från plats till plats, och dels på att mekanismer i fosfors rörlighet i mark och dess kinetik i markecosystemet är delvis okända. Få studier är genomförda in situ där man följt vad som faktiskt händer med fosfor från utsläppspunkt vid anläggning till utströmning i recipient. Projektgruppen har inom ramen för detta projekt inte hittat några sådana genomförda studier som avser svenska förhållanden.

Det finns dock stor kunskap om fosfors kinetik i markväxtekosystemet i allmänhet, både för olika jordars förmåga att binda in fosfor och biotans roll i sammanhanget, till exempel vittring, jordmånsbildning, växtupptag och spridning av fosfor via förna. Denna studie har försökt beskriva och kvantifiera dessa mekanismer utifrån känd naturvetenskaplig kunskap.

För att omsätta den komplexa verkligheten till ett användbart verktyg krävs av nödvändighet förenklingar. Detta innebär att en bedömning av retentionen blir ungefärlig. För att undvika överskattningar har retentionskoefficienter i verktyget ansatts med stora marginaler. De värden som anges i verktyget är betydligt lägre, 5–10 gånger lägre, än de avskiljningsgrader vi funnit stöd för i vetenskapliga studier och kunskapssammanställningar angående fastläggning av fosfor i mark och reduktion via växtupptag.

Även om verktyget innebär förenklingar och generaliseringar så menar vi att det ger en rättvisande bild av verkligheten. I några fall kan retentionen naturligtvis komma att överskattas men i de flesta fall är det troligast att den verkliga retentionen i mark är högre än den bedömda.

Små mängder fosfor per anläggning

En skillnad mellan små och stora avlopp är att små avloppsanläggningar i normalfallet inte har utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Karaktäristiskt för utsläpp från små avlopp är att de är relativt små och spridda. Därför kan processer i mark såsom fastläggning och växtupptag totalt sett vara betydande även om det aktuella markområdet i varje enskilt fall är begränsat.

En innebörd av det faktum att utsläppen av fosfor per hushåll är relativt små och spridda är att kostnaden för extra reningssteg blir hög, i synnerhet sett till kostnaden per reducerat kilogram fosfor. Produktions- och installationskostnader samt regelbunden service och uppföljning ställs mot antal gram reducerad fosfor per avloppsanläggning. Denna studie har inte fördjupat sig i de olika reningsstegens reduktionsgrad, känslighet eller livslängd. Det vi vill uppmärksamma är att om markretentionen beaktas vid prövningen kan kostnaderna för att avskilja fosfor bli små eller inga alls.

Kunskapsbehov hos myndigheter och projektörer

För att resultaten av studien och det föreslagna verktyget ska kunna användas på ett bra sätt, behöver myndigheter, konsulter och entreprenörer ha viss hydrogeologisk kompetens för att i ett enskilt fall bedöma vattnets rörelse i mark och markens potential att kvarhålla fosfor.

I regel behöver inte en miljöinspektör kunna bedöma retentionspotential för alla landskapstyper. Det viktiga är att hen är bekant med relevanta markförhållanden i sin kommun eller arbetsområde inom kommunen. Däremot är det viktigt att ha kunskap om hydrogeologiska principer för att kunna tolka landskapet, kräva relevanta underlag och kunna föra resonemang om vattnets sannolika transportvägar och transporttider på en specifik plats. I dagsläget gör miljöförvaltningarna svåra bedömningar av hur en grundvattennivå fluktuerar på en given plats. På samma sätt kan miljöförvaltningar betrakta frågan om svårigheten med att bedöma retention av fosfor. Att kvantifiera retentionen kan i vissa fall vara svårt men vi menar att det likväl går att göra kvalificerade uppskattningar.

Under åren har det skrivits många rapporter om små avlopp. När det gäller skyddsavstånd och riktlinjer för bedömningar i enskilda fall finns mycket vägledning att få via de allmänna råden 1987:6. Även rapporten *Infiltration av avloppsvatten – Förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser ... en nordisk samrapport*, som fungerade som underlag till 1987:6, ger god vägledning. Med detta sagt vill vi upplysa om att ansatser till mer nyanserade modeller utvecklas, till exempel MRA-modell för små avlopp, som rör smittskydd. För dessa modeller krävs också relativt goda förkunskaper för att modelleringar och bedömningar ska bli bra. Projektgruppen ser de olika ansatserna hos angränsande HaV-finansierande projekt under 2014-2015 och modeller, som också uppmärksammar frågor om retentionspotential från små avlopp, som värdefulla. En dialog om avvägningar och val i modellerna vore givande.

Miljöinspektörens roll förändras. Anläggningsanvisningarna i de allmänna råden 1987:6 kan ses som en fortsättning från en tid då inspektören förväntades ha synpunkter på en detaljerad nivå och fatta beslut om lokalisering och utformning. Idag förväntas miljöinspektören ha en mer vägledande roll och primärt bedöma risker och ange rimliga krav utifrån skyddsnivåer. Detta kräver kunskap, flexibilitet och stöd i form av vägledning och gemensamma förhållningssätt. Under den dialog som förts med tjänstemän vid några kommuner då verktyget testats, har det visat sig att man sällan bedömer kostnader, som kan uppkomma som en följd av krav på viss reningseffekt. Det är projektgruppens uppfattning att detta måste göras för att kunna bedöma ekonomisk rimlighet i enlighet med miljöbalkens bestämmelse i 2 kap 7 §. Verktyget ger underlag för att göra enkla beräkningar av miljöbelastning och bedömning av ekonomisk rimlighet.

6.2.1 Vägar vidare

I samband med att HaV redovisade sitt förslag till nya föreskrifter till miljödepartementet 2013 satte man fingret på vägledningsbehovet i frågan om retention i mark. Om funktionskraven i form av procentuella reduktionstal ska användas för att minimera negativ påverkan på vattendrag, behöver retentionspotentialen i området mellan utsläppspunkt och känslig recipient tas med i bedömningen. För att göra den bedömningen behövs en tydlig vägledning så att liknande fall i olika kommuner bedöms utifrån samma premisser. I och med att bedömningen ska göras i det enskilda

fallet är det lämpligt med gemensamma riktlinjer och tumregler för dessa bedömningar. Denna rapport ska ses som ett underlag för att åstadkomma detta. Med tanke på att många kommuner haft svårt att enas om gemensamma principer för bedömningar anser projektgruppen att det behövs ett tydligt besked från HaV om hur retentionspotential och områdets känslighet bör bedömas.

Naturvårdsverkets allmänna råd 2006:7 tar inte upp frågan om retention och dess relation till lämplig skyddsnivå och krav på avloppsanläggningar. Från exempel och de fallstudier som bedömningsverktyget testats på inom denna studie, framgår det att det är svårt att tillämpa det allmänna rådets kravnivåer i de fall där markretention är aktuell.

Den lägsta kravnivån i det allmänna rådet är normal skyddsnivå, som föreslår minst 70 % reduktion av totalfosfor från anläggningen. Utifrån rapportens resultat tolkar vi det som att de allmänna råden förutsätter att retentionspotentialen som naturen erbjuder normalt sett är låg. Detta leder till att retentionspotentialen förbises.

De allmänna råden öppnar för undantag från normal skyddsnivå och tar upp norra Norrlands inland som exempel. Vi tolkar denna möjlighet till undantag, som att Naturvårdsverket syftar på vattendrag som är näringsfattiga eller som löper mycket liten risk att drabbas av övergödning utifrån samhälleliga aktiviteter. Det vill säga inte som en strikt geografisk avgränsning för var råden ska tillämpas.

I fallstudie fyra studeras ett område med ett antal små avlopp varav merparten visserligen enbart hanterar BDT-vatten. Ytvattenrecipienten ligger i en typisk mellansvensk dalgång och vattendragen inom avrinningsområdet är kraftigt näringspåverkade. Utifrån dagens allmänna råd, som inte beaktar möjligheten till retention i mark, är det rimligt att anta att tillsynsmyndigheten finner kravnivån hög skyddsnivå med minst 90 % reduktion av fosfor i anläggningen vara lämplig med tanke på de övergödda vattendragen. I fallstudien antas en genomsnittlig fosforreduktion om 50 % i de befintliga anläggningarna. När beräkningsmetodens retentionskoefficienter och förenklingsmetodens kurva för jordbrukslandskapet används, blir analysens resultat att ingen åtgärd av de små avloppen är motiverad utifrån ett övergödningsperspektiv, givet att anläggningarna är utan brister och reducerar ca 50 % av fosfor.

Avskiljningen av fosfor i markbaserade system varierar. I studien har 50 % reduktion av fosfor valts som ett medelvärde för befintliga infiltrationer och markbäddar byggda enligt svensk praxis. En av studiens slutsatser om retentionssträckor kan illustreras i tabellform och visar att även en förhållandevis kort retentionssträcka kan ge betydande fosforreduktion (tabell 14).

Tabell 14. Exempel på generella retentionssträckor för landskapstyperna skogs- och jordbruksbygd

Typ av avlopp	Reningssteg (uppskattad reduktion av fosfor)	Retentionssträcka i mark (m)	Sammanlagd reduktion av fosfor efter rening och retention
WC+BDT	Markbaserad rening (50 %)	75	> 70 %
WC+BDT	Markbaserad rening (50 %)	150	> 90 %
BDT	Markbaserad rening (50 %)	15-20	> 90 %

Det är givetvis problematiskt att analysen utifrån studiens resultat skiljer sig så markant åt jämfört med de kravnivåer som anges i de allmänna råden 2006:7. Studiens resultat visar att retentionen i mark i många fall är betydande och då blir det problematiskt med en kravnivå på minst 70 % reduktion av totalfosfor avgränsat till enbart anläggningen. Vi menar inte att skyddsnivåerna i de allmänna råden bör överges generellt sett till förmån för retention i mark. Det finns naturligtvis områden och fall där möjligheten till retention i mark är starkt begränsad eller osäker.

De allmänna råden är endast vägledande, inte bindande. Anläggningar som fått tillstånd innan de allmänna råden trädde i kraft 2006 bör rimligen bedömas utifrån de krav som ställdes då. För att ändra ett givet tillstånd på grund av att nya, strängare krav införs krävs särskilda övergångsbestämmelser som talar om vad som ska gälla för befintliga anläggningar, som i övrigt är utan brister. Ett argument som framförs för att höja utsläppskraven på en befintlig anläggning utan brister, men som har för låg fosforreduktion enligt myndigheten, är att ny kunskap om vattendragens ekologiska status tillkommit och som motiverar en högre skyddsnivå. Kunskap om markens förmåga att kvarhålla fosfor på väg till vattendragen borde också beaktas i dessa sammanhang.

Projektgruppen bedömer att en vägledning och stöd till miljöförvaltningarna om självrening och retention i mark skulle leda till ökad resurseffektivitet, sett till miljöprövningen och tillsynsinsatsernas miljönytta, och att det sannolikt skulle minska arbetsbelastningen, genom att ärenden och trycket från intressenter blir lättare att hantera. Att ta hänsyn till och ta tillvara retentionspotentialen innebär också att onödiga investeringar undviks. Detta är viktigt, framförallt för de fastighetsägare som ska investera i en ny anläggning, men också för myndigheternas egna kostnader.

Grundvatten eller ytvatten som recipient

Avloppsvatten innehåller ett flertal föroreningar som är behäftade med olikartad problematik. Fosfor är till exempel inget hot mot dricksvattentäkter medan kväveföroreningar, så kallade mikroföroreningar och smittämnen kan vara det. Ytvatten och grundvatten är principiellt sett väsensskilda när det gäller omloppstider, ljusexponering och känslighet. Olika avloppssystem hanterar avloppsvattnets föroreningar på olika sätt. Det kan finnas en målkonflikt när det gäller skydd av grundvatten respektive ytvatten. Förutsättningar och skyddsbehov lär variera i de enskilda fallen.

Denna studie har fokuserat på principer och möjligheter för självrening av smitta och retention av fosfor efter själva reningsanläggningen.

För att skydda ytvatten är det fördelaktigt att lokalisera utsläppet till mark, istället för avledning i öppet dike. Detta kan dock innebära en negativ påverkan på grundvattnet. Förutsatt att riktlinjerna med skyddsavstånd med avseende på smittskydd beaktas, anser projektgruppen att avledning till mark är att föredra. Projektgruppen anser att det vore gynnsamt för handläggningen av avloppsärenden om denna frågeställning ägnades mer uppmärksamhet för att mynna ut i vägledande rekommendationer till kommunernas miljöförvaltningar.

Behov av fortsatt forskning och fältstudier

Krav på att åtgärda enskilda avlopp med motivet att de behöver reducera fosfor i högre grad, innebär stora ekonomiska konsekvenser i relation till miljönyttan med åtgärderna för enskilda fastighetsägare, krav på avloppsproducenter och omfattande handläggningstid hos tillstånds- och tillsynsmyndigheter. Studien belyser behovet av in situ-studier av fosforretention. Det finns med andra ord ett stort behov av att i fält undersöka frågan om markretentionen. Det vore värdefullt med fältstudier som fokuserar på just små avlopp för att öka kunskapen om avloppsvattnets rening i mark och omgivning och det vore synnerligen värdefullt att med hjälp av fältstudier utvärdera beräkningsmodeller för belastning på ytvatten från små avlopp.

Juridiska frågeställningar som kvarstår

Vissa juridiska aspekterna för bedömning av långsiktig retention behöver utredas vidare. I detta sammanhang vill vi uppmärksamma skillnaderna mellan avledning via mark och avledning i dike där växtlighet antas reducera fosfor. Vid avledning via mark lär samma principer som för smittskydd

gälla. Att reduktion sker utanför den egna fastigheten hör till normalfallet. För smittskyddet handlar det om att skydda dricksvattentäkter och undvika exponering för smitta. Retentionen av fosfor i mark antas i regel inte påverka användningen av angränsande fastigheter. När det gäller avledning och reduktion av fosfor via öppet dike uppstår praktiska frågor om skötseln av diken och eventuella dikesföretag som kan påverka markprocesserna och retentionen. Även frågan om flera avloppsanläggningar i området kan tillgodoräkna sig retentionspotentialen bör utredas närmare.

En uppenbar frågeställning, som en vägledning om retention bör ge svar på, är vilket underlag miljöförvaltningarna bör kräva för att bedöma retentionspotentialen. Omkostnader för den lokala utredningen i samband med ansökan om tillstånd ska räknas in i hela kostnaden för åtgärden som sedan ska vägas mot miljönyttan. Det vore bra om en vägledning tydliggjorde vilka uppgifter som miljöförvaltningarna förväntas skaffa sig om ett område för att bedöma skyddsnivån och vilka uppgifter verksamhetsutövaren, sannolikt med hjälp av en projekterande konsult eller entreprenör, bör ta fram för att bedömningen av retentionspotentialen ska bli tillräckligt pålitlig.

Kretslopp och BDT-rening

Retention av fosfor i mark ekosystemet kan visserligen stimulera till skogstillväxt, men det innebär att fosfor i princip blir oåtkomlig för återvinning till odlingsmark. I det allmänna rådet från 2006 uttrycks en tydlig förväntning på landets kommuner att etablera system för återvinning av avlopps- och avfallsfraktioner. Om kretslopp från små avlopp ska bli verklighet behöver mer kraft läggas på denna uppmaning. För att ett kommunalt kretsloppssystem ska kunna fungera bra behöver det sannolikt kunna kontrollera kvaliteten på fraktionerna, som ska återvinnas. Detta lär innebära att den kommunala aktören har tydliga önskemål om vilken teknik den enskilda fastighetsägaren ska använda för sin avloppsanläggning. Detta är idag svårt att kombinera med principen om teknikneutralitet och funktionskrav utifrån enbart reduktionstal av fosfor, kväve och organiskt material. Det är projektgruppens bedömning att tydligare direktiv behövs från staten, Naturvårdsverket och HaV, för att landets kommuner ska kunna möta förväntningarna på system för kretslopp av näringsämnen från små avlopp.

I HaV:s redovisning till miljödepartementet 2013 med förslag till föreskrifter blev denna frågeställning tydlig när det gällde "extra hög skyddsnivå", där förslaget till föreskrift förordade källsorterande teknik. När det gäller källsorterande teknik kvarstår rening av BDT-vatten och där lär sannolikt retentionspotentialen i mark spela stor roll för att nå rimliga avvägningar och kravnivåer på reningsanläggningen och lämpliga utsläppspunkter.

Ett viktigt resultat av studien är att retention i mark ger ett mycket gott skydd mot övergödning. I de fall där det är möjligt att använda markens förmåga att kvarhålla fosfor visar resultaten att utsläpp av BDT-vatten till mark i normalfallet inte innebär någon risk för övergödning. Mängderna fosfor i avloppsvattnet som släpps ut från ett hushåll utan WC är så små (se figur 3) att mark ekosystemet normalt tar upp och immobiliserar fosfor redan inom en sträcka på 20-30 meter från utsläppspunkten. Detta innebär att man i praktiken kan betrakta utsläpp av enbart BDT-vatten som försumbart ur ett övergödningssperspektiv. Detta betyder dock inte att BDT-vatten kan bortledas helt utan rening. Någon form av biologisk process behövs alltid för att bryta ned organiskt material och andra ämnen som annars kan orsaka olägenhet. Lämpliga skyddsåtgärder och tekniker för rening av BDT-vatten tas upp på www.avloppsguiden.se under avdelningen Avloppsteknik och BDT-rening.

Vägledningsbehov

Resultaten som framkommit ur studien visar på potentialen för retention av fosfor och hur viktigt detta extra skydd, som marken ger, kan vara vid planering och bedömningar av små avlopp. Sedan 2006, då Naturvårdsverket gav ut de aktuella allmänna råden, har många och långa diskussioner kretsat kring uppskattningar av reduktionstal för olika avloppstekniker och specifika produkter.

Denna studie belyser de reningsprocesser som generellt sett sker efter själva avloppsanläggningen och då hamnar frågor om lokalisering och utformning av avloppsanläggningen och dess utsläppspunkt i fokus. Det är i många fall möjligt att lokalisering av anläggningen och utsläppspunkten är av större betydelse än prestandan på själva reningsanläggningen. Av denna anledning är det av stor vikt att HaV intar en tydlig ställning och vägleder om hur retentionspotentialen bör beaktas vid bedömning av miljöpåverkan från små avlopp.

Vi bedömer att det finns flera målgrupper som skulle ha nytta av fördjupade kunskaper om markretention och vidareutvecklade beräkningsmodeller samt tumregler för bedömning i det enskilda fallet. Nationella och regionala myndigheter, som via belastningsberäkningar uppskattar påverkan från olika källor, behöver nå en samsyn. De kommunala miljökontoren, som prövar avloppsärendena, behöver vägledning inför sina bedömningar. Likaså projektörer och entreprenörer, som planerar och anlägger avloppsanläggningar. Fastighetsägaren är den som ansvarar för sitt avloppsutsläpp och ska visa att den anläggning man valt klarar miljöbalkens krav.

Vidareutveckling

Projektgruppen ser två vägar för att ta frågan vidare. Det handlar dels om att vidareutveckla bedömningsverktygen och testa dess användarvänlighet och dels att bidra till en vidareutveckling av befintliga modeller för belastningsberäkningar.

Att arbeta vidare med vägledning för myndigheter, konsulter, entreprenörer och fastighetsägare är angeläget. Dessa målgrupper behöver tydliga signaler om hur de bör resonera i enskilda fall när det gäller möjlighet till markens självrening och retention av fosfor.

Enligt figur 2, tillförsel av fosfor till Sveriges kustområden, är transporten av fosfor från land till hav framförallt beroende av flöden och läckage från diffusa källor som jordbruksmark och skogsmark. De små avloppen ingår i samlingen av punktkällor. För att hamna rätt i avvägningar inför åtgärder är det viktigt att få rätt proportion mellan de olika punktkällornas bidrag.

Resultaten från studien indikerar att de små avloppens betydelse i ett övergödningsspektiv sannolikt är överskattat i det nationella underlaget för belastning från olika källor. I verkligheten är, som denna studie visar, sannolikt retentionen betydande. De modeller som ligger till grund för bedömning av olika källors bidrag av gödande ämnen till vattendrag tar inte hänsyn till retention i mark av fosfor vid bedömningen av bidraget från små avlopp.

Den andra vägen för vidareutveckling handlar följaktligen om att bidra till förbättring av belastningsberäkningar och fördelning mellan källor, för att få säkrare underlag inför beslut om diverse åtgärder på nationell, regional och lokal nivå.

Det är vår förhoppning att denna studie kan underlätta bedömningar av områdets känslighet och därmed handläggningen av ärenden som rör små avlopp.

7 Ordförklaring

Avloppsfractioner	Avloppsslam, toalettvatten, urin, fekalier och innehåll i slutna tankar.
BDT-vatten	Bad-, disk- och tvättvatten.
BOD7/BOD5	Biokemisk syreförbrukning (på engelska Biochemical Oxygen Demand). Mått på oxiderbara ämnen i vatten. Anges som milligram syrgas per liter vatten som organismerna förbrukar under 7 resp. 5 dagar ($\text{mg O}_2 / \text{L} / 7\text{d}$ eller $\text{mg O}_2 / \text{L} / 5\text{d}$).
Enskilda avloppsanläggningar	Se små avlopp.
Eutrofiering	Övergödning p.g.a. för mycket kväveoxider och fosfater i sjöar, vattendrag och hav som medför algbloomning och påföljande syrgasbrist.
Friktionsjord	Jordar med kornstorlekar större än 0,06 mm
GIS	Geografiskt Informationssystem.
Grundskydd för avlopp	Tekniker för hantering av avlopp, som ger ett grundläggande skydd för människors hälsa och för miljön.
Hushållspillvatten	Spillvatten från bostäder och serviceinrättningar, vilket till övervägande del utgörs av toalettvatten eller bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten).
Hydraulisk konduktivitet	Vattnets flödes hastighet genom marken, som varierar med jordart (till exempel grus eller lera) och sprickor etc.
Infiltrationsdike	Användande av en naturlig eller grävd sänka för infiltration i mark av utloppsvatten från en avloppsanläggning.
Kretslopp	Upprepat utnyttjande respektive upprepad exponering av till exempel växtnäringsämnen resp. gifter som inte bryts ner.
Mättat resp. omättat flöde	Vattnets rörelse i mark där alla porer fyllts av vatten resp. där en del porer är luftfyllda. Mättat flöde medför ofta anaeroba förhållanden, det vill säga brist på syre.
pe (personequivälerant)	Anger den genomsnittliga mängd föroreningar i avloppsvatten som en person ger upphov till per dag. Mängd organiska substanser med den specifika föroreningsmängden, 70 g BOD ₇ / person och dygn.
Reduktion	Avskiljning av bland annat fosfor, kväve, smittämnen samt avdödning av smittämnen i en avloppsanläggning.
Recipient	Sjö, vattendrag eller havsvik dit avloppsvattnet släpps. Även grundvattnet kan vara recipient.
Retention	Se självrening.
Självrening	Avskiljning av bland annat fosfor, kväve, smittämnen samt avdödning av smittämnen genom att utnyttja mark och natur i avloppsanläggningens omgivning efter utsläpp från det byggda avloppssystemet.
Skyddsbarriär eller smittskyddsbarriär	Anordning som minskar smittämnens förmåga att nå människor och djur, till exempel separering/sortering och filtrering. fördröjning/mellanlagring, utspädning.
Små avloppsanläggningar	Anordningar för behandling av hushållspillvatten dimensionerade för upp till och med 200 personequiväleranter (pe).
Topografi	Terrängens form såsom höjder, sänkor, lutning.
Tot-P	Total-fosfor (både partikelbunden och löst).
Tot-N	Total-kväve (både partikelbunden och löst).
Utsläppspunkt	Platsen där avloppet släpps ut i omgivande natur, till exempel där markbäddens utlopp mynnar.
Utströmningsområde	Område i terrängen där det sker ett utflöde av vatten ur grundvattenzonen.

8 Referenser

- Ahlgren, J., Djodjic, F., Börjesson, G., Mattsson, L. 2014. Identification and quantification of organic phosphorus forms in soils from fertility experiments. *Soil Use and Management*, 29 (Suppl. 1):24-35. Doi:10.1111/sum.2014
- Agné, H. 1991. Gödsling till Salixodling, Växtpressen Nr 2. ISSN 0346-4989.
- Albrektson, A., Lundmark, T. 1991. Vegetationens storlek och omsättning inom en barrskog i norra Sverige, samt näring i vegetation och mark och dess omsättning i samband med växandet. SLU, Inst. för skogsskötsel. Arbetsrapporter nr 52. 1991.
- Arias, C., Del Bubba, M., Brix H. 2001. Phosphorous removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat. Res. GB. Vol 35 No 5 pp. 1159-1168.*
- Bioforsk. 2014. Personlig kommunikation från Trond Maehlum samt WebGIS avløp. http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/hovedtema?p_dimension_id=19503&p_menu_id=19509&p_sub_id=19502&p_dim2=19504
- Blombäck, K., Lindsjö, A. 2011. Inventering av möjligheter för utveckling av P-kemin i ICECREAMDB. SMED-rapport nr 49. SLU.
- Brady, N. C., Weil, R. R. 2008. *The nature and properties of soils.* (14:th ed.) Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA. (975 p.)
- Brink, N. 1967. Ecological studies in biological filters. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 52, 51-122.
- Brink, N. 1968. Self purification in an open ditch. *Water Research: Water Research*, Pergamon Press, Vol. 2, 481-503.
- Brorsson, Göran. 2014. Personlig kommunikation. Miljöingenjör, NODAVA AB (Norra Dalarna Vatten & Avfall), Orsa. www.nodava.se
- Christensen, J. 2000. Rätt och kretslopp. Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor. Lustus Förlag AB, Uppsala 2000. ISSN 0282-2040, ISBN 91-7678-430-4
- Cucarella, V., Renman, G. 2009. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments - a comparative study. *Journal of Environmental Quality* 38, 381-392.
- Engblom, K., Lundh, M. 2006. Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer. VA-Forsk rapport nr 2006-10. Svenskt Vatten.
- Eniro. 2015. Flygfoto nedladdat 27 feb, 2015. <http://kartor.eniro.se/?q=storfj%C3%A4ten>
- Eveborn, D. 2010. Bed filters for phosphorus removal in on-site wastewater treatment: Removal mechanisms and sustainability. Licentiate report. Stockholm. KTH Royal Institute of Technology (KTH).

Eveborn, D. 2013. Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment. TRITA-LWR PHD 1070. Stockholm. KTH Royal Institute of Technology (KTH).

Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L., Renman, G. 2012. Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem. Uppdragsrapport till Havs- och vattenmyndigheten.

FMH. 1998. FMH förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Forureningsforskriften. 2004. Kapittel 12, «krav til utslipp av sanitært avløpsvann fra bolighus, hytter og liknende» (<50 pe). www.lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/**

Fredén, C. (Red.) 1995. Sveriges nationalatlas (SNA), Berg och jord.

Gallert, C., Fund, K., Winter, J. 2005. Antibiotic resistance of bacteria in raw and biologically treated sewage and in groundwater below leaking sewers. Applied microbiology and biotechnology 69(1): 106-112.

Gustavsson, J.P. 2011. Muntligen vid workshop på JTI.

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2013. Havs- och vattenmyndighetens författningsförslag gällande små avloppsanläggningar för hushållsspillvatten; remissversion 201309.

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2014. Små avloppsanläggningar. <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/avlopp.html>

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2015. Havs- och vattenmyndighetens nationella miljöövervakningsprogram för flodmynningar och från punktkällor, avloppsreningsverk och industrier, med utsläpp till kusten. Officiell statistik.

Hedlund, T., Israelsson, G., Olofsson, E. 2014. Production capacity in hydropower dams in Jämtland. Reports from Aquabest project 5 / 2014.

Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Bruun Hansen, H.C., Kronvang, B. 2008. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. JEQ 38 (5):1942-1955. doi:10.2134/jeq2008.0087

Holman, I.P., Howden, N.J.K., Bellamy, P.H., Willby, N. J., Whelan, M.J., RivasCasado, M. 2010. An assessment of the risk to surface water ecosystems of groundwater P in the UK and Ireland. Science of The Total Environment, 408 (8) 1847–1857.

Hylander, L. D. 1995. Inconsistent liming effects: a causal analysis. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Reports and dissertations 25. Uppsala.

Hylander, L. D. 1997. Comparison of methods for determination of phosphorus retention. In T. Ando, K. Fujita, T. Mae, H. Matsumoto, S. Mori, J. Sekiya (eds.) Plant nutrition - for sustainable food production and environment, pp. 365-366. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. (981 p.)

Hylander, L.D., Ae, N. 1999. Nutrient dynamic around roots of brachiaria, maize, sorghum, and upland rice in an Andisol. Soil Science and Plant Nutrition, 45: 617–626.

Hylander, L.D., Kietlinska, A., Renman, G., Simán, G. 2005. Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresources Technology*, 97 (7): 914–921.

Hylander, L.D., Simán, G. 2001. Plant-availability of phosphorus sorbed to potential wastewater treatment materials. *Biology and Fertility Soils*, 34: 42–28.

Hylander, L. D., Svensson, H. I., Simán, G. 1996. Different methods for determination of plant available soil phosphorus. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.* 27(5-8):1501-1512. Also published in *Soil and Plant Analysis in Sustainable Agriculture and Environment*: 386-396.

Ivarsson, K. 1989. Large amounts of soil phosphorus: difficult for the plant to utilize. Lic-avh. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden. 12 s. ISBN 91-576-3759-8.

Jenssen, P., Jonasson, S., Heistad, A. 2006. Naturbasert rensning av avløpsvann. VA-Forsk. Norge.

Johnson, B. 1997. Fosfor i växten och marken. *Växtpressen* nr 4, 1997. Hydro Agri AB.

Jordbruksverket. 2014. Fjärilar i odlingslandskapet.
<http://www2.jordbruksverket.se/download/18.37e9ac46144f41921cd3357e/1412059000827/ovr323.pdf>

Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D., Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste – for utilisation in the URWARE model. Report 2005:6, Urban Water, Chalmers. Sweden.

Kavcic, M. 2004. Trosa våtmark. Utvärdering Smittskydd, september 2004. Smittskyddsinstitutet, Solna.

Kling, M. 1998. Mykorrhiza – dold kraft i växtproduktionen. Fakta Jordbruk nr 13. SLU.

Kunskapscentrum Små Avlopp. 2013. Bad-, disk- och tvättvatten – hur farligt är det? Risker, skyddsbehov och reningstekniker. Rapport 2013:1.

Land et al. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review, *Environ Evidence* (2016) 5:9, DOI 10.1186/s13750-016-0060-0

Lehmann, J., Joseph, S. (eds.) 2009. Biochar for environmental management. Earthscan, London, UK and Sterling, VA, USA. 416 pp. <http://www.earthscan.co.uk/?tabid=49381>

Livsmedelsverket. 2001. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. 2001 30 omtryck konsoliderad 2013:4 korr. sidfot 2014-08-27.

Livsmedelsverket. 2006. Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. Rev. 2006-03-01. Fosfor på s 23.

Magnusson, T., 2009. Skogsbruk, mark och vatten. Skogsskötselserien nr 13. Skogsstyrelsen

Malgeryd, J., Gustafsson, J., Heeb, A., Kyllmar, K., Lans Strömblad, H., Nätterlund, H. 2010. Åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark. Rapport 2010:35. Jordbruksverket.

- Malmén, L., Book Emilsson, K., Palm, O. 2004. Åtgärder för att minska fosforutsläppen från befintliga enskilda avlopp. Rapport 5427. Naturvårdsverket
- MMÖD. 2015. Mark- och miljööverdomstolen. SVEA HOVRÄTT, DOM 2015-02-02. Stockholm. Mål nr: M 7529-14.
- Miljöbalk. 1998. SFS 1998:808. <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>
- Millier, H., Hooda, P. 2011. Phosphorus species and fractionation - Why sewage derived phosphorus is a problem. Journal of Environmental Management. Vol. 92: 1210-1214.
- Nacka Tingsrätt. 2011. Dom M 1218-10.
- Naturvårdsverket. 1987. Små avloppsanläggningar - Hushållspillvatten från högst 5 hushåll. Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6.
- Naturvårdsverket. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Identifikation av kritiska källor och möjliga motåtgärder. Ulén, Barbro (Red.) RAPPORT 5507.
- Naturvårdsverket. 2008. Små avloppsanläggningar. Handbok till allmänna råd. Handbok 2008:3 utgåva 1, juli 2008.
- Naturvårdsverket. 2012a. Läget inom markbaserad avloppsvattenrening. Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp. Palm, O., Elmefors, E., Moraeus, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P., och Eveborn, D. RAPPORT 6484.
- Naturvårdsverket. 2012b. Skrivelse 2012-10-31. Ärendenr: NV-00841-12. Sammanställd information om Ekosystemtjänster. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2012/ekosystem-ekosystemtjanster/ekosystem-tjanster.pdf>
- Naturvårdsverket. 2014a. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/> Uppdaterad: 11 november 2014.
- Naturvårdsverket, 2014b. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Levande-sjoar-och-vattendrag/> dec 2014.
- Naturvårdsverket. 2015. Tolkning av avloppsdirektivet vid användning av kväveretention <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avlopp/Avloppsdirektivet-och-reningsverken> Besökt dec 2015
- NFS (Naturvårdsverkets författningssamling). 2006. NFS 2006:7. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållspillvatten. ISSN 1403-8234.
- Nilsson, P. 1990. Infiltration of Wastewater - An applied study on treatment of wastewater by soil infiltration. Ph.D. Thesis, Dept. of Water and Environmental Engineering, Lund University, Lund.
- Nygren, C., Lindahl, B., Taylor A. 2008. Mykorrhizasvamparnas näringsupptag. Fakta Skog nr 9, SLU.

Olli, G., Ringberg, B. 1999. Näringstransport via diken till Mälaren. Fosfaters fastläggning och löslighet i diken med avloppsvatten från enskilda hushåll. Kvävtärgesologiska inst, Stockholms Univ., Stockholm. 58 pp.

Ottoson, J. 2013. Funktionskrav för Små Avlopp – Underlag för beslut om krav på reduktions- och utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från små avloppsanläggningar. HaV (Havs- och vattenmyndigheten).
<https://www.havochvatten.se/download/18.16a42a771405a5e96072fe8/1379306027142/reguppd rag-avlopp-bilaga-funktionskrav-sma-avlopp.pdf>

Powell, K. L., Taylor, R. G., Cronin, A. A., Barrett, M. H., Pedley, S., Sellwood, J., Lerner, D. N. 2003. Microbial contamination of two urban sandstone aquifers in the UK. Water Research, 37(2), 339-352. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00280-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00280-4)

Reddy, K. R., Kadle, R. H., Flaig, E., Gale, P. M. 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29(1):83146.

Ridderstolpe, P. 2009. Markbaserad rening. En förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten. Rapport 2009-77. ISSN: 1403-168X.

Riksantikvarieämbetet. 2014. Fornsök. <http://www.raa.se/hitta-information/fornsok-fmis/>
 Uppdaterad 24 okt 2014. Vaddö, Hallkved, Storfjäten.
<http://www.fmis.raa.se/cocoon/fornsok/search.html>

Robertson, W.D. 2012. Phosphorus retention in a 20-year-old septic system filter bed. J Environ Qual. 41(5):1437-44. doi: 10.2134/jeq2011.0427.

Robertson, W.D., Schiff, S.L., Ptacek, C.J. 1998. Review of phosphate mobility and plume persistence in 10 septic systems plumes. Ground Water 36, 1000-1100.

Roy, E.D. 2017. Phosphorus recovery and recycling with ecological engineering: A review. Ecological Engineering 98: 213–227.

Santala, E. 2011. Hur påverkar lagstiftningen i Finland utformning av små avlopp. Finlands Miljöcentral, SYKE. http://www2.vavatten.se/wp-content/uploads/2011/03/Block-1_4-Erkki-Santala.pdf

SCB (Statistiska centralbyrån). 2014. Antal och andel personer och hushåll efter boendeform den 31 december 2013. www.scb.se

SFS. 1998. Svensk författningssamling 1998:808. Miljöbalk. http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/svenskforfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning). Jordarter. 2014a. Vaddövik. <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html>

SGU. Jordarter. 2014b. Hallkved.

SGU. Jordarter. 2014c. Storfjäten. Skala 1:10 000. <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=400065.02483,6873964.961637,402261.065311,6875258.773439> Alternativ länk:

<http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=-508146.240402,6238039.099329,1687894.240402,7531850.900671>

Siegrist, R.L., Tyler, E.J., Jenssen, P.D. 2000. Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems. 1001446 USEPA.

SMED (Svenska MiljöEmissionsData). 2011. Teknikenkät - enskilda avlopp 2009. M. Ek, Ch. Junestedt, C. Larsson, M. Olshammar, M. Ericsson, SCB, Uppdrag av Naturvårdsverket och SMHI. Rapport Nr 44.

SMED. 2014. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011 för uppföljning av miljökvalitetsmålet "Ingen övergödning". Rapport Nr 154.

SMED. 2015. Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar, M. Olshammar, M. Ek, L. Rosenquist, H. Ejhed, A. Sidvall, IVL, samt S. Svanström, SCB. Uppdrag av Havs och Vattenmyndigheten och SMHI. Rapport Nr 166.

SMHI och SGU. 2017. Beräknade grundvattennivåer.
<http://vattenwebb.smhi.se/modelgroundwater/client-sgu/index.html>

Smittskyddsinstitutet. 2011. Cryptosporidium i Östersund. 41 sid.
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/pagefiles/12853/cryptosporidium-i-ostersund.pdf>

Socialstyrelsen. 2008. Dricksvatten från enskilda vattentäkter. Ett nationellt tillsynsprojekt 2007. Artikelnr 2008-109-15. http://www.imm.ki.se/Datavard/Rapporter/Dricksvatten_200810915.pdf

Staaf, H. 2013. Fosforflöden inom skogsbruket och skogsindustrin. Naturvårdsverket.

Suanes, A., Nilsson, P. 1987. Investigation of soil treatment systems for septic tank effluent. The fate of phosphorous. Vatten 43, 45-53.

Tonderski, K. et al, 2002. Våtmarksboken, Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA) rapport 3.

Ulén, B. 1996. Översiktsstudie över förluster av fosfor från jordbruksmark till vatten. Statens Naturvårdsverk, Rapport 4731.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. EPA/625/R-00/008, United States Environmental Protection Agency.

US EPA. 2003. Voluntary National Guidelines for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems. EPA / 832-B-03-001.

US EPA. 2006, Onsite Wastewater Treatment Systems Manual, 3-31-32.

Vattendirektivet. 2000. Direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0011.02/DOC_1&format=PDF, accessed 30 sep 2014.

Wiklander, L. 1976. Kompendium i Marklära. SLU, Uppsala, Sverige.

VISS. 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE595730-185850> besökt 14 jan 2015.

VISS (Vatteninformationssystem Sverige). 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/MapPage.aspx> Besökt 14 jan 2015.

Vogelsang, C., D. Berge, S. Nygaard H. 2013. Gode VA-løsninger i spredt bebyggelse. Norsk Vann rapport nr. 199/2013.

von Brömssen, U. et al. 1985. Avloppsvatten – infiltration. Nordisk samrapport. Statens Naturvårdsverk.

VVS-Fabrikanternas råd. 2015. Hushållsspillvatten, definition. <http://www.vvsfabrikanterna.se/verksamheten/intressegrupper/gruppen-for-sma-avlopp/hushallsspillvatten-definition> Besökt 27 feb 2015.

Yara. 2014. Stråsåd - riktvärden för N, P, K och S. Fosfor. <http://www.yara.se/crop-nutrition/crops/se-crop-programmes/benchmark-npk-and-s/benchmark-npk-and-s.aspx>