

Miljöstrategisk jämförelse mellan två olika reningstekniker för enskilda avlopp

Environmental strategic comparison between two different techniques for on-site wastewater treatment.



LUNDS
UNIVERSITET
Campus Helsingborg

Examensarbete:
Tom Nielsen
Daniel Karlsson

Handledare:
Torleif Bramryd

© Copyright Tom Nielsen, Daniel Karlsson

Miljöstrategi vid Campus Helsingborg
Lunds Universitet
Box 882
251 08 Helsingborg

Environmental Strategy
Lund University
Box 882
SE-251 08 Helsingborg
Sweden

Tryckt i Sverige
Media-Tryck
Biblioteksdirektionen
Lunds Universitet
Lund 2005

Sammanfattning

Den här studien syftar till att göra en miljöstrategisk jämförelse av två olika tekniker för rening av enskilda avlopp. Detta innebär en jämförelse av såväl juridiska som ekonomiska aspekter utöver den grundläggande reningseffektiviteten. Målsättningen är att visa att en rotzon är ett väl så bra alternativ som en markbädd vid rening av enskilda avlopp. Detta visade sig också stämma. Beträffande reningseffektivitet verkar teknikerna vara likvärdiga. Anläggningskostnaderna för de båda är i stort sett samma, men en rotzon kan ha en ekonomisk fördel på grund av längre livslängd. På grund av ett strängare regelverk för okonventionella tekniker som rotzoner har markbäddar en juridisk fördel. Studien visar också att äldre rotzoner förefaller fungera bättre än yngre. Vidare är god växtlighet med ett välutvecklat rotsystem en förutsättning för att rotzoner ska fungera tillfredställande. En rotzon fungerar även bra under icke växtsäsong. En viktig slutsats är att funktionskrav för enskilda avloppsanläggningar är ett måste om Sverige ska kunna implementera EG:s ramdirektiv för vatten.

Nyckelord: markbädd, rotzon, avloppsrening, miljöstrategi

Abstract

This study aims to perform an environmental strategic comparison between two different techniques for on-site wastewater treatment. This means a comparison of both economic and judicial factors as well as basic removal efficiency. The aim is to show that a root zone is a good alternative to sand filters for on-site wastewater treatment. This proved to be true. The two techniques seemed to perform equally well with regard to removal efficiency. Construction costs are the same for both, but root zones may have an economic advantage because of their longer lifetime. Due to stricter regulations for unconventional techniques, such as root zones, sand filters have a judicial advantage. The study also shows that older root zones seem to work better than younger ones. Furthermore, good plant growth and a well-developed root system are vital if the root zone is to work properly. A root zone does also work well during wintertime. One important conclusion is that there have to be demands on function for on-site wastewater treatment if the water directive of the EC is to be implemented successfully in Sweden

Keywords: sand filter, root zone, wastewater treatment, environmental strategy

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
1.1 Bakgrund	1
1.1.1 Enskilda avlopp: historik	1
1.1.2 Reningstekniker.....	2
1.1.2.1 Markbädd	2
1.1.2.2 Rotzonsanläggning	3
1.1.3 Närsaltreduktion	4
1.1.3.1 Omsättning av kväve i våtmarker.....	4
1.1.3.2 Omsättning av fosfor i våtmarker.....	6
1.1.4 Lagstiftning för enskilda avlopp	7
1.1.4.1 Miljöbalken.....	7
1.1.4.2 Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH).....	8
1.1.4.3 Förvaltningslagen	8
1.1.4.4 EG:s ramdirektiv för vatten	9
1.2 Syfte.....	9
1.3 Hypoteser.....	10
2. Metod	10
2.1 Litteraturstudie.....	10
2.2 Enkät	10
2.3 Lokalbeskrivning.....	10
2.3.1 Markbädd 1	10
2.3.2 Markbädd 2	10
2.3.3 Markbädd 3	11
2.3.4 Rotzon 1	11
2.3.5 Rotzon 2	11
2.3.6 Rotzon 3	11
2.4 Hydrologi.....	12
2.5 Provtagning.....	12
2.6 Provanalys	13
2.7 Resultatbearbetning.....	13
3. Resultat och diskussion.....	14
3.1 Reningseffektivitet.....	14
3.1.1 Markbäddar.....	14
3.1.2 Rotzoner	17
3.2 Lagar och förordningar	21
3.3 Ekonomi	22
4. Slutsatser	23
5. Referenser	24

Bilagor

- Bilaga 1 Enkät
- Bilaga 2 Provresultat
- Bilaga 3 Lokalbilder
- Bilaga 4 Ansökan/anmälan

1. Inledning

1.1 Bakgrund

1.1.1 Enskilda avlopp: historik

Under större delen av 1900-talet har avloppsvatten betraktats som ett problem som samhället ville bli kvitt till en så låg kostnad som möjligt. Så småningom så har teknikutvecklingen i de stora kommunala reningsverken fokuserats på återvinning av näringsämne och skydd för recipienten. Tyvärr dominerar fortfarande föråldrade tankegångar när det gäller de enskilda avloppen (Miljöteknikdelegationen, 1998).

I Sverige finns idag en miljon enskilda avloppsanläggningar, hälften är kopplade till permanent boende och hälften till fritidshus. Av dessa har bara ca 50 % längre gående rening än slamavskiljare trots att det är ett lagkrav (Miljöteknikdelegationen, 1998).

Dessa avlopp orsakar idag miljö- och hälsoproblem i många kommuner i landet. Otillräckligt renat avloppsvatten bidrar till övergödning i våra sjöar och vattendrag på grund av högt innehåll av framförallt fosfor, men även kväve (Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2004). I många kommuner har man pekat ut fosforutsläpp från enskilda avlopp som den största källan till övergödning (Miljöteknikdelegationen, 1998). Övergödningen bidrar till en ökning av växtligheten i sjöar och vattendrag. När dessa växter sedan bryts ner förbrukas mycket av det syre som finns i vattnet och syrebrist uppstår. Något som är förödande för vattendjuret. Syrebrist kan även uppstå på grund av de stora mängder organiskt material som finns i orenat avloppsvatten. Det förbrukar också syre när det bryts ner (Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2004).

Det är också vanligt, framför allt i kustbygder, att enskilda avlopp förorenar grundvatten och dricksvattenstäckter (Miljöteknikdelegationen, 1998). Orenat avloppsvatten innehåller mikroorganismer som bakterier, virus och parasiter. Dessa kan ge upphov till sjukdom hos människor och djur. Det finns dokumenterade fall på smittspridning, från avlopp till dricksvattensbrunn, på upp till 100 meter. I fall av bakteriesmitta kan det räcka att dricka ett glas vatten för att bli sjuk. För att drabbas av virus- eller parasitsmitta kan det räcka med att borsta tänderna i det infekterade vattnet (Institutet för miljö- jordbruksteknik, 2004). Även om det inläckande avloppsvattnet inte innehåller några sjukdomsalstrande mikroorganismer så kan det innebära problem. Avloppsvattnet kan innehålla höga halter av nitrat. Nitrat som i kroppen omvandlas till nitrit kan störa syresättningen av blodet, speciellt hos spädbarn. Dessutom kan avloppsvatten innehålla såväl tungmetaller som organiska gifter, beroende på vilka ämnen som används i det aktuella hushållet (Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2004).

Som tidigare nämnts så förekommer det bristfällig rening av enskilda avlopp i Sverige. För närvarande är det direktiven som ges i Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6 som styr. I de allmänna råden förespråkas markbädd och infiltration som reningstekniker (Naturvårdsverket, 1989). Det har lett till att dessa två tekniker utan konkurrens är de två vanligaste. Det höjs nu kritiska röster från många håll och frågan är om markbäddar och infiltrationsanläggningar uppfyller kraven i miljöbalken som talar om tillämpning av återvinning och återanvändning. Kanske krävs det andra tekniker för att miljöanpassa enskilda avlopp (Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2004)? Det finns inget som talar för att det skulle vara svårare, varken tekniskt eller ekonomiskt, att miljöanpassa de enskilda avloppen, så som man tidigare har gjort med de kommunala reningsverken. Möjligheterna kan däremot vara större i små anläggningar där man kan kontrollera vattenmängd och innehållet av skadliga ämnen genom att t.ex. installera en vattensnål toalett eller genom att bara använda miljömärkta rengöringsmedel (Miljöteknikdelegationen, 1998). Det finns en hel del ny spännande teknik på marknaden som t.ex. urinseparering, rotzoner, kemisk fällning och filterbäddar. Numera är allmänna råden 87:6 tillbakadragna och nya direktiv väntas i mars 2005. Brist på direktiv uppifrån gör att kommuner och privatpersoner drar sig för att prova ny teknik (af Petersen, 2004).

1.1.2 Reningstekniker

1.1.2.1 Markbädd

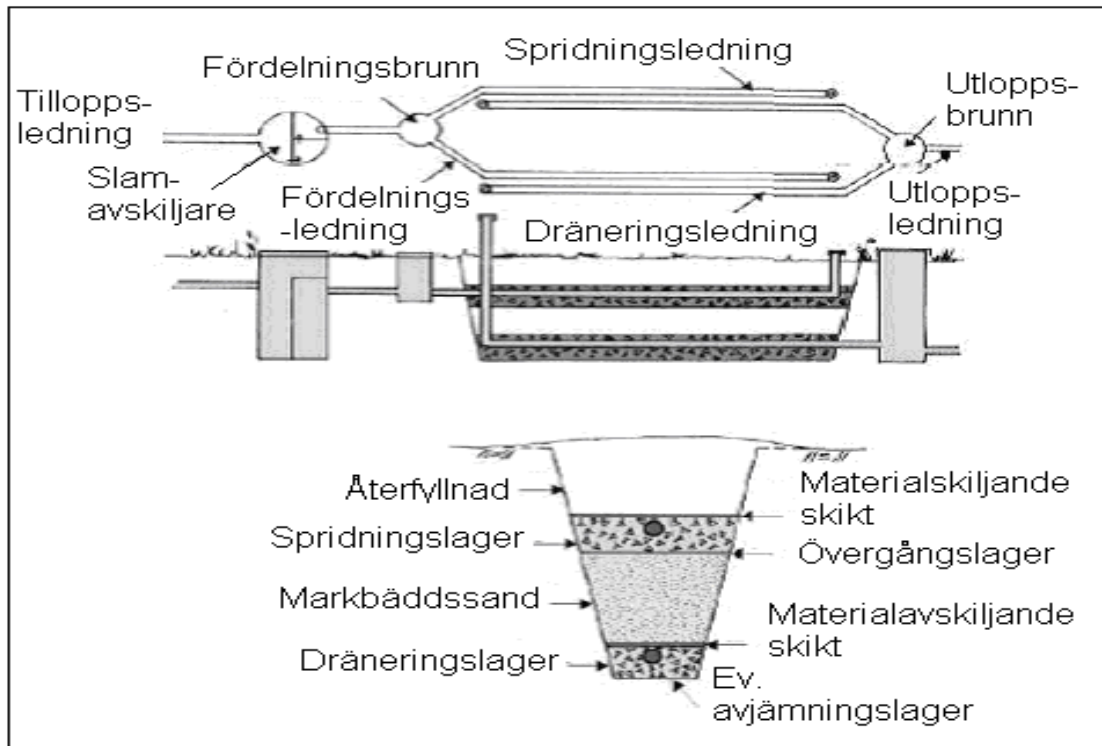
I Naturvårdverkets allmänna råd 87:6 är markbädd en av två rekommenderade tekniker för rening av enskilda avlopp. I en markbädd leds vattnet från slamavskiljaren till en fördelningsbrunn där det leds ut i infiltrationsrör i toppen av markbädden. Sedan passerar vattnet genom ett sandfilter och renas under färden av mikroorganismer i sandfiltret. Filtret är uppbyggt av tre lager;

- *spridningslager*, som består av grövre partiklar (16-32 mm)
- *markbäddssanden*, som består av sand med liten kornstorlek (0-8 mm)
- *dräneringslager*, som består av partiklar med samma storlek som spridningslagret (Lerums kommun, 2004).

I botten av markbädden fångas vattnet upp av två dräneringsrör och leds vidare till ett vattendrag, dike eller dräneringssystem. Om markbädden t.ex. ligger nära en dricksvattensbrunn kan man göra den tät (med t.ex. lera eller gummiduk) för att förhindra att avloppsvattnet läcker in i dricksvattensbrunnen. Annars är det viktigt att man vid planerandet av en avloppsanläggning tar hänsyn till grannens, så väl som till ens egen, dricksvattenbrunn.

Vid anläggandet av en markbädd är det bra om man placerar markbädden på än lägre nivå än huset så att vattnet kan rinna dit med självfall. Finns inte den möjligheten så måste man pumpa vattnet, något som ger en ökad kostnad och kräver tillförd energi (Lerums kommun, 2004). De kemiska- och fysikaliska egenskaperna för jordarten som ligger ovanpå markbädden bör beaktas då de kan påverka reningsresultatet (Kadlec *et al*, 1996). Det gäller framför allt påverkan av nederbörd, en lerhaltig jordart släpper t.ex. inte igenom mycket nederbörd jämfört med t.ex. matjord. En matjord kan man dessutom anta ha större benägenhet att läcka näringsämnen ner till den underliggande markbädden än en lerhaltig jordart.

Det är svårt att bedöma om det sker en tillräcklig rening av fosfor i en konventionell markbädd. Man beräknar att fosfor renas till mellan 25 och 75 %. Kvävereningen är något sämre och beräknas ligga mellan 10 och 40 %. Vidare är möjligheten till kretslopp av närsalter liten. Det skulle kunna gå om man gräver ut markbädden med jämna mellanrum. Det rekommenderas att markägaren med ca tio års mellanrum gräver ut markbädden eftersom den efterhand blir mättad på fosfor. Det leder till att markbädden läcker fosfor. Bakteriereduktionen i en markbädd ligger på över 90 % och i vissa fall så högt som 99 % (Johansson, 2002). Reduktionen av bakterier beror på cellavdödning, sedimentation, filtrering, adsorption, predation och konkurrens om näringsämnen (Gersberg, 1989).



Figur 1. Längd- och tvärsnitt av en markbädd. (Lerum kommun, 2004)

De vanligaste problemen med en markbädd är olämplig typ av sand (textur, mineral, partikelform), överbelastning (SS, BOD, vatten), ojämn belastning över ytan och över tid och dränering (igensättning, rötter) (af Petersen, 2004).

Lämplig yta för en markbädd uppges till 20-40 m² per hushåll (Johansson, 2002).

1.1.2.2 Rotzonsanläggning

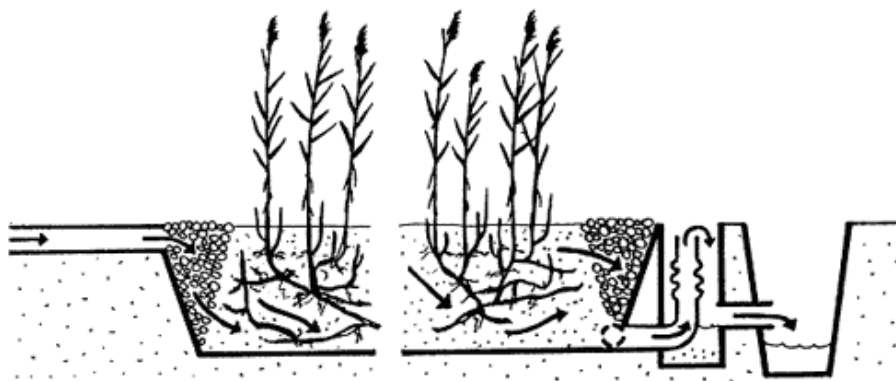
En rotzonsanläggning är i princip ett sandfilter planterat med lämplig växtlighet, oftast bladvass (*Phragmites australis*). Vattnet flyter nästan horisontellt genom filtret och renas av mikroorganismer på växternas rötter och på filtermediet (Miljøstyrelsen, 2004).

Transform-Dansk Rodzone anger i skriften "Constructed Wetlands" att filtermaterialet består av en noga utvald blandning av material t.ex. kalk, järnoxid, dolomit och anhydrit. Syftet med detta är att skapa ett bra flöde i rotzonen innan vassens rizosomer har hunnit penetrera hela anläggningen. En rotzon tätas i botten och väggarna med lera eller fiberduk/gummiduk för att den skall hålla vatten.

Hans Brix (Brix, 2000) hävdar följande att växterna har följande funktioner i anläggningen:

1. Dött växtmaterial isolerar rotzonen mot tillfrysning på vintern.
2. Tillväxt av rötter och rhizomer motverkar igensättning av filtermaterialet.
3. Rötter och rhizomer har stor yta varpå de aktiva mikroorganismerna kan sitta.
4. De ihåliga växterna fungerar som transportväg för atmosfäriskt syre, som via rotläckage ökar omsättningen.
5. Avdunstning från växterna minskar utflödet av avloppsvatten sommartid.

Växternas upptag av närsalter saknar betydelse då mängden är liten i förhållande till belastningen och då växterna inte skördas (Brix, 2000).



Figur 2. Längdsnitt av hur en rotzon är uppbyggd samt dess funktion (Miljöstyrelsen, 2001)

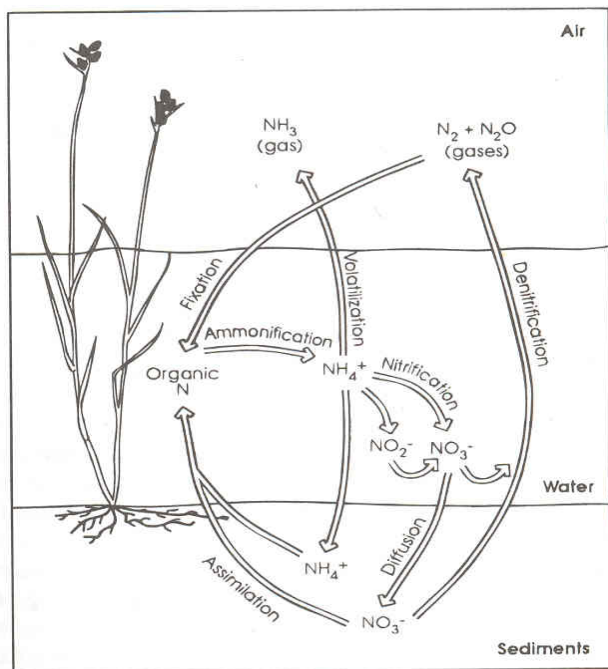
Det finns begränsat sifferunderlag på reningsgraden i en rotzon. Men Brix (2000) menar att en rotzon i medeltal renar både fosfor och kväve till 50 %. Vidare säger han att rotzonen är dålig på att nitrifiera. Det leder till att huvudparten av kväveutsläppen blir i ammonium- eller ammoniakform. Brix (2000) menar också att rotzonsanläggningar är robusta och den relativt långa uppehållstiden ger bra kvalitet på utloppsvattnet. Dessutom säger han att anläggningen klarar perioder med så väl torka som hög belastning utan att kvaliteten på utloppsvattnet försämras. Ca 5 m² per person kan vara en lämplig yta för en rotzonsanläggning. Undersökningar gjorda i Tjeckien (Vymazal *et al*, 2003) visar på en bakteriereduktion på över 90 % för rotzoner.

1.1.3 Närsaltreduktion

1.1.3.1 Omsättning av kväve i våtmarker

Omsättningen av kväve i våtmarker är av samma princip som i en rotzon eller i en markbädd. Av den anledningen behandlas omsättningen här ur ett våtmarksperspektiv.

Kvävet kretslopp kompliceras av att det i naturen förekommer delvis som olika gaser och att det ständigt sker omvandlingar mellan kväveföreningar som är lösta i vatten eller finns i jord och sediment.



Figur 3. Kvävet kretslopp (Kadlec *et al*, 1996)

Nitrat (NO₃⁻) och ammonium (NH₄⁺) är de kväveföreningar som bakterier och växter normalt sett kan assimilera. Dock kan vissa specialiserade blågröna alger (*Cyano*-bakterier) och bakterier

som lever i symbios med ärtväxter som al och pors, vid tillfällena med dålig tillgång på kväve fixera direkt från luftburet kväve (N₂).

I södra Sverige är nitrat ett stort kväveproblem. Jordbruksmarker och avlopp släpper ut nitrater vilka är lättlösliga och som inte adsorberas på ytor. Nitraten kan därför vara svårstoppad på sin väg i rinnande vattendrag ut mot sjöar och hav

(Kadlec *et al*, 1996).

I de flesta marina miljöer är just nitrat det produktionsreglerande ämnet och vid överbelastning leder detta till övergödningsproblem (Tonderski *et al*, 2002).

När t.ex. en växt dör omvandlas det organiska kvävet i nedbrytningen till ammonium genom en process som kallas ammonifikation. Processen utförs av bakterier som på detta sätt vinner energi och kolföreningar som de använder till sina egna metaboliska processer. Detta sker i den fria vattenmassan eller vid botten samtidigt som den döda organismen sakta sedimenterar. Ammonifikation sker både aerobt och anaerobt. Fritt ammonium kan assimileras direkt till växter och bakterier men en del omsätts inte direkt utan fastläggs i sediment. Ammonium kan nämligen assimileras eller tidvis adsorberas till jordpartiklar och humus. Levande organismer släpper även ut ammonium och detta via exkretion eller läckage av lösta organiska kväveföreningar. Vid högt pH-värde i vattnet (pH >8) övergår det till ammoniak (NH₃) (Tonderski *et al*, 2002).

Nitrifikation är en aerob process som sker i två steg där ammonium omvandlas till nitrat. Det första steget, ammoniumoxidationen, utförs av *Nitrosomonas*-bakterier. Det andra steget, den egentliga nitrifikationen, görs av bakterier som tillhör släktet *Nitrobakter*. Bakterierna som ingår i nitrifikationen utnyttjar de reducerade kväveformerna (NH₄⁺ och NO₂⁻) som energikälla och behöver därför ingen tillgång till organiskt kol. Däremot behöver de koldioxid som kolkälla för uppbyggnad av cellerna (Wittgren, 1994).

Första steget: $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$

Andra steget: $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$

De två stegen är nära relaterade. Efter att nitrit (NO₂⁻) bildats oxideras det direkt till nitrat. I naturen finns det därför normalt sett endast nitrit i mycket låga koncentrationer. Nitrifikation sker i miljöer med god tillgång på syre så som i ytskikt på mark-, sjö- och våtmarkssediment, i den fria vattenmassan och i biofilm. Med biofilm menas det tunna skikt som kan finnas på olika ytor och som består av mikroalger, bakterier och organiskt material. I områden med intermediära halter av syre kan ofullständiga nitrifikationer förekomma, detta är negativt då lustgas (N₂O) eller nitrit kan bli processens slutprodukt (Tonderski *et al*, 2002).

Tar syret slut under reaktionerna kan en så kallad "omvänd nitrifikation" inträffa, vilket innebär att det bildade nitritet omvandlas tillbaka till ammonium. Andra faktorer som påverkar nitrifikationen är temperatur och pH-värde. Optimal temperatur för de båda nitrifikationsstegen är 25-35°C, dock råder det en betydande nitrifikation ända ner till 0°C. Optimalt pH-värde ligger mellan 7,5 och 8,6. Sänks pH-värdet till under 6 hämmas nitrifikationen markant (Wittgren, 1994).

Nitrat som bildats i nitrifikation nyttjas inte bara som näringsämne av organismer utan kan i anaeroba miljöer (sediment, fuktiga jordar mm) med hjälp av bakterier omvandlas till luftburet kväve (N₂). Denna process kallas denitrifikation och är önskvärd då den innebär att kvävet avgår från våtmarken, rotzonen eller vilken anläggning det nu är som anlägs för kvävereduktion. Man kan säga att denitrifikationen kompenserar det uttag av luftburet kväve som görs för produktion av konstgödning och av den kvävefixering som vissa växter gör. Eftersom processen är anaerob innebär det att den endast kan inträffa i miljöer utan tillgängligt syre. Finns det tillgängligt syre kommer vanlig aerob nedbrytning att ske istället för nitrifikation då bakterierna av energimässiga skäl föredrar denna. Den aeroba nedbrytningen kan dock ta slut på tillgängligt syre och då startar denitrifikationen (Tonderski *et al*, 2002).

Denitrifikation sker liksom nitrifikation i två steg och då med hjälp av denitrifikationsbakterier (t ex *Pseudomonas* och *Aeromonas*). Reaktionerna fungerar som bäst vid ett pH-värde mellan 6 och 8. Temperaturen bör ligga över 5°C, men bakteriell denitrifikation har, liksom nitrifikation, noterats vid temperaturer nära fryspunkten (Wittgren, 1994).

Första steget: $C_6H_{12}O_6 + 12 NO_3^- \rightarrow 12 NO_2^- + 6 H_2O$

Andra steget: $C_6H_{12}O_6 + 8 NO_2^- \rightarrow 4 N_2 + 2 CO_2 + 4 CO_3^{2-} + 6 H_2O$

Den denitrifikation som beskrivs ovan, där bakterier oxiderar organiskt material, kallas för en heterotrof denitrifikation. Förutsättning för heterotrof denitrifikation är att det finns tillgång på nedbrytningsbart organiskt material. Detta främst för att bakterierna ska kunna hämta kol till sin egen biomassa. Motsvarigheten är autotrof denitrifikation där bakterierna istället vinner energi genom att oxidera reducerade oorganiska föreningar som reducerat järn, metan och sulfider. I en våtmark är det främst frågan om så kallad heterotrof denitrifikation (Tonderski *et al*, 2002).

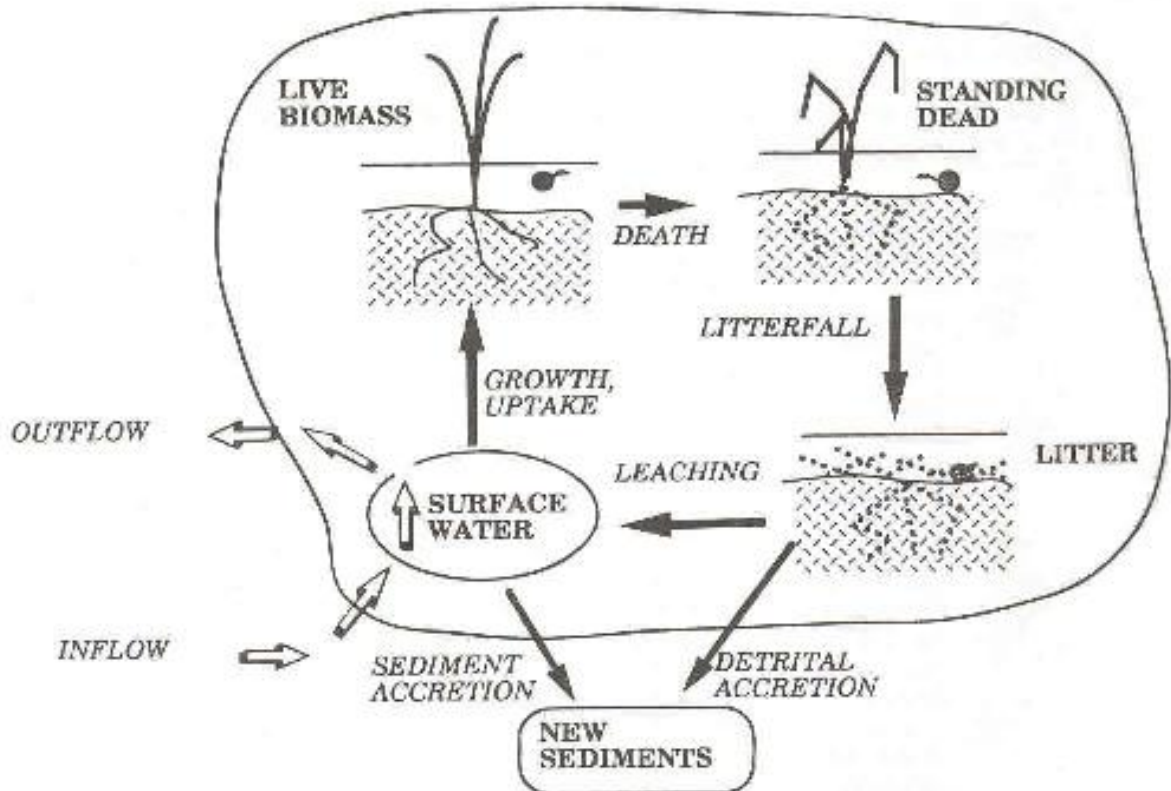
Studier som är gjorda i Danmark visar att autotrof denitrifikation kan omvandla stora mängder kväve i pyritrika jordar som är mottagare av nitratrikt grundvatten (Hoffman *et al*, 1998).

Nitrat som bildats via nitrifikation vandrar mot zoner med lägre nitrathalt, vilket ofta är zoner där denitrifikation sker. Denna processföljd kallas ”kopplad nitrifikation-denitrifikation” och är en relativt långsam process. Den är med andra ord endast av kvantitativ betydelse i miljöer där tillförseln av externt bildat nitrat är låg vilket inte är fallet i t.ex. en markbädd. Dock kan processen stimuleras av syreläckage och tillgång på löst organiskt kol. Exempel på en miljö där sådana förbättrade förutsättningar skapas är i och kring vattenväxters rotsystem. Tillförs vatten med höga halter av nitrat, t.ex. från jordbruken, dominerar så kallad ”okopplad denitrifikation”. Detta innebär att nitrifikationen redan har inträffat i en annan miljö. Ju mer nitrat som tillförs, ju längre ner i sediment och bottenmaterial måste det diffundera innan det förbrukats i denitrifikationsprocessen (Sørensen *et al*, 1990).

1.1.3.2 Omsättning av fosfor i våtmarker

Omsättningen av fosfor i våtmarker är av samma princip som i en rotzon eller i en markbädd. Av denna anledning behandlas omsättningen här ur ett våtmarksperspektiv.

Fosfor finns inte som en ren gasform i naturen utan endast i olika fosforföreningar. Dessa föreningar är mycket reaktiva och bildar komplex med oorganiska ämnen i vatten, jord och sediment. Komplexen gör det svårt för organismer att nyttja dessa föreningar som näringsämne. Den enda form av fosfor som är direkt tillgänglig för bakterier och växter är fosfat (PO_4^{3-}). Fosfater som bakterier och växter assimilerar omvandlas till organiskt bundet fosfor. Den organiskt bundna fosfor transporteras sedan genom näringskedjan tills det antingen via läckage och utsöndring från organismer eller vid mikrobiell nedbrytning av döda organismer frigörs igen som fosfat. Allt fosfat hinner inte assimileras utan en del kommer alltid att komplexbindas eller adsorberas till vissa reaktionsbenägna mineralkomplex i vatten eller sediment. Exempel på sådana reaktionära mineralkomplex är järn-, mangan-, aluminiumhydroxider, kalciumkarbonater, lerpartiklar samt humusämnen och andra organiska substanser. Fosfor är oftast det begränsade näringsämnet i limniska miljöer (Tonderski *et al*, 2002).



Figur 4. Fosforns kretslopp i en våtmark. (Kadlec *et al*, 1996)

Mineralkomplex kan under vissa förutsättningar tappa sitt fosfat (Boström *et al*, 1982).

- Från järn- och mangankomplex vid syrebrist
- Från kalciumkarbonat om pH-värdet sjunker
- Från järn-, mangan- och lerkomplex om pH-värdet stiger kraftigt. Detta kan inträffa t.ex. vid kraftig primärproduktion

Frigjort fosfat löses i markens eller sedimentets porvatten för att sedan antingen vandra ner till grundvattnet eller ut i vattnet ovanför sedimenten. Transport till vattnet ovanför sedimenten kan även ske via bioturbation vilket innebär att levande organismer rör runt i sedimenten. Ett exempel på detta är hur täta bestånd av vitfisk via sitt födosök i bottenregionen kan röra upp stora mängder av sediment och på så sätt frigöra massor av fosfater. Kraftiga vindar och vattenrörelser kan på samma sätt frigöra fosfater från sediment (Tonderski *et al*, 2002).

Till våtmarker och vattendrag kommer fosfor som löst fosfat (PO_4^{3-}), lösta organiska föreningar (DOP) och partikelbundet fosfor (POP och PIP). Den form av fosfor som dominerar beror på vad det är för miljö och omgivningar. Faktorer som jordart, markanvändning, markens lutning och marktäckning påverkar formen av fosfor. Vatten som t.ex. avrinner från en jordbruksmark innehåller oftast en högre andel partikelbundet fosfor än vatten från en skogsmark (Ulén, 1997).

1.1.4 Lagstiftning för enskilda avlopp

1.1.4.1 Miljöbalken

Utsläpp av avloppsvatten är enligt miljöbalken (MB) (Miljödepartementet, 1998) 9:1 miljöfarlig verksamhet.

Vidare definierar MB 9:2 vad som avses med avloppsvatten.

”Med avloppsvatten avses

- spillvatten eller annan flytande orenlighet
- vatten som använts för kylning
- vatten som avleds för sådan avvattning av mark inom detaljplan som inte görs för en viss eller vissa fastigheters räkning, eller
- vatten som avleds för avvattning av begravningsplats.”

MB 9:7 föreskriver att ”avloppsvatten ska renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer. För detta ändamål skall lämpliga avloppsanordningar eller andra inrättningar utföras.”

I MB 1:1 andra stycket står hur MB ska tillämpas.

”Miljöbalken ska tillämpas så att

1. människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan,
2. värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas,
3. den biologiska mångfalden bevaras,
4. mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas, och
5. återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energifrämjas så att kretslopp uppnås.”

Stefan Rubenson, som ledde arbetet med miljöbalken säger följande om de allmänna hänsynsreglerna i MB 2kap i sin bok ”Miljöbalken – den nya lagstiftningen” (2002):

”De allmänna hänsynsreglerna, 2 kap., har alltså den grundläggande innebörden att det är en skyldighet för den som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd som märkbart kan påverka omgivningen att ha den kunskap och vidta de skyddsåtgärder och iaktta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att hindra eller motverka olägenhet eller skada på människors hälsa eller miljön på grund av verksamheten eller anläggningen som sådan.”

1.1.4.2 Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH)

I FHM 12 § (Miljödepartementet, 1998) ställs krav på att alla avlopp ska ha längre gående rening än slamavskiljare.

Enligt 13 § krävs tillstånd för att ansluta en vattentoalett till ny eller befintlig anläggning (se bilaga 4). Det innebär att även om en toalett ska kopplas på en befintlig anläggning så är det tillståndspliktigt. Avlopp utan WC är anmälningspliktiga.

Det finns även möjligheter enligt 13 § att införa lokala föreskrifter där tillstånd krävs för andra enskilda avlopp än sådana med WC.

14 § säger att det är förbjudet att utan anmälan ändra anläggning som avses i 13 §. Men bara om det kan ändra mängden och sammansättningen på avloppsvattnet.

1.1.4.3 Förvaltningslagen

Enligt *förvaltningslagen* 4 § (Justitiedepartementet, 1986) ska myndigheter lämna upplysningar, vägledning, råd och annan hjälp till enskilda. Hjälpen ska lämnas i den utsträckning som är lämplig med hänsyn till frågans art, den enskildes behov av hjälp och myndigheternas verksamhet. Det är viktigt att dra gränsen mellan rådgivning och konsultverksamhet

1.1.4.4 EG:s ramdirektiv för vatten

Beslutet att upprätta ett direktiv för åtgärder på vattenpolitikens område togs av Europaparlamentet och rådet i december 2000. Syftet med direktivet är att skydda kvaliteten på vattnet och vattenmiljön inom unionen. Skyddet avser både kvalitet och kvantitet och omfattar ytvatten (inlandsytvatten, vatten i övergångszon och kustvatten), och grundvatten. Vidare avser inte direktivet enbart vattenkvaliteten utan även vattenmiljön i sin helhet. Beslutet innebär att en splittrad vattenreglering nu integreras och EU tar ett helhetsgrepp om hela vattenpolitiken. Detta förutsätts leda till bättre samordning av resurser och att man klarar av att lösa problemen med vattenmiljön inom unionen (Statens Offentliga Utredningar, 2002).

Direktivet får till följd att Sverige kommer att delas in i avrinningsområden och myndigheterna inom varje sådant område ansvarar för kvaliteten på vattnet och vattenmiljön (Statens Offentliga Utredningar, 2004). Vidare kommer allt vatten att klassificeras enligt vissa definitioner för att fastställa dess ekologiska och kemiska status och det kommer att införas miljökvalitetsnormer för vissa farliga ämnens förekomst i ytvatten. Dessutom stramas regleringen av grundvatten upp så till vida att man kommer att ange miljömål för både kvalitet och kvantitet. Direktivet innebär ett kombinerat arbetssätt som innefattar utsläppsreglering, bästa möjliga teknik och regler för miljökvaliteten på vattnet. Ramdirektivet är bindande för medlemsländerna och ska vara genomfört senast 2015 (Statens Offentliga Utredningar, 2002).

1.2 Syfte

Syftet med detta arbete är att göra en miljöstrategisk jämförelse mellan markbädd och rotzon som reningsmetod för enskilt avlopp. Detta har ej tidigare gjorts. Arbetet utgör en del av ett stort Interregprojekt, *IIIA-RENTvatten*, som omfattar hela öresundsregionen. Den miljöstrategiska infallsvinkeln innebär att fler aspekter vävs in än själva reningseffektiviteten, problem och möjligheter med ekonomi respektive juridik belyses också. Naturvårdsverket förordar markbäddar och anser rotzoner som okonventionella. Detta innebär att om en markägare vill anlägga en rotzon så får han/hon själv stå för ett provtagningsprogram. Detta arbete avser påvisa att rotzoner är ett väl så bra alternativ som markbäddar.

1.3 Hypoteser

- Reningseffektiviteten är minst lika bra i en rotzon som i en markbädd
- Markbäddar har i dagsläget juridiska fördelar
- Livslängden är jämförbar för båda typer av anläggningar
- Rotzoner är dyrare i anläggning än markbäddar
- Växtligheten är av stor betydelse i en rotzon
- Rotzoner fungerar även vintertid
- En äldre rotzon med större rotsystem fungerar bättre än en yngre med mindre rotsystem
- Det kommer att ske en övergång från krav på en viss teknik till krav på funktionsduglighet

2. Metod

2.1 Litteraturstudie

Arbetet baserar sig på en grundlig litteraturstudie som gett nödvändiga baskunskaper för korrekt och vetenskaplig genomförande av provtagning i fält samt analys av provtagningens resultat.

2.2 Enkät

Avloppsvatten kan vara av skiftande karaktär beroende på det enskilda hushållets vattenanvändning. Därför var det betydelsefullt att alla hushåll som ingick i undersökningen fick besvara en enkät (se bilaga 1). Sex hushåll deltog i studien och sex hushåll besvarade enkäten. Svaren kan ge förklaring till det enskilda hushållets karaktär på sitt avloppsvatten.

2.3 Lokalbeskrivning

2.3.1 Markbädd 1

Den första markbädden (se bilaga 3) ligger i jordbrukslandskap i Hörby kommun. Den renar avloppsvatten från två personer och blev godkänd 1999-12-15. Ingen vattenmätare finns men belastningen uppskattas till ca 400 liter vatten per dygn (normal förbrukning ca 200 liter per dygn och person). Avloppsvattnet består av BDT-vatten (bad, disk och tvätt) och vatten från vanlig toalett. Hushållet använder både miljömärkta och icke miljömärkta rengöringsmedel. Markbädden ligger precis sidan om en åkermark. Trekammarbrunnen i anslutning till markbädden är av betong och tömdes senast 2003-08-07.

2.3.2 Markbädd 2

Även den andra markbädden (se bilaga 3) ligger i jordbrukslandskap i Hörby kommun. Den renar avloppsvatten från fyra personer och blev godkänd 1994-08-22. Ingen vattenmätare finns och belastningen uppskattas till ca 800 liter per dygn. Avloppsvattnet består av BDT-vatten och vatten från vanlig toalett. Hushållet använder sig endast av miljömärkta rengöringsmedel.

Markbädden ligger även den i direkt anslutning till en åkermark. Trekammarbrunnen i anslutning till markbädden är av betong och tömdes senast 2004-03-18.

2.3.3 Markbädd 3

Den tredje markbädden (se bilaga 3) ligger i jordbrukslandskap i Helsingborgs kommun. Den renar avloppsvatten från fyra personer och blev godkänd 1999. Avloppsvattnet består av BDT-vatten och vatten från snålspolande toalett. Med snålspolande toalett uppskattas det att man sänker vattenförbrukningen med ca 15 liter per person och dygn, grovt uppskattat beroende på hur gammal toalett man jämför med (IFÖ Sanitär, 2004). Detta hushåll saknar även det vattenmätare och förbrukningen uppskattas med avdrag för snålspolande toalett till ca 740 liter per dygn. Man använder sig av både miljömärkta och icke miljömärkta rengöringsmedel i hushållet. Markbädden ligger vid en landsväg och trekammarbrunnen i anslutning till markbädden är av en senare modell i hårdplast. Tömning av trekammarbrunnen skedde senast i slutet av november 2003.

2.3.4 Rotzon 1

Den första rotzonen (se bilaga 3) ligger i jordbrukslandskap i Hörby kommun. Den blev anlagd under hösten 2002 och renar avloppsvatten från två personer. Avloppsvattnet består av BDT-vatten och vatten från snålspolande toalett. Hushållet saknar vattenmätare och förbrukningen uppskattas med avdrag för snålspolande toalett till ca 370 liter per dygn. Man använder sig endast av miljömärkta rengöringsmedel i detta hushåll. Vid sidan om rotzonen ligger en skogsdunge och en betesmark. Trekammarbrunnen är av betong och blev tömd senast någon gång under hösten 2003. Växtligheten av vass i rotzonen är god och ägaren skördar den gamla vassen efter sista nattfrosterna på våren. Detta för att vassen skall bygga upp större rotsystem under kommande växtsäsong. Denna anläggning är den enda som hade en vattenspegel ovanför singelbädden vid provtagning. Efter rotzonen finns en fosforfälla (brunn fylld med fosforadsorberande material), mätningar efter denna kunde inte göras då det ej fanns något vattenflöde. Provtagningen är således endast utförd på själva rotzonen. Flöden igenom fosforfällan leds ut till en damm.

2.3.5 Rotzon 2

Den andra rotzonen (se bilaga 3) ligger i jordbrukslandskap i Kävlinge kommun. Den blev anlagd 2001 och renar avloppsvatten från fem personer. Avloppsvattnet består av BDT-vatten och vatten från vanlig toalett. I detta hushållet finns inte heller en vattenmätare och förbrukningen får därför uppskattas till ca 1000 liter per dygn. Man använder sig av både miljömärkta och icke miljömärkta rengöringsmedel. I anslutning till rotzonen finns åkermark. Trekammarbrunnen är av betong och tömdes senast i januari 2004. Växtligheten av vass i rotzonen är mycket dålig och det finns endast lite i början av rotzonen. Det är med andra ord en rotzon med väldigt få rötter i, vilket innebär att poängen med en rotzon går förlorad. Ägaren klagade över att det mest var ogräs i rotzonen istället för vass. Rotzonen har utlopp i ett öppet dike.

2.3.6 Rotzon 3

Den tredje rotzonen (se bilaga 3) ligger i Halmstads kommun i ett jordbrukslandskap med inslag av betesmark. Den anlades i augusti 1995 och renar avloppsvatten från fyra personer. Avloppsvattnet består av BDT-vatten och vatten från vanlig toalett. Vattenmätare saknas och förbrukningen uppskattas därför till ca 800 liter per dygn. Hushållet använder sig endast av miljömärkta rengöringsmedel. Trekammarbrunnen i anslutning till rotzonen är av en senare modell och är i hårdplast. Tömning av trekammarbrunnen skedde senast oktober 2003. Växtligheten av vass i rotzonen är god. Till skillnad från de andra rotzonerna som har en uppsamlingsbrunn vid utloppet har denna rotzon ett direkt utlopp via ett plaströr. Från utloppet rinner vattnet ner i ett öppet dike som sedan leds till en våtmark.

Bakgrundsfakta för respektive anläggning				
	<u>Personer</u>	<u>Anlagd år</u>	<u>Belastning l/dygn</u>	<u>Miljömäta rengöringsmedel</u>
Markbädd 1	2	1999	400	Delvis
Markbädd 2	4	1994	800	Endast
Markbädd 3	4	1999	740	Delvis
Rotzon 1	2	2002	370	Endast
Rotzon 2	5	2001	1000	Delvis
Rotzon 3	4	1995	800	Endast

Tabell 1. Sammanställning över bakgrundsfakta för respektive anläggning

2.4 Hydrologi

Markbäddar kan ibland ha problem med grundvattenintrång. För att vara säker på att de utgående proverna från markbäddarna inte var uppblandade med grundvatten valdes markbäddar som är täta och därmed inte drabbas av utspädning. Annars skulle det finnas en risk att provresultaten visat en felaktig reningsprocent.

För att den hydrologiska balansen ska vara fullständig krävs mätningar av nederbörd och uppskattning av evapotranspiration (Howard-Williams, 1985). Det finns även en viss deposition av kväve via nederbörden som kan vara intressant ta i beaktande vid beräkningar av kvävebelastningar. Det är dock i detta sammanhang blygsamma siffror. Enligt mätningar gjorda av IVL Svenska Miljöinstitutet AB var årsvåtdepositionen 2002 i sydvästra Sverige (område 6 enligt IVL) för både nitrat och ammonium vardera 0,5 g/m², med andra ord regnar det runt 1 g totalkväve per kvadratmeter och år. Hänsyn har tagits till alla dessa parametrar har det tagits hänsyn till, men bortses från i det här arbetet. Anledningen är att proverna tagits under en period utan nederbörd och att evapotranspirationen uppskattas till en mycket liten del av hydrologin då proverna togs innan vassen i rotzonerna börjat växa. Samtliga anläggningar utom en saknar dessutom vattenspiegel vilket gör att evaporationen är låg. Även i anläggningen med en mindre vattenspiegel bör evaporationen vara låg då provtagningen i detta fall ägt rum i slutet av mars månad. Uppgifter om de enskilda hushållens vattenförbrukning saknas eftersom de har egen brunn och därmed inte har behov av en vattenförbrukningsmätare. Men vid normal vattenförbrukning används ca 200 liter per person och dygn vilket använts vid beräkningarna.

2.5 Provtagning

För att studera effektiviteten på markbäddarna och rotzonerna valdes fokus på massbalansen för fosfor och kväve genom dessa anläggningar. En massbalans skall grundas på provtagning och analys av totalhalt av respektive ämne. Detta eftersom beräkningar på en enskild fraktion som t.ex. nitrat riskerar att bli felvisande via denitrifikation m.m. (Leonardson, 1994).

Proverna har tagits vid markbäddarnas respektive rotzonernas in- och utlopp vid ett tillfälle. Vid varje provtagningsspunkt togs det tre prover, för att kunna beräkna standardavvikelser. De få proverna och provtagningstillfällena leder till en viss osäkerhet i våra resultat och tolkningar av dessa. Proverna har tagits med hjälp av en två meter lång metallstång med hållare för flaska. Plastflaskor på 250 ml användes. Då det rörde sig om små flöden fick "provhämtaren" modifieras något. Flaskhalsen skars av på en 250 ml plastflaska och monterades horisontellt på metallstångens ände. Genom denna modifiering kunde prover tas från små vattenflöden ända nere vid botten av rörledningar. För markbäddarna med utlopp direkt i ett rör var detta ett måste om det skulle gå att få några prover alls. Det var bekymmersamt att få upp provvatten utan att få med sediment som rörts upp. Detta sediment får inte komma med då det, precis som det låter, ligger sedimenterat och varken transporteras in eller ut ur anläggningarna. De tagna proverna frystes sen in snabbast möjligt (1-4 timmar efter provtagningstidpunkten) eftersom de kemiska

analyserna inte kunde utföras samma dag. Datumet för provtagningarna av markbädd 1-2 och rotzon 1-2 var 2004-03-30. För markbädd 3 och rotzon 3 var provtagningsdatumet 2004-04-19.

2.6 Provanalys

Proverna filtrerades med OOK filter innan analys för att bli av med eventuellt sediment. En uppslutning försöktes för att mäta totalhalten av kväve och fosfor. Uppslutningen fungerade inte för totalhalten av kväve för alla prover. Därför kördes ammonium och nitrat istället. Halten av organiskt kväve är endast några få procent så det går bra att använda summan av nitrat och ammonium som totalhalt av kväve, detta enligt labbingenjör Tommy Olsson, vid *Avdelningen för Växtekologi och Systematik, Lunds Universitet*, som utförde analyserna.

2.7 Resultatbearbetning

Resultaten från bilaga 2 ligger till grund för alla beräkningar. Kväve- och fosforreduktionen för respektive anläggning räknades ut genom att dividera medelvärdet för utgående vatten med medelvärdet för inkommande vatten. För att få svar i procent på reduktionen användes den enkla formeln: $(1 - (\text{utvärde} / \text{invärde})) * 100$. Blir resultatet av denna formel negativt rör det sig inte om en reduktion, utan det sker en ökning istället. Alla diagram och uträkningar av standardavvikelser är gjorda i Excel.

3. Resultat och diskussion

3.1 Reningseffektivitet

3.1.1 Markbäddar

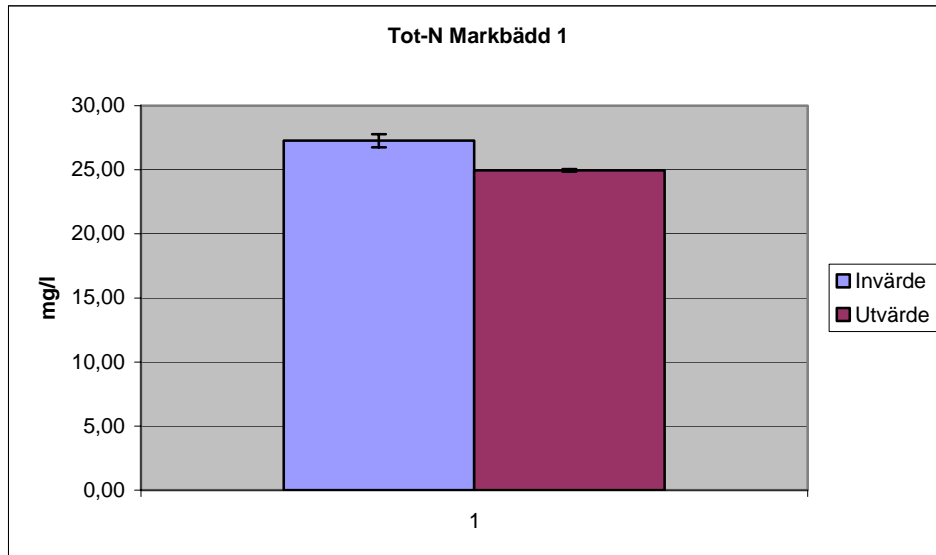


Diagram 1. In- och utvärde för total-N för Markbädd 1, n=3.

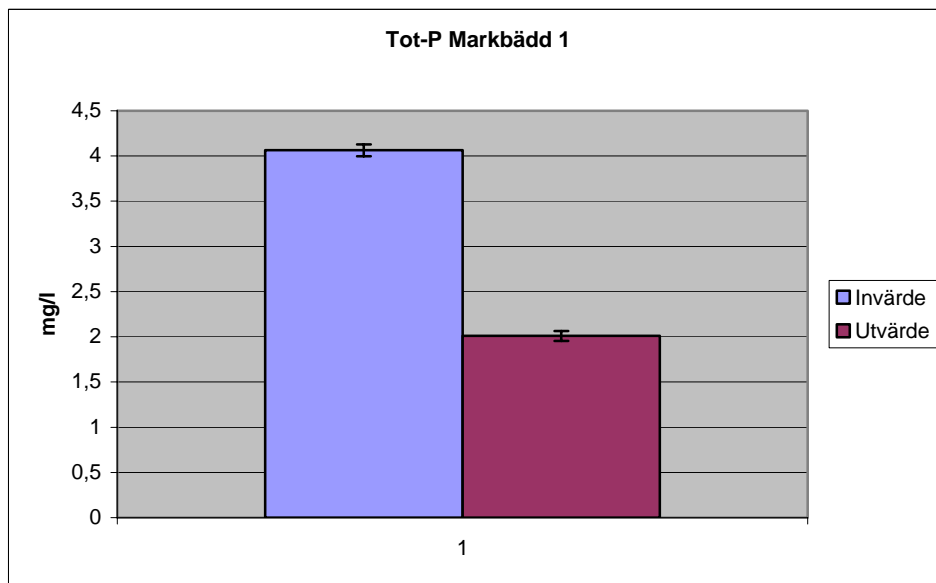


Diagram 2. In- och utvärde för total-P för Markbädd 1, n=3.

Markbädd 1 renar kväve dåligt men den nitrifierar mycket bra eftersom i stort sett all ammonium övergår till nitrat. Fosforeringen är god. Dock är invärdena för fosfor låga. Det kan bero på att hushållet består av bara två äldre personer och de använder en del miljömärkta rengöringsmedel.

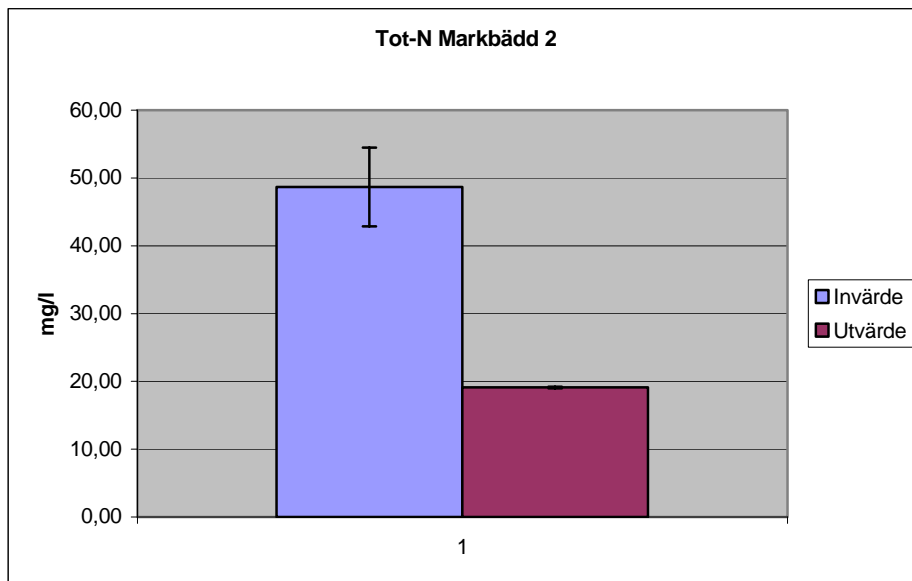


Diagram 3. In- och utvärde för total-N för Markbädd 2, n=3.

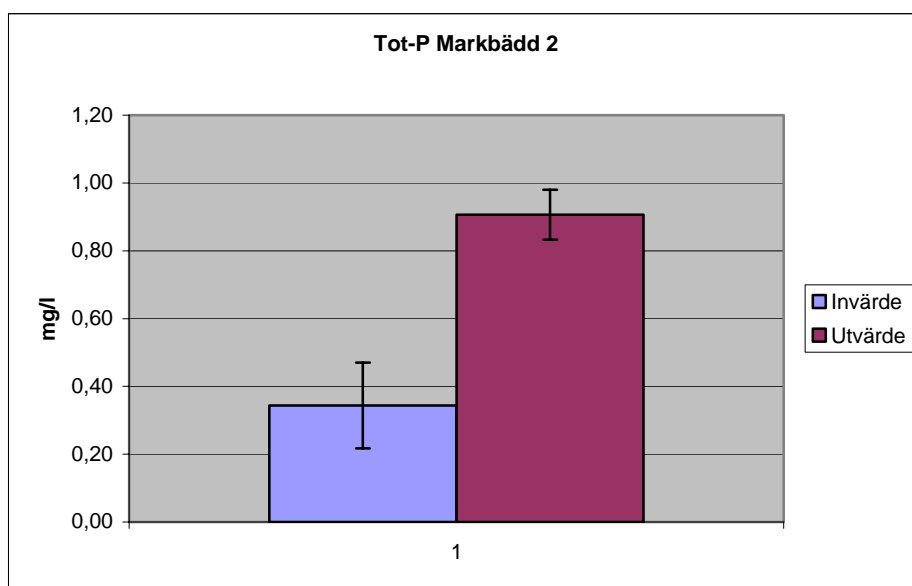


Diagram 4. In- och utvärde för total-P för Markbädd 2, n=3.

Markbädd 2 fungerar utmärkt för rening av kväve. Däremot så läcker anläggningen fosfor. Det beror antagligen på att anläggningen är omkring tio år gammal. Som tidigare nämnts antas materialet i en markbädd vara mättat efter denna tid. Nu gör det inte så mycket i det aktuella fallet eftersom invärdena är mycket låga. Det kan bero på att hushållet endast använder miljömärkta rengöringsmedel.

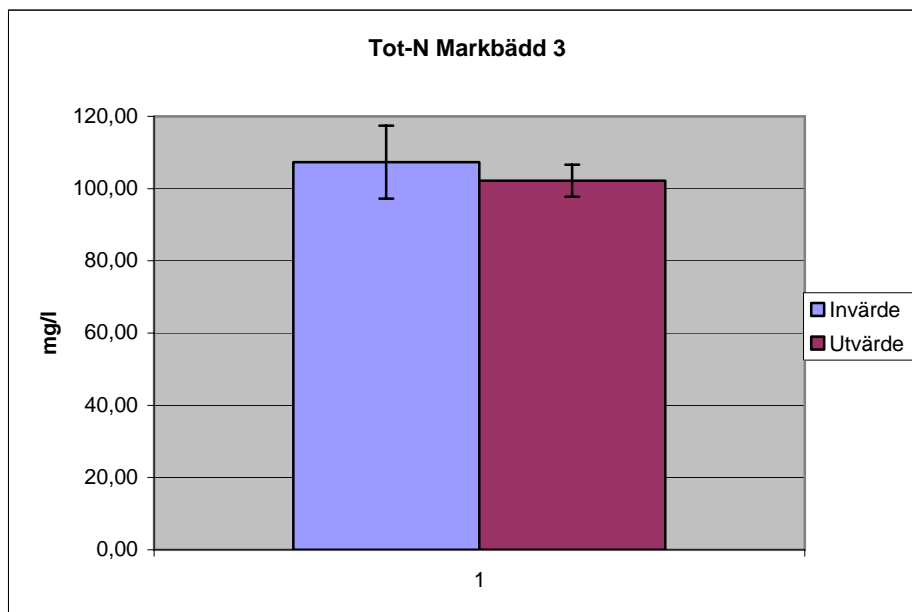


Diagram 5. In- och utvärde för total-N för markbädd 3, n=3.

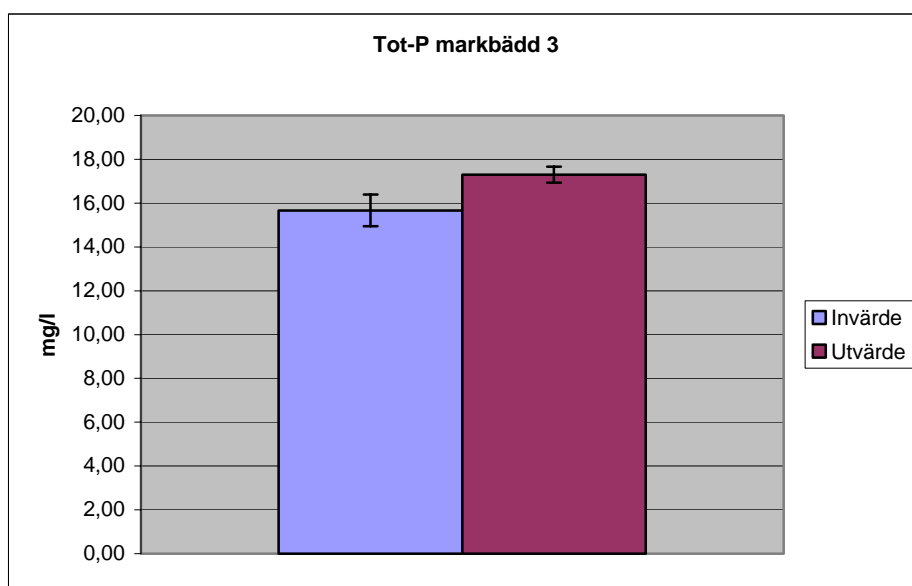


Diagram 6. In- och utvärde för total-P för Markbädd 3, n=3.

Markbädd 3 är riktigt dålig både när det gäller fosfor- och kvävereduktion. Detta resultat förvånar eftersom anläggningen bara är fem år gammal. Det finns misstankar om kanalisering i materialet då reningen är obetydlig. Invärdena för kväve är väldigt höga och det kan bero på att de använder sig av snålspolande toalett vilket innebär att koncentrationen i avloppsvattnet ökar.

3.1.2 Rotzoner

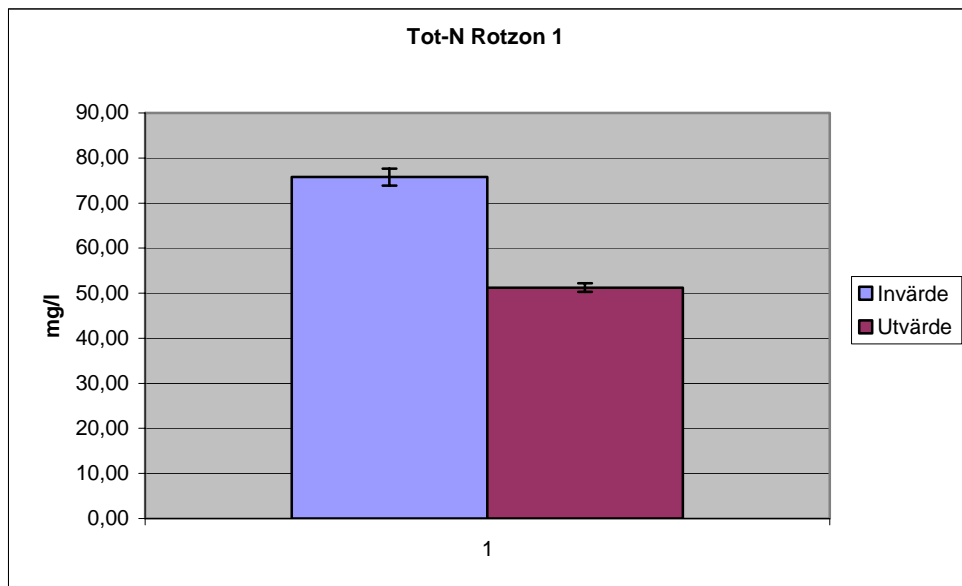


Diagram 7. In- och utvärde för total-N för Rotzon 1, n=3.

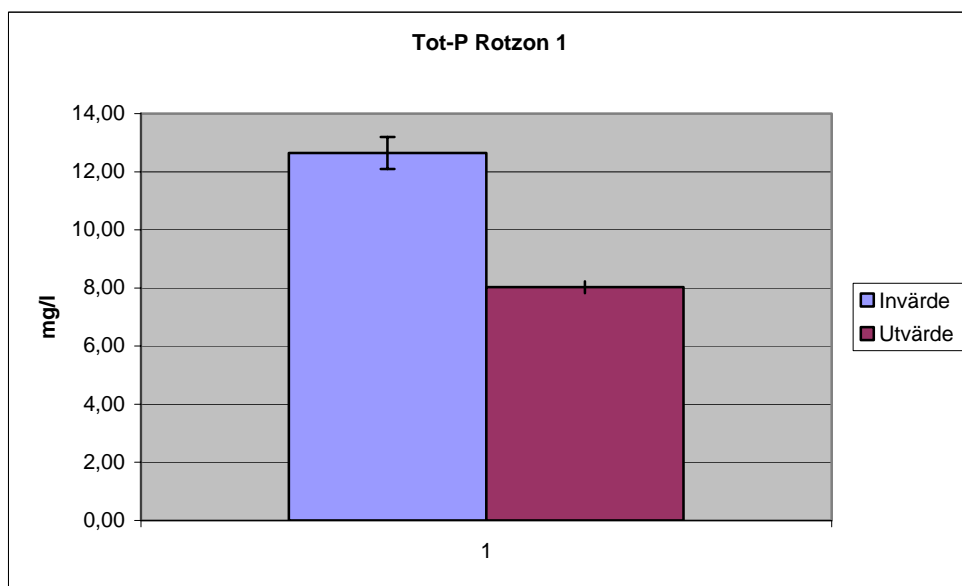


Diagram 8. In- och utvärde för total-P för Rotzon 1, n=3.

Rotzon 1 fungerar bra både när det gäller fosfor- och kvävereduktion. Även här har vi höga invärden för kväve. Detta kan återigen förklaras med en snålspolande toalett som ger förhöjd koncentration i inloppsvattnet till rotzonen. Hushållet använder bara miljömärkta rengöringsmedel vilket inte ger lika tydlig effekt på fosforhalten i avloppsvattnet som för Markbädd 2.

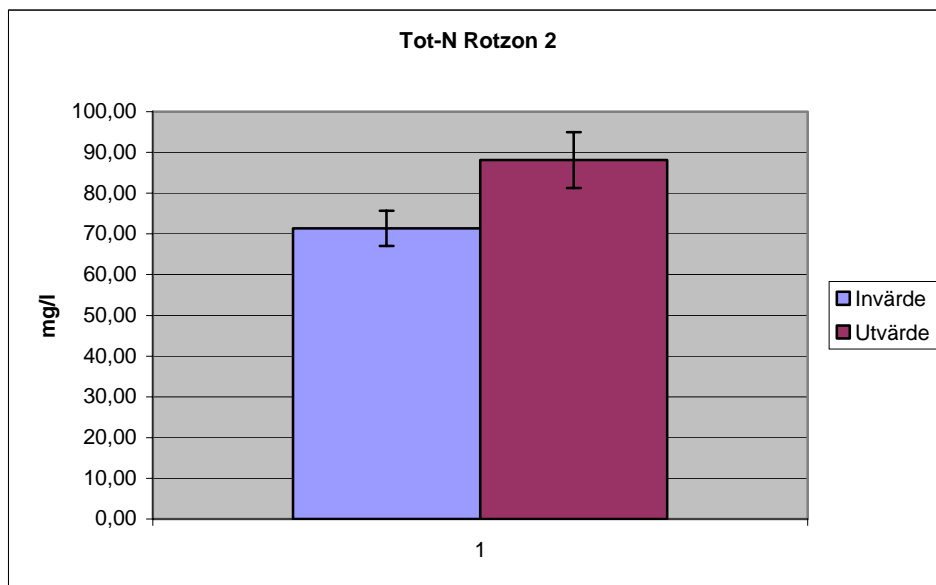


Diagram 9. In- och utvärde för total-N för Rotzon 2, n=3.

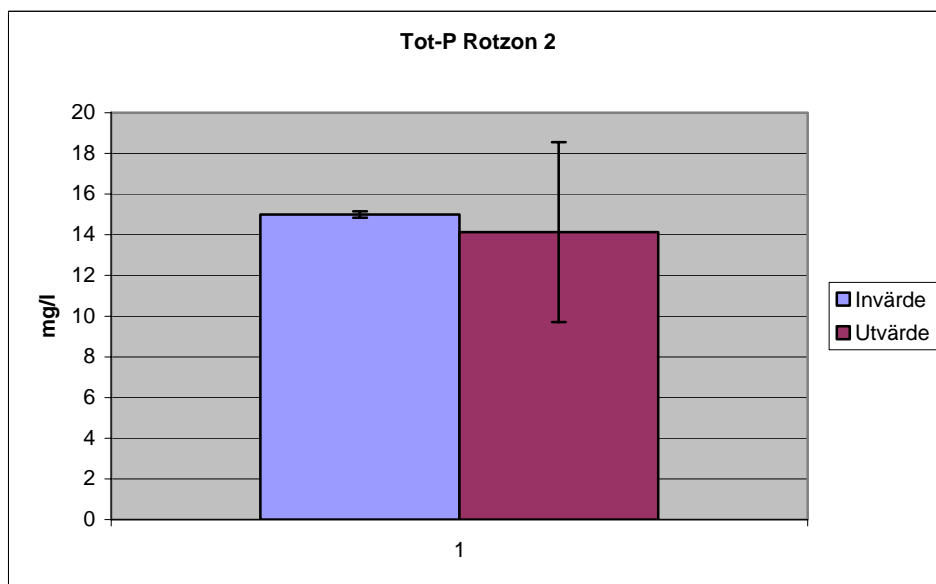


Diagram 10. In- och utvärde för total-P för rotzon 2, n=3.

Rotzon 2 är dålig. Både nitrifikationen och denitrifikationen är obetydlig. Däremot ökar ammoniumhalten vilket är svårt att förklara. Fosforhalten i anläggningen är i princip oförändrade. Resultaten från Rotzon 2 är inte direkt överraskande då vass bara växer på första tredjedelen av rotzonen. Detta medför att rotzonen saknar tillräckligt stort rotsystem för närsaltsreduktion.

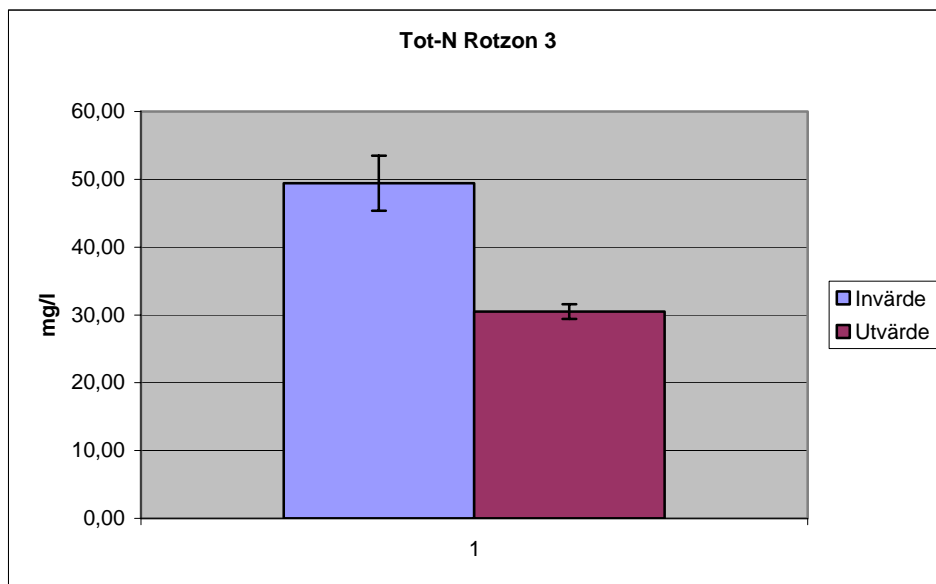


Diagram 11. In- och utvärde för total-N för rotzon 3, n=3.

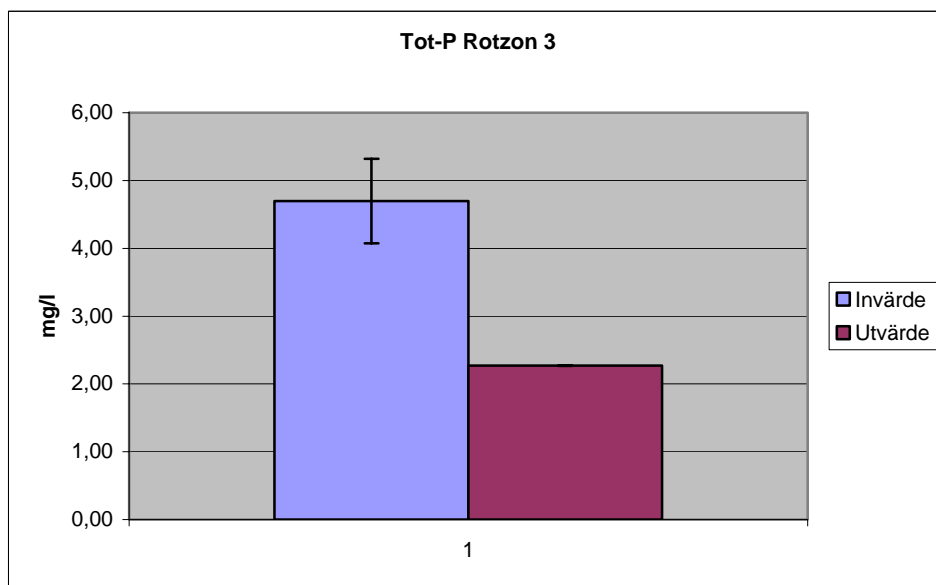


Diagram 12. In- och utvärde för total-P för rotzon 3, n=3.

Rotzon 3 är den bästa av de tre rotzonerna. Det är inte förvånande eftersom växtligheten av vass var mycket god. Däremot är det förvånande ur det perspektivet att det också är den äldsta. Kanske är det så att en äldre markbädd har ett mer välutvecklat rotsystem än en yngre anläggning. Den fungerar bra både när det gäller kväve- och fosforreduktion. Hushållet använder endast miljömärkta rengöringsmedel vilket visar sig på de låga fosforhalterna i inloppsvattnet.

	<u>N-reduktion i</u>	<u>P-reduktion i</u>
	<u>%</u>	<u>%</u>
Markbädd 1	8,48	50,5
Markbädd 2	60,8	-164
Markbädd 3	4,78	-10,4
Rotzon 1	32,4	36,5
Rotzon 2	-23,4	5,78
Rotzon 3	38,3	51,7

Tabell 2. Kväve- och fosforreduktion för respektive markbädd och rotzon vid en provtagning våren 2004

Medelvärde och standardavvikelse för in- och utvärde				
	<u>Medelv. Tot-N in / ut</u>	<u>Stand. Tot-N in / ut</u>	<u>Medelv. Tot-P in / ut</u>	<u>Stand. Tot-P in / ut</u>
	(mg/l)		(mg/l)	
Markbädd 1	27,7 / 25,0	0,50 / 0,10	4,06 / 2,01	0,07 / 0,06
Markbädd 2	48,7 / 19,1	5,80 / 0,13	0,34 / 0,91	0,13 / 0,07
Markbädd 3	107 / 102	10,1 / 4,45	15,7 / 17,2	0,73 / 0,37
Rotzon 1	75,8 / 51,2	1,88 / 0,96	12,7 / 8,03	0,55 / 0,21
Rotzon 2	71,4 / 88,1	4,34 / 6,86	15,0 / 14,1	0,15 / 4,42
Rotzon 3	49,4 / 30,5	4,07 / 1,10	4,70 / 2,27	0,62 / 0,01

Tabell 3. Medelvärde och standardavvikelse för in- och utvärde för respektive markbädd och rotzon vid en provtagning våren 2004

Standardavvikelserna är högre för invärdena jämfört med utvärdena i alla anläggningar utom en. Det är bara Rotzon 2 som visar på omvänt förhållande. Att standardavvikelsen är högre för invärdena kan bero på att en mer eller mindre stor andel sediment kom med i dessa prover. De utgående proverna var i stort sett sedimentfria och visar därför på stabilare provresultat. Detta resonemang stärks av att utvärdena för Rotzon 2 innehöll klart mer sediment än utvärdena från övriga anläggningar.

Det har framkommit kritik mot rotzoner som hävdar att de inte skulle fungera på vintern. Men undersökningar i England (Mander & Jenssen, 2003) och i Danmark (Brix, 2000) visar att rotzoner fungerar väl så bra även på vintern. Enligt resultat från Tyskland (Kern, 2003) verkar det som om bakterierna påverkas mer av tillgången på kol än av temperaturen. Även om bakterierna minskade i antal så påvisade resultaten hög effektivitet även under den kallare vinterperioden. Däremot visar resultat från studier i USA (Hook *et al*, 2003) att skillnaden i effektivitet mellan olika växtarter är störst på vintern. Därför kan val av växtart vara extra viktigt för anläggningar i kallt klimat. När det gäller valet av växt för rotzonen så är det viktigare med ett välutvecklat rotsystem än ett stort näringsupptag, eftersom upptaget av växten är marginellt jämfört med mikrobiella aktiviteten vid rötterna (Brix, 2000). I tabell 4 listas ett antal växters näringsupptag. Även om kvickrot har ett högre upptag av kväve än vass så är vass att föredra då den har ett mycket större rotsystem än kvickrot.

	Årligt upptag av växter		Referens
	Kväve (kg/ha/år)	Fosfor (kg/ha/år)	
Vass, <i>Phragmites australis</i>	270	35	de Jong, 1976
Sjösäv, <i>Typha angustifolia</i>	260	50	de Jong, 1976
Grönslick, <i>Cladophora glomerata</i>			
+ vattenpest, <i>Elodea canadensis</i>	255	40	Gumbricht, 1991
Jättegröe, <i>Glyceria maxima</i>	198-321	30-48	Sundblad & Wittgren, 1989
Rörflen, <i>Phalaris arundinacea</i>	200-434		Bole & Gould, 1985
	262-394		Linden <i>et al</i> , 1981
	299-392	36-62	Kardos <i>et al</i> , 1977
Hundäxing, <i>Dactylis glomerata</i>	238-327	27-37	Hasselgren, 1989
Kvickrot, <i>Elytrigia repens</i>	341-542		Iskandar, 1978
Vitpil, <i>Salix alba</i> (Vedbiomassa)	107-199	23-30	Hasselgren, 1984
Vitpil, <i>Salix alba</i> (Ved- och bladbiomassa)	251-367	48-66	Hasselgren, 1984

Tabell 4. Årlig skörd av kväve och fosfor med växter som använts i olika avloppsbehandlingssystem i tempererat klimat

Rotzoner kan även fungera i större format. Rotzonen som är kopplad till Högs industriby är 300 m² stor och är byggd för 125 personekvivalenter. Den har fungerat bra sedan starten 1991 (Företagshus AB, 2003).

Undersökningar i Svalövs kommun (Almedal, 1998) visar att slammet ifrån trekammarbrunnen är för dåligt ur ett näringsämnesperspektiv för att kunna ersätta konstgödsel i jordbruket. Detta leder till att man måste anpassa avloppsanläggningar så att det också går att återvinna övriga näringsämnen.

Amerikanska resultat (Huang *et al*, 1999) visar att den procentuella reningen av Tot-N i en rotzon som funktion av uppehållstiden inte påverkas av koncentrationen i inflödesvattnet.

Däremot visar tyska studier (Schulz *et al*, 2001) att hög belastning av COD och TSS kan påverka långtidsreningen genom igensättning av rotzonen.

Det är viktigt att det från statligt håll satsas på forskning för miljöanpassning av enskilda avlopp såväl som på att initiera fullskaleförsök ute i kommuner. Samtidigt måste kommunerna införa nya rutiner, avsätta personal och skaffa sig kunskap om de olika teknikerna (Miljöteknikdelegationen, 1998).

3.2 Lager och förordningar

I miljöbalken finns inget hinder för att anlägga en rotzon istället för en markbädd eftersom miljöbalken inte ger några direkta direktiv utan endast säger att avloppsvatten ska renas så att det inte ger miljö- och hälsoproblem (Miljödepartementet, 1998).

Beträffande återvinning så kan man återvinna en liten del av näringsämnena i en rotzon genom att skörda vassen under växtsäsongen. Annars är det svårt att både i en markbädd och en rotzon återvinna större mängder näringsämnen utan att förstöra anläggningen. Graden av förstörelse bör dock vara större i en markbädd eftersom man gräver upp rör som sedan måste läggas om. Recirkulering av näringsämnena sker via spridning av det uppgrävda filtermaterialet på åkermark.

FHM är äldre än miljöbalken och är vagare i sina direktiv än miljöbalken, eftersom den bara kräver längre gående rening än slamavskiljare (Justitiedepartementet, 1986). Inte heller FHM innebär några hinder för att anlägga en rotzon istället för en markbädd.

När kommunerna ger råd och vägledning för privatpersoner som vill anlägga en avloppsreningsanläggning så följer man fortfarande allmänna råden 87:6. De förespråkar endast markbädd och infiltration (Rosén-Nilsson, 2003). Som tidigare nämnts är råden numera

tillbakadragna, men eftersom inga nya direktiv finns används fortfarande de gamla. Detta är det enda hindret ur juridisk synvinkel för införande av ny teknik som rotzoner. Det är således upp till kommunerna att avgöra vilket som är det bästa alternativet och då väljer de ofta den enkla lösningen med markbädd vilket också blir billigare för markägaren som slipper att betala för ett kontrollprogram

EG:s ramdirektiv för vatten kommer att innebära stora förändringar för den svenska avloppspolitiken. Eftersom landet delas in i avrinningsområden måste myndigheter från olika kommuner samarbeta istället för att enbart arbeta inom kommungränserna. Samtidigt införs miljökvalitetsnormer för vissa skadliga ämnen i ytvatten (Statens Offentliga Utredningar, 2002). Detta kommer att ställa stora krav på enskilda avloppsanläggningar som det med stor sannolikhet kommer att införas funktionskrav på. Frågan är då om en markbädd som är tio år eller äldre kommer att uppfylla dessa krav.

Naturvårdsverkets nya direktiv angående rening av enskilda avlopp kommer att konkretisera miljöbalkens hänsynsregler och i huvudsak inrikta sig på funktionskrav (Rosén-Nilsson, 2003).

I Sverige finns idag inga rättsligt bindande reduktionsnivåer. Däremot finns det förslag på funktionskrav. Miljöteknikdelegationen och Stockholm vatten (1999) föreslår krav på reduktion av BOD med 90 %, Tot-P med 90 % och Tot-N med 50 %. I Finland trädde en ny förordning om enskilda avlopp i kraft den 1 januari 2004. Den är inriktad på funktionskrav och bygger på den finska miljöskyddslagen. Förordningen kräver reduktion av BOD med 90 %, Tot-P med 85 % och Tot-N med 40 % (Christensen, 2003).

3.3 Ekonomi

Kostnad för en normal markbädd är 40 000-50 000 kr i anläggningskostnad plus eventuellt byte av filtermaterialet vart tionde år (Johansson, 2002). En normal rotzon bör ligga i samma anläggningskostnad som en markbädd då det är ett likartat arbete som utförs. Anläggningskostnaden för Rotzon 1 var hög då den slutade på ca 70 000 kr, men är i sammanhanget dyrare eftersom det anlades en fosforfälla i anslutning till den (Bergknut, 2004). Rotzon 3, som enligt undersökningen har bäst reningseffektivitet, kostade endast ca 15 000 kr att anlägga. Fördelaktigt vid anläggandet av Rotzon 3 var att det på plats fanns god tillgång på lera vilket kunde användas till de tätande sidoväggarna och bottenskiktet (Feuerbach, 2004). En rotzon kan tänkas ha längre funktionstid än en markbädd då den är beroende av stort rotsystem för att fungera bra. En äldre rotzon har rimligtvis större rotsystem än en yngre och fungerar följaktligen då bättre. Vad gäller rotzonsmaterialet bör detta bli fosformättat efter en viss tid och behöver bytas ut. Rotzon 3 som är nio år gammal är trots sin ålder mycket bra på fosforreduktion. Men frågan är hur länge fosforreduktionen är god? Markbädd 2 som läcker fosfor är ungefär lika gammal som Rotzon 3 och skulle kunna indikera att filtermaterialet i en markbädd blir mättat tidigare. Något som styrker detta är rotzonen i Högs industriby som är 13 år gammal och inte läcker fosfor (Företagshus AB, 2003). Är det så innebär det att det blir bättre ekonomi i en rotzon då dess funktionstid blir längre.

4. Slutsatser

- Rotzoner verkar vara ett väl så bra alternativ som markbäddar vad gäller reningseffektivitet.
- Ur ett juridiskt perspektiv har markbäddar en fördel. Rotzoner ses som okonventionella anläggningar och därför gäller hårdare regler för dessa.
- Ekonomiskt kan rotzoner ha en fördel p.g.a. längre livslängd eftersom materialet i en markbädd fosformättas fortare.
- God växtlighet med ett välutvecklat rotsystem är en förutsättning för att rotzoner ska fungera väl.
- Rotzoner verkar fungera tillfredsställande trots att det inte är växtsäsong.
- Äldre rotzoner förefaller fungera bättre än yngre.
- Funktionskrav för enskilda avloppsanläggningar är ett krav om det ska vara möjligt att implementera EG:s ramdirektiv för vatten.

5. Referenser

af Petersen, E – WRS Uppsala AB, 2004-03-31, *Presentation under konferens i Helsingør*

Almedal, C., 1998, *Lokal hantering av slam från enskilda avlopp i Svalövs kommun*, SLU, Uppsala

Bergknut H., 2004-03-15, Miljökontoret Hörby kommun, muntligt information

Bole, J.B. & Gould, W.D., 1985, *Irrigation of forages with rendering plant waste water: forage yield and nitrogen dynamics*, J. Environ

Boström, B., Jansson, M. & Forsberg, C. 1982. *Phosphorus release from lake sediments*. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 18:5-59

Bowden, W.B. 1987. *The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands*, Biogeochemistry 4:313-348

Brix, H., 2000, Vedvarende energi & miljö nr. 6 s. 26-27., *Ny brug af rodzoneanlæg*.

Christensen, J., 2003, TillsynsNytt nr. 3 s. 10-15, *Svergie på efterkälken när det gäller enskilda avlopp*

Dansk Rodzoneteknik, 2004-02-21, www.rootzone.dk, *Constructed Wetlands*

de Jong, J., 1976, *The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds*, I: Tourbier, J. & Pierson, Jr., R.W. (red.), *Biological Control of Water Pollution*, University of Pennsylvania Press, Philadelphia, USA

Feuerbach P., 2004-04-29, Hushållningssällskapet Halland, muntlig information

Företagshus AB, 2003, *Årsrapport för 2003 utsläppskontroll av rotzonsanläggningen vid Högs industriby inom Kävlinge kommun*

Gersberg, R.M, Gearheart, R.A. & Ives M., 1989, *Pathogen Removal in Constructed Wetlands for wastewater Treatment : Municipal, Industrial and Agricultural*, ed. Hammer, D.A., Lewis Publishers, Chelsea MI, USA

Gumbrecht, T., 1991, *Nutrient Reduction Using Macrophyte Systems in Temperate Climate*, TRITA-KUT/91:1064, Institutionen för Mark- och Vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm

Hasselgren, K., 1984, *Municipal wastewater reuse and treatment in energy cultivation*, I: *Water Reuse Symposium III – Proceedings 1*, AWWA Research Foundation

Hasselgren, K., 1989, *Landfill leachate treatment and reuse in soil-plant systems*, I: SARDINIA 89, *Second International Landfill Symposium – Proceedings 1*, Porto Conte, Italien

Hoffmann, C.C, Dahl, M., Blicher-Mathiesen, G. & Paludan, C. 1998. *Coupling of hydrological and biochemical processes in a freshwater wetland*. I: Hoffmann, C.C. *Nutrient retention in wet meadows and fens*. Doktorsavhandling. Københavns universitet och National Environmental Research Institute, Silkeborg, Danmark

- Hook, P.B, Stein O.R, Allen W.C & Biederman J.A, 2003, *Plant species effects on seasonal performance patterns in model subsurface wetlands*, Departement of Land Resources and Enviromental Sciences, Montana State University, Bozeman USA
- Huang, J., Reneau jr, R.B., & Hagedorn, C., 1999, *Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater*, Department of Crop and Soil Environmental Scienses, Virginal Tech, Blacksburg, USA
- Howard-Williams, C. 1985, *Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands : a theoretical and applied perspective* – Freshwat. Biol. 15:391-431
- IFÖ Sanitär, 2004-05-02,
http://www.ifo.se/templates/Page_1865.asp
- Iskandar, I.K., 1978, *The effect of waste water with reuse in cold regions on land treatment systems*, J. Environ
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2004-04-15,
http://www.ivl.se/miljo/projekt/EMEP/arsrapport_2002.pdf,
- Johansson, B., 2002, *Småskalig avloppsrening – En exempelsamling*, Formas, Stockholm
- JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 2004. *Enskilda avlopp – problem och möjligheter*.
- Justitiedepartementet, 1986, *Förvaltningslagen*, SFS 1986:223
- Kadlec, R.H.and R.L. Knight, 1996, *Treatment wetlands*, CRC Press Inc.
- Kardos, L.T., Scarsbrook, C.E & Volk, V.V., 1977, *Recycling elements in wastes through soil-plant systems*, I: Elliot, L.F. & Stevenson, F.J. (red.), *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters*, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin
- Kern, J., 2003, *Seasonal efficiency of a constructed wetland for treating dairy farm wastewater*, Institute of Agricultural Engineering, Potsdam Germany
- Leonardson, L., 1994,
Våtmarker som kvävefällor –Svenska och internationella erfarenheter, Naturvårdsverket, Gotab, Stockholm
- Lerums kommun – Miljö- och hälsoskyddskontoret, 2004. *Små avloppslösningar i Lerum*.
- Linden, D.R., Clapp, C.E. & Gilley, J.R., 1981, *Effects of scheduling municipal waste-water effluent irrigation of reed canarygrass on nitrogen renovation and grass production*, J. Environ
- Mander, Ü. & Jenssen, P., 2003, *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*, WIT PRESS
- Miljödepartementet, 1998, *Miljöbalken*, SFS 1998:808
- Miljödepartementet, 1998, *Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*, SFS 1998: 899
Miljöstyrelsen, 2004-01-26, www.mst.dk,

- Miljöteknikdelegationen, 1998. *Enskilda avlopp – funktionskrav och teknik*.
- Naturvårdsverket 9164-6, 1989. *Planera för avlopp – Faktablad 9164-6*.
- Norin, E., 1996, *Vårkompostering i ett lokalt, kretsloppbaserat behandlingssystem för toalett- och köksavfall. Förstudie av planerad bebyggelse i Horn, Västerås kommun.*, Jordbrukstekniska institutet
- Rosén-Nilsson, K., 2003, TillsynsNytt nr. 3 s. 9, *Små avloppsanläggningar upphör att gälla som allmänt råd*
- Rubenson, S., 2002, *Miljöbalken – den nya miljöretten*. Tredje upplagan, Elanders Gotab, Stockholm
- Schulz, C., Gelbrecht, J. & Rennert, B., 2001, *Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow*, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm, Berlin, Germany
- Sievers, D.M., 8th: 1998, *On-site Wastewater Treatment, National symposium on individual and small community sewage systems*, Orlando Florida, American Society of Agricultural Engineers
- Statens Offentliga Utredningar, 2002:105, *Klart som vatten, EG:s ramdirektiv för vatten – bakgrund och genomförande*
- Statens Offentliga Utredningar, 2004-04-25, www.sou.gov.se/vattenadmin
- Sundblad, K. & Wittgren, H.B., 1989, *Glyceria maxima for wastewater nutrient removal and forage production*, *Biological Wastes* 27:29-42
- Söderberg Henriette, 1999, *Kommunerna och kretsloppet – Avloppssektorns förändring från rening till resurshantering*, Kanaltryckeriet i Motala AB
- Sørensen, J., Nielsen, L.P., Christensen, P.B. & Revsbech, N.P. 1990. *Denitrifikation og iltomsætning i vandløbssedimenter*. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen. Nr. C2. Miljøministret, København Danmark
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H., 2002, *Vastra rapport 3, Våtmarksboken – Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*, AB C O Ekbladh & Co, Västervik
- Ulén, B. 1997, *Förluster av fosfor från jordbruksmark*, Naturvårdsverket, Rapport 4731
- Vymazal, J., Ottova, V., Balcarová, J. & Doušová, H., 2003, *Seasonal variation in fecal indicators removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow*, Ecology and use of wetlands, P•tipského & Insitute of Chemical Technology, Departement of Water and Environmental Technology, Czech Republic
- Wittgren H.B., 1994, *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten – kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov*, Gotab, Stockholm

Bilaga 1.

Hej!

Tack för att vi får ta prover på er avloppsanläggning. För att denna undersökning skall bli så bra som möjlig ser vi gärna att ni svarar på dessa frågor så gott ni kan.

Tack på förhand / Tom och Daniel Lunds Universitet

1. Hur stor är eran vattenförbrukning?

2. Vilken typ av avloppsvatten går till anläggningen?
 - a) -Enbart BDT (Bad, disk och tvätt)
 - b) -BDT-vatten och fekalier (urinseparering)
 - c) -BDT-vatten , fekalier och urin (vanlig toalett)

3. Vad har ni för typ av toalett? (snålspolande, gammal vattenförbrukande, urinseparerande mm)

4. Använder ni miljömärkta hushållsrengöringsmedel?

5. Bedriver ni någon verksamhet hemma?

6. När tömdes trekammarbrunnen sist?

7. Övrigt som kan påverka trekammarbrunnen och anläggningen?

Bilaga 2.

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Tot-N	Tot-P	(mg/l)
Markbädd 1					
in	26,36	0,34	26,70	4,06	
in	27,33	0,32	27,65	4	
in	27,14	0,31	27,45	4,13	
ut	0,97	24,07	25,04	2,07	
ut	0,92	23,92	24,85	1,96	
ut	0,94	24,03	24,97	2	
Markbädd 2					
in	39,72	9,25	48,97	0,44	
in	44,13	10,20	54,33	0,39	
in	20,93	21,82	42,75	0,20	
ut	0,09	18,87	18,97	0,88	
ut	0,25	18,86	19,11	0,99	
ut	0,24	19,00	19,23	0,85	
Markbädd 3					
in	108,7	0,04	108,74	15,26	
in	116,6	0,05	116,64	16,51	
in	96,6	0,04	96,62	15,24	
ut	107,2	0,04	107,22	16,97	
ut	100,6	0,01	100,62	17,69	
ut	98,7	0,03	98,76	17,23	
Rotzon 1					
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Tot-N	Tot-P	
in	77,08	0,01	77,09	12,34	
in	76,59	0,01	76,60	13,28	
in	73,60	0,01	73,61	12,32	
ut	49,73	0,39	50,12	7,87	
ut	51,71	0,14	51,85	8,26	
ut	51,65	0,05	51,70	7,95	
Rotzon 2					
in	66,53	0,03	66,56	14,99	
in	74,98	0,01	74,99	15,15	
in	72,58	0,01	72,59	14,85	
ut	80,52	0,08	80,60	9,03	
ut	89,65	< 0,01	89,65	16,71	
ut	94,06	< 0,01	94,06	16,65	
Rotzon 3					
in	45,2	0,03	45,23	5,00	
in	49,7	0,06	49,73	3,98	
in	53,3	0,05	53,35	5,11	
ut	23,0	6,73	29,73	2,27	
ut	24,7	7,06	31,76	2,26	
ut	23,2	6,80	30,00	2,28	

Bilaga 3.



Markbädd 1



Markbädd 2



Markbädd 3



Rotzon 1



Rotzon 2



Rotzon 3

Miljökontoret
251 89 Helsingborg
042-10 77 50 / 10 50 00 (vx)

Ansökan/anmälan om att inrätta enskild avloppsanläggning

SÖKANDE		FASTIGHETSÄGARE (om annan än sökanden)	
Namn		Namn	
Personnr/organisationsnr		Personnr/organisationsnr	
Adress		Adress	
Postnr och ort		Postnr och ort	
Tel bost	Arb	Tel bost	Arb

FASTIGHET	
Fastighetsbeteckning	
Adress till fastigheten	Telefon till fastigheten
	Antal personer anläggningen avser att betjäna
Typ av fastighet <input type="checkbox"/> permanentbostad <input type="checkbox"/> fritidsbostad <input type="checkbox"/> annan	

ANSÖKAN/ANMÄLAN	
Ansökan <input type="checkbox"/> nyinstallation avlopp med WC <input type="checkbox"/> anslutning av vattentoilet till befintlig avloppsanläggning	
Anmälan <input type="checkbox"/> nyinstallation avlopp utan WC <input type="checkbox"/> ändring av befintlig avloppsanläggning	
Anslutna enheter <input type="checkbox"/> WC <input type="checkbox"/> bad/dusch <input type="checkbox"/> diskmaskin <input type="checkbox"/> tvättmaskin	
<input type="checkbox"/> mjölkrum <input type="checkbox"/> annat	

ANORDNINGEN UTFÖRES AV		
Entreprenörens namn	Telefon	Mobil
Adress	Fax	
Postnr och ort	Anläggningen påbörjas senast	

V g v

FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR MARKANLÄGGNING

Egen dricksvattenbrunn		Brunnen är		<input type="checkbox"/> kommunalt vatten
Minsta avstånd till avloppet (m):		<input type="checkbox"/> grävd.....m	<input type="checkbox"/> borrarad.....m	
Annat dricksvattenbrunn inom 100 m		Brunnen är		
Minsta avstånd till avloppet (m):		<input type="checkbox"/> grävd.....m	<input type="checkbox"/> borrarad.....m	
Grundvattennivå (avstånd från markyta, m)			Nivån uppmätt (datum)	
Förmodad högsta grundvattennivå (m)				

UTFÖRANDE AV PLANERAD ANLÄGGNING

SLAMAVSKILJARE

Installationsår	Fabrikat	Volym, liter	Antal kammare
Avskiljaren typgodkänd <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nej <input type="checkbox"/> vet ej			
Övrigt			

RENING EFTER SLAMAVSKILJNING (komplettera med ritning)

<input type="checkbox"/> Infiltrationsanläggning enligt typritning nummer..... (Bifoga resultat från jordprovtagning)
<input type="checkbox"/> Markbädd enligt typritning nummer..... (utföres enligt anvisningarna i Helsingborgs stads
<input type="checkbox"/> Annat förslag:

RENINGSANLÄGGNINGENS UTFÖRANDE

Anläggningens yta (m ²)	<input type="checkbox"/> Tät botten	<input type="checkbox"/> Pumpning till anläggningen
Anordningen kopplas till (dike/vattendrag/dränering el dyl)		

ÖVRIGA UPPLYSNINGAR

TILL ANSÖKAN SKA FOGAS

- Detaljritning över den planerade avloppsanläggningen med profil och måttangivelser.
- Tomtritning med inritad VA-anläggning, förslagsvis i skala 1:500.
- Protokoll från siktanalys av jordprov taget enligt anvisningarna i SNV:s faktablad nr 2 (gäller infiltration).

ORBS - ANSÖKAN KAN INTE BEHANDLAS FÖRRÄN DEN ÄR FULLSTÄNDIG

.....
 Ort och datum Sökandens underskrift

För ansökan om nybyggnad av avloppsanläggning och/ eller inkoppling av vattentoalett uttages en avgift på 2 800 kr. För ansökan om ändring av befintlig avloppsanläggning uttages en avgift på 2 450 kr.

För er information vill vi meddela att personuppgifterna som ni lämnat vid ifyllnad av blanketten kommer att behandlas i vårt datasystem för att underlätta kontroll och tillsyn enligt miljöbalken. Om Ni vill ha ytterligare information om hur Era personuppgifter används eller om Ni vill att dessa ändras är vi tacksamma för skriftligt besked om detta till Miljökontoret.

