
Bra Små Avlopp

Slutrapport

Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar

Daniel Hellström, MP

Lena Jonsson, MP

Maria Sjöström, MP

R nr 13, juni 2003



FÖRORD

Syftet med projektet "Bra Små Avlopp" är att utvärdera och demonstrera nya lösningar för att minska utsläppen från enskilda avlopp jämfört med dagens lösningar. De anläggningar som utvärderas har valts ut via en tekniktävling vintern 1998/1999. Samtliga anläggningar är installerade vid Stockholm Vattens fastigheter kring Bornsjön, stockholmarnas reservvattentäkt, belägen i Salems och Botkyrka kommuner. Projektet har finansierats och drivits av Stockholm Vatten AB (SVAB) och Miljöteknikdelegationen (MTD)/VINNOVA¹. Även Regionplane- och trafikkontoret, Stockholms läns landsting har bidragit till finansieringen av projektet.

Deltagande leverantörer har kostnadsfritt ställt sina anläggningar till SV:s förfogande under projektiden. De företag som deltar är:

ALFA Miljöteknik/ BAGA International	Kemira Kemi - Kemwater
BB Innovation & Co	Miljö och Bioteknik - Biovac
EkoTreat	Uponor
Ifö EcoTrap Avloppssystem	Wost Man Ecology

Adressuppgifter samt kontaktpersoner för respektive företag återfinns i Bilaga 1: "Medverkande leverantörer".

Projektorganisation utgörs av en styrgrupp, referensgrupp samt en arbetsgrupp som svarar för provtagning, utvärdering och återkoppling till leverantörerna. Lennart Qvarnström, SVAB, har varit projektledare.

Projektets styrgrupp har utgjorts av:

Gunilla Brattberg ² , SVAB (projektägare)	Erik Kärrman, Scandiaconsult ⁵
Anders Finnson ³ , SVAB (projektägare)	Christer Lännergren, SVAB
Daniel Hellström, SVAB (bitr. projektledare)	Carl Naumburg, VINNOVA
Hans-Olov Henriksson, Nykvarns kommun	Ola Palm ⁴ , JTI (adjungerad)
Mats Johansson ⁴ , VERNA (adjungerad)	Carl-Magnus Pettersson ⁶ , MTD
	Lennart Qvarnström, SVAB (projektledare)

Projektets referensgrupp har utgjorts av representanter från följande organisationer under hela eller delar av projektet:

Boverket	Bertil Jönsson
FORMAS/BFR	Henrik Graf, Björn Sellberg
Konsumentverket	Bengt Littorin
IEH ⁷	Lisa Aae-Redin, Eva Wahlström
JTI	Ola Palm, Lennart Thyselius
LRF	Jan Eksvärd

¹ MTD upphörde att existera som egen organisation den 31 december 2000. MTD:s åtagande i projektet administreras sedan den 1 januari 2001 av VINNOVA.

² Projektägare 1998-10-01 - 1999-02-28, 2002-08-31 - 2003-03-31

³ Projektägare 1999-03-01 - 2002-08-31,

⁴ Mats Johansson och Ola Palm var projektsekreterare till och med 31 maj 1999.

⁵ Erik Kärrman arbetade fram till den 31 december 2000 vid VA-teknik, Chalmers.

⁶ Carl-Magnus Pettersson ersatte Helene Carlsson som MTDs representant den 1 december 1998.

⁷ Statens Institut för Ekologisk Hållbarhet

Miljödepartementet	Kjell Rosén
Naturvårdsverket	Egon Enocksson, Elisabeth Kvarnström, Elisabeth Öhman
Stockholm Vatten	Bo Twengström
SVA ⁸	Ann Albihn, Leena Sahlström
Svenska Kommunförbundet	Bo Rutberg
Svenskt Vatten/VAV	Karin Book, Jan Falk, Maria Vink

I referensgruppen har även Jan-Olof Drangert (Linköpings universitet), Petter Jensen (Norges Lantbrukshögskola), Håkan Jönsson (SLU) och Björn Vinnerås (SLU) funnits med.

Provtagningen har utförts av personal och examensarbetare från Stockholm Vatten: Johan Frank, Daniel Hellström, Örjan Isgren, Lena Jonsson, Lisa Nilsson (examensarbetare), Therese Norén (examensarbetare), Marika Palmér Rivera, Lennart Qvarnström, Peter Rådén, Gunnar Schön, Maria Sjöström och Cedric Vallét. Taisto Silander, Peter Rådén, och Gunnar Axelsson (Styrhytten AB) har hjälpt till att flytta runt den provtagningsutrustning som använts. Taisto och Gunnar har även svarat för de markarbeten som gjorts i samband med installation av anläggningarna. Provtagningsutrustningen har leverats och servats av Vattenresurs AB. Avloppsvatten, slam och urin har analyserats hos AnalyCen Nordic AB. Stickprover för analys av bakteriehalter har analyserats av Stockholm Vatten och resultat från analyserna har bearbetats med stöd av Marianne Ahlfeld. Stockholm Vatten har även genomfört provtagning och analys av kranvattnet i de hus som berörts av projektet.

För utvärderingen, resulterande i bland annat denna rapport, svarar Daniel Hellström och Lena Jonsson. Marika Palmér Rivera har genomfört en intervjuomgång med de boende. Maria Sjöström har sammanställt driftserfarenheter, ekonomi samt gjort uppföljande intervjuer med de boende samt sammanställt dessa. Caroline Serrander har sammanställt material beträffande resursförbrukning och miljöpåverkan. Elin Larsson har deltagit i delar av arbetet med rapporten. Anläggningsbeskrivningarna är reviderade utifrån det material som Lisa Nilsson och Therese Norén har presenterat i sitt examensarbete.

⁸ Statens Veterinärmedicinska Anstalt

SAMMANFATTNING

Syftet med projektet "Bra Små Avlopp" var att utvärdera och demonstrera nya lösningar för att minska utsläppen från enskilda avlopp jämfört med dagens lösningar. Projektet har till stor del även varit ett utvecklingsprojekt där de flesta anläggningarna modifierats och successivt förbättrats.

De anläggningar som utvärderats har valts ut från ett trettiotal tävlingsbidrag via en tekniktävling vintern 1998/1999. 15 anläggningar från åtta leverantörer (ALFA Miljöteknik/BAGA International, BB Innovation & Co, EkoTreat, Ifö EcoTrap Avloppssystem, Kemira Kemi - Kemwater, Miljö och Bioteknik - Biovac, Uponor och Wost Man Ecology) har utvärderats under tre år (2000 - 2002) vid Stockholm Vattens fastigheter kring Bornsjön.

Av anläggningarna utgörs sju av minireningsverk, fyra av sorterande avloppsanläggningar samt fyra av kemisk fällning i kombination med markbäddar (Tabell 1).

Tabell 1. Beskrivning av anläggningar som ingått i projektet

Anläggning (antal)	Beskrivning av anläggning
Biovac 5 pe (2) Upoclean® 5 pe (1)	Reningsverk med satsvis aktiv-slam-process (SBR) och kemisk fällning.
BioTrap (2)	Reningsverk med rörligt bärarmaterial i den biologiska processen kompletterat med kemisk fällning.
ALFA/BAGA RVBK5 (1) ALFA MRCP ⁹ (1)	Reningsverk med dränkt biobädd i den biologiska processen kompletterat med kemisk fällning.
Toalettstol EcoVac eller Clever samt WM-filter (2)	Sluten tank för klosettavlopp och rening av BDT-vatten i liten markbädd.
Toalettstol Dubbletten från BB Innovation och markbädd (2)	Urinsorterande toalettstol och uppsamlingstank för urin. Slamavskiljare och markbädd för övrigt avlopp.
EkoTreat (2) Kemira (2)	Markbädd kompletterat med kemisk fällning. Kemikalien doseras till avloppet inne i bostaden.

I denna rapport redovisas de olika anläggningarnas reningseffekt med avseende på organiskt material, kväve och fosfor. Utvärdering omfattar även hygien, kretsloppspotential, brukaraspekter, resursförbrukning, robusthet och ekonomi.

Samtliga anläggningar har klarat eller har visat att man kan klara kravet på 90 % **fosforreduktion** och 90 % **BOD-reduktion**. Kravet på 50 % **kvävereduktion** har dock inte alla anläggningar visat att man kan klara (Tabell 2). Sett över hela utvärderingsperioden har minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 och Kemiras anläggningar haft svårast att klara kravet på 50 % kvävereduktion. I ALFA/BAGA RVBK5 kom nitrifikationen och kvävereningen dock igång efter att luftfiltret i kompressorn byttes hösten 2002, varför det kan antas att 50 % kvävereduktion är möjlig att klara om luftfiltret byts regelbundet. Beträffande Kemiras anläggning kan den måttliga kvävereduktionen troligtvis förklaras av en relativt hög belastning jämfört med EkoTreats anläggning. Samtliga markbäddar har uppvisat fungerande nitrifikation och utsläppen av ammoniumkväve har varit låga. Inget av minireningsverken har klarat ammoniumkravet, förutom BioTrap som klarat kravet periodvis.

⁹ ALFA MRCP är en pilotanläggning och resultaten från denna redovisas ej i sammanfattningen men återfinns i rapporten.

Av minireningsverken är det endast BioTrap som vid stickprovtagningarna klarat **gränsvärdet för badvattenkvalitet** i utgående vatten. Efter ombyggnaden av utloppsmodulen i Upoclean har även den anläggningen klarat gränsvärdet (även om antalet prov är relativt få). Även ALFA/BAGA RVBK 5 har visat att det är möjligt att klara gränsvärdet för badvattenkvalitet, särskilt under hösten 2002 (efter byte av luftfiltret i kompressorn).

Samtliga anläggningar med markbäddar tycks kunna klara gränsvärdet för badvattenkvalitet och bäst resultat uppvisar en av Wost Man Ecologys anläggningar. Detta är logiskt då denna endast släpper ut behandlat BDT-vatten. Kemiras, EkoTreats och BB Innovations anläggningar är troligtvis lika bra ur hygiensynpunkt då de samtliga behandlar ett blandat avloppsvatten i en stor markbädd. Anledningen till att BB Innovation och Kemira inte fått ”++” i tabellen beror på att antalet representativa prov vid stabil drift är för litet.

Samtliga anläggningar klarar kravet att möjliggöra **återförsel av närsalter**, framförallt fosfor, till jordbruket förutsatt att (rest)produkterna kan accepteras av lantbrukarna.

De enda anläggningar där återförseln av närsalter till jordbruk fungerat i praktiken är BB Innovations urinsorterande system. Återföringsgraden av de flesta näringsämnen, som kväve och kalium, är betydligt högre för de urinsorterande systemen jämfört med övriga anläggningar. Dock är det endast cirka 40 % av fosfor som återförs via urinen.

Bäst möjligheter till återförsel har Wost Man Ecologys system om klosettavloppet kan behandlas i en särskild anläggning, exempelvis våtkompostering, som hygieniserar produkten innan den används i jordbruket. Klosettavlopp från slutna tankar transporteras emellertid vanligtvis, liksom i detta projekt, till ett större reningsverk för vidare behandling. Vid sådan hantering har systemet ungefär samma återföringspotential som minireningsverk.

Minireningsverken och anläggningarna med kemisk fällning möjliggör i princip endast återförsel av fosfor. Återföringspotentialen är, generellt sett, något högre för minireningsverken jämfört med anläggningarna med kemisk fällning eftersom en större andel av inkommande fosfor fastläggs i slammet. När kemidoseraren inte fungerar är det endast en liten andel av fosfor som fastläggs i slammet.

När det gäller **resursförbrukning** har endast förbrukning av högvärdig energi (exergi) och användning av råvaror under driftfasen beaktats. Den enda anläggningen som är avsevärt bättre än övriga är Wost Man Ecologys system eftersom det har en låg förbrukning av både högvärdig energi och råvaror. BB Innovations system är emellertid det system som förbrukar minst högvärdig energi.

Den **ekonomiska utvärderingen** visar att Upoclean och Biovac har lägst totalkostnader då en nyinvestering erfordras. Finns fungerande markbädd eller infiltrationsanläggning, men fosforeringen måste förbättras, är doseringsutrustning från EkoTreat eller Kemira ett kostnadseffektivt alternativ.

Ur **brukarsynpunkt** finns inga anmärkningar när det gäller ALFA/BAGA RVBK 5, Upoclean och Kemiras anläggningar. EkoTreat och BioTrap har haft vissa problem med lukt, vilket huvudsakligen förklaras av anläggningarnas placering. EkoTreat har även drabbats av klagomål att doseringsutrustningen ger ifrån sig ett störande väsljud. Biovac har inte fått några större anmärkningar från hyresgästerna, men däremot drabbats av driftsstörningar som

orsakat fastighetsägaren besvär. Hyresgästerna har inte varit helt nöjda med toaletterna från BB Innovation och Wost Man Ecology. Vid en av Wost Man Ecologys anläggningar var besvärerna så allvarliga att toalettstolen fick bytas ut mot en annan typ (men från samma företag).¹⁰

Upoclean, (nya) BioTrap och BB Innovations anläggningar har uppvisat god **driftsäkerhet**. Biovac och ALFA/BAGA RVBK5 har haft allvarliga driftstörningar. ALFA/BAGA har successivt åtgärdat de problem som orsakat driftstörningar och anläggningen har under sista tiden fungerat utan anmärkningar. Orsaken till Biovacs problem kan troligtvis avhjälpas genom bättre information till hyresgästerna samt genom en mer regelbunden tillsyn. ALFA/BAGA RVBK5, Biovac, (gamla) BioTrap, EkoTreat och Kemira har haft störningar och problem när det gäller doseringen av fällningskemikalie. Samtliga leverantörer har dock bytt ut eller förbättrat doseringsutrustningen samt sett över rutiner för påfyllning av kemikalier och driftssäkerheten för kemikaliedoseringen har därför blivit allt bättre under projekttiden. Wost Man Ecologys anläggningar har varit driftsäkra, med undantag för toaletten Clever som ej fungerade och därför byttes ut i slutet av projektet (se ovan).

Tabell 2. Kravuppfyllelse med avseende på reduktion av syreförbrukande och eutrofierande ämnen samt utgående halter av (presumtiva) fekala streptokocker eller fekala enterokocker. +++ = Betydligt bättre än kraven (MVG), ++ = Har klarat kraven (VG), + = Har klarat kraven periodvis, har bevisat potentialen. (G), - = Har ej klarat kraven (U).

	BOD ₇ > 90 %	P > 90 %	N > 50 %	Amm-N < 5 mg/l	Bakterier, ut < 3 st./ml
ALFA/BAGA RVBK5 ¹¹	++	+	+	-	+
Biovac	++	+	+	-	-
BioTrap	++	+	++	+	++
Upoclean	++	++	+(+)	-	+
BB Innovation	+++	+	+++	++(+)	+(+)
Wost Man Ecology	+++	+	+++	++(+)	++
EkoTreat	+++	+++	+	+(+)	++
Kemira	+++	++(+)	(+)	+(+)	+(+)

Generellt för **samtliga anläggningar** gäller således att de visat att de har potential att klara de krav som ställts för ”Bra Små Avlopp”. För att säkerställa att anläggningarna klarar de uppställda kraven krävs fungerande organisationer för tillsyn och drift. För att de sorterande anläggningarna ska ge låga utsläpp krävs att användarna är välinformerade och motiverade.

De viktigaste slutsatserna beträffande **minireningsverken** är:

- Det finns processtekniska lösningar som möjliggör god reduktion av syreförbrukande och eutrofierande ämnen och som, ur utsläppssynpunkt, är ett bättre alternativ än ”konventionella” markbäddar. Anläggningarna kräver dock regelbunden tillsyn samt professionell personal för service, underhåll och teknisk support.
- Kemikaliedoseringen är kritisk för att erhålla en god fosforreduktion. För flera anläggningar har doseringsutrustningen fallerat. För vissa anläggningar har dosering av fällningsmedel varit otillräcklig. Under projekttiden har emellertid de flesta tillverkarna

¹⁰ Den toalett, Clever, som föranlett att man inte fick godkänt är tagen ur sortimentet.

¹¹ Sammanfattningen omfattar ej ALFA MRCP eftersom den är en pilotanläggning och ej finns i produktion.

förbättrat prestandan på utrustningen så att driftsäkerheten är acceptabel, förutsatt att det finns en fungerande regelbunden tillsyn av anläggningarna.

- Regelbunden, professionell, tillsyn är nödvändig.
- Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om processen fungerar, måste utvecklas.
- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.
- Serviceavtal är nödvändiga under anläggningens hela livslängd.

De viktigaste slutsatserna för de **källsorterande anläggningarna** är:

- Kombinationen av konventionella markbäddar och urinsortering såväl som slutna tank tillsammans med lokal BDT-vattenrening har uppvisat goda resultat med avseende på syreförbrukande ämnen och kväve. Av de studerade systemen är det denna typ av anläggningar som ger de lägsta kväveutsläppen lokalt.
- För att garantera små utsläpp av fosfor krävs motiverade och utbildade användare. Tvätt- och diskmedel får inte innehålla fosfor. De små markbäddarna som används för BDT-vattenrening har en mycket begränsad fosforrenerande förmåga. De markbäddar som är anslutna till de urinsortande anläggningarna är relativt stora (ca 50 m²), men det finns en tendens att fosforreduktionen försämrats under projektiden och att det på sikt kan bli svårt att klara målet på 90 % fosforreduktion.

De viktigaste slutsatserna för system med **kemisk fällning och markbäddar** är:

- Anläggningarna ger mycket god reduktion med avseende på organiskt material och fosfor. Då kemikaliedoseringen inte fungerar sjunker reduktionsgraden för fosfor något, men kombinationen med markbädd gör att effekten inte blir lika kraftig som för minireningsverken.
- Anläggningarna kräver regelbunden tillsyn samt professionell personal för service, underhåll och teknisk support. Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om doseringen fungerar, bör utvecklas.
- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.
- Serviceavtal är nödvändiga under anläggningens hela livslängd.

Slutligen, denna rapport betonar utvärderingen av anläggningarna men det bör återigen påpekas att projektet i hög utsträckning även varit ett teknikutvecklings- och utbildningsprojekt. Flera av leverantörerna har modifierat och avsevärt förbättrat sina produkter under projektets gång. Den intensiva uppföljningen av driftserfarenheter från anläggningarna har gett såväl leverantörer som utvärderare ökad kunskap om vad som krävs för att få fram småskaliga avloppslösningar som är bra.

FÖRORD	2
SAMMANFATTNING	4
1 INLEDNING	12
1.1 BAKGRUND	12
1.2 SYFTE	13
1.3 UPPLÄGG AV PROJEKTET - METODBESKRIVNING	13
1.4 LÄSANVISNINGAR	14
2 BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGARNA	15
2.1 MINIRENINGSVERK - ALLMÄNT	15
2.1.1 <i>Dränkta biobäddar</i>	16
2.1.2 <i>Sequencing Batch Reactor (SBR)</i>	16
2.2 MINIRENINGSVERK - BIOVAC	16
2.2.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggning</i>	16
2.2.2 <i>Utformning och material</i>	17
2.2.3 <i>Processdata</i>	17
2.2.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	18
2.3 MINIRENINGSVERK - UPOCLEAN® 5 PE	19
2.3.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggning</i>	19
2.3.2 <i>Utformning och material</i>	20
2.3.3 <i>Processdata</i>	20
2.3.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	21
2.4 MINIRENINGSVERK - BIOTRAP	21
2.4.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggningar</i>	21
2.4.2 <i>Utformning och material</i>	22
2.4.3 <i>Processdata</i>	23
2.4.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	23
2.5 MINIRENINGSVERK - ALFA/BAGA RVBK5 SAMT ALFA MRCP	23
2.5.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggningar</i>	24
2.5.2 <i>Utformning och material</i>	25
2.5.3 <i>Processdata</i>	25
2.5.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	26
2.6 SORTERANDE AVLOPPSANLÄGGNINGAR - ALLMÄNT	26
2.7 SLUTEN TANK OCH MARKBÄDD FÖR BDT-VATTEN, WOST MAN ECOLOGY	26
2.7.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggningar</i>	26
2.7.2 <i>Utformning och material</i>	27
2.7.3 <i>Processdata</i>	28
2.7.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	28
2.8 URINSORTERING OCH MARKBÄDD - BB INNOVATION	28
2.8.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggningar</i>	28
2.8.2 <i>Utformning och material</i>	29
2.8.3 <i>Processdata</i>	30
2.8.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	30
2.9 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - ALLMÄNT	31
2.10 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - EKO-TREAT OCH KEMIRA	31
2.10.1 <i>Beskrivning av avloppsanläggningar</i>	31
2.10.2 <i>Utformning och material</i>	32
2.10.3 <i>Processdata</i>	32
2.10.4 <i>Omhändertagande av restprodukter</i>	33
3 METOD	34
3.1 PROVTAGNING OCH ANALYS	34
3.1.1 <i>Kranvatten</i>	34
3.1.2 <i>Avloppsvatten</i>	34
3.1.3 <i>Provernas representativitet</i>	36
3.1.4 <i>Slam, urin och avlopp från slutna tank</i>	37

3.1.5	<i>Markbäddssand</i>	38
3.2	RESURSANVÄNDNING.....	38
3.2.1	<i>Drift av anläggningarna</i>	38
3.2.2	<i>Hantering av restprodukterna</i>	38
3.3	EKONOMI.....	39
3.4	ANVÄNDARASPEKTER.....	40
3.5	DRIFT OCH UNDERHÅLL.....	40
4	RESULTAT FÖR RESPEKTIVE ANLÄGGNING	41
4.1	MINIRENINGSVERK BIOVAC.....	41
4.1.1	<i>Flöde</i>	41
4.1.2	<i>In- och utgående halter</i>	41
4.1.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	46
4.1.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	46
4.1.5	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	47
4.1.6	<i>Ekonomi</i>	48
4.1.7	<i>Brukaraspekter</i>	48
4.1.8	<i>Driftserfarenheter</i>	49
4.1.9	<i>Serviceavtal</i>	50
4.1.10	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	50
4.2	MINIRENINGSVERK UPOCLEAN® 5 PE.....	51
4.2.1	<i>Flöde och belastning</i>	51
4.2.2	<i>Inkommande och utgående halter</i>	51
4.2.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	56
4.2.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	57
4.2.5	<i>Resursanvändning</i>	58
4.2.6	<i>Ekonomi</i>	58
4.2.7	<i>Brukaraspekter</i>	58
4.2.8	<i>Driftserfarenheter</i>	59
4.2.9	<i>Serviceavtal</i>	59
4.2.10	<i>Hur har anläggningen klarat uppställda krav?</i>	60
4.3	MINIRENINGSVERK BIOTRAP.....	60
4.3.1	<i>Flöde och belastning</i>	60
4.3.2	<i>In- och utgående halter samt reduktion</i>	61
4.3.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	67
4.3.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	68
4.3.5	<i>Resursanvändning</i>	71
4.3.6	<i>Ekonomi</i>	71
4.3.7	<i>Brukaraspekter</i>	71
4.3.8	<i>Driftserfarenheter</i>	72
4.3.9	<i>Serviceavtal</i>	73
4.3.10	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	73
4.4	MINIRENINGSVERK ALFA/BAGA RVBK5 OCH ALFA MRCP.....	74
4.4.1	<i>Flöde och belastning</i>	74
4.4.2	<i>In- och utgående halter samt reduktion</i>	74
4.4.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	79
4.4.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	79
4.4.5	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	82
4.4.6	<i>Ekonomi</i>	82
4.4.7	<i>Brukaraspekter</i>	83
4.4.8	<i>Driftserfarenheter</i>	84
4.4.9	<i>Serviceavtal</i>	85
4.4.10	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	85
4.5	SLUTEN TANK OCH MARKBÄDD FÖR BDT-VATTEN, WOST MAN ECOLOGY.....	86
4.5.1	<i>Flöde (BDT-vatten) och belastning</i>	86
4.5.2	<i>Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd för BDT-vatten</i>	87
4.5.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	92
4.5.4	<i>Slam, klosettavlopp - kvantitet och kvalitet</i>	92
4.5.5	<i>Analys av markbäddssand</i>	95
4.5.6	<i>Kväve- och fosforflöden</i>	95

4.5.7	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	96
4.5.8	<i>Ekonomi</i>	96
4.5.9	<i>Brukaraspekter</i>	97
4.5.10	<i>Drift och underhåll</i>	98
4.5.11	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	98
4.6	URINSORTERING OCH MARKBÄDD - BB INNOVATION	99
4.6.1	<i>Flöde och belastning</i>	99
4.6.2	<i>Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd</i>	101
4.6.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	106
4.6.4	<i>Urin och slam - kvantitet och kvalitet</i>	106
4.6.5	<i>Analys av markbäddssand</i>	110
4.6.6	<i>Kväve- och fosforflöden</i>	110
4.6.7	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	110
4.6.8	<i>Ekonomi</i>	111
4.6.9	<i>Brukaraspekter</i>	111
4.6.10	<i>Driftserfarenheter</i>	113
4.6.11	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	113
4.7	KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - EKO TREAT	114
4.7.1	<i>Flöde och belastning</i>	114
4.7.2	<i>Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd</i>	116
4.7.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	120
4.7.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	121
4.7.5	<i>Analys av markbäddssand</i>	122
4.7.6	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	122
4.7.7	<i>Ekonomi</i>	123
4.7.8	<i>Brukaraspekter</i>	123
4.7.9	<i>Driftserfarenheter</i>	124
4.7.10	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	124
4.8	KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - KEMIRA	125
4.8.1	<i>Flöde och belastning</i>	125
4.8.2	<i>Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd</i>	126
4.8.3	<i>Bakteriehalter i utgående vatten</i>	131
4.8.4	<i>Slamkvalitet och mängder</i>	132
4.8.5	<i>Analys av markbäddssand</i>	134
4.8.6	<i>Kväve- och fosforflöden</i>	134
4.8.7	<i>Resursanvändning och miljöpåverkan</i>	134
4.8.8	<i>Ekonomi</i>	134
4.8.9	<i>Brukaraspekter</i>	135
4.8.10	<i>Drift och underhåll</i>	135
4.8.11	<i>Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?</i>	136
5	RESULTATSAMMANFATTNING	137
5.1	RENINGSEFFEKT	137
5.1.1	<i>Diagramguide</i>	137
5.1.2	<i>Organiskt material</i>	137
5.1.3	<i>Fosfor</i>	140
5.1.4	<i>Kväve</i>	143
5.2	HYGIENISK BEDÖMNING AV UTLOPPSVATTNET	146
5.3	RESTPRODUKTKVALITET OCH KRETSLOPPSPOTENTIAL	148
5.4	RESURSFÖRBRUKNING OCH MILJÖPÅVERKAN	149
5.5	EKONOMI	151
5.6	DRIFTSERFARENHETER	156
5.6.1	<i>Minireningsverk</i>	156
5.6.2	<i>Sorterande anläggningar</i>	157
5.6.3	<i>Kemisk fällning och markbädd</i>	157
5.7	BRUKARASPEKTER	157
5.8	HUR HAR ANLÄGGNINGARNA KLARAT KRAVEN?	160
6	SLUTSATSER	163
6.1	ALLMÄNT	163

6.2	MINIRENINGSVERK	163
6.3	SORTERANDE ANLÄGGNINGAR	163
6.4	KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD	163
6.5	PROJEKTET	164
7	REFERENSER.....	165
	LITTERATUR	165
	PERSONLIG KOMMUNIKATION	165
	BILAGA 1: MEDVERKANDE LEVERANTÖRER	166
	BILAGA 2: KRAVSPECIFIKATION - BRA SMÅ AVLOPP	167
	BILAGA 3: PROVTAGNINGSFÖRFARANDE.....	169
	BILAGA 4. BRUNNSVATTNETS SAMMANSÄTTNING	171
	BILAGA 5. AVLOPPSVATTNETS TEMPERATUR.....	174
	BILAGA 6. AVLOPPSVATTNETS SAMMANSÄTTNING.....	176

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

1998 utlyste Miljöteknikdelegationen och Stockholm Vatten en tävling med syfte att få fram ny teknik som minskar utsläppen från enskilda avlopp och göra det möjligt att återanvända näringsämnen i avloppsvattnet. Av ett trettiotal tävlingsbidrag valdes åtta anläggningstyper ut för noggrann utvärdering. Projektet kallas ”Bra Små Avlopp”.

Målet var att få fram små reningsverk som är lika bra som stora reningsverk och uppfyller lika höga krav. De ska därför kunna avskilja minst 70 procent och helst över 90 procent fosfor, helst 50 procent kväve och minst 70 procent men helst över 90 procent av syreförbrukande ämnen.

Anläggningar ska ha god hygienisk standard, vara användarvänliga och ekonomiska och helst göra det möjligt att återföra växtnäringen från avloppsvattnet till jordbruket. Det är viktigt att anläggningarna inte förbrukar för mycket resurser i form av kemikalier, elektricitet, drivmedel för transporter etcetera. I bilaga 2 redovisas den kravspecifikation som användes vid valet av anläggningar. Vid urvalet eftersträvades dessutom en så stor teknikbredd som möjligt utifrån de förslag som kommit in.

Tolv anläggningar installerades hösten 1999, och ytterligare tre anläggningar installerades under projekttiden, på fastigheter inom Bornsjöns tillrinningsområde. Bornsjön är belägen söder om Stockholm och utgör en reservvattentäkt för Stockholms stad. Redan vid förra sekelskiftet köpte Stockholms stad huvuddelen av avrinningsområdet som idag ägs och förvaltas av Stockholm Vatten. Området runt Bornsjön utgör ett vattenskyddsområde med särskilda skyddsföreskrifter. Bornsjöns yta fridlystes 1919 för att skydda vattentäkten.

Bornsjön har under en längre period uppvisat höga fosforvärden. Som en följd av detta uppträdde algblomning och syrebrist vid mitten av 1970-talet. Åtgärder mot detta var att se över fosforläckage från jordbruk samt utsläpp från enskilda avloppsanläggningar inom Bornsjöns avrinningsområde. Jord- och skogsbruk drivs idag med stor hänsyn till vattentäkten. Utsläpp från enskilda avloppsanläggningar är dock fortfarande ett problem. Det finns inom Bornsjöområdet omkring 100 enskilda avloppsanläggningar och arbetet med att förbättra dessa har pågått i drygt 20 år. Olika behandlingstekniker har använts med varierande resultat och många avloppsanläggningar runt Bornsjön behöver förbättras än idag. Detta är anledningen till att de avloppsanläggningar som ingår i utvecklingsprojektet ”Bra Små Avlopp” är installerade i Bornsjöområdet.

Stockholm Vatten har installerat avloppsanläggningarna vid bostäder med permanent boende. Avgörande för val av installationsplats har varit hushållets behov av en ny avloppsanläggning samt för platsen speciella förutsättningar som förenklat antingen installationsarbetet eller driften av avloppsanläggningen. Kartan nedan visar Bornsjön.



Figur 1. Karta över Bornsjön.

1.2 SYFTE

Syftet med rapporten är dels att redovisa reningsresultat, med avseende på syreförbrukande och eutrofierande ämnen, för de enskilda avloppsanläggningar som ingått i projektet ”Bra Små Avlopp”. I rapporten redovisas även resultat med avseende på bakteriehalt i utgående vatten, kretsloppspotential, brukaraspekter, resursförbrukning, robusthet och ekonomi.

1.3 UPPLÄGG AV PROJEKTET - METODBESKRIVNING

Stockholm Vatten har valt ut de fastigheter som ska ingå i utvärderingsprojektet samt rekommenderat lämplig plats för installation av anläggning. Stockholm Vatten har svarat ekonomiskt och praktiskt för förberedelse- och återställningsarbete i samband med installation av anläggningarna. Leverantörerna har haft ansvaret för själva installationen av anläggningarna.

Leverantörerna har svarat för all service och underhåll under projekttiden. Till service och underhåll räknas bland annat servicebesök, byte av reservdelar och påfyllnad av fällningskemikalier. Stockholm Vatten har ombesörjt och svarat för kostnaden för hantering av slam och urin från respektive anläggning.

Stockholm Vatten har svarat för provtagning och utvärdering. Provtagningen beskrivs i kapitel 3.

1.4 LÄSANVISNINGAR

I kapitel 1 presenteras bakgrunden till projektet. I kapitel 2 beskrivs de olika anläggningarnas utformning, och grundläggande processdata anges. I kapitel 3 och bilaga 3 beskrivs provtagningsmetodiken och provanalyserna kortfattat. Resultat för respektive anläggning återfinns i kapitel 4. I kapitel 5 presenteras en sammanställning av resultat från samtliga anläggningar och kapitel 6 innehåller slutsatser och rekommendationer för fortsatt arbete.

2 BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGARNA

I projektet ”Bra Små Avlopp” ingår 15 enskilda avloppsanläggningar. Av dessa utgörs sju av minireningsverk, fyra av sorterande avloppsanläggningar samt fyra av kemisk fällning i befintliga avloppsanläggningar (Tabell 3). Minireningsverk bygger på samma processer som finns i kommunala reningsverk, det vill säga aktivslamprocesser eller biobäddar för reduktion av organiskt material och kväve samt kemisk fällning för reduktion av fosfor. I sorterande system blandas inte olika sorters avloppsvatten utan hålls åtskilda och behandlas var för sig. Avloppsfraktioner med mycket näringsämnen, till exempel urin, kan sedan användas som gödning i jordbruket. I projektet ingår även avloppsanläggningar bestående av slamavskiljare och markbädd som kompletterats med utrustning för dosering av fällningskemikalie. Fällningskemikalien doseras automatiskt till avloppet inne i bostaden.

Tabell 3. Beskrivning av anläggningar som ingått i projektet

Anläggning (antal)	Beskrivning av anläggning
Biovac 5 pe (2) Upoclean® 5 pe (1)	Reningsverk med satsvis aktiv-slam process (SBR) och kemisk fällning
BioTrap (2)	Reningsverk med rörligt bärarmaterial i den biologiska processen kompletterat med kemisk fällning
ALFA/BAGA RVBK5 (1) ALFA MRCP (1)	Reningsverk med dränkt biobädd i den biologiska processen kompletterat med kemisk fällning
Toalettstol EcoVac eller Clever samt WM-filer (2)	Sluten tank för klosettavlopp och rening av BDT-vatten i liten markbädd
Toalettstol Dubbletten från BB Innovation och markbädd (2)	Urinsorterande toalettstol och uppsamlingstank för urin. Slamavskiljare och markbädd för övrigt avlopp.
EkoTreat (2) Kemira (2)	Markbädd kompletterat med kemisk fällning. Kemikalien doseras till avloppet inne i bostaden.

I detta kapitel ges en beskrivning av aktuella behandlingsprocesser för de avloppsanläggningar som ingår i projektet ”Bra Små Avlopp”. För varje avloppsanläggning beskrivs även vattnets väg från bostaden genom avloppsanläggningen och vidare till recipient. Därefter beskrivs avloppsanläggningens utformning, material, processdata och slutligen hur restprodukter tas omhand.

2.1 MINIRENINGSVERK - ALLMÄNT

Minireningsverk bygger på samma processer som finns i kommunala reningsverk. Sedimentering används för att avskilja partiklar från avloppsvatten, biologisk rening för att ta bort organiskt material och kväve¹² samt kemikalier för utfällning av fosfor och små partiklar. Den biologiska reningen sker med aktiva mikroorganismer, främst bakterier, som förekommer som ett aktivt slam eller som biofilm på ett bärarmaterial, till exempel plastbitar. Med jämna mellanrum måste minireningsverken tömmas på slam. Intentionen är att anläggningarna ska producera ett slam av sådan kvalitet att det kan användas som växtnäring i jordbruket.

¹² Kvävereduktion sker med hjälp av nitrifikation följt av denitrifikation. Nitrifikation innebär att olika grupper av bakterier i två steg oxiderar ammonium till nitrat. Denitrifikation sker i syrefri miljö och innebär att nitrat omvandlas till kvävgas vid samtidig oxidation av organiskt material.

2.1.1 Dränkta biobäddar

I dränkta biobäddar sker biologisk behandling av avloppsvatten med hjälp av mikroorganismer som växer på ett bärrmaterial med hög specifik yta. Mikroorganismerna bildar en biofilm som växer sig allt tjockare efterhand som behandlingen fortgår. Då biofilmen blivit alltför tjock river det förbipasserande avloppsvattnet med sig det yttersta skiktet vilket ger plats för nya mikroorganismer. Det biologiska slam som bildas avskiljs sedan genom sedimentering.

Det finns bland annat fasta och suspenderade dränkta biobäddar. Fasta dränkta biobäddar har ett fast dränkt bärrmaterial med hög specifik yta. Bärrmaterialet i suspenderade dränkta biobäddar har förutom hög specifik yta även låg densitet. Detta medför att bärrmaterialet kan hållas i suspension antingen genom att avloppsvattnet luftas eller att vattnet drivs med hög hastighet genom biobädden.

2.1.2 Sequencing Batch Reactor (SBR)

I en SBR behandlas avloppsvatten biologiskt och kemiskt satsvis i en reaktor. Även sedimentering sker i reaktorn. En processcykel kan se ut på följande sätt:

- Reaktorn fylls med avloppsvatten.
- Biologisk reaktion sker med hjälp av aktivt slam och luftning.
- Kemisk reaktion sker med hjälp av tillsatt fällningskemikalie.
- Sedimentering.
- Avtappning av behandlat avloppsvatten och överskottsslam.
- Eventuell viloperiod innan reaktorn fylls på nytt.

2.2 MINIRENINGSVERK - BIOVAC

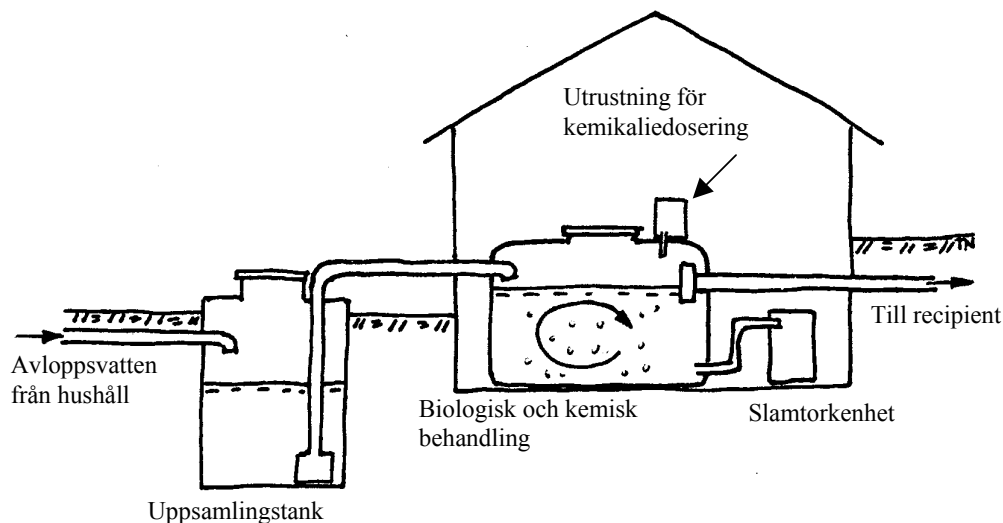
Miljö & Bioteknik i Stockholm HB bidrar med två minireningsverk, Biovac 5 pe, från Goodtech Biovac AS. Minireningsverkets behandlingsmetod är baserad på SBR-teknik. Anläggningen A har inledningsvis belastats med avlopp från ett hushåll bestående av 2 vuxna personer. På grund av ändrade familjeförhållande har belastningen på anläggningen blivit för låg, varför ytterligare en anläggning installerades. Anläggningen B har belastats med avlopp från totalt 4 vuxna personer.

2.2.1 Beskrivning av avloppsanläggning

Anläggning A och B är identiska, med undantag för uppsamlingstanken som i anläggning A är nergrävd och har en volym på ca 3 m³ medan den i anläggning B är installerad i samma källarutrymme som reaktorn och har en volym på drygt 1 m³.

Avloppsanläggningen utgörs av en uppsamlingstank, en reaktor som körs satsvis samt en slamtorkenhet (Figur 2). Från hushållet leds avloppsvattnet till uppsamlingstanken. Avloppsvattnet pumpas med en matarpump vidare till reaktorn och blandas med det aktiva slam som redan finns där. Därefter startar luftning varvid avloppsvatten och slam blandas om så att den biologiska processen påbörjas. I slutet av luftningsfasen doseras fällningskemikalie. Efter luftningsfasen får det suspenderade materialet, som till stor del består av mikroorganismer och utfälld fosfor, sedimentera. Efter sedimentering tappas det behandlade avloppsvattnet, via en ventil, ut i den gamla infiltrationsanläggningen. Utsläpp till dike är dock möjligt. En del av det sedimenterade slammet, överskottsslammet, pumpas ut ur reaktorn

och lagras i slamtorkenheten. Resterande slam hålls kvar i reaktorn för att medverka i nästa behandlingscykel som ett aktivt slam.



Figur 2. Principskiss över minireningsverket Biovac. Illustration: Therese Norén.

2.2.2 Utformning och material

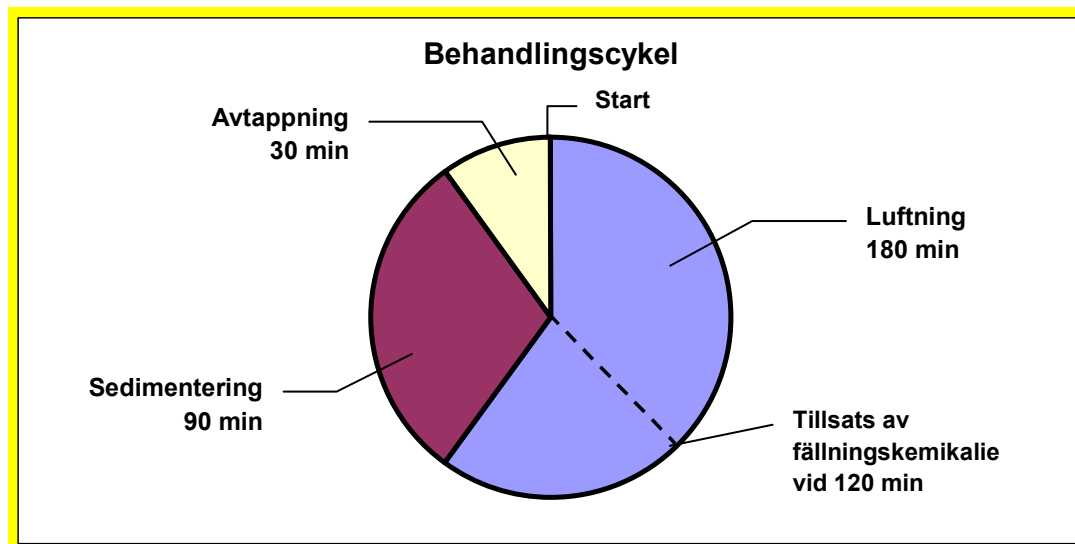
Biovac Anläggning A har en begagnad uppsamlingstank med en våtvoly m på 3 m³. Uppsamlingstanken för Biovac Anläggning B har en våtvoly m på 1 m³ och den är tillverkad i rotationsgjuten polyeten. Reaktorn har en våtvoly m på 1,1 m³ och är tillverkad i rotationsgjuten polyeten. Slamtorkenheten är tillverkad i polyeten och har en volym som uppgår till 2 gånger 80 l. Styr- och reglerutrustning är placerad i ett elskåp. Därtill kommer utrustning för luftning, pumpning samt dosering av kemikalier. Till styr- och reglerutrustningen kan en display kopplas för avläsning var i behandlingscykeln avloppsanläggningen befinner sig. Avloppsanläggningen är dimensionerad för 5 personer.

Reaktor och slamtorkenhet är stationerade i ett källarutrymme med separat ingång, väl avskilt från bostaden.

2.2.3 Processdata

För minireningsverket Biovac ser en behandlingscykel ut som följer (Figur 3):

1. Avloppsvatten från uppsamlingstanken pumpas in till reaktorn.
2. Biologisk behandling med hjälp av aktivt slam och luftning inleds. Luftningsfasen pågår under 180 minuter. Efter 120 minuter sker tillsats av fällningskemikalie för utfällning av fosfor.
3. Sedimentering och flockning sker under 90 minuter.
4. Avtappning av behandlat avloppsvatten pågår under 30 minuter. Efter 25 minuter sker pumpning av slam till slamtorkenheten i ca 20 sekunder.



Figur 3. Behandlingscykel för Biovac. Vid varje cykel behandlas 250 l avloppsvatten.

- En behandlingscykel tar ca 5 timmar, vilket innebär ett maximalt antal cykler per dygn på ca 5 stycken. Vid varje cykel behandlas ca 250 l avloppsvatten. Eftersom belastningen på minireningsverket är sådan att en viss viloperiod inträffar mellan cyklerna sker en underhållsluftning på 30 minuter per timme under denna viloperiod.
- Kvarvarande volym i reaktorn efter avtappning uppgår till 830 l. Av denna volym är minst 300 l aktivt slam (den volym som finns under nivån för utloppet för överskottslam).
- En nivåvipa i uppsamlingstanken ger signaler till styr- och reglerutrustningen då en förutbestämd vattenvolym uppnåts i tanken. Styr- och reglerutrustningen startar då matarpumpen som har en kapacitet på 5 l/s. När matarpumpen sammanlagt pumpat en förutbestämd tid startar den tidsstyrda behandlingscykeln i reaktorn.
- Under varje cykel pumpas ca 20 l vattenblandat slam/överskottsslam till en filterpåse i slamtorkenheten med hjälp av en centrifugalpump med kapaciteten 1 l/s. Efter att slammet avvattats leds dräneringsvattnet tillbaka till reaktorn.
- Luftpumpen som används vid luftning har en kapacitet på 10 m³ luft/h.
- Som fällningskemikalie används den aluminiumbaserade PAX 21 från Kemira (7,2 % Al³⁺, 0,7 % Fe, densitet 1,31 g/ml). En peristaltisk pump används vid doseringen.
- Larm finns i form av en ljudsignal vid för hög nivå i uppsamlingstanken.

2.2.4 Omhändertagande av restprodukter

Slamtorkenheten består av två plasttunnor utrustade med en insats av filterpåsar. Dessa används växelvis vilket innebär dränering av slam i den ena tunnan och torkning av slam i den andra. Torkningen sker genom att luft suges genom tunnan med hjälp av den luftpump som används för luftning i reaktorn. Torkat slam avlägsnas genom byte av filterpåse. Det torkade slammet kan efter kompostering användas som jordförbättringsmedel.

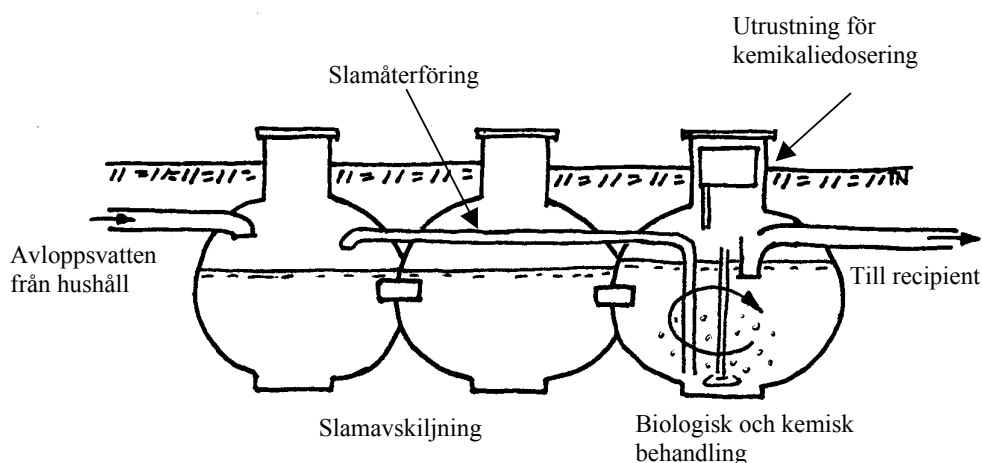
2.3 MINIRENINGSVERK - UPOCLEAN® 5 PE

Uponor AB bidrar med ett minireningsverk, Upoclean® 5 pe, med en behandlingsmetod baserad på SBR-teknik. Anläggningen behandlar avlopp från ett hushåll med två vuxna personer.

2.3.1 Beskrivning av avloppsanläggning

Avloppsanläggningen består av tre sammankopplade tankar tillverkade i plast, vilka levererades färdigmonterade försedda med lyftanordningar. De två första tankarna fungerar som slamavskiljare, slamlager samt uppsamlingstankar. Den tredje tanken utgör själva SBR-reaktorn (Figur 4).

Minireningsverket installerades under september månad 1999.



Figur 4. Principskiss över minireningsverket Upoclean® 5 pe. Illustration: Therese Norén.

Från hushållet leds avloppsvattnet till den första tanken för slamavskiljning. Avloppsvattnet leds vidare till den andra tanken varefter det pumpas med en mammutpump till reaktorn. Vid en viss uppnådd nivå i reaktorn startar luftningen och avloppsvattnet blandas med det aktiva slam som redan finns i reaktorn varefter den biologiska processen påbörjas. I slutet av luftningsfasen doseras en fällningskemikalie. Efter luftningsfasen får det suspenderade materialet, som till stor del består av mikroorganismer och utfälld fosfor, sedimentera. Efter sedimenteringsfasen pumpas det behandlade avloppsvattnet med hjälp av en mammutpump ut i den gamla infiltrationsanläggningen. Utsläpp till dike är dock möjligt. Överskottsslam pumpas, med hjälp av en mammutpump, ut ur reaktorn tillbaka till den första tanken för slamlagring.

I början av 2002 installerades en ny utloppsanordning samt ny styranordning för denna. Den nya konstruktionen för utpumpning gjorde det möjligt att backspola utpumpningsröret före utpumpning.

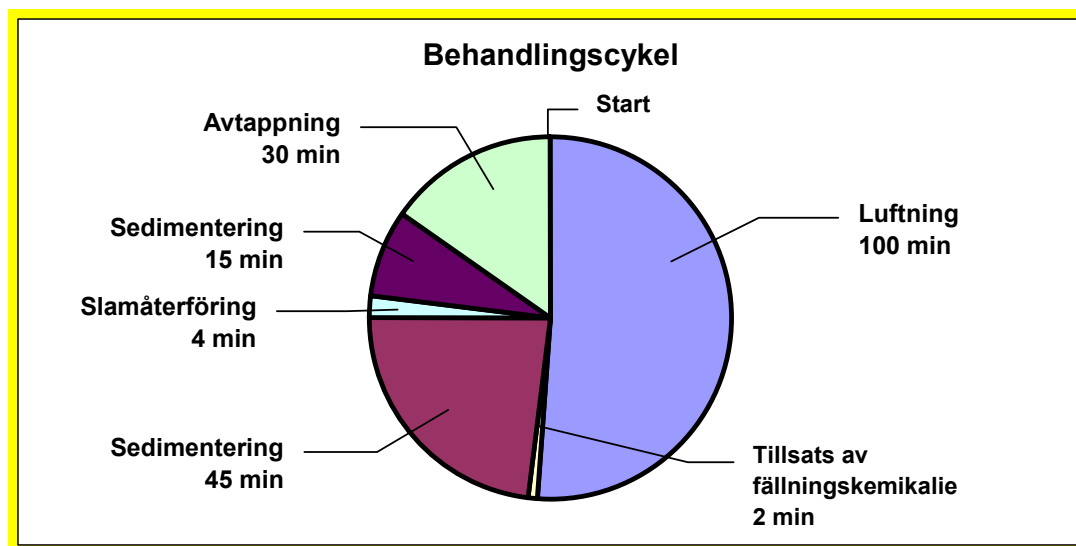
2.3.2 Utformning och material

Minireningsverket med produktnamnet Upoclean® 5 pe utgörs av tre klotformade tankar på vardera 1 m³ tillverkade av rotationsgjuten polyeten. Intill avloppsanläggningen sitter ett automatikskåp innehållande all mekanisk och elektronisk utrustning såsom huvudströmbrytare, styrdator, luftpump, magnetventiler, nivåindikatorer, räkneverk för registrering av antal cykler samt felindikatorlampa. All pumpning och transport av vätskor sker med mammutpumpar. Dessa pumpar får sin luft från den gemensamma luftpumpen. Detta betyder att det inte finns några mekaniska pumpar eller rörliga delar under marknivå. Avloppsanläggningen är dimensionerad för 5 personer.

2.3.3 Processdata

För minireningsverket Upoclean® 5 pe ser en behandlingscykel ut som följer, se även figur 5:

1. Reaktortanken fylls med slamavskilt avloppsvatten.
2. Biologisk behandling med hjälp av aktivt slam och luftning inleds. Luftningen pågår under 100 minuter.
3. Tillsats av fällningskemikalie för utfällning av fosfor under 2 minuter.
4. Sedimentering under 45 minuter.
5. Slamåterföring under 4 minuter.
6. Sedimentering under 15 minuter.
7. Avtappning av klarfas under 30 minuter.



Figur 5. Behandlingscykel för Upoclean® 5 pe.

- En behandlingscykel tar drygt 3 timmar, vilket innebär ett maximalt antal cykler per dygn på 7 stycken. Vid varje cykel behandlas 160 l avloppsvatten. Då belastningen på minireningsverket är mindre än 7 cykler per dygn går styrprogrammet över i en viss viloperiod varefter en underhållsluftning på 30 minuter per timme sker under denna viloperiod.
- Totala våtvolymer i reaktorn, när processen startar, är 870 liter. Kvarvarande volym aktivt slam i reaktorn efter slamreturpumpning är 265 liter.

- Den volym avskilt slam som kan lagras i de två första tankarna uppgår till 1,5 m³. Återförsel av slam från sista till första tanken uppgår till ca 40 l per behandlingscykel.
- Inpumpning av avloppsvatten till reaktorn är tidsstyrd. Vid startnivån i reaktorn påbörjas den tidsstyrda behandlingscykeln.
- Luftpumpen styrs automatiskt via en styr- och reglerutrustning och har en kapacitet på 3 m³ luft/h. Luftpumpen driver mammutpumpar för avloppsvattenpumpning och slamåterföring samt dosering av fällningskemikalie.
- Som fällningskemikalie används den aluminiumbaserade PAX XL 60 från Kemira (7,3 % Al³⁺, densitet 1,31 g/ml)
- Doseringspumpen styrs automatiskt via en styr- och reglerutrustning.
- Larm finns vid hög nivå i tank ett och två, vid behov av påfyllning av fällningskemikalie samt vid elavbrott. Larm indikeras med en felindikatorlampa placerad på utsidan av elskåpet.

2.3.4 Omhändertagande av restprodukter

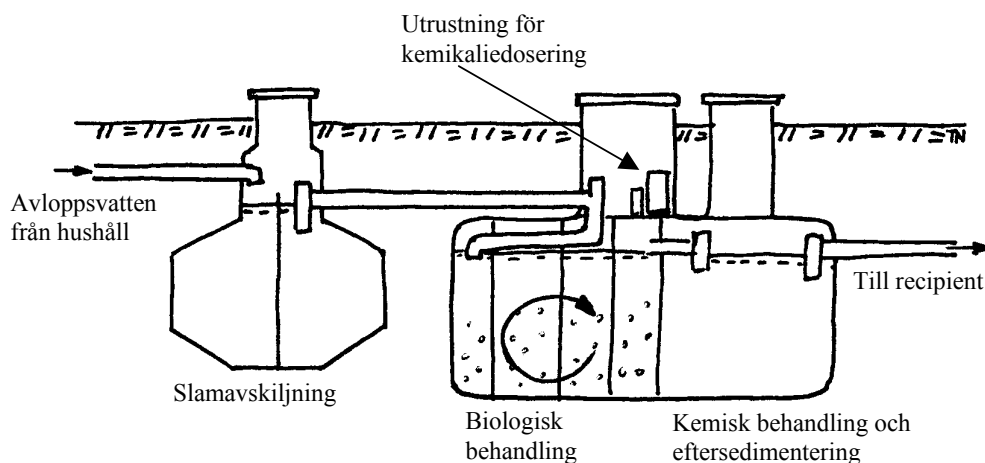
Det slam som bildas under behandlingscykeln sedimenterar för att efter slamtömning transporteras till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske minst två gånger per år.

2.4 MINIRENINGSVERK - BIOTRAP

Ifö Sanitär AB/Anox AB bidrog med två minireningsverk, BioTrap, med en behandlingsmetod som baseras på dränkt suspenderad biobädd. Minireningsverken är installerade vid olika fastigheter i Bornsjöområdet. Anläggning A är ansluten till ett hushåll med två vuxna personer och anläggning B är ansluten till ett hushåll bestående av en familj om två vuxna och två tonåringar.

2.4.1 Beskrivning av avloppsanläggningar

Avloppsanläggningarna består av en slamavskiljare med efterföljande minireningsverk. I slamavskiljaren förbehandlas avloppsvattnet. Därefter leds avloppsvattnet vidare till minireningsverket för biologisk och kemisk behandling (Figur 6).



Figur 6. Principskiss över minireningsverket BioTrap. Illustration: Therese Norén.

Den biologiska behandlingsprocessen är uppdelad i tre steg där varje steg innehåller ett suspenderat bärrmaterial av plast på vars yta verksamma mikroorganismer växer. I det första biosteget (Bio 1) sker denitrifikation i syrefri miljö. I det andra steget (Bio 2) tillförs syre genom luftning, varvid det organiska materialet bryts ned av bakterier som gynnas av den aeroba miljön. Syre tillförs även det tredje steget (Bio 3) där nitrifikation sker. Nitratrikt avloppsvattnet återförs med en mammutpump till det första steget för att där genomgå denitrifikation.

Avloppsvattnet leds sedan vidare från det tredje steget till den kemiska behandlingen som är uppdelad i ett doseringssteg och ett sedimenteringssteg. I doseringssteget sker dosering av fällningskemikalie. Därefter pumpas avloppsvattnet med en mammutpump vidare till sedimenteringssteget. Det behandlade avloppsvattnet leds, efter sedimentering, ut till ett närliggande dike.

2.4.2 Utformning och material

Anläggningarna är dimensionerade för 5 personer. I anläggning A har en ny slamavskiljare med produktnamnet Trapper 2000 installerats. Trapper 2000 är en stående slamavskiljare i glasfiberarmerad polyester och dess våtvolyum uppgår till 2 m³. I anläggning B användes ursprungligen en begagnad slamavskiljare med en våtvolyum på ca 2 m³. I maj 2001 byttes denna mot en slamavskiljare med produktnamnet "Trapper 4000" med en våtvolyum som uppgår till 4 m³.

Under projektets gång har Ifö vidareutvecklat minireningsverket BioTrap och då man under 2001 upptäckte att anläggning B skadats beslöt man att byta ut den första versionen av BioTrappen mot en nyare.

Minireningsverket BioTrap har en totalvolyum som uppgår till 4 m³, varav hälften utgörs av det biologiska behandlingssteget och hälften av den efterföljande sedimenteringen. Den första versionen, anläggning A och anläggning B till och med september 2001, är utformad som en liggande cylindrisk tank i glasfiberarmerad polyester. Den senare versionen, anläggning B

sedan september 2001, har i samband med vidareutvecklingen anpassats till det övriga produktsortimentet och är därför utformad som en stående cylinder med välvd botten. Styr- och reglerutrustning, luftpump samt utrustning för dosering av fällningskemikalie är placerade i utrymme direkt ovanför tanken.

Vid anläggningen A har det första steget i den biologiska behandlingen volymen 620 l och de övriga stegen volymen 430 l vardera. I nuvarande anläggning B har det första steget en volym av 1000 l och de två övriga en volym på 500 l vardera. Bärarmaterialet med produktnamnet Natrix består av avpassade mängder av koniska moduler av formsprutad polyeten. Bitarna är ca 3 cm höga och har en diameter på ca 3,5 cm. Den specifika ytan uppgår till 330 m²/m³.

De båda minireningsverken installerades i september 1999. Anläggning A hade problem med inläckage samt sättningar och byttes därför ut mot en ny, men med samma utformning, i april 2000. Det nya minireningsverket förankrades med betongblock och spännband. Sand lades både i botten och ovanpå minireningsverket för att öka stabiliteten.

2.4.3 Processdata

- Den volym av slam som kan lagras i sedimenteringssteget uppgår till 1,8 - 2,0 m³.
- Luftpumpen har en kapacitet på ca 6 m³ luft/h och luftning av andra och tredje steget sker kontinuerligt med hälften av luften till vardera steg. Luftning i Bio 1 sker en gång i halvtimmen under 10 sekunder i syfte att skapa omrörning varvid ventilerna till Bio 2 och Bio 3 är stängda. Pumpning från Bio 3 till doseringssteget styrs av nivågivare med två olika nivåer och sker normalt var 45:e minut med 20 liter åt gången. Direkt efter varje kemcykel, som varar i ca 2,5 minut, startar recirkulering av avloppsvatten från Bio 3 till Bio 1. Recirkuleringen sker i två minuter och återföringen av avloppsvatten från Bio 3 till Bio 1 uppgår till 40 liter per gång. Luftpumpen driver en mammutpump för vidarepumpning av avloppsvatten från doseringssteget till sedimenteringssteget vilket sker efter varje avslutad kemcykel.
- Som fällningskemikalie används den aluminiumbaserade PAX 16 från Kemira (8,2 % Al³⁺, densitet 1,33 g/ml). En peristaltisk pump används vid kemikaliedoseringen som sker automatiskt via styr- och reglerutrustningen.
- Larm finns, men har ej varit inkopplat på testanläggningarna.

2.4.4 Omhändertagande av restprodukter

Slammet som bildas vid behandling transporteras efter slamtömning till det kommunala reningsverket för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske 2 gånger per år.

2.5 MINIRENINGSVERK - ALFA/BAGA RVBK5 SAMT ALFA MRCP

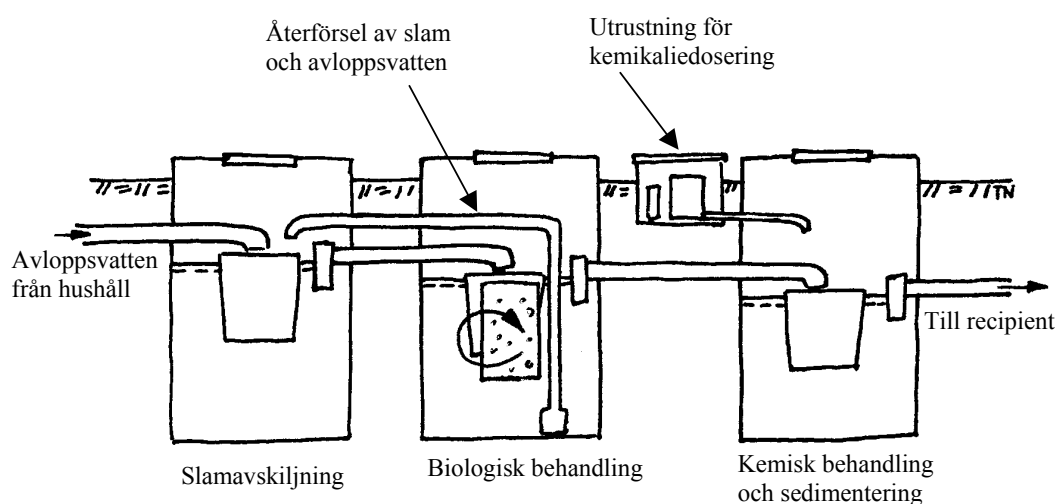
ALFA Miljöteknik/Baga International AB bidrog med två olika minireningsverk. Det ena minireningsverket, ALFA/BAGA RVBK5, har en fast dränkt biobädd. Denna avloppsanläggning är ansluten till ett hushåll med en familj om två vuxna och tre barn. Denna familj flyttade in den 1 juli 2000. Tidigare bodde en familj med en vuxen och två barn i fastigheten.

Vid den andra anläggningen har olika processkonfigurationer testats. Inledningsvis var samtliga processteg integrerade i samma tank. Under denna fas drabbades anläggningen av ett antal driftstörningar och någon reduktionsgrad av betydelse noterades aldrig. Några resultat från denna period redovisas därför inte. Anläggningen beskrivs dock i "Bra Små Avlopp - delrapport 1". Under april 2001 byggdes anläggningen om till en tvåstegsprocess, benämnd ALFA MRCP, som i stort liknar ALFA/BAGA RVBK5. Skillnaden mellan de två anläggningar är att doseringen av fällningskemikalier i ALFA MRCP sker i biosteget och att allt slam återförs till slamavskiljaren. I ALFA/BAGA RVBK5 finns ett separat eftersedimenteringssteg där kemslammet avskiljs.

ALFA MRCP är ansluten till ett hushåll om två vuxna. Familjen flyttade in under sensommaren 2000. Tidigare bodde en familj om två vuxna och två barn i fastigheten.

2.5.1 Beskrivning av avloppsanläggningar

Minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 är en standardanläggning som serieproduceras i såväl betong som i glasfiberarmerad plast. ALFA/BAGA RVBK5 består av tre tankar där den första tanken nyttjas för slamavskiljning, den andra för biologisk behandling och den sista för kemisk behandling samt sedimentering (Figur 7). Utrustningen för kemikaliedoseringen satt ursprungligen i en separat låda mellan tank två och tre. Detta är omgjort så att all styr och reglerutrustning samt doseringsutrustning för fällningsmedel numera är installerad i en servicebox som är placerad ovanför biosteget i den andra tanken.



Figur 7. Principskiss över minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5. Illustration: Therese Norén.

Från hushållet leds avloppsvattnet till den första tanken där slamavskiljning sker. I den andra tanken, bioreaktorn, växer verksamma mikroorganismer på ett rörformigt bärrmaterial som är sammanfogat till ett fast block. Denna del av avloppsanläggningen luftas vilket bidrar till syresättning samt cirkulation av avloppsvattnet. Vidare medför luftningen att en viss nitrifikation fortgår. För att möjliggöra denitrifikation återförs slam och avloppsvatten

regelbundet tillbaka till den första tanken med hjälp av en recirkulationspump. Vid en förutbestämd fyllnadsnivå i bioreaktorn, pumpas det behandlade avloppsvattnet, med en matarpump, från bioreaktorn till efterföljande kemikaliedosering och sedimentering i tank tre. Det behandlade avloppsvattnet leds därefter till ett närliggande dike. Anläggningen installerades i slutet av september 1999.

Minireningsverket ALFA MRCP var från början en pilot- och testanläggning där slamavskiljning, biologiskt och kemiskt steg var integrerat i endast en tank. Då man var osäker på konstruktionen, anlades redan från början en extra betongbehållare som skulle kunna inredas som bioreaktor med simultanfällning. Under 2001 skedde denna förberedda ombyggnation av anläggningen. Anläggningen är dock fortfarande att betrakta som en testanläggning.

I jämförelse med Figur 7 består ALFA MRCP endast av de två första tankarna. Den första tanken nyttjas för slamavskiljning och den andra nyttjas som bioreaktor med dosering av flockningsmedlet direkt i bioreaktorn (simultan-fällning). Sedimentering av det behandlade vattnet sker i bioreaktorns yttre och nedre del. All styr och reglerutrustning samt doseringsutrustning för fällningsmedel är installerad i serviceboxen som är placerad ovanför biosteget i tank två.

Recirkulering av slam och avloppsvatten sker regelbundet till första tanken. Efter behandling i andra tanken är vattnet färdigrenat och leds ut till ett närliggande dike.

2.5.2 Utformning och material

Minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 utgörs av tre stående tankar medan ALFA MRCP utgörs av två. Tankarna är tillverkade i betong med insatsdelar tillverkade i rostfritt stål. Innerdiametern på samtliga tankar är 1 500 mm. Tank 1 och 2 har en våtvolymp på ca 2,8 m³, medan den tredje tanken i ALFA/BAGA RVBK5 har en våtvolymp på ca 3,9 m³. Bioreaktorernas volym uppgår till ca 0,5 m³. Bärarmaterialet i bioreaktorerna består av ett rörformigt plastmaterial med en specifik yta på 200 m²/m³. I botten på tank två är en recirkulationspump placerad. I övre delen av tank två sitter en matarpump samt utrustning för luftning. Utrustning för kemikaliedosering är placerad i en separat behållare.

2.5.3 Processdata

- Luftpumpen är datorstyrd och har en kapacitet på 3 m³ luft/h.
- Recirkulationspumpen är datorstyrd och startar normalt en gång per timme och återför då ca 150 l biologiskt slam och avloppsvatten till den första tanken.
- Matarpumpen är nivåstyrd och pumpar ca 190 l avloppsvatten åt gången. För ALFA/BAGA RVBK5 pumpas på detta sätt vatten från bioreaktorn till den tredje tanken medan det för ALFA MRCP pumpas från första till andra tanken.
- För ALFA/BAGA RVBK5 används den aluminiumbaserade PAX 21 (7,2 % Al³⁺, 0,7 % Fe, densitet 1,31 g/ml) från Kemira som fällningskemikalie. För ALFA MRCP används ett speciellt flockningsmedel, på grund av det inkommande vattnets höga alkalinitet (Tabell 28). Dosering sker med en membranpump som styrs av matarpumpen.
- Larm finns för recirkulationspump och luftpump.

2.5.4 Omhändertagande av restprodukter

Det slam som bildas under behandlingen sedimenterar för att efter slamtömning transporteras till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning för de båda minireningsverken rekommenderas ske 1 - 2 gånger per år.

2.6 SORTERANDE AVLOPPSANLÄGGNINGAR - ALLMÄNT

I källsorterande system blandas inte olika sorters avloppsvatten, till exempel disk- och tvättvatten med toalettavloppsvatten eller urin. Istället hålls de olika flödena åtskilda och behandlas var för sig. För att underlätta hantering, eventuell behandling samt reducera lagrings- och transportbehov är det viktigt att tillförd spolvattenmängd är så liten som möjligt. Avloppsfraktioner med mycket näringsämnen, till exempel urin, kan sedan användas som gödning i jordbruket.

I de fall klosettavlopp avskiljs och samlas upp i en sluten tank kommer fosfor- och kvävebelastningen på behandlingsanläggningen att reduceras med 75% respektive 90% (Naturvårdsverket, 1995). Enklare metoder kan då användas för att behandla resterande avloppsvatten, det vill säga BDT-vattnet. En annan möjlighet är att endast avskilja urin vilket i sin tur innebär att belastningen på behandlingsanläggningen av fosfor och kväve kan reduceras med 50% respektive 80% (Naturvårdsverket, 1995). I urinsorterande system kan övrigt klosettavlopp och BDT-vatten antingen behandlas tillsammans eller var för sig.

2.7 SLUTEN TANK OCH MARKBÄDD FÖR BDT-VATTEN, WOST MAN ECOLOGY

Wost Man Ecology AB bidrar med två sorterande avloppsanläggningar. Anläggning A är ansluten till en fastighet där det fram till december 2000 bodde två vuxna. I mars 2001 flyttade en ny hyresgäst in som bodde där i knappt ett år. Under större delen av 2002 har anläggning A inte använts. Anläggning B är anslutet till ett hushåll om 1 - 2 vuxna.

2.7.1 Beskrivning av avloppsanläggningar

Vid anläggning B har en snålspolande toalett installerats. Den toalett som installerats vid anläggning A är förutom snålspolande även urinsorterande. För respektive hushåll sker sedan uppsamling av klosettavloppet i en sluten tank. Vinsten med urinsortering vid anläggning A är, trots att urinen leds till den slutna tanken för klosettavlopp, att den totala vattenåtgången minskar. BDT-vattnet behandlas i slamavskiljare och specialutformad kompakt markbädd varefter det leds till en närliggande bäck (Figur 8).

Den snålspolande toalett som ingår i anläggning B har produktnamnet Clever och har varit i drift sedan den 13 oktober 2000. Toalettstolen är väggstående och tillverkad av porslin och plast. Den låga vattenförbrukningen vid spolning möjliggörs med hjälp av en speciell vattenlåskonstruktion. Klosettavloppet leds till en slutna tank. I inkommande rör till den slutna tanken har en liten fläkt monterats för att skapa undertryck. Lukt ska därmed inte komma in i huset. BDT-vattnet leds till en stående slamavskiljare med en våtvolymer som uppgår till 0,7 m³. Därefter leds avloppsvattnet till en nyanlagd markbädd identisk med den i anläggning A. Clevertoaletten är likaså förberedd för skälventilation.¹⁴

De båda avloppsanläggningarna installerades under månadsskiftet november/december 1999.

2.7.3 Processdata

- För EcoVac uppgår, enligt tillverkaren, spolvattenmängden till 0,5 - 0,7 l för spolning av fekalier och 0,1 - 0,2 l för spolning av urin. Vakuumgeneratoren till EcoVac utgörs av en fläkt på 1,1 - 1,2 kW.
- För Clever uppgår, enligt tillverkaren, spolvattenmängden till 0,5 liter per spolning. 20 oktober 2000 ökades denna till 1,5 liter per spolning.

2.7.4 Omhändertagande av restprodukter

Tömning av de slutna tankarna för klosettavlopp rekommenderas från tillverkaren att ske efter behov, det vill säga när tanken blir full. Tömningsfrekvensen kommer därför att variera beroende på hushållets storlek, spolfrekvens och eventuell tillförsel av annat vatten¹⁵. Efter tömning transporteras klosettavloppet till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Det slam som bildas i slamavskiljarna transporteras också till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske minst 1 gång per år.

2.8 URINSORTERING OCH MARKBÄDD - BB INNOVATION

BB Innovation & Co AB bidrar med två sorterande avloppsanläggningar anslutna till vardera ett hushåll (A respektive B). Hushåll A består av två vuxna och hushåll B av två vuxna och ett barn¹⁶.

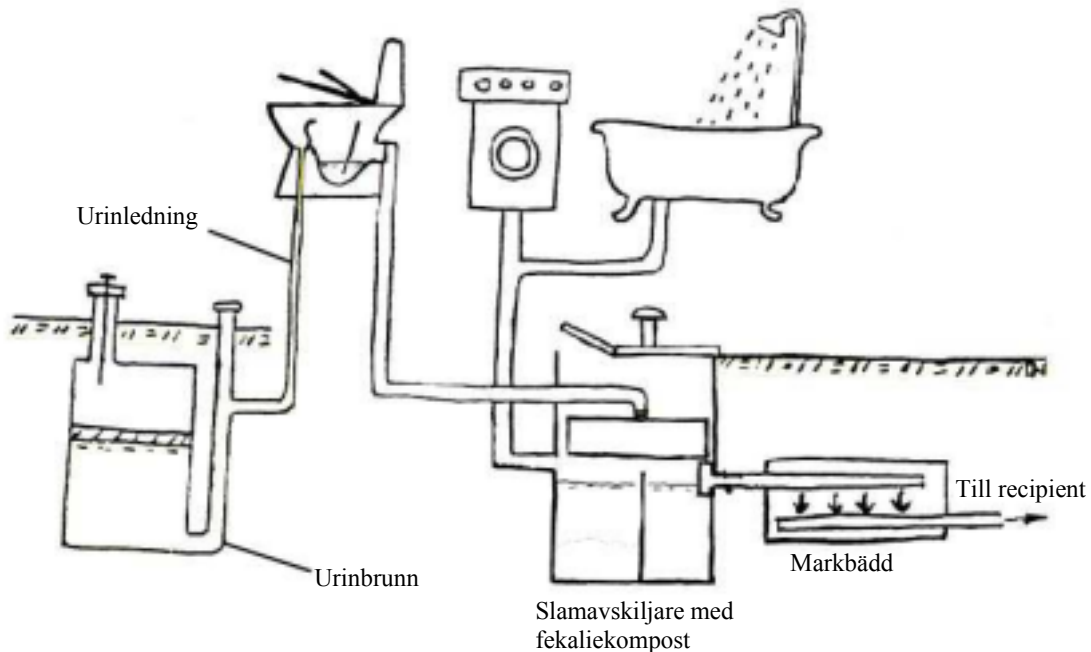
2.8.1 Beskrivning av avloppsanläggningar

I båda hushållen har snålspolande urinsorterande toaletter installerats och utsorterad urin leds till en slutna uppsamlingstank. I anläggning A avleds BDT-vattnet och det resterande klosettavloppet gemensamt till en slamavskiljare följt av en markbädd. Det behandlade avloppsvattnet leds sedan till ett närliggande dike. I anläggning B leds det resterande klosettavloppet till en fekalieavskiljare placerad alldeles ovanför en slamavskiljare med två kammare. Till slamavskiljarens första kammare leds även BDT-vattnet. Från slamavskiljaren leds avloppsvattnet till en markbädd för att sedan släppas ut i ett närliggande dike (Figur 9).

¹⁴ I november 2002 byttes Clevertoaletten ut mot en urinsorterande toalett på grund av svåra problem med lukt inne i bostaden (vilket berodde på att fläkten inte fungerade). Clever finns inte längre i produktsortimentet.

¹⁵ Exempelvis vatten från skurhink

¹⁶ Hösten 2001 flyttade en ny familj in, men antalet personer ändrades ej.



Figur 9. Principskiss över de sorterande avloppsanläggningarna med urinsortering (anläggning B). Illustration: Therese Norén.

Vid anläggning B upptäcktes hösten 2001 att avlopp från tvättstuga, dusch och handfat i duschrum ej var inkopplade på avloppet som gick till slamavskiljaren och markbädden. Detta åtgärdades i november 2001 så att allt avlopp från huset, utom utsorterad urin, därefter leddes till slamavskiljaren.

2.8.2 Utformning och material

De snålpolande urinsortande toaletterna har produktnamnet Dubbletten och är tillverkade av porslin. Vid anläggning B finns en vägghängd modell och vid anläggning A en golvmonterad. Dubbletten är utrustad med två separata skålar och två från varandra oberoende spolssystem. Fekalier samlas upp i den bakre skålen varefter fekaliespolning används. Till fekaliespolningen tas vatten från toalettens spolvattencistern. Urin samlas upp i den främre skålen, som är avskiljd från fekaliedelen med en mellanvägg av porslin. Spolning av urinskålen kräver mindre vattenmängd än fekaliespolningen och spolvattnet kommer via en ventil direkt från inkommande vattenledning. Toalettsitsen är gjord av trä. För att hjälpa barn att använda rätt skål vid toalettbesök är toalettsitsen utrustad med ett extra lock som kan fällas ned så att barnen sitter på lämpligt sätt.

I anläggning A leds utsorterad urin till en stående urintank i betong med produktnamnet UB 2. Urintanken har två kammare och den totala volymen uppgår till 2,2 m³. Kamrarna används växelvis vilket innebär att urin kan lagras i den ena kammaren medan den andra kammaren fylls upp. För att motverka ammoniakavgång under lagring och uppfyllning är urintanken utrustad med ett speciellt flottörsystem.

BDT-vattnet och det resterande klosettavloppet leds via en begagnad slamavskiljare med en våtvoly m på 1 m³ ut till en nyanlagd markbädd¹⁷. Markbädden har en yta på 50 m² och innehåller fyra spridarledningar samt två uppsamlingsledningar¹⁸. Markbäddens botten och överdel har tätats med armerad vävplastduk för att förhindra okontrollerad infiltration respektive inläckage av ytvatten.

Markbädden är uppbyggd enligt följande från toppen och nedåt (Axelson, 2000):

- 300 mm tvättad singel (Ø 16 - 27 mm)
- 100 mm singel (Ø 8 - 12 mm)
- 800 mm markbäddssand (Ø 0 - 8 mm)
- 100 mm singel (Ø 8 - 12 mm)
- 300 mm tvättad singel (Ø16 - 27 mm)
- 50 mm rörgravsgrus (Ø 0 - 8 mm)

I anläggning B leds utsorterad urin till en stående urintank som är identisk med den i A. Resterande klosettavlopp leds till en ”fekaliekompostavskiljare” (produktnamn KA 350 K) med underliggande slamavskiljare. Fekalieavskiljaren är tillverkad i rostfritt stål och har en volym som uppgår till 350 l. Slamavskiljaren har en våtvoly m som uppgår till 1,1 m³. Avloppsvattnet från slamavskiljaren leds till en markbädd som är identisk med markbädden i anläggning A¹⁹.

Avloppsanläggningarna installerades i januari 2000.

2.8.3 Processdata

- För Dubbletten uppgår, enligt tillverkaren, spolvattenmängden till 1,5 - 2 dl vid urinspolning, beroende på hur länge spolknappen hålls intryckt. För fekaliespolningen uppgår spolvattenmängden till 4 - 6 liter.

2.8.4 Omhändertagande av restprodukter

Från urintankarna transporteras urin till ett mellanlager för att därefter spridas på åkermark. Det slam som bildas i slamavskiljaren transporteras efter slamtömning till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske minst 1 gång per år.

Fekalieavskiljaren i anläggning B består av två perforerade behållare för uppsamling av fekalier och toalettpapper. Behållarna används växelsvis, så att den ena fungerar som mekanisk avskiljare och den andra som komposteringsenhet. Det uppsamlade materialet är rekommenderat att blandas med strö eller kutterspån. Fekaliekomposten är rekommenderad att tömmas två gånger per år och den färdiga komposten kan användas som jordförbättringsmedel. Det slam som bildas i slamavskiljaren transporteras till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske 1 gång per år.

¹⁷ Slamavskiljare och markbädd ingår ej i BB Innovation & Co AB:s bidrag till projektet ”Bra Små Avlopp”.

¹⁸ Endast halva markbädden har nyttjas för att erhålla en högre belastning.

¹⁹ Markbädd ingår ej i BB Innovation & Co AB:s bidrag till projektet ”Bra Små Avlopp”.

2.9 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - ALLMÄNT

I "Bra Små Avlopp" ingår avloppsanläggningar bestående av slamavskiljare och markbädd som uppgraderats genom installation av utrustning för dosering av fällningskemikalie. Fällningskemikalien doseras automatiskt till avloppet inne i bostaden och utfälld fosfor och småpartiklar sedimenterar i slamavskiljaren.

Vid kemisk fällning tillsätts ett fällningsmedel i avloppsvattnet varvid fosfor fälls ut och gelatinösa flockar bildas. Den utfällda fosfor är bunden till flockarna vilka sedimenterar och bildar ett kemslam. Fällningsmedlet bidrar också till medfällning av suspenderad substans samt adsorption av lösta ämnen.

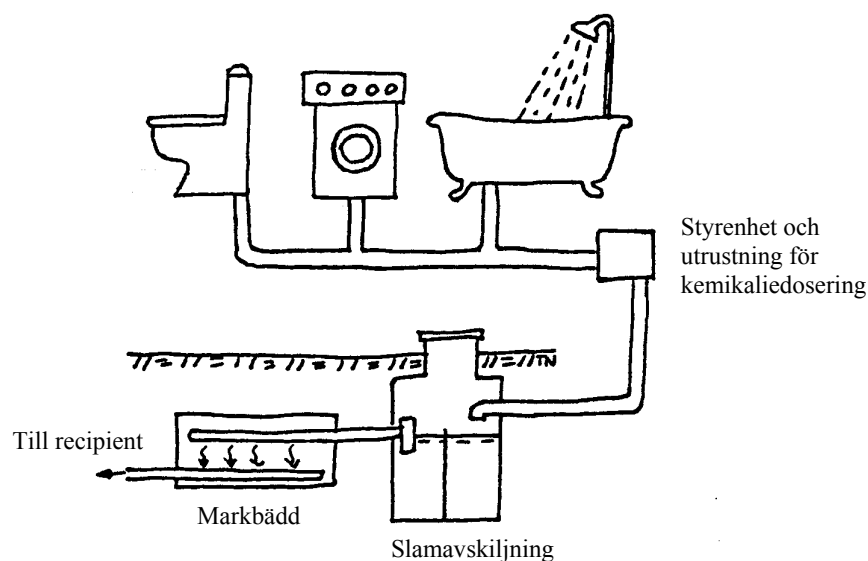
2.10 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - EKOTREAT OCH KEMIRA

EkoTreat och Kemira bidrar med utrustning som kan användas för att uppgradera befintliga avloppsanläggningar. Utrustningen möjliggör kontrollerad tillsats av fällningskemikalie i avloppssystemet inomhus. I hushållet ansluten till EkoTreats anläggning A bor en familj om två vuxna och ett barn. I hushållet ansluten till EkoTreats anläggning B bor en familj om två vuxna och tre barn. I hushållet ansluten till Kemiras anläggning A bodde en familj om två vuxna och två barn. I hushållet ansluten till Kemiras anläggning B bor en familj om två vuxna och två tonåringar.

EkoTreats anläggningar installerades i månadskiftet november/december 1999. Kemiras anläggningar installerades sommaren 2001.

2.10.1 Beskrivning av avloppsanläggningar

Avloppsanläggningarna A och B består av kemikaliedosering till avloppet inomhus samt efterföljande behandling i slamavskiljare och markbädd (Figur 10).



Figur 10. Principskiss över kemisk fällning i befintlig avloppsanläggning. Illustration: Therese Norén.

I EkoTreats anläggning A tillsätts fällningskemikalien till avloppsledningen från tvättstugan och i anläggning B till avloppsledningen från diskbänken. I Kemiras anläggningar tillsätts kemikalien till utgående avloppsledning. Doseringen styrs av en elektronisk nivåavkännare placerad i toaletten. Avloppsvattnet med tillsatt fällningskemikalie leds sedan till en slamavskiljare där fällningsreaktionen sker. Före utsläpp till närliggande dike passerar avloppsvattnet slutligen en markbädd.

2.10.2 Utformning och material

Kemikaliedoseringsutrustningen med produktnamnet EkoTreat 801 består av en styrenhet till vilken en behållare för fällningskemikalie samt en slang till hushållets avloppssystem är kopplad. Denna styrenhet är programmerad så att dosering av fällningskemikalie sker efter ett program som bestäms av familjestorlek, åldersfördelning, vanor etcetera.

Efter fällningskemikalietillsats leds avloppsvattnet från hushållet till slamavskiljare. I EkoTreats anläggningar samt Kemiras anläggning A har befintliga slamavskiljare behållits. De har alla tre kammare och en total våtvolyms på 2 m³ vardera. Alla tre slamavskiljarna är tillverkade i glasfiberarmerad polyeten. I Kemiras anläggning B finns en slamavskiljare av märket ALFA typ BAGA med en våtvolyms på knappt 3 m³. Samtliga markbäddar²⁰ har en yta på 50 m² vardera och innehåller fyra spridarledningar samt två uppsamlingsledningar²¹. Markbäddens botten och överdel har tätats med armerad vävplastduk för att förhindra okontrollerad infiltration respektive inläckage av ytvatten. Markbädden är uppbyggd enligt följande från toppen och nedåt (Axelson, 2000):

- 300 mm tvättad singel (Ø 16 - 27 mm)
- 100 mm singel (Ø 8 - 12 mm)
- 800 mm markbäddssand (Ø 0 - 8 mm)
- 100 mm singel (Ø 8 - 12 mm)
- 300 mm tvättad singel (Ø 16 - 27 mm)
- 50 mm rörgravsgrus (Ø 0 - 8 mm)

2.10.3 Processdata

Data för EkoTreats anläggningar:

- Som fällningskemikalie används den aluminiumbaserade EkoTreat 801. Doseringspumpen styrs automatiskt via en styr- och reglerutrustning.
- Larm saknas.

Data för Kemiras anläggningar:

- I anläggning B används ecoP-100 (aluminiumsulfatblandning med 4,3 % Al och densitet 1,3 g/ml), och i anläggning A används ecoP-200 (aluminiumnitrat med 4,3 % Al och densitet 1,3 g/ml).

²⁰ Markbädd ingår ej i EkoTreats och Kemiras bidrag till projektet ”Bra Små Avlopp”.

²¹ Endast halva markbädden används för att öka belastningen och därmed studera om fosformättnad erhålls.

2.10.4 Omhändertagande av restprodukter

Det slam som bildas i slamavskiljaren vid respektive reningsverk transporteras efter slamtömning till kommunalt reningsverk för vidare behandling. Slamtömning rekommenderas ske 2 - 3 gånger per år beroende på belastning och slamavskiljarens storlek.

3 METOD

3.1 PROVTAGNING OCH ANALYS

3.1.1 *Kranvatten*

Stockholm Vatten har genomfört provtagning och analys av kranvattnet i de hus som berörts av projektet. Provtagningsförfarande och analysparametrar framgår av ”Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning”.

3.1.2 *Avloppsvatten*

För provtagningen har en provtagningsutrustning från Vattenresurs AB använts (se Bilaga 3: Provtagningsförfarande). Vid projektstarten var det inte möjligt att finna någon färdig provtagningsutrustning som klarade angivna krav. Vattenresurs hade emellertid det då bästa förslaget på hur en sådan utrustning skulle utformas. Således har projektet inte bara stimulerat utvecklingen av teknik för behandling av enskilda avlopp utan även utveckling av teknik för provtagning och flödesmätning för sådana anläggningar.

Flödesproportionella vecko- och dygnsprov har, där så varit möjligt, tagits på inkommande och utgående avloppsvatten under perioder om fyra till åtta veckor för respektive anläggning. Provtagare för inkommande avloppsvatten har även innehållit utrustning för flödesmätning som styrt provtagningsfrekvensen för båda provtagarna. Veckoprover består av samanslagna konserverade dygnsprov från tisdag- till och med söndagsdygnet. I en provväxlare är sju st. 5-liters dunkar i plast placerade, en för varje dygn i veckan, innehållande 25 ml fördoserad 4 M svavelsyra i konserverande syfte. Riktvärdet för uppsamlad provmängd är 2,5 liter prov per dygn. Specialprov har visat att en viss överdosering inte medför en felaktig analys. Dygnsprovet består enbart av prov uttaget under måndagen. Detta prov innehåller inget konserveringsmedel. Från det sammanslagna provet tas ett delprov ut till en plastflaska och skickas i en kylväska till AnalyCen Nordic AB för analys efterföljande dag. Prover på inkommande avloppsvatten har tagits efter slamavskiljare där så varit möjligt, det vill säga när behandlat avloppsvatten eller slam inte återförts till slamavskiljaren. Automatisk provtagning på inkommande, ej slamavskilt, vatten har ej fungerat. Därför har kompletterande dygnsprov eller stickprov tagits i anläggningar som saknat annan provtagning på inkommande avloppsvatten. Dygnsproverna har tagits genom att installera en plastsäck med volymen 240 liter och samla det inkommande vattnet i denna. Efter omrörning av det uppsamlade vattnet har prov tagits. Provtagningspunkter för respektive anläggning anges i Tabell 4. Efter avslutad provtagningsperiod har provtagningsutrustningen flyttats till nästa anläggning.

Vid ett antal tillfällen har det inte varit möjligt att ta prov på utgående vatten från markbäddarna. Detta har framförallt orsakats av att vatten saknats i provtagningsbrunnarna.

Under perioden 7 februari - 4 april 2000 har stickprover på avloppsvatten från ett urval av avloppsanläggningarna tagits varje måndag eftermiddag och tisdag förmiddag. Stickprov har även tagits under perioden fram till den 16 maj 2000 som komplement till den flödesproportionella provtagningen (se även Norén och Nilsson, 2000). Flödesproportionell provtagning har utförts från den 5 april 2000 till 17 december 2002. För vissa anläggningar har det varit nödvändigt att komplettera den flödesproportionella provtagningen med manuell, ej flödesrelaterad, provtagning.

Vid ett antal tillfällen har intensivprovtagningar genomförts med syfte att studera vad som sker i själva behandlingsprocessen vid en av anläggningarna. Dessa beskrivs utförligt av Sjöström (2003).

Under två perioder, sommaren 2001 och hösten 2002, togs stickprov för bakterieprovtagning. Under den första perioden analyserades E. coli och presumtiva fekala streptokocker på vattnet före markbädden och utgående vatten. Under den senare perioden analyserades E. coli och konfirmerade fekala enterokocker på enbart utgående vatten. Värdena från analyserna på de båda fekala kockerna förväntades ligga i samma storleksordning. Gränsvärdet för otjänligt badvatten ligger på 300 st./100 ml för presumtiva fekala streptokocker och 1000 st./100 ml för E. coli.

Veckoproverna har analyserats med avseende på organiskt material (COD), fosfor, kjeldahlkväve och summa nitrit och nitrat. Dygnsproverna tas för analys av suspenderad substans, glödrest, COD, BOD₇, fosfor, fosfatfosfor, kjeldahlkväve, ammonium, summa nitrit och nitrat och konduktivitet.

Samtliga prov från den ordinarie provtagningen har analyserats av AnalyCen Nordic AB med metoder enligt Tabell 5.

Tabell 4. Provtagningspunkter för respektive anläggning.

Anläggning	Provtagningspunkter
Biovac (2 st.)	Inkommande i uppsamlingstank, ej slamavskilt avlopp Utgående efter reaktor
Uponor, ALFA/Baga (2 st.)	Inkommande på ej slamavskilt avlopp Utgående efter sista behandlingssteg*
Ifö (2st.)	Inkommande på slamavskilt avlopp* Utgående efter sista behandlingssteg
BB Innovation (2 st.), Wost Man Ecology (2 st.)	Inkommande till markbädd efter slamavskiljning* Utgående efter markbädd
EkoTreat (2 st.), Kemira (2 st.) ²²	Inkommande till markbädd efter slamavskiljning* Utgående efter markbädd

*även flödesmätning.

²² Ej med under det första årets provtagning

Tabell 5. Provtagningsparametrar för dygnsprov samt stickprov. Källa: Klingstedt, 2000.

Parameter	Analysmetod	Mätosäkerhet
Suspenderad substans, SS	SS 028112-3	10%
Glödningsrest, GR	SS 028112-3	8%
Biokemisk syreförbrukning, BOD ₇	SS 028143-2	16%
Kemisk syreförbrukning, COD	HACH	5%
Totalt fosforinnehåll, Tot-P	TRAACS	10%
Fosfatfosfor, PO ₄ -P	TRAACS	7%
Totalt kväveinnehåll, Tot-N, februari - juni 2000	SS 028131	10%
Totalt kväveinnehåll, Tot-N, 20010124 - dec. 2002	SS 028101	10%
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	SIS 028134-1	9%
Nitratkväve, NO ₃ -N	TRAACS	9%
Nitritkväve, NO ₂ -N	TRAACS	9%
Kjeldahlkväve, juni 2000 - 2000-11-14	SS-EN 25663	2%
Kjeldahlkväve, 2000-11-15 - 2001-01-23	SS-EN 25663	10%
Konduktivitet	SSEN 27888	2%

pH har mätts med sonden SenTix21 monterad på pH-mätare WTW340 SET-2 i samband med beredning av prover för analys. Temperaturen har loggats kontinuerligt på inkommande och/eller utgående avloppsvatten, se bilaga 5.

Stickprover för analys av bakteriehalter har tagits, och analyserna har utförts av Stockholm Vatten. Resultat från analyserna har bearbetats med stöd av Marianne Ahlfeld. Presumptiva fekala Streptokocker analyserades under sommaren 2001, 2001-06-05 - 2001-08-15, och konfirmerade fekala Enterokocker analyserades på hösten 2002, 2002-09-25 - 2002-12-04, emedan Stockholm Vattens laboratorium hade bytt analysmetod. Dessa ligger dock i samma storleksordning och kan därmed i stort sett jämföras med varandra. De fekala kockerna bedömdes som en säkrare detektor på avloppsvatten än *E. coli*, och det var därmed dessa som låg till grund för bedömningen om badvattenkvalitet var uppfylld eller inte.

Tabell 6. Parametrar för stickprov för analys av bakteriehalter.

Parameter	Analysmetod
<i>E. coli</i>	Colilert®-18/MPN-metod
Presumptiva fekala streptokocker	SS 028179-1
Konfirmerade fekala enterokocker	Enterolert™, ej ackrediterad

3.1.3 Provernas representativitet

Av praktiska skäl var det nödvändigt att ta dygnsprover under måndagen. Jämförelser med veckoproverna visar att inkommande mängder, och i vissa fall även koncentrationer, ligger lägre under måndagsdygnet jämfört med övriga veckan. Detta innebär att de, i kapitel 4, redovisade inkommande halterna i dygnsprov (BOD₇, ammoniumkväve och fosfatfosfor) inte är direkt jämförbara med de inkommande halterna i veckosamlingsproverna (COD, totalkväve och totalfosfor). Dygnsproverna har emellertid analyserats med avseende på samtliga parametrar och förhållandet mellan de ovan angivna parametrarna finns därför fastlagt.

I kapitel 4 och 5 redovisas reduktionen av COD, BOD₇, kväve och fosfor för de olika anläggningarna. Reduktionsgraden har beräknats utifrån inkommande och utgående mängder för samma provtagningsvecka (COD, kväve och fosfor) respektive provtagningsdygn (BOD₇). Eftersom den hydrauliska uppehållstiden för de flesta anläggningarna är relativt lång innebär det att de tagna inkommande och utgående proverna inte har tagits på samma vatten, särskilt inte dygnsproverna.

För anläggningar där den automatiska provtagningen på inkommande vatten inte fungerat har dygns-samlingsprover använts för att uppskatta inkommande mängder. Dessa prov har tagits under perioden måndag eftermiddag till och med tisdag eftermiddag. För dessa prover gäller naturligtvis samma begränsningar som dygnsprover tagna under måndagar, det vill säga att de inte nödvändigtvis är representativa för allt inkommande vatten.

3.1.4 Slam, urin och avlopp från slutan tank

Prov på slam, urin och klosettavlopp från slutan tank har som regel tagits strax före respektive tömningstillfälle. Vid provtagning på slam och klosettavlopp har en dränkbar, skärande, centrifugalpump använts för att få en ordentlig omblandning. Vid provtagning av urin har en mindre pump använts för att cirkulera urinen mellan de båda kamrarna (mellanväggen mellan kamrarna är otät och genom att pumpa upp urin från den ena tanken till den andra har det varit möjligt att få en relativt god omblandning).

Tabell 7. Metoder för analys av slam, klosettavlopp och urin. Källa: AnalyCen AB, 2000.

Parameter	Analysmetod	Mätosäkerhet
Torrsubstans, TS	SS 028113-1	5%
Glödförlust, GF	SS 028113-1	5%
pH	SS 028122-2.Titro., SS-EN 12176	3%, 5 %
Kjeldahlkväve, Kj-N	SNV 3674, Kjeldahl	5%
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	mod KLK 65-1, 5:35	10%
Totalt fosforinnehåll, Tot-P	ICP-AES	10%
Lättlösligt fosfor, P-AL	AL-extraktion	15%
Fosfatfosfor, PO ₄ -P	TRAACS	10%
Nitrat-Nitritkväve, (NO ₃ +NO ₂)-N	SS-EN ISO 13395 / FIA	10%
Kalium, K	ICP-AES	25%
Silver, Ag	AAS (flamma), ICP-MS	20%
Kadmium, Cd	AAS (grafitugn), ICP-AES	25%
Krom, Cr	ICP-AES	20%
Koppar, Cu	ICP-AES	10%
Kvicksilver, Hg	AFS (kallförångning)	30%
Nickel, Ni	ICP-AES	30%
Bly, Pb	ICP-AES	25%
Zink, Zn	ICP-AES	15%
Alkalinitet, HCO ₃	SS 028139-1.Titro.	10%
Konduktivitet	SS 028123-1.Titro.	5%
Kalkverkan som CaO i TS	KLK 1950:7, 4:59	15%

3.1.5 Markbäddssand

Prov har tagits på markbäddssanden i syfte att se hur mycket fosfor som adsorberats. Provtagning och analysförfarande beskrivs utförligt av Sjöström (2003).

3.2 RESURSANVÄNDNING

Ett av utvärderingskriterierna har varit att anläggningarna ska hushålla med naturresurser. I denna rapport tas endast användningen av resurser under driftsfasen med. Till detta räknas el och kemikalieanvändning samt omhändertagande av restprodukterna. I markbäddarna ”förbrukas” även filtersanden eftersom den successivt mätas med fosfor.

3.2.1 Drift av anläggningarna

Uppgifter för att beräkna elbehovet för drift av anläggningarna har lämnats av respektive leverantör. Vid driften används även fällningskemikalier och/eller filtersand för att reducera fosfor. Vid jämförelsen har endast hänsyn tagits till mängden råvaror samt energi som krävs för att producera fällningskemikalier respektive filtersand.

Enligt Serrander (200?) går det åt ca 0,55 g bauxit, 0,16 g kalksten och 0,23 g stensalt per g PAX-21 (som använts i jämförelsen av anläggningarna). Vidare använts 1,24 kWh högvärdig energi/kg PAX 21 (varav 7 % el och resten oljeprodukter eller gas).

För att effektivt reducera fosfor i markbäddar krävs relativt mycket sand per person och år (se avsnitt 4.6.7), i storleksordningen 500 - 1000 kg sand/person, år för ett urinsorterande system. Markbäddar som kompletteras med kemisk fällning bör ha en viss fosforbindande förmåga. För dessa system är troligtvis förbrukningen av sand mindre än för urinsorterande system.

3.2.2 Hantering av restprodukterna

För att uppskatta energianvändningen vid reningsverket, som tar emot slam och klosettavlopp från enskilda anläggningar, har denna delats upp på fyra poster, flöde (Q), organiskt material (COD), fosfor och kväve. Det har, utan någon djupare analys, antagits att flödet kräver 15%, reduktion av organiskt material kräver 50%, reduktion av fosfor kräver 10% och kvävereduktionen kräver 25 % av den totala elanvändningen (se ekvation nedan). El_{index} beräknas genom att dela Henriksdals totala elanvändning med inkommande mängder för respektive post (se Tabell 8).

$$El = Q_{RP} \times 0,15 \times El_Q + COD_{RP} \times 0,50 \times El_{COD} + P_{RP} \times 0,10 \times El_P + N_{RP} \times 0,25 \times El_N$$

där index ”RP” står för restprodukt, vilket kan vara slam eller klosettavlopp. Motsvarande ekvation för värme anges nedan och V_{index} i Tabell 8.

$$Värme = Q_{RP} \times 0,1 \times V_Q + COD_{RP} \times 0,6 \times V_{COD} + P_{RP} \times 0,2 \times V_P + N_{RP} \times 0,1 \times V_N$$

För uppvärmning kan energi av lägre kvalitet användas och för att jämföra med övrig energianvändning har en kvalitetsfaktor för värme på 0,3 använts.

Vid beräkningarna har antagits att samtliga anläggningar belastas med avlopp från 3 personer med ca 60 % hemmavaro. Utifrån gjorda provtagningar samt användande av schablonvärden för avloppsvattnets sammansättning (Naturvårdsverket, 1995) har mängder av, och koncentrationer i, de olika restprodukterna uppskattats (Tabell 9).

Tabell 8. Grunddata för beräkning av el och värmebehov för hantering av slam och klosettavlopp från enskilda anläggningar.

El _{index}	V _{index} (Värme)
$El_Q = 0,30 \text{ kWh/m}^3$	$V_Q = 0,40 \text{ kWh/m}^3$
$El_{COD} = 0,75 \text{ kWh/kg CODin}$	$V_{COD} = 1,0 \text{ kWh/kg CODin}$
$El_N = 8,5 \text{ kWh/kg Nin}$	$V_N = \text{ca } 12 \text{ kWh/kg Nin}$
$El_P = 55 \text{ kWh/kg Pin}$	$V_P = 75 \text{ kWh/kg Pin}$

Tabell 9. Antagna mängder och koncentrationer för restprodukter från de olika systemen.

	Slam från reningsverk och kemisk fällning	BDT-slam	Slamavskiljar-slam	Avlopp från slutna tank
Volym, m ³ /år	6	1	2	15
COD, kg/m ³	8	5	5	3
N, g/m ³	350	100	150	550
P, g/m ³	250	20	50	70

En viss mängd av det organiska materialet i slammet kommer att omvandlas till metan. Gasutbytet från organiskt material i slam från enskilda anläggningar är troligtvis betydligt lägre än utbytet för organiskt material i kommunalt spillvatten. Med hänsyn till detta har antagits att ca 10 % av det organiska i slammet omvandlas till metan. För avlopp från slutna tank antas att utbytet är högre, ca 20 %.

I denna studie har antagits att det krävs ca 10 kWh/m³ slam för att transportera slammet till mottagningsstation för vidare transport till reningsverket.

Med ovan angivna antagandes erfordras, netto, 16 - 17 kWh högvärdig energi/m³ behandlat slam.

3.3 EKONOMI

Kostnader för anläggningarna har lämnats av respektive leverantör. Installationskostnader har beräknats utifrån uppgifter lämnade av den entreprenör, Styrhytten AB, som utförde installationsarbetet. De lokala förutsättningarna påverkar i hög grad installationskostnaderna. I angivna priser har Styrhytten AB dock utgått från någorlunda genomsnittliga förhållanden och kostnaderna ska därför vara jämförbara.

De specifika beräkningsförutsättningarna för respektive anläggning anges i kapitel 4. De allmänna beräkningsförutsättningar som använts är att el kostar 1 kr/kWh och fällningskemikalier 10 kr/kg (inklusive moms och levererat till kund). Vid genomgång av respektive anläggning i kapitel 4 används de servicekostnader som respektive leverantör uppgivit, medan jämförelsen av anläggningarna i kapitel 5 istället utgår från att samtliga minireningsverk i princip har samma servicebehov och därmed samma kostnad för detta. Tömning av slam, urin och klosettavlopp beräknas kosta 400 kr/m³ (inkl. moms) oavsett hur man väljer att hantera det²³. Ett motiv till detta är att kostnaden för slambil är helt dominerande. Vid beräkning av årlig kapitalkostnad har en annuitetsfaktor på 0,07 använts (vilket motsvarar 20 års avskrivning och 3,5 % realränta).

²³ För ALFA/BAGA RVBK5 antas 300 kr/m³ p.g.a. större slamlagringsvolym och därmed färre tömningar.

3.4 ANVÄNDARASPEKTER

Förhållandena vid Stockholm Vattens fastigheter är ur avloppssynpunkt ovanliga så till vida att de boende i fastigheterna endast är hyresgäster och därför inte har ansvaret för drift och underhåll av avloppsanläggningarna. Fel och problem kan påtalas av hyresgästerna, men får åtgärdas av Stockholm Vattens personal eller ansvarig leverantör.

En viktig del av användaraspekterna är emellertid hur anläggningen påverkar vardagslivet och framförallt om det kräver ändrade rutiner eller orsakar störningar i form av exempelvis lukt och buller. För att kartlägga hur de boende upplevt anläggningarna (och projektet) genomfördes därför en intervjuomgång sommaren 2001 och en kompletterande intervjuomgång sommaren 2002. En sammanfattning av intervjuerna presenteras vid genomgången av respektive anläggning i kapitel 4 samt i tabellform i kapitel 5.7.

För att fånga upp de brukaraspekter som rör skötsel, tillsyn och underhåll har synpunkter från Stockholm Vattens personal sammanställts.

3.5 DRIFT OCH UNDERHÅLL

Respektive leverantör har anmodats att föra journal över anläggningarna. I journalerna finns uppgifter om observationer, service- och underhållsarbete samt övriga åtgärder som gjorts. Vidare har Stockholm Vattens personal journalfört de observationer som gjorts i samband med provtagning och övriga besök.

För markbäddarna har igensättningen uppskattats genom enkla hydrauliska tester (Sjöström, 2003).

leds dit. Vidare finns en viss ansamling av slam från inkommande avloppsvatten i botten på tanken. De uppskattade halterna redovisas i Tabell 11.

Tabell 11. Uppskattade halter i inkommande avloppsvatten till minireningsverket Biovac.

	Anläggning A	Anläggning B
BOD ₇ , mg/l	200 - 400	250 - 500
COD, mg/l	700 - 1000	600 - 1200
Tot-N, mg/l	90 - 140	90 - 120
Tot-P, mg/l	10 - 20	10 - 20

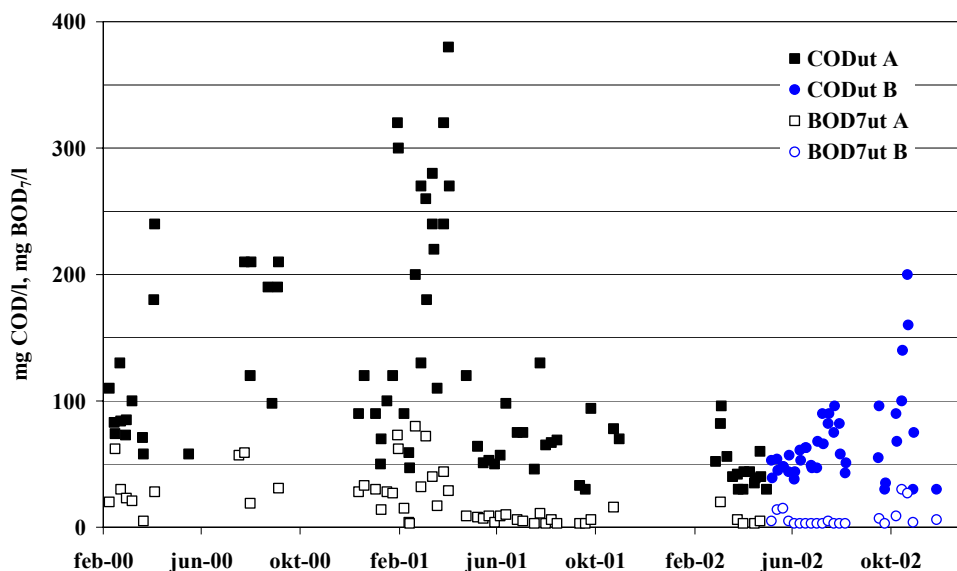
Vid anläggning A har den automatiska provtagningen kompletterats med stickprov på behandlat avloppsvatten eftersom provtagningsutrustningen ej fungerade tillfredställande under det första året. Stickprovtagningen har försvarats av att samlingsburken för utloppsvatten fungerar som en liten slamavskiljare. Detta gör dels att slam kan ackumuleras samt att en klarfas erhålls som kan ha lägre halter än det utgående vattnet. Då den automatiska provtagaren fungerat har hela volymen tömts cirka 1 gång per cykel.

Anläggning A har drabbats av ett antal allvarliga driftsstörningar som antingen resulterat i utebliven eller för låg dosering av fällningskemikalie eller skapat annan obalans i processen (se avsnitt 4.1.8). Dessa störningar har resulterat i utsläpp av relativt höga halter av suspenderat material och fosfater från anläggning A. Vidare upptäcktes vid intensivprovtagning sommaren att slamhalten i reaktorn var hög, ca 8 000 mg SS/l, samtidigt som slammet hade goda sedimenteringsegenskaper (Sjöström, 2003). Vid höga slamhalter sjunker sedimenteringshastigheten, trots att det har goda sedimenteringsegenskaper, och det finns risk att slammet inte hinner sedimentera under sedimenteringsfasen.

De nämnda driftsstörningarna är en förklaring till de höga utgående halter av organiskt material från anläggning A till och med våren 2001 (Figur 12). Därefter har utgående halter varit lägre och utgående BOD-halt har endast undantagsvis legat högre än 15 mg BOD₇/l, medan COD-halten vanligtvis varierat mellan 30 och 100 mg COD/l. Motsvarande resultat erhöles även för anläggning B under den korta tid som den utvärderats.

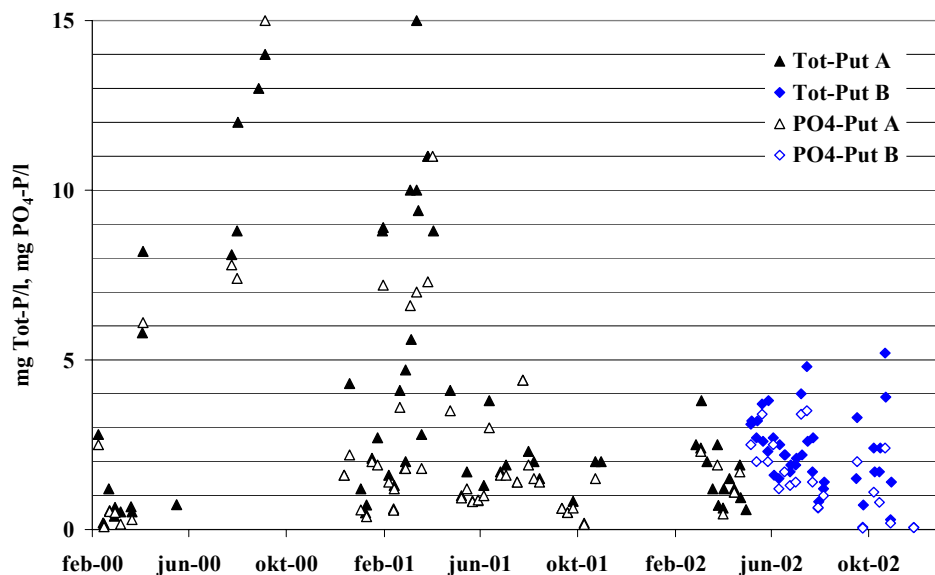
Även anläggning B har drabbats av allvarliga driftsstörningar som troligtvis påverkat provtagningsresultaten (se avsnitt 4.1.8).

Under perioder med stabil drift har halten av organiskt material varit låg, och det som kommit ut har i huvudsak utgjorts av suspenderat material - det vill säga slam som bildats under behandlingscykeln (Figur 12).



Figur 12. Halt av organiskt material i utgående avloppsvatten, minireningsverket Biovac - anläggning A och B.

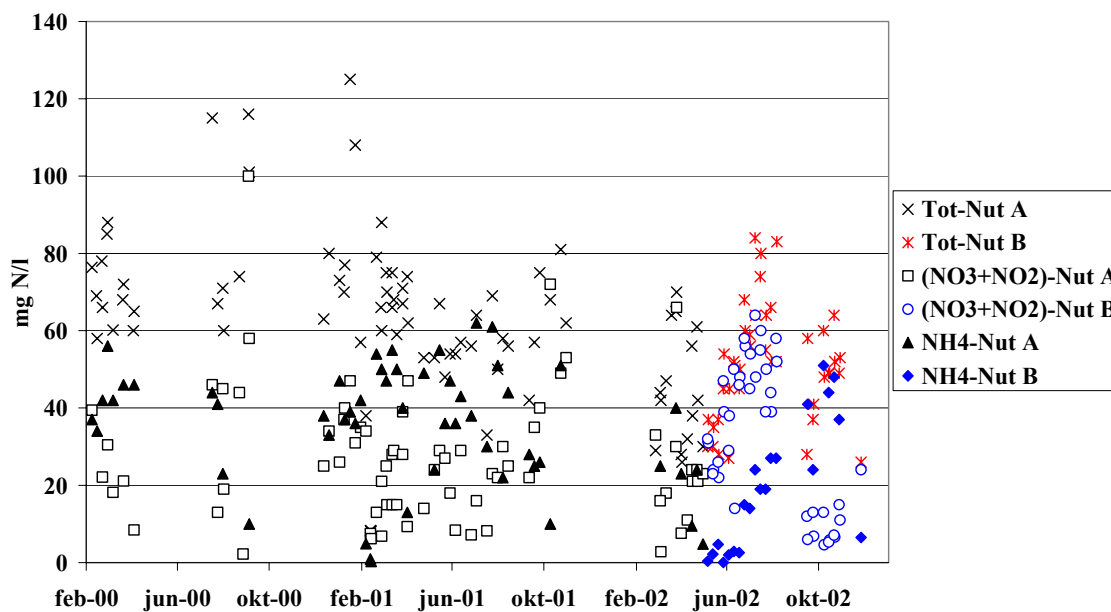
På grund av de störningar som beskrivits ovan har utgående halter av fosfor från anläggning A varit höga under långa perioder (Figur 13). Efter våren 2001 har utgående koncentrationer sjunkit och legat under 5 mg P/l med medianvärdet 1,5 mg P/l för anläggning A och medianvärdet 2,2 mg P/l för anläggning B.



Figur 13. Halt av total- och fosfatfosfor i utgående avloppsvatten, minireningsverket Biovac - anläggning A och B. Under sommaren 2000 låg utgående halt från anläggning A vid några tillfällen över 15 mg P/l.

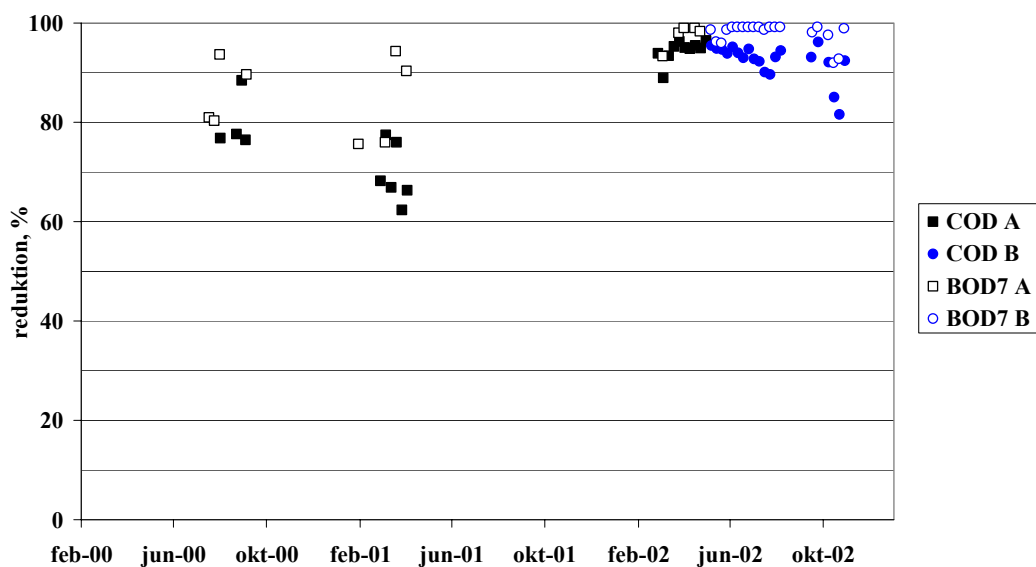
Utgående kvävehalter har med få undantag legat mellan 25 och 90 mg N/l. En stor andel av utsläppt kväve går ut som nitrat. Detta visar på en fungerande biologisk process och styrker

slutsatsen att de relativt höga halterna av organiskt material beror på dålig avskiljning av bildat slam.

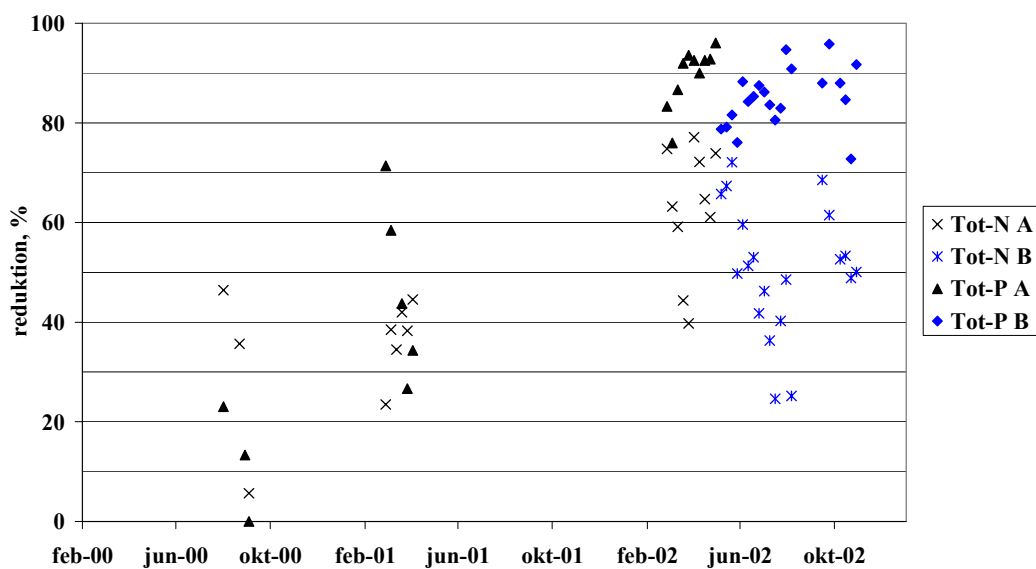


Figur 14. Halt av kväve och kvävefraktioner i behandlat avloppsvatten från, minireningsverket Biovac - anläggning A och B.

Reduktionsgraden med avseende på organiskt material, kväve och fosfor för de båda anläggningarna visas i Figur 15 och Figur 16. Reduktionsgraden för anläggning A var inledningsvis måttlig på grund av de störningar som redovisas i avsnitt 4.1.8. Under 2002 har reduktionen av BOD legat över 90 %. En stabil fosforreduktion över 90 % har dock inte erhållits.



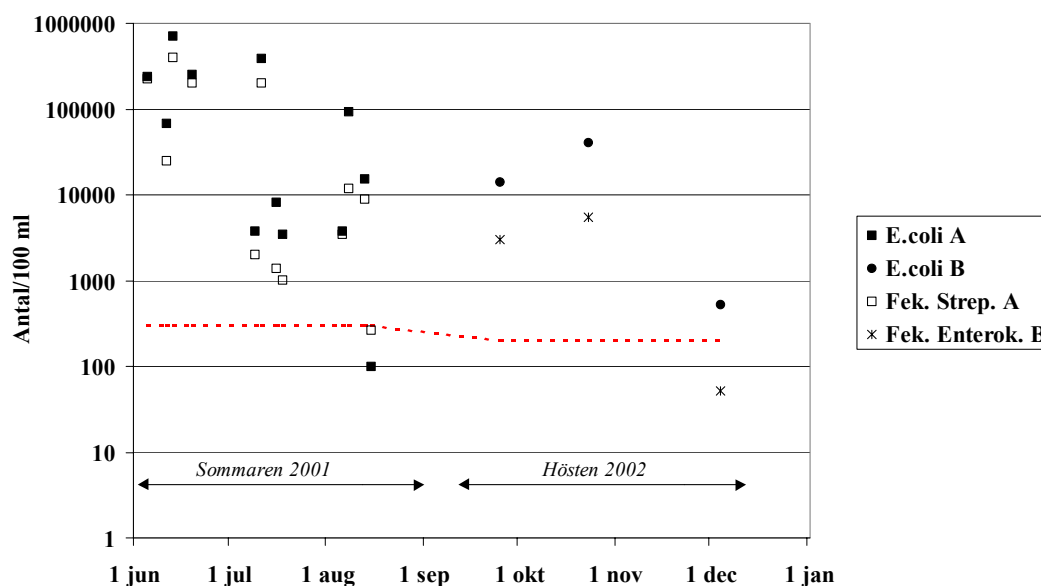
Figur 15. Uppskattad reduktion av organiskt material för minireningsverken Biovac.



Figur 16. Uppskattad kväve- och fosforreduktion för minireningsverken Biovac.

4.1.3 Bakteriehalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 17. Som framgår av figuren har antalet bakterier som regel legat över gränsvärdet för badvattenkvalitet.



Figur 17. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från Biovac. Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker. För *E. coli* är gränsvärdet 1000 st/100 ml.

4.1.4 Slamkvalitet och mängder

Torrsubstanshalten i det avvattnade slammet från anläggning B låg mellan 12 och 14 %. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i överskottsslammet framgår av Tabell 12. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggning B för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I Tabell 12 återges även slamkvalitén beräknade utifrån viktade medelvärden. För anläggning Biovac A saknas analyser på överskottsslammet från tunnan.

Tabell 12. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i överskottsslam samt slamkvalitén för anläggning Biovac B. Värdena baserar sig på 2 prov (representerande två olika perioder) för överskottsslam. Värden inom () är för period då kemdoseringen gick någorlunda kontinuerligt.

	In till bioreaktorn (g/d)	slamtunnan		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		76		
COD	350	79		
Tot-N	40	3,7	51	
Tot-P	5,8	2,8 (4,4)	36	
Ag			5,0	130
Cd			0,61	17
Cr			13	350
Cu			710	20000
Hg			<0,10	<2,8
Ni			28	800
Pb			13	340
Zn			580	17000

Som framgår av Tabell 12 är det lite fosfor i slammet i förhållande till vad som kan förväntas utifrån uppskattad reduktionsgrad och inkommande mängd. En förklaring kan vara att inkommande halter inte varit så höga som angivits i Tabell 11. En annan förklaring är att det första av de två slamproverna kommer från den period då reaktorn kördes igång och ingen kemikalie doserades på över en månad. Beaktas endast mängden fosfor som fastlades i slammet från den andra perioden, då kemdoseringen var igång, erhålls en bättre överensstämmelse med uppmätt och förväntat värde.

Slamkvalitén diskuteras i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.1.5 Resursanvändning och miljöpåverkan

El används framförallt vid luftning, 180 min/reningscykel. Vid maximal belastning kan verket genomföra 5 cykler per dygn. Under viloperiod sker en underhållsluftning på 30 minuter per timme. Kompressorn har en kapacitet på 10 m³ luft/h och effekten är 70 W. Kompressorn har en drifttid på 12 till 16 timmar per dygn beroende på belastning motsvarande en elanvändning på 0,84 till 1,2 kWh/dygn (310 - 420 kWh/år). Elanvändningen för lågbelastade anläggningar kan reduceras genom att minska underhållsluftningen. Påverkan av denna åtgärd på slamegenskaperna har dock inte undersökts i detta projekt. Det är dock möjligt att en reducerad underhållsluftning ger en förbättrad kväverening genom ökad denitrifikation²⁴.

El används även för inloppspumpen samt för kemikaliedosering. Denna elförbrukning är emellertid försumbar jämfört med elbehovet för luftning.

²⁴ Luftningen under den inledande reaktionsfasen kan eventuellt också reduceras för att förbättra förutsättningarna för denitrifikation.

Förbrukningen av fällningskemikalier har legat på ca 80 g/cykel eller ca 320 g/m³. Vid ett flöde på 500 l/d ger det en förbrukning på ca 58 kg/år, vilket kräver ca 73 kWh/år att producera.

Vid de anläggningar som ingått i denna utvärdering avvattnas slammet lokalt och kan efter kompostering användas som jordförbättring och fosforgödsel. Det är dock viktigt att slammet hanteras så att inte fosfor på sikt läcker ut till intilliggande recipienter.

4.1.6 Ekonomi

Investeringskostnaderna för minireningsverket Biovac redovisas i Tabell 13 och driftskostnaderna i Tabell 14.

Tabell 13. Investeringskostnad för minireningsverket Biovac

Kostnadsslag	Kr inkl moms
Anläggningen	72 000
Utrymme för anläggning	10 000 - 30 000
Installationskostnad	7 000
SUMMA	89 000 - 109 000

Tabell 14. Driftskostnader för minireningsverket Biovac

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Slamtömning	0
El och Kemikalier	900 - 1000
Service och tillsyn	2000
SUMMA	2 900 - 3 000

Slamtömningskostnaden har i detta fall satts till 0 kr, men slamhanteringen kräver eget arbete. Under garantitiden, som är 2 år, ingår byte av slitagedelar men ej därefter. Serviceavtalet gäller normalt 1 år i taget och i det ingår 3 besök, se även avsnitt 4.1.8.

4.1.7 Brukaraspekter

4.1.7.1 Intervju med hyresgäst - anläggning A

Hyresgästen (HG) var positivt inställd till den nya anläggningen vid projektstart och är fortfarande nöjd med den. Man tycker att den verkar vara driftssäker. HG har kontrollerat larm samt tagit hand om det avvattnade slammet genom att använda det i den egna trädgården. HG kan tänka sig att göra detta i framtiden. Dålig lukt från uppsamlingstanken²⁵ känns när man går förbi och dålig lukt har även förekommit i samband med provtagningen, men ingetdera har upplevts som något större problem. Noterbart är att kompressorns brummande ljud hörs i hela huset, men att det är ett ganska dovt ljud som inte upplevts som störande.

HG har fått muntlig information från tillverkaren genom att själv ställa frågor till denne. HG har alltid varit miljömedveten men man väljer alltid olika tvättmedel i butiken. HG är positiv till tekniken och tror på en framtid för minireningsverket bara det fungerar.

²⁵ Uppsamlingstanken utgörs av en ombyggd (befintlig) sluten tank och har ej levererats av Biovac. Uppsamlingstankar från Biovac är försedda med lock med tätningsspackning.

4.1.7.2 Intervju med hyresgäster - anläggning B

Anläggning B belastas med avlopp från två mindre lägenheter. Sammanfattning av intervjuer med respektive hyresgäst redovisas därför var för sig.

Hyresgästen i den ena lägenheten (HG 1) är nöjd med anläggningen trots att man fick veta om den samma dag den installerades. HG 1 har inte fått någon information alls och är besviken över detta. HG 1 tror att anläggningen är positiv för Bornsjön och tycker att det är bra att slammet är komposterbart. HG 1 kan tänka sig att ha kvar anläggningen och sköta den vid projektets slut. HG 1 har alltid haft uppfattningen att naturen är det viktigaste vi har och väljer därför miljövänliga alternativ. HG 1 kan tänka sig att ha kvar anläggningen vid projektets slut men tror egentligen inte på plast på grund av dess korta livslängd.

Hyresgästen i den andra lägenheten (HG 2) är positiv till anläggningen eftersom den renar vattnet och nog är bra för miljön. HG 2 är dock bekymrad över att den drar mycket ström som HG 2 måste betala. HG 2 har endast fått sporadisk information från Stockholm Vattens personal i samband med installationsarbetet. HG 2 har inte fått någon information från leverantören eller projektansvariga. HG 2 är ej engagerad och intresserad av anläggningen på grund av den uteblivna informationen. HG 2 var noggrann med miljöriktiga medel förut men har slutat köpa dessa då de ej tvättar rent och är för dyra. HG 2 kan tänka sig att ha kvar anläggningen och kan även tänka sig att sköta enklare tillsyn samt byta kemikaliedunkar.

4.1.7.3 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Enkel installation och lätt att anpassa till lokala förutsättningar.
- Serviceavtal skall tecknas med tillverkaren för regelbunden service och support.
- Rutiner måste skapas för brukarens regelbundna tillsyn av funktion och nivåkontroller.
- Behov av teknisk support krävs för normalanvändaren om problem uppstår.
- Anläggningen larmar vid driftsstörning.
- Lätt för brukaren att sköta slamtorkenheten och omhänderta slammet. (veckokontroll)
- Mycket lätt att byta kemikaliedunk.
- Kontroll av efterpoleringssteg så att det inte är igensatt..
- Brukaren slipper slamtömningskostnad.
- Riskerna för omgivningen bedöms som små.

4.1.8 Driftserfarenheter

Anläggning A har drabbats av flera allvarliga driftsstörningar:

- Sommaren 2000 fungerade inte leveransen av kemikalie under en period.
- Februari 2001 lossnade slangen på trycksidan till pumpen som pumpar avloppsvatten från uppsamlingstanken in till reaktorn. Det tog två veckor innan felet upptäcktes och åtgärdades. Signalerna gick fram som vanligt varvid elektroniken uppfattade det som om uppsamlingstanken blev fylld upprepade gånger. Pumpen pumpade runt vattnet i uppsamlingstanken men kemikaliedosering skedde en gång per cykel motsvarande ca 35 cykler per vecka. I reaktorn ändrades därför slammets sammansättning så att det efter dessa veckor i huvudsak troligtvis bestod av utfälld aluminiumhydroxid. Kemikaliedoseringen sänktes i början av april för att, enligt leverantören, om möjligt kompensera för detta.

- I maj 2001 upptäcktes att doseringspumpen gick tom på sugsidan och den byttes därför mot en ny.

Förutom dessa störningar har doseringen av kemikalie fungerat bristfälligt vid några andra tillfällen. Detta har resulterat i utsläpp av relativt höga halter av suspenderat material och fosfater från anläggning A.

Även anläggning B har drabbats av allvarliga driftsstörningar:

- Hösten 2002 satte utloppsventilen delvis igen vilket resulterade i att reaktorn endast tömde ut betydligt mindre än de 250 liter/cykel som ska behandlas. Detta resulterade i att mindre vatten behandlades per cykel, vilket fick till följd att slamuttag samt kemikaliedos per mängd behandlat vatten ökade (eftersom det är en viss mängd per cykel).
- I slutet av projektiden lossnade en rörskarv mellan reaktor och provtagningsburk, vilket resulterade i att det behandlade avloppsvattnet kom ut i källarutrymmet och infiltrerade ner i det grusade jordgolvet.
- Efter projektidens slut inträffade ytterligare en incident då det blivit stopp i såväl utloppsventil som nödbrädd. Av den okulära besiktningen verkar det som reaktorn blivit utsatt för ett högt tryck (antagligen i samband med att inloppspumpen har gått), vilket resulterade i att en rörskarv på nödbrädden gled isär och att avloppsvatten spolades ut i källarutrymmet.

4.1.9 Serviceavtal

En sammanfattning av Biovacs serviceavtal återges nedan:

Ingår

- 3 besök/år
- Avläsa och journalföra driftsparametrar
- Översyn av reningsverk, funktionstest
- Kontroll av pumpar
- Kontroll av kompressor
- Kontroll av doseringsutrustning/dosering
- Kontroll av slammängd, tömning av torktunnor
- Provtagning på utgående vatten
- Återrapportering
- Besök vid oförutsedda driftsproblem
- Telefonsupport

Ingår ej

- Kostnader för slitagedelar
- Eventuella byten av delar/komponenter vid underhåll av maskinell utrustning.

Ägaren skall enligt avtalet göra egenkontroll av anläggningen och Biovac har rätt till kompensation för löne- och prisstegringar.

4.1.10 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

När anläggningarna har fungerat, har de klarat kravet på 90 % fosforreduktion och 90 % BOD-reduktion. Anläggningarna har periodvis också gett en god nitrifikation (anläggningarna har dock varit måttligt belastade).

Stickprov på utgående avloppsvatten för analys av bakteriehalterna visar att anläggningarna har haft svårt att klara gränsvärdet för badvattenkvalitet.

Anläggningen kan klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Behovet av högvärdig energi och kemikalier är relativt lågt jämfört med övriga minireningsverk (se kapitel 5.4).

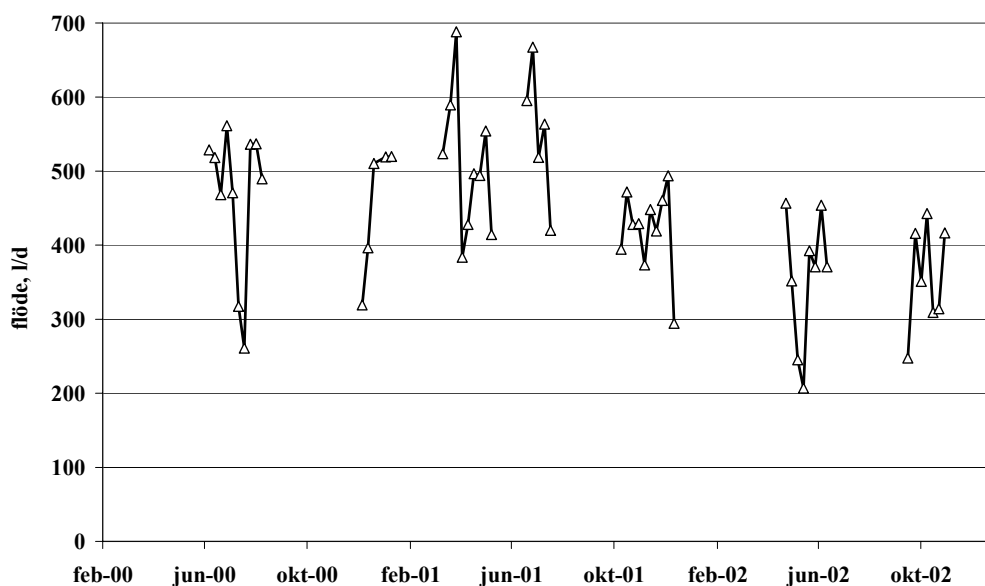
Vid nyinvestering, det vill säga då befintlig anläggning saknas, är Biovac den anläggning som har den lägsta totalkostnaden av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5). Detta förutsätter dock att användaren själv är beredd att hantera det avvattnade slammet.

Antalet driftsstörningar har varit relativt stort och det är nödvändigt med regelbunden professionell tillsyn för att säkerställa att anläggningen ska klara högt ställda reningskrav.

4.2 MINIRENINGSVERK UPOCLEAN® 5 PE

4.2.1 Flöde och belastning

Flödet in till anläggningen har vissa perioder varit relativt stort (Figur 18), men har för det mesta varierat mellan 300 och 700 l/d. Det finns även en tendens att flödena har minskat under utvärderingsperioden. Belastningen har uppskattats utifrån stickprovtagning och uppmätta flöden och redovisas i Tabell 16.



Figur 18. Flöde till anläggningen, l/d, minireningsverket Upoclean® 5 pe.

4.2.2 Inkommande och utgående halter

Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 15 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning).

Tabell 15. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutet till Upoclean.

	Upoclean
pH	ca 7,2
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	ca 6
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	130 - 140
Järn, mikrogram/liter	70 - 110
Koppar, mikrogram/liter	40*, 350**
Mangan, mikrogram/liter	< 10
Kalcium, mg/l	35 - 40
Magnesium, mg/l	ca 4

*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

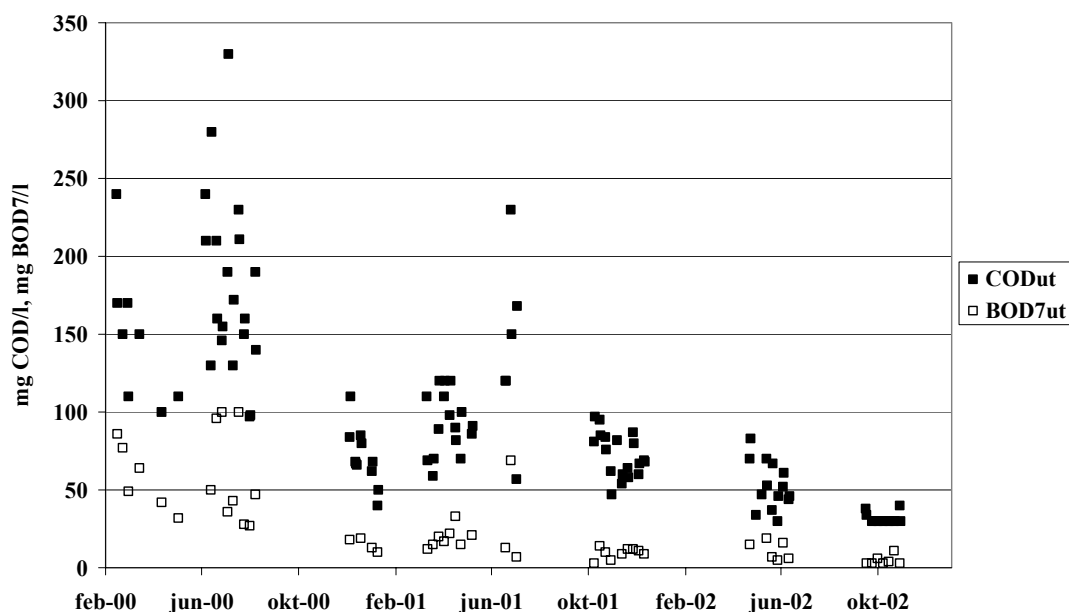
För att uppskatta inkommande halter har stickprov tagits i första tanken. Dessa är emellertid inte helt representativa eftersom överskottsslam från processen också leds dit. Vidare avskiljs slam från inkommande avloppsvatten i tanken. Inledningsvis togs även prov på inkommande avloppsvatten. Detta fungerade dock endast sporadiskt. Resultaten från provtagningen indikerar att inkommande halter ligger i närheten av de förväntade, det vill säga cirka 10 mg P/l och 50 - 80 mg N/l (Tabell 16).

Tabell 16. Uppskattade halter i inkommande avloppsvatten och belastning på minireningsverket Upoclean@ 5 pe.

	Inkommande halt, mg/l	Belastning, g/d
BOD ₇	200 – 300	70 - 180
COD	400 – 600	150 - 350
Tot-N	50 – 80	20 - 50
Tot-P	5 – 15	3 - 7

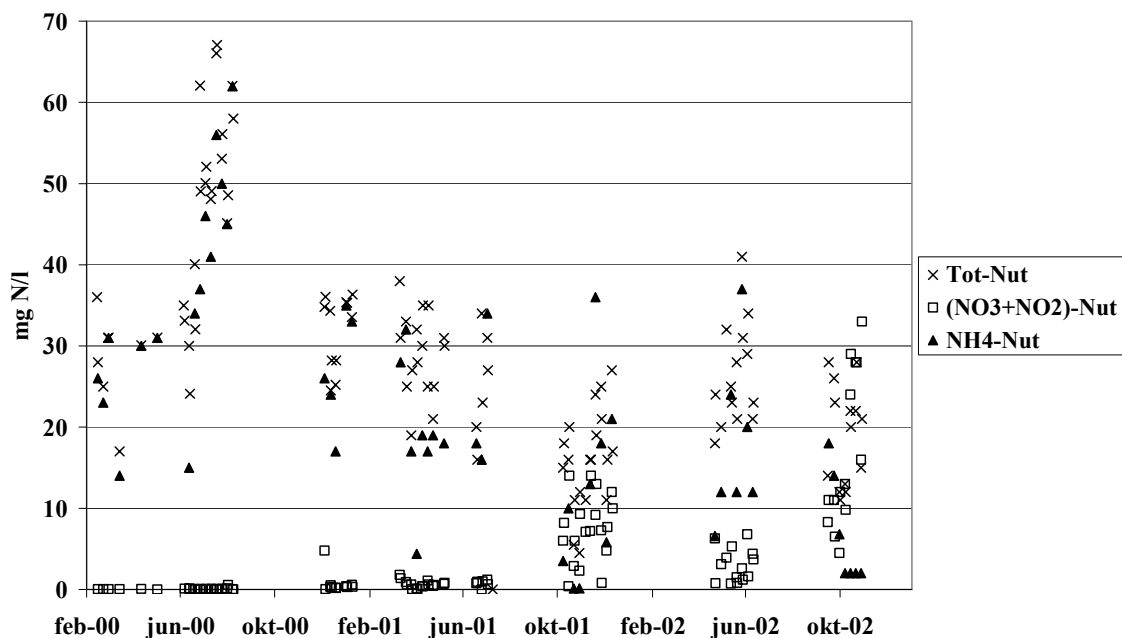
Utgående halter av COD och BOD var under första halvåret relativt höga (Figur 19). Detta förklaras troligtvis av för låg syresättning av vattnet i reaktorn. Grovblåsigt luftare ersattes med finblåsig tubluftare med högre kapacitet i september 2000. Därefter har utgående halter sjunkit och utgående BOD-halter har därefter legat under 20 mg BOD₇/l, medan motsvarande COD-halter varierat mellan 30 och 100 mg COD/l. Kompressorn byttes till en större den 8 maj 2000 men detta visade sig ha mindre betydelse för syresättningskapaciteten än bytet av luftaren.

På leverantörens initiativ togs under våren och sommaren 2001 jämförande prover på klarfasen i reaktorn. Det visade sig då att prover tagna i provtagningsbrunnen innehöll högre halter suspenderat material jämfört med prover tagna på klarfasen i reaktorn. Detta berodde på att slam ansamlades i utpumpningsröret under luftningsfasen och följde med de första litrarna som pumpades ut efter avslutad behandlingscykel. I februari 2002 modifierades utloppsmodulen så att denna spolades rent före utpumpning. Detta gav en ytterligare sänkning av utgående halter.



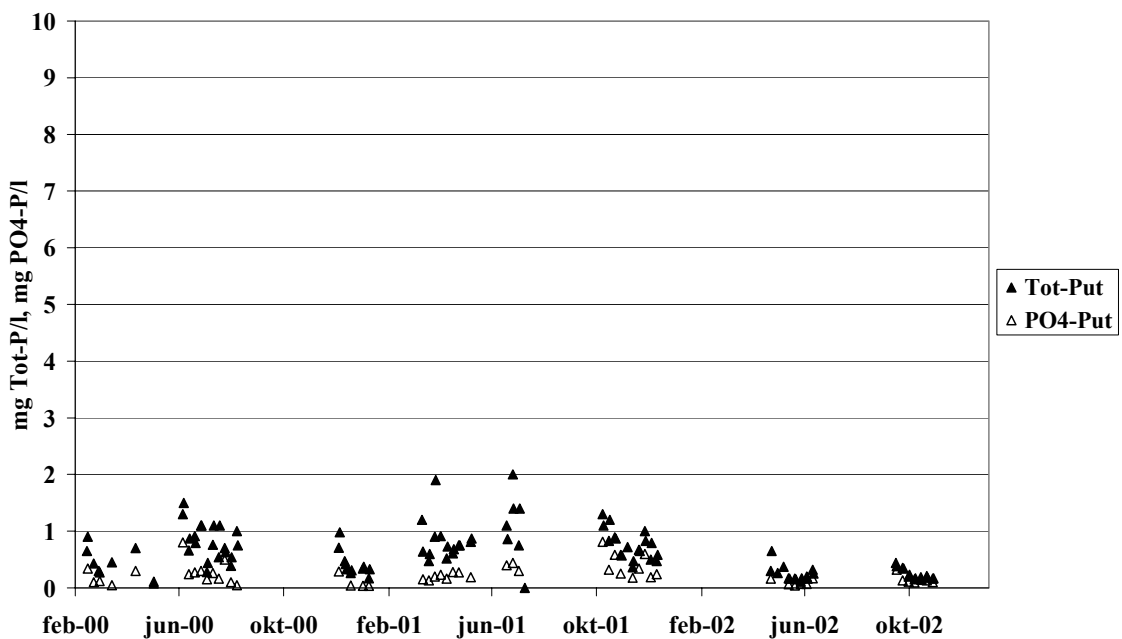
Figur 19. Halt av organiskt material i behandlat avloppsvatten från minireningsverket Upoclean® 5 pe.

Utgående kvävehalter var inledningsvis relativt höga och de mycket låga nitrathalterna tyder på att det inte skedde någon betydande nitrifikation under denna period. För de flesta veckor under september - oktober 2001 och 2002 noterades en betydande grad av nitrifikation samt, i jämförelse med tidigare, låga halter av kväve i behandlat avloppsvatten, vanligtvis 10 - 35 mg N/l. Detta kan troligtvis förklaras med gynnsamma temperaturförhållande före och under dessa perioder (från mitten av maj till mitten av oktober var veckomedeltemperaturen högre än 12 °C).



Figur 20. Halt av kväve och kvävefraktioner i behandlat avloppsvatten från minireningsverket Upoclean® 5 pe.

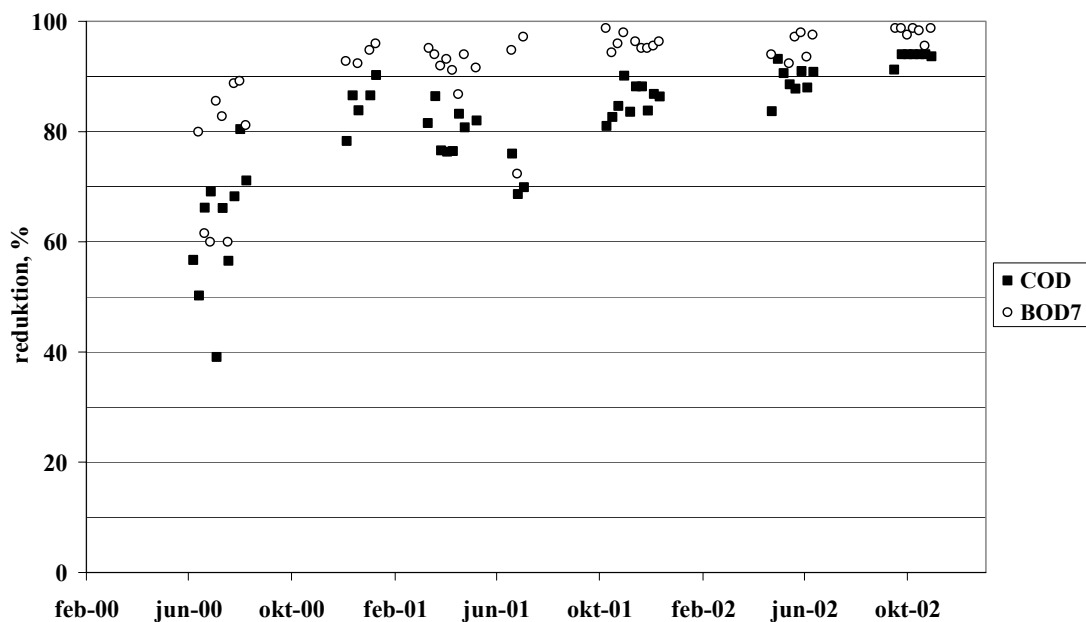
Utgående fosforhalter har, sett över hela försöksperioden, i regel legat under 1,0 mg P/l (Figur 21). Efter modifiering av utloppsmodul har värdena ej överskridit 0,5 mg P/l.



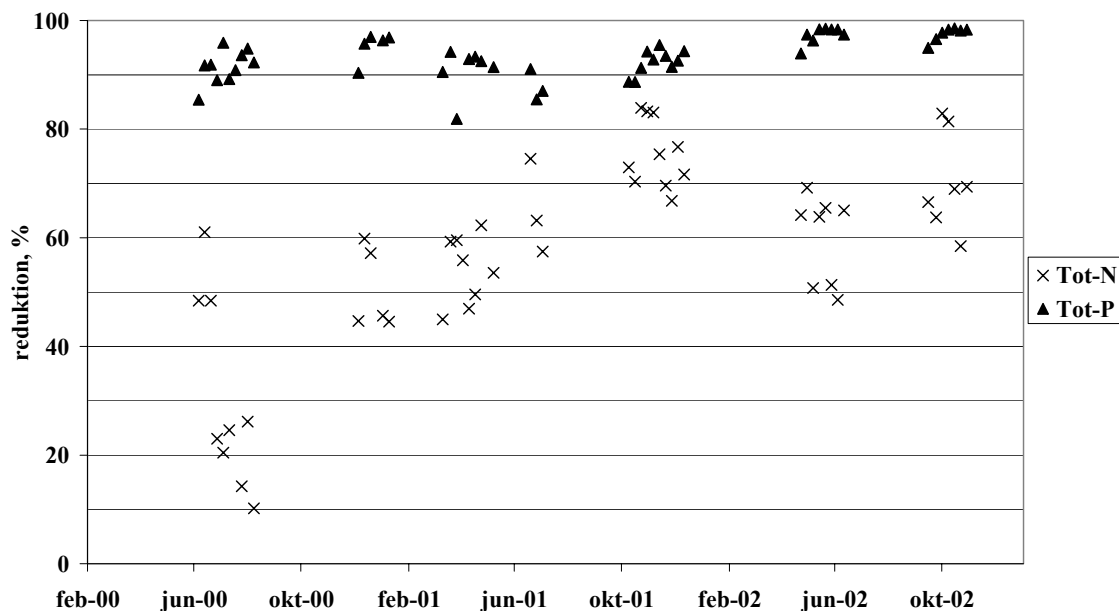
Figur 21. Halt av total- och fosfatfosfor i behandlat avloppsvatten från minireningsverket Upoclean® 5 pe.

Efter att luftaren åtgärdades i september 2001 har anläggningen klarat kravet på 90 % BOD-reduktion och efter att utloppsmodulen modifierades har BOD-reduktionen oftast varit bättre än 95 % (Figur 22). Efter byte av utloppsmodul blev även COD-reduktionen hög (> 90 %).

Fosforreduktionen har genomgående varit hög och efter byte av utloppsmodul har den som regel legat över 95 % (Figur 23). Under 2002 har reningsverket även klarat kravet på 50 % kvävereduktion.



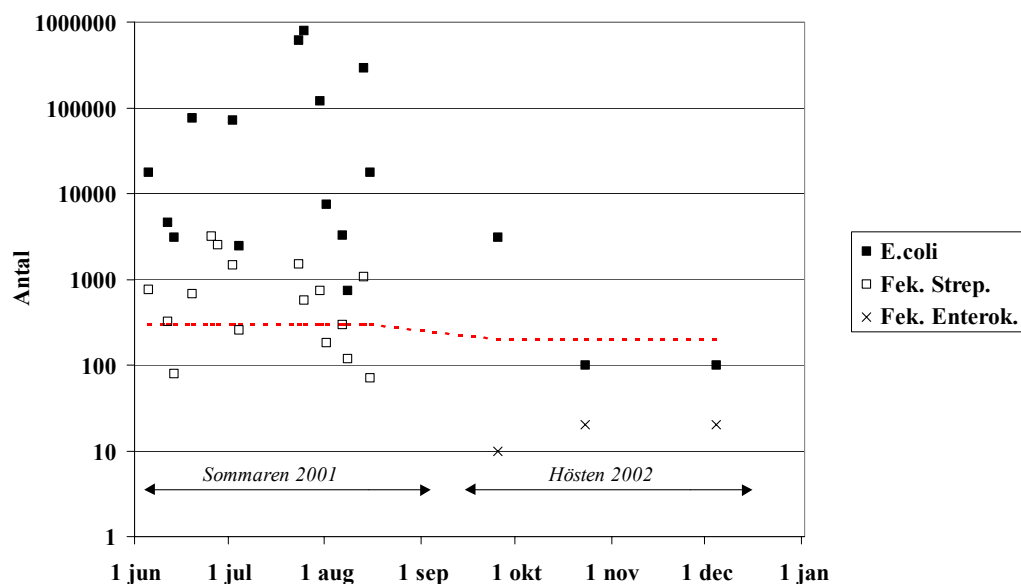
Figur 22. Reduktion av organiskt material för minireningsverket Upoclean® 5 pe (beräknat utifrån uppskattade värden på inkommande avloppsvatten).



Figur 23. Kväve- och fosforreduktion för minireningsverket Upoclean® 5 pe (beräknat utifrån uppskattade värden på inkommande avloppsvatten).

4.2.3 Bakterierhalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 24. Som framgår av figuren klarade inte utgående vatten krav på badvattenkvalitet under den första provtagningsomgången (sommaren 2001). Efter byte av utloppsmodul har halterna legat under gränsvärdet för tjänligt badvatten.



Figur 24. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från Upoclean® 5 pe. Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker. För *E. coli* är gränsvärdet 1000.

4.2.4 Slamkvalitet och mängder

Slammet utgör en blandning av slamavskiljarslam och processlam. Torrsubstanshalten i slammet presenteras i Tabell 17. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamdjup. Det totala vätskedjupet anges också. Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet.

Tabell 17. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare i Upoclean® 5 pe.

Period	Slamavskiljare		
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)	
		tank 1	tank 2
2001-03-07 - 2001-09-04	2,6	0,8/0,8	0,8/0,8
2001-09-21 - 2002-01-22	1,2	0,6/0,7	0,3/0,7
2002-02-14 - 2002-07-09	1,7	0,7/0,8	0,4/0,8
2002-07-22 - 2002-11-05	0,9	0,5/0,8	0,3/0,8

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam framgår av Tabell 18. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellen återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 18. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvaliteten för anläggning Upoclean® 5 pe. Värdena baserar sig på 4 prov för slamavskiljaren.

	In till slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam och processlam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		210		
COD	210	200		
Tot-N	28	11	52	
Tot-P	4,3	4,4	21	
Ag			<1,1	<52
Cd			0,70	34
Cr			8,5	410
Cu			720	34000
Hg			0,40	19
Ni			5,0	240
Pb			<7,4	<350
Zn			570	27000

Enligt Tabell 18 är det mer fosfor i slammet än vad som kommit in till anläggningen och det är även mycket organiskt material i slammet i förhållande till vad som kan förväntas utifrån inkommande mängd. Den huvudsakliga förklaringen är troligtvis att inkommande halter varit högre än vad som angivits i Tabell 16.

Slamkvaliteten diskuteras i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.2.5 Resursanvändning

En kompressor försörjer anläggningen med luft för luftning (100 min/cykel), avtappning (30 min/cykel), slamåterföring (4 min/cykel) och dosering av fällningskemikalie (2 min/cykel). Under viloperioderna sker en underhållsluftning på 30 minuter per timme. Kompressorn har en kapacitet på 3 m³ luft/h och en effekt på 50 W.

Kompressorn har en drifttid på 12 till 16,5 timmar per dygn beroende på belastning och drar 600 till 830 Wh/dygn (220 - 300 kWh el/år). Elanvändningen för lågbelastade anläggningar kan reduceras genom att minska underhållsluftningen. Påverkan av denna åtgärd på slamegenskaperna har dock inte undersökts i detta projekt. Det är dock möjligt att en reducerad underhållsluftning ger en förbättrad kväverening genom ökad denitrifikation²⁶.

Användning av fällningskemikalier är ca 360 g/m³. Vid ett flöde på 500 l/d ger det en förbrukning på ca 66 kg/år, vilket kräver ca 82 kWh/år att producera.

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet uppgår till 16 - 17 kWh/m³ eller knappt 100 kWh/år vid en slamproduktion på 6 m³/år (se avsnitt 3.2.1).

4.2.6 Ekonomi

Investeringskostnaderna för minireningsverket Upoclean® 5 pe redovisas i Tabell 19 och driftskostnaderna i Tabell 20.

Tabell 19. Investeringskostnad för minireningsverket Upoclean® 5 pe

Kostnadsslag	Kr inkl moms
Anläggningen	55 000
Installationskostnad, totalt	20 000 - 30 000
SUMMA	75 000 - 85 000

Tabell 20. Driftskostnader för minireningsverket Upoclean® 5 pe

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Slamtömning	2 400
El och Kemikalier	900 - 1000
Service och tillsyn	1 850
SUMMA	5 150 - 5 250

Garantitiden är 2 år. Inga avgifter för servicebesök under garantitiden.

4.2.7 Brukaraspekter

4.2.7.1 Intervju med hyresgäst

HG, som även varit projektledare, är nöjd med anläggningen. HG anser att den varit lättskött och fungerat bättre än den infiltrationsanläggning man hade innan. Den ger ifrån sig bra mätvärden, men en nackdel är att den kräver frekventare slamtömning än en trekammarbrunn. HG har av naturliga skäl fått mycket information om anläggningen och hur den har gått.

²⁶ Luftningen under den inledande reaktionsfasen kan eventuellt också reduceras för att förbättra förutsättningarna för denitrifikation.

Anläggningen kräver tillsyn för att man i ett tidigt skede kan åtgärda eventuella fel som uppkommit så att den inte står och går och släpper ut höga halter utan att detta uppmärksammas. HG köper miljömärkta kemikalier och miljötänkandet har man alltid haft med sig. HG efterlyser dock en lista över vilka tvättmedel man bör använda när man är ansluten till en enskild avloppsanläggning. HG kan tänka sig att ha kvar anläggningen och man tror på en väldigt positiv framtid för avloppsreningsverket.

4.2.7.2 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Anläggningen var mycket enkel att installera.
- Serviceavtal skall tecknas med tillverkaren för regelbunden service och support.
- Rutiner måste skapas för brukarens regelbundna tillsyn av funktion och nivåkontroller.
- Brukaren bör regelbundet kontrollera slamnivå i slamlagret (månadsvis) samt kemikalienivå (veckovis). Används markbädd eller infiltration som polering bör man regelbundet även kontrollera den hydrauliska stöbelastningen som erhålls i samband med tömning av reaktorn.
- Kemikalier måste fyllas på 2 - 4 ggr per år. (Kan utföras vid servicebesök eller enkelt av brukaren.)
- Styrenheten mycket lättåtkomlig.
- Behov av tätare slamtömningar än vid konventionell slamavskiljare.
- Varningslampa släcks när fällningskemikalien nästan är slut, det vill säga 6 - 10 dygn före beräknat slut på kemikalielösningen. Varningen är lätt att uppmärksamma.
- Riskerna för omgivningen bedöms som små. Enkla och säkra lock till tankarna.

4.2.8 Driftserfarenheter

Under intrimningsfasen noterades ett antal störningar som successivt åtgärdades under 2000. Det handlade framför allt om problem med dosering och luftning. Efter detta har driften varit stabil och inga större störningar har noterats.

Under 2001 observerades att suspenderat material ansamlades i utloppsmodulen under omblandningsfasen och därmed orsakade förhöjda halter av partikelbundna föroreningar i utgående vatten. I början av 2002 installerades därför ny utloppsanordning samt ny styranordning för denna. Den nya konstruktionen för utpumpning gjorde det möjligt att backspola utpumpningsröret före utpumpning.

4.2.9 Serviceavtal

Serviceavtalet omfattar:

- 1 servicebesök/år
- Kontroll av aktiv slamnivå
- Funktionsprov av utloppsmodul, inloppsmodul, slamretur, dosering av fällningskemikalie och luftning.
- Utbyte, vid behov, av gummimembran i luftpump.
- Tillhandahållande av serviceraport till kunden.
- Rapport till kommun om sådan erfordras.
- Besök vid oförutsedda driftsproblem (men ej kostnaderna för dessa)

- Leverans av fällningskemikalie (men ej kostnaden för denna)

På kunden ankommer att ansvara för driften av anläggningen. I detta ingår att se till att slamtömning sker minst två gånger per år samt att fällningsmedel fylls på regelbundet.

4.2.10 Hur har anläggningen klarat uppställda krav?

Anläggningen har klarat uppställda krav på 90 % reduktion med avseende på BOD och fosfor. Under 2002 har anläggningen även klarat kravet på 50 % kvävereduktion.

Under hösten 2002, det vill säga efter det att utloppsmodulen modifierats, togs ett begränsat antal stickprov på utgående avloppsvatten för att analysera bakteriehalterna. Samtliga dessa prov klarade gränsvärdet för badvattenkvalitet. Vid den första stickprovtagningssomgången, som inträffade före modifiering av utloppsmodul, klarade anläggningen inte kravet på badvattenkvalitet.

Anläggningen kan klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Elbehov och kemikalieförbrukning är relativt låg jämfört med övriga minireningsverk (se kapitel 5.4).

Vid nyinvestering, det vill säga då befintlig anläggning saknas, är Upoclean® 5 pe den anläggning som har den lägsta investeringskostnaden och den näst lägsta totalkostnaden av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5).

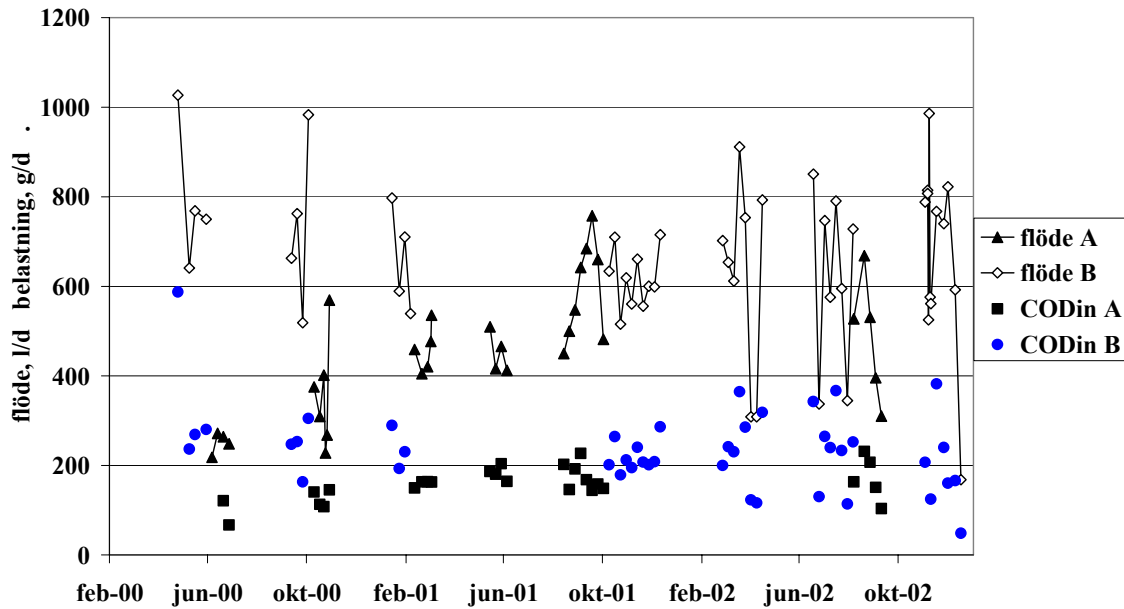
Den aktuelle användaren har varit nöjd med anläggningen. Anläggningsägarens insats består främst i att regelbundet bevaka larmindikator samt att fylla på fällningskemikalie vid behov.

Driften har varit stabil och efter det att problemen under intrimningsfasen åtgärdats har inga större processtörningar noterats.

4.3 MINIRENINGSVERK BIOTRAP

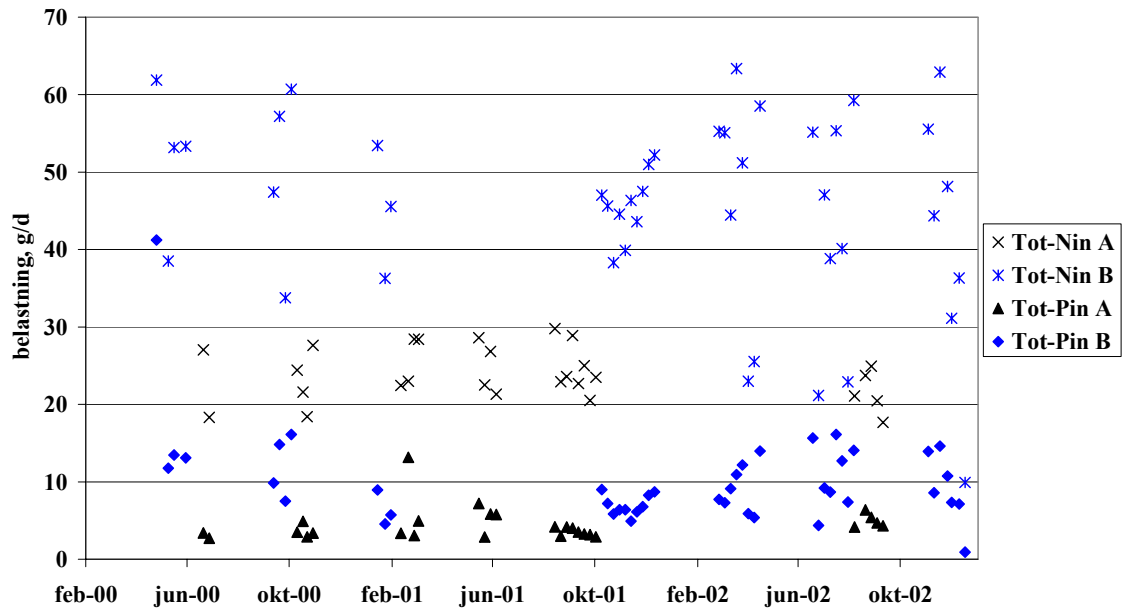
4.3.1 Flöde och belastning

Veckomedelflödet till anläggning A har varierat mellan 200 och 800 l/d och till anläggning B har det vanligtvis varierat mellan 500 och 900 l/d. Den organiska belastningen på anläggning A har legat på 100 - 250 g COD/d och 100 - 400 g COD/d för anläggning B.



Figur 25. Flöde (l/d) till och organisk belastning (g COD/d) på minireningsverken BioTrap.

Kvävebelastningen på anläggning A var 20 - 30 g tot-N/d och på anläggning B 25 - 65 g tot-N/d (Figur 26). Motsvarande värden för fosfor är 2 - 8 g tot-P/d för anläggning A och 4 - 16 g tot-P/d för anläggning B.



Figur 26. Kväve- och fosforbelastning (g/d) på minireningsverken BioTrap.

4.3.2 In- och utgående halter samt reduktion

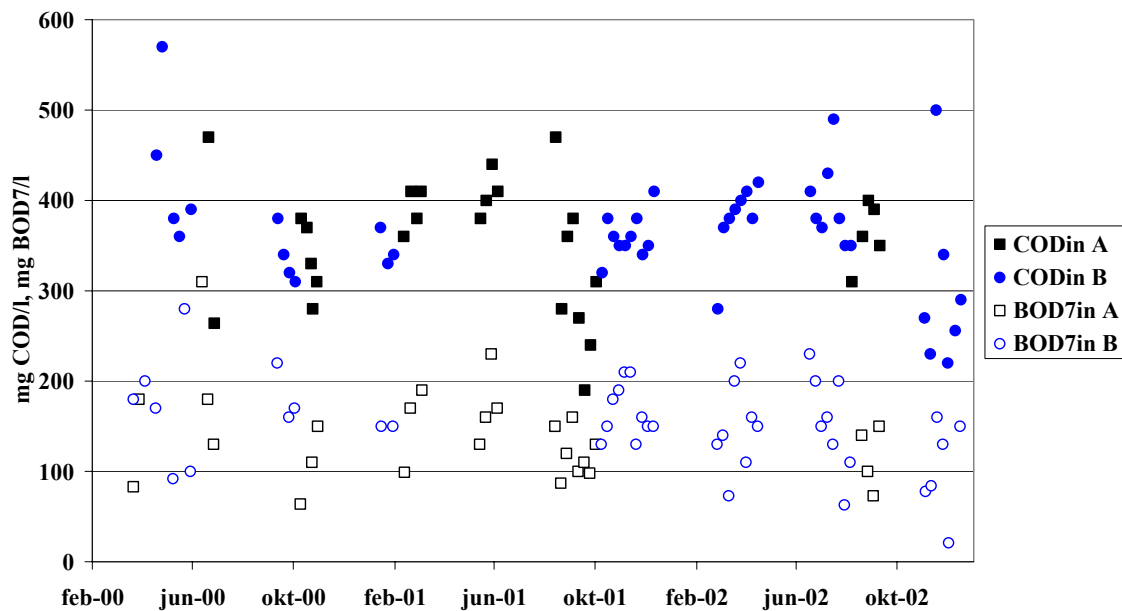
Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 21 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning). Kranvattnet vid anläggning A har ett högt pH och relativt hög alkalinitet samtidigt som det är mjukt. Vid anläggning B är däremot pH relativt lågt och vattnet hårt.

Tabell 21. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till Ifös anläggningar.

	Anläggning A	Anläggning B
pH	9,1 - 9,2	6,9 - 7,0
Hårdhet, dH	ca 1	ca 9
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	150 - 160	ca 120
Järn, mikrogram/liter	20 - 70	10 - 400
Koppar, mikrogram/liter	< 10*, 25**	5 - 300
Mangan, mikrogram/liter	< 10	5 - 30
Kalcium, mg/l	< 10	ca 50
Magnesium, mg/l	< 1	Ca 10

*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

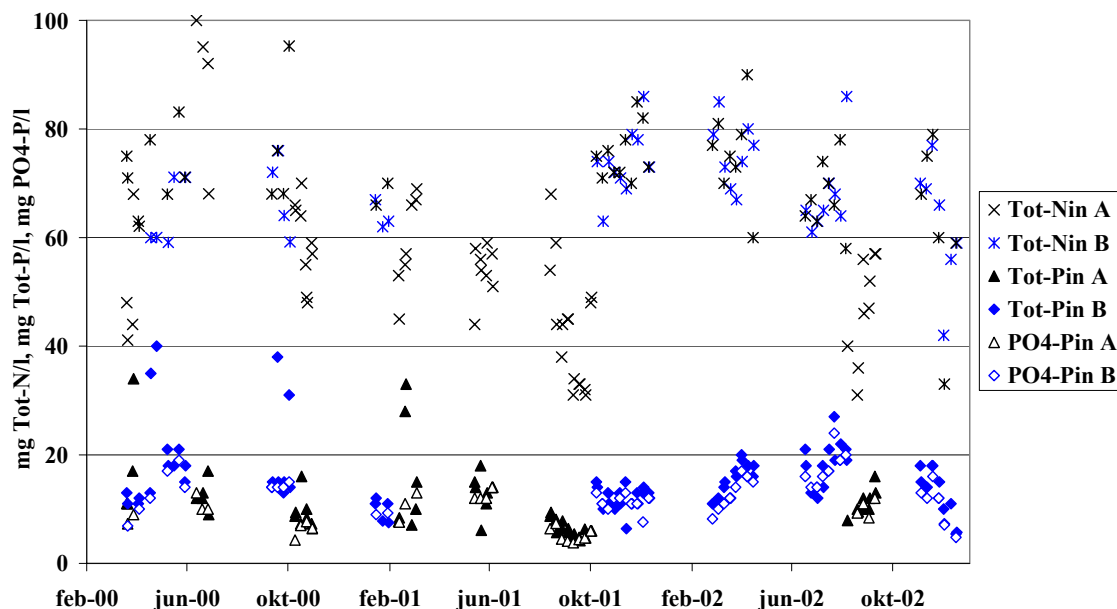
Inkommande halter av organiskt material har varierat mellan 100 och 200 mg BOD₇/l respektive 300 och 400 mg COD/l för båda anläggningarna (Figur 27).



Figur 27. Halt av organiskt material i inkommande avloppsvatten, minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

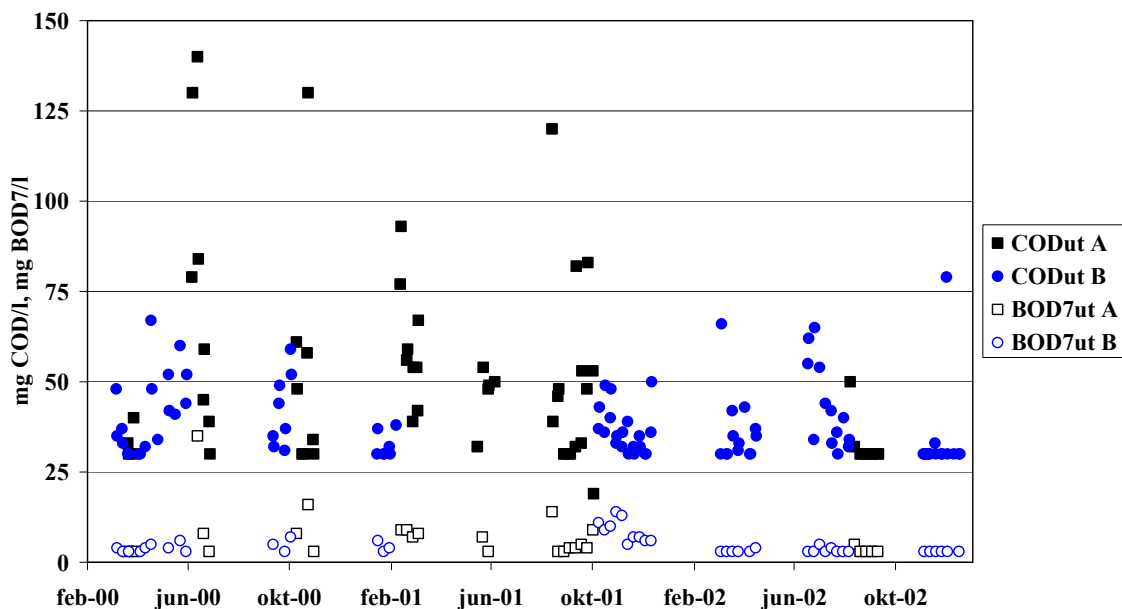
Inkommande kvävehalter till anläggning B har, med få undantag, legat mellan 60 och 90 mg N/l. För anläggning A har inkommande halter varierat mer, men de flesta prov har haft halter på 40 - 70 mg N/l.

Inkommande fosforhalter har för det mesta legat mellan 5 och 20 mg P/l. Ett antal prov har dock innehållit mycket höga halter (< 25 mg P/l).



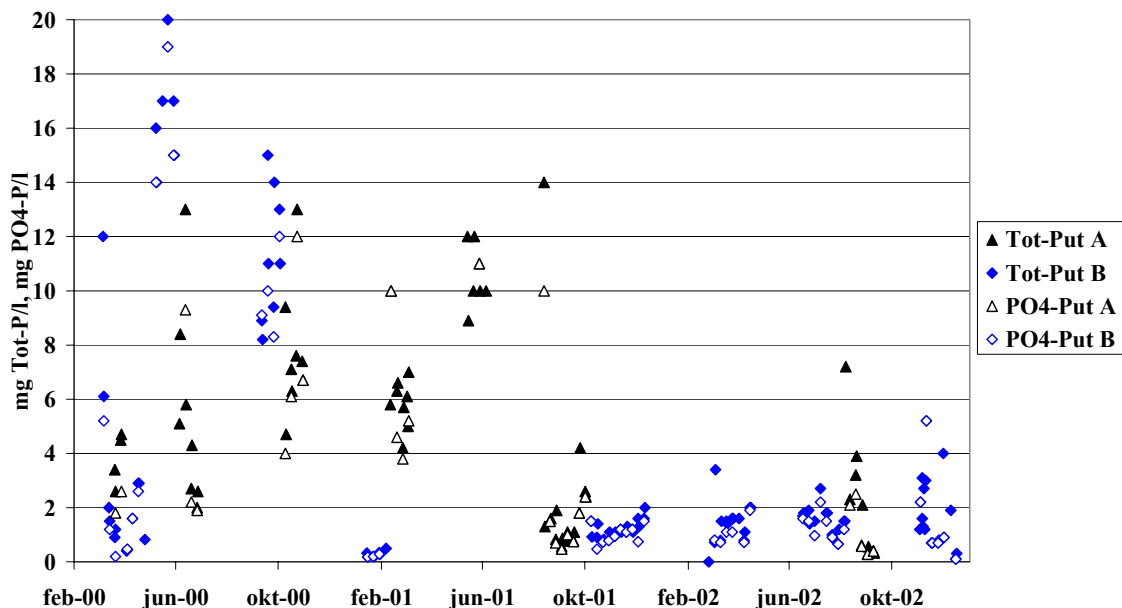
Figur 28. Halt av kväve och fosfor i inkommande avloppsvatten, minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

Utgående halter av organiskt material har varit låga för båda anläggningarna och vanligtvis legat under 15 mg BOD₇/l. Under 2002 har samtliga värden legat under 5 mg BOD₇/l. Vid ett antal tillfällen har utgående halter av COD från anläggning A varit relativt höga (> 80 mg COD/l). Vid dessa tillfällen har även halten suspenderat materiel varit hög (> 100 mg SS/l). Således kan de höga COD-halterna förklaras av att avskiljningen av det slam som bildas i biosteget och vid kemfällningen inte varit tillräckligt bra. Några av de höga COD-halterna, men ej alla, kan förklaras av att sedimenteringssteget slamtömts strax före provtagningsperioden. Detta kan låta paradoxalt, men troligtvis är det "flytslam" som följer med utgående vatten ut då nivån i sedimenteringssteget stiger. Motsvarande problem har inte observerats för anläggning B.



Figur 29. Halt av organiskt material i utgående avloppsvatten, minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

Under de första åren har utgående fosforhalter varit höga under långa perioder på grund av för låg dosering av fällningskemikalie eller på grund av problem med doseringsutrustningen. Under 2002 var utgående koncentrationer genomgående betydligt lägre för båda anläggningarna och för anläggning B har utgående halter legat under 2 mg P/l i 80 % av tagna prov och knappt 30 % har legat under 1 mg P/l.

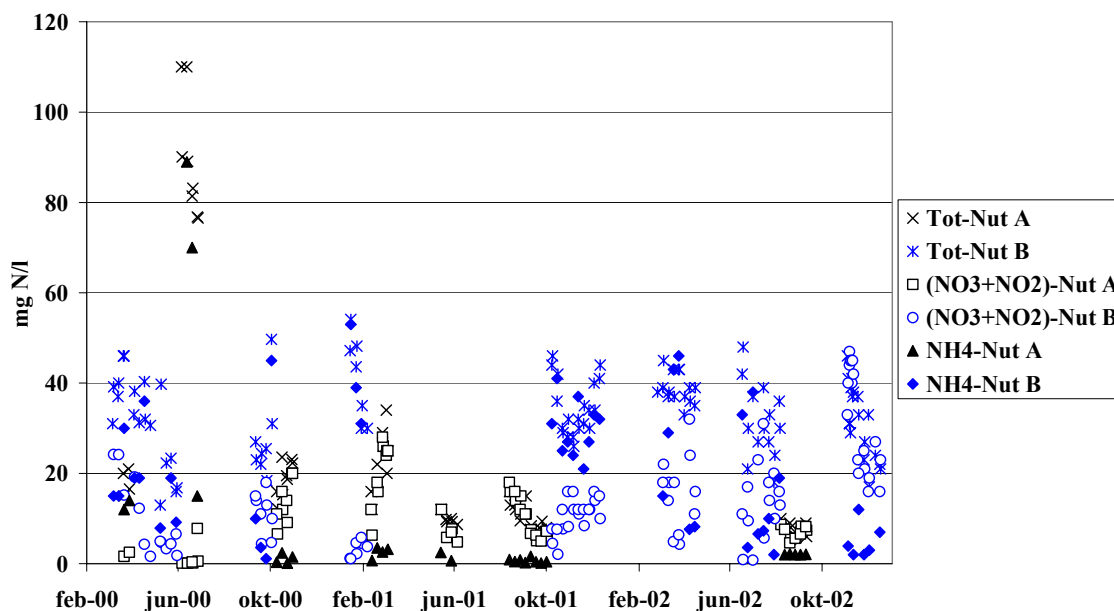


Figur 30. Halt av total- och fosfatfosfor i utgående avloppsvatten, minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

Utgående kvävehalter från anläggning A låg mellan 10 och 25 mg N/l till och med våren 2001. Därefter har utgående halter varierat mellan 5 och 15 mg N/l med de lägsta halterna

under sommaren 2002. Utgående halter från anläggning B har varit högre och genomgående legat mellan 20 och 50 mg N/l²⁷.

Med undantag för ”igångkörningsperioder” under 2000 har nitrifikationen i princip varit fullständig för anläggning A och utgående ammoniumhalter har legat under 4 mg amm-N/l²⁸. För anläggning B ligger, med undantag för sista halvåret 2002, utgående ammoniumhalter betydligt högre.

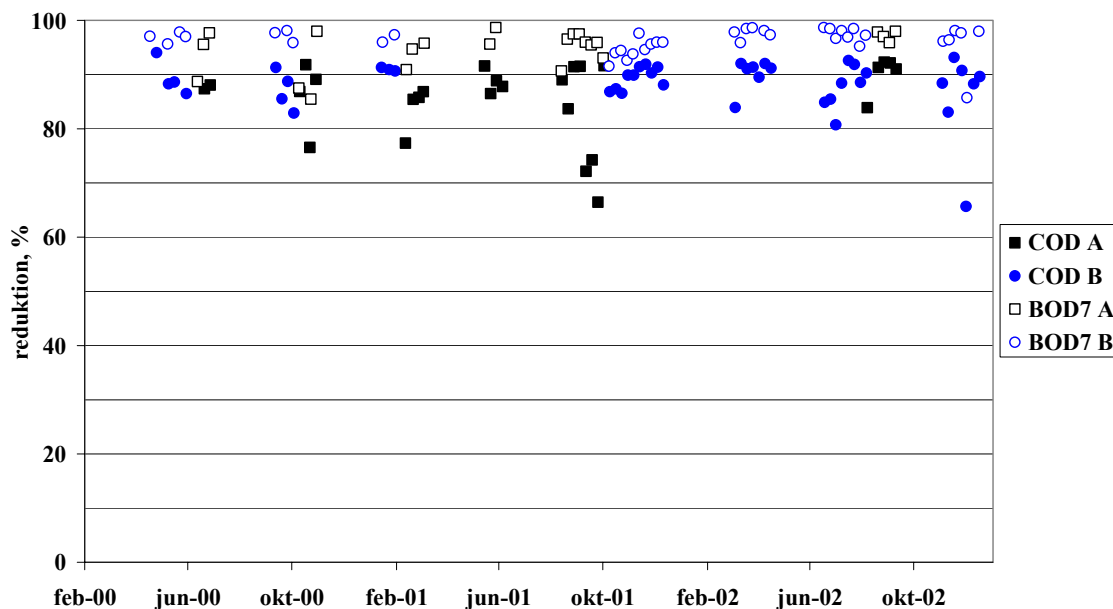


Figur 31. Halt av kväve och kvävefraktioner i behandlat avloppsvatten från minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

Reduktionen med avseende på organiskt material har varit god för båda anläggningarna (Figur 32). Reduktionen med avseende på BOD över behandlingsanläggningarna har i regel legat över 90 % och med avseende på COD har reduktionen vanligtvis varit 85 - 95 %. Om reduktionen över slamavskiljaren medräknas betyder det att anläggningen har avskilt mer än 90 % av inkommande organiskt material.

²⁷ Resultat från Sjöström (2003) tyder på att denitrifikationen begränsas av en för kraftig syretillförsel samt brist på kolkälla.

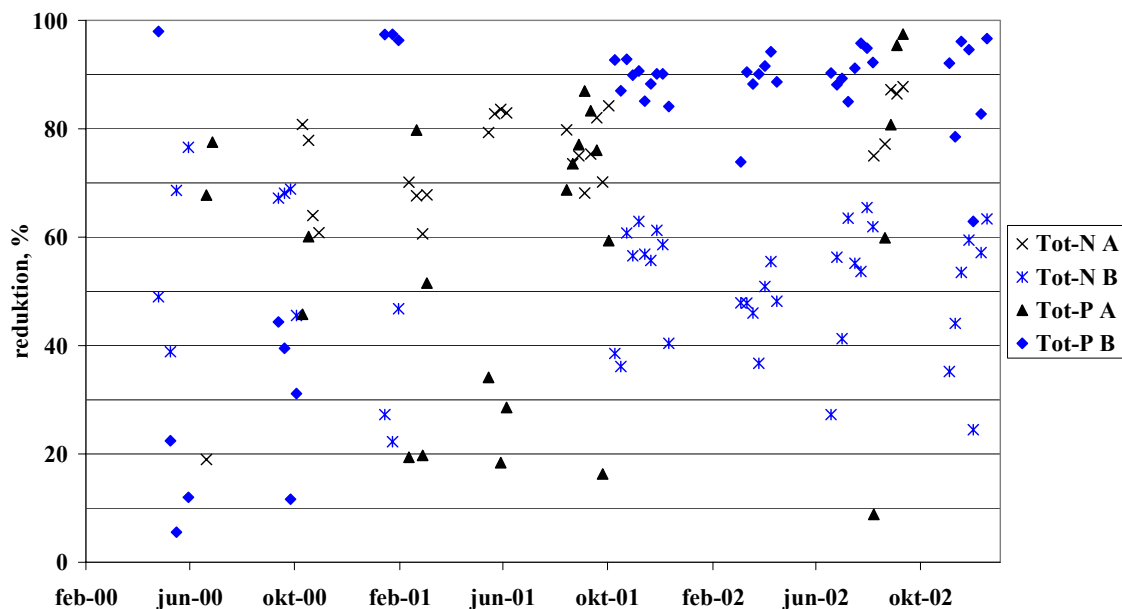
²⁸ Resultat från Sjöström (2003) indikerar att nitrifikationen i biosteget är fullständig, men att en del ammonium bildas vid hydrolys av slam i eftersedimenteringen.



Figur 32. Reduktion med avseende på organiskt material över minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

Kvävereduktion för anläggning A har varierat mellan 60 och 90 % och för anläggning B har den legat mellan 35 och 70 % (med 50 % kvävereduktion som medelvärde under 2002). Att anläggning A uppvisar högre kvävereduktion kan eventuellt förklaras med att kvävebelastningen på denna anläggning endast varit hälften så stor som belastningen på anläggning B.

Den nya typen av BioTrap, som ersatte den ursprungliga BioTrappen vid anläggning B i september 2001, har uppvisat relativt god och stabil fosforreduktionen. Efter september 2001 har reduktionen legat kring 90 % (medianvärde). Vid anläggning A har fosforreduktionen varierat kraftigt och någon period med stabil och god fosforreduktion har inte noterats.

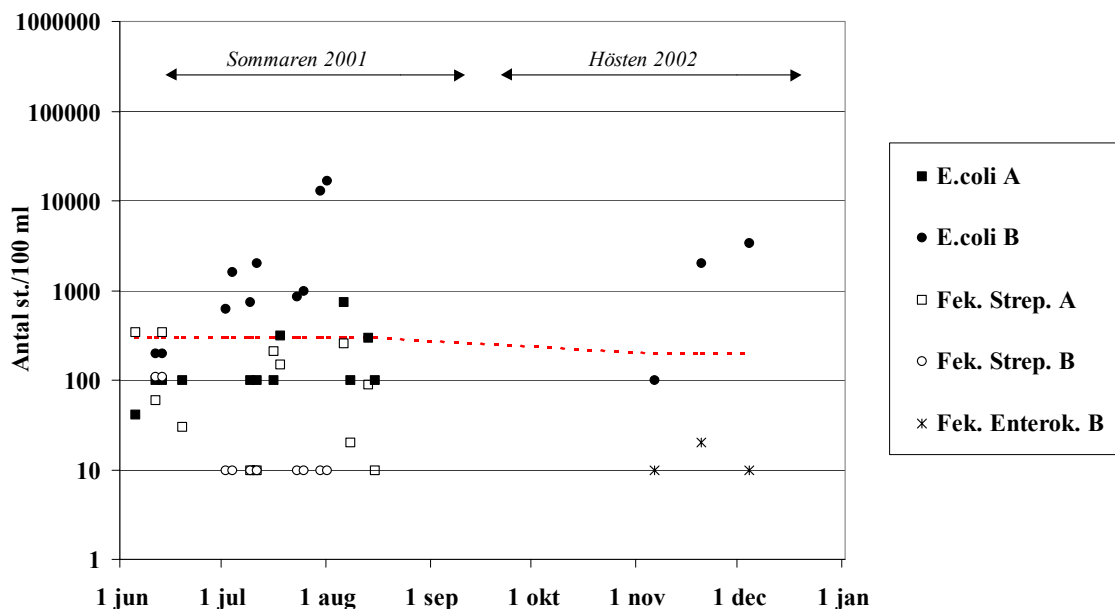


Figur 33. Reduktion med avseende på kväve och fosfor över minireningsverket BioTrap (anläggning A och B).

4.3.3 Bakteriehalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 34. Som framgår av figuren klarade utgående vatten från anläggning B kravet på badvattenkvalitet om endast antalet fekala streptokocker och enterokocker beaktas²⁹. Även anläggning A klarade i regel kravet, även om det är några värden som ligger på gränsen.

²⁹ E. coli är en sämre indikatororganism än fekala streptokocker eftersom E. coli kan tillväxa i systemet.



Figur 34. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från BioTrap. Streckad linje är gränsvärde för ojämnt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker. För *E. coli* är gränsvärdet 1000.

4.3.4 Slamkvalitet och mängder

Torrsubstanshalten i slamavskiljarslammet och processslammet från eftersedimenteringen presenteras i Tabell 22 och Tabell 23. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamdjup. Det totala vätskedjupet anges också. Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet.

Tabell 22. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare och eftersedimentering i BioTrap A.

Period	Slamavskiljare	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2002-06-24 - 2002-11-12	0,5	0,3/1,6
	Processlam från eftersedimenteringen	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2001-06-07 - 2001-12-11	0,3	1,1/1,1
2002-06-24 - 2002-11-12	0,8	0,8/1,1

Tabell 23. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare och eftersedimentering i BioTrap B.

Period	Slamavskiljare			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (m) i kammare		
		1	2	3
2001-09-03 - 2002-02-12	0,4			
2002-02-14 - 2002-11-12	0,4	0,7/1,7	0,1/1,5	0,1/1,5
	Processlam från eftersedimenteringen			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)		
2001-09-05 - 2002-02-12	0,8	0,7/1,1		
2002-02-14 - 2002-06-25	0,8	0,9/1,1		
2002-07-01 - 2002-11-26	0,8	0,8/1,2		

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i processlam från eftersedimenteringen framgår av Tabell 24 och Tabell 25. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellerna återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 24. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i processlam samt slamkvaliteten för anläggning BioTrap A. Värdena baserar sig på 1 prov för slamavskiljarslam och 2 prov för processlam.

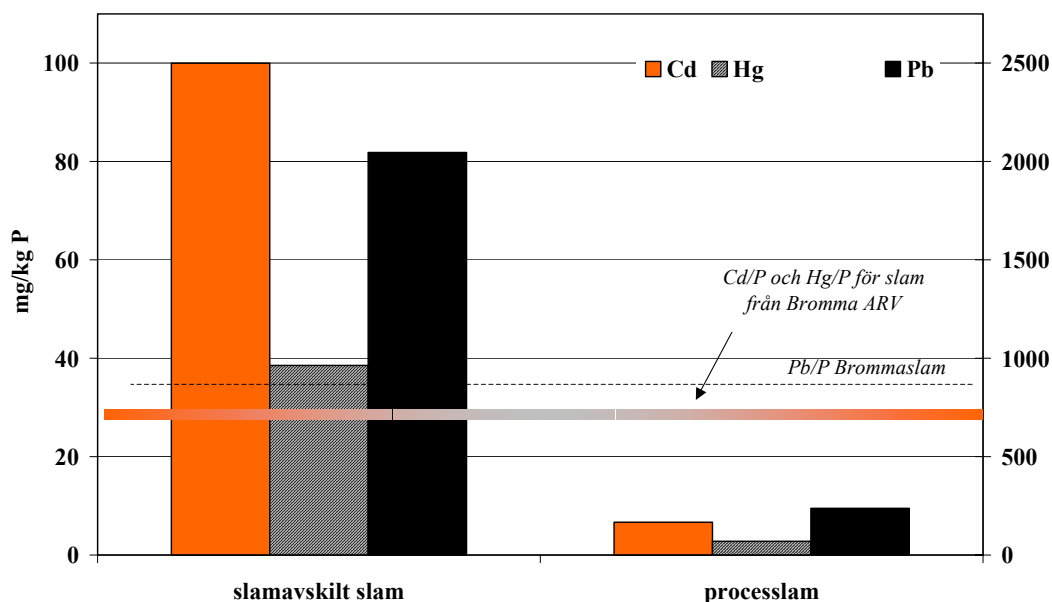
	Ut från slam-avskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			processlam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		71			60		
COD	170	61			35		
Tot-N	23	2,5	36		2,5	66	
Tot-P	4,2	0,43	6,0		2,0	35	
Ag			2,0	330		<1,1	<32
Cd			0,88	150		0,49	14
Cr			12	2000		11	300
Cu			160	27000		160	4500
Hg			0,22	37		<0,13	<3,8
Ni			16	2700		7,9	220
Pb			19	3200		<9,3	<280
Zn			470	78000		330	9000

Tabell 25. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i processlam samt slamkvaliteten för anläggning BioTrap B. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarslam och 3 prov för processlam.

	Ut från slam-avskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			processlam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		74			100		
COD	230	70			62		
Tot-N	46	2,7	34		7,0	68	
Tot-P	9,3	0,89	11		7,1	69	
Ag			2,4	230		1,5	22
Cd			0,64	62		0,19	2,9
Cr			14	1400		8,1	120
Cu			940	95000		480	7600
Hg			0,51	53		0,14	2,1
Ni			12	1200		5,1	74
Pb			12	1300		7,5	120
Zn			620	64000		200	3000

De uppmätta mängderna av fosfor i processslammet stämmer relativt väl med vad som kan förväntas utifrån ovan redovisade reduktionsgrader och inkommande mängder. Tabell 24 och Tabell 25 bekräftar att anläggning B har haft en högre fosforreduktion än anläggning A.

Från Ifös anläggningarna erhålls slam med olika kvalitet. Slamavskiljarslammet innehåller relativt mycket tungmetaller i förhållande till fosforinnehållet, medan processslammet är relativt rent (Figur 35).



Figur 35. Innehåll av kadmium, kvicksilver och bly i förhållande till fosforinnehållet i slamavskiljarslam samt processlam från Ifös anläggningar. Som jämförelse anges motsvarande kvoter för slam från Bromma reningsverk (2002), vars slam använts inom ramen för ReVAQ.

Slamkvalitén diskuteras vidare i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.3.5 Resursanvändning

Kompressorn har en kapacitet på ca 7 m³ luft/h och en effekt på 100 W, luftningen av andra och tredje steget sker kontinuerligt. Kompressorn driver också en mammutpump för avloppsvattenåterföring från det tredje steget till det första. Vidare driver kompressorn en mammutpump för vidarepumpning av avloppsvatten från doseringssteget till sedimenteringssteget. Kompressorn går 24 timmar om dygnet. Kemikaliedoseringspumpen antas använda försumbart med energi. Elanvändningen är, oberoende av belastning, 2,4 kWh/dygn (880 kWh/år).

Under perioder med god P-reduktion har medeldosen legat på ca 460 g/m³. Vid ett flöde på 500 l/d ger det en förbrukning på ca 84 kg/år, vilket kräver ca 104 kWh/år att producera.

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet uppgår till 16 - 17 kWh/m³ eller knappt 100 kWh/år vid en slamproduktion på 6 m³/år (se avsnitt 3.2.1).

4.3.6 Ekonomi

Investeringskostnaderna för minireningsverket BioTrap redovisas i Tabell 26 och driftskostnaderna i Tabell 27.

Tabell 26. Investeringskostnad för minireningsverket BioTrap

Kostnadsslag	Kr inkl moms
BioTrap	57 000
Slamavskiljare	9 000 – 10 000
Installationskostnad, totalt	30 000 – 40 000
SUMMA	97 000 - 107 000

Tabell 27. Driftskostnader för minireningsverket BioTrap

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Slamtömning	2 400
El och Kemikalier	1 700 - 1 800
Service och tillsyn	1 900
SUMMA	6 000 - 6 100

Garantitiden är 2 år. Serviceavtalet betalas från och med år 3. Serviceavtalet gäller normalt 3 år i taget och i det ingår 1 besök/år, se även avsnitt 4.3.9.

4.3.7 Brukaraspekter

4.3.7.1 Intervju med hyresgäst - anläggning A

Hyresgästen är positivt inställd till anläggningen trots den bristfälliga informationen innan installation. Information har däremot fått allt eftersom, av tillverkare och projektgrupp. I början av projektet var det ofta problem med dålig lukt från anläggningen, särskilt i samband med spolning. Under senare delen har luktproblemen i stort sett upphört, med undantag av

den lukt som kom från mätbrunnen i samband med provtagning. Inledningsvis var tillverkaren ofta på besök för att ”skruva” i anläggningen, vilket HG uppfattade som att det var problem med driften. HG försöker köpa så miljövänliga och fosfatfria kemikalier som möjligt och projektet har delvis bidragit till denna miljömedvetenhet. HG tror att anläggningen står sig bra i konkurrens med exempelvis markbädd. Vid intervjutillfället ville HG inte ta ställning till huruvida man kan tänka sig ta eget ansvar och sköta om anläggningen efter projektets slut.

4.3.7.2 Intervju med hyresgäst - anläggning B

De boende har varit nöjda med anläggningen alltsedan projektstart. Man anser sig ha fått tillfredsställande information från alla parter och detta mycket på grund av hyresgästens stora egenintresse för anläggningen. Man tror att anläggningen är relativt dyr³⁰ och kräver mycket tillsyn och skötsel³¹ till skillnad från en markbädd. Hyresgästen tror att tekniken har relativt goda framtidsutsikter, även om HG påpekar att man egentligen inte kan bedöma det. Anläggningen har inneburit förändringar såsom dålig lukt när man går förbi den. Problem med dålig lukt har förekommit under såväl provtagningsperioder som under övrig tid. Obehag av lukt beror till stor del på de lokala klimatförhållandena. HG är miljömedveten och projektet har ökat miljömedvetandet ytterligare, men vid köp av kemikalier i butik har kända märken alltid valts på rutin.

4.3.7.3 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Relativt enkel att installera.
- Brukaren skall teckna serviceavtal med tillverkaren för service och support.
- Rutiner måste skapas för brukarens regelbundna tillsyn av funktion och nivåkontroller.
- Stort lock med god överblick i anläggningen (i den nya modellen).
- Styrenhet lättåtkomlig.
- Relativt lätt att byta kemikaliedunk. (Kan utföras vid servicebesök eller av brukaren.)
- Slamtömning skall ske på två ställen, slamavskiljare och i anläggningens sedimenteringssteg. Slamtömning två gånger per år.
- Riskerna för omgivningen bedöms som små.

4.3.8 Driftserfarenheter

Följande allvarigare driftstörningar har observerats för anläggning A:

- Efter bara några månader (april 2000) blev man tvungen att byta ut hela anläggningen på grund av alltför stora sättningar. Problemen berodde dock ej på konstruktionen som sådan, utan på en missbedömning kring förankringsbehovet i det aktuella fallet.
- Vid årskiftet 2000/2001 byttes kemikaliepumpen ut på grund av att doseringen inte fungerade tillfredsställande. Doseringen krånglade därefter till och från, fram till byte av styrenhet och kempump i juni 2001.

Följande allvarigare driftstörningar har observerats för den ursprungliga anläggning B:

³⁰ Hyresgästerna har inte betalt för de installerade anläggningarna, ej heller har de haft tillgång till en fullständig ekonomisk jämförelse av anläggningarna då intervjuerna gjordes.

³¹ Hyresgäster har inte skött anläggningen under projektiden.

- I slutet av maj 2000 slutade kemikaliedoseringen att fungera. Ifö bytte då ut styrenhet och kemikaliepump.
- Under senare delen av 2000 och första delen av 2001 har det varit upprepade problem med recirkuleringen av avloppsvatten inom det biologiska reningssteget.
- I juni 2001 upptäcktes en spricka i väggen mellan reaktorns luftningskammare och reaktorns sedimenteringskammare. Då Ifö under projektiden vidareutvecklade sin produkt valde man att byta ut anläggningen mot den nyare modellen istället för att reparera den befintliga.

Den nya anläggningen, som varit i drift sedan september 2001, har fungerat i princip felfritt.

4.3.9 Serviceavtal

Serviceavtalet omfattar:

- 1 besök/år
- Utfärdande av besiktningssprotokoll vid servicebesök
- Översyn av reningsverk, funktionstest
- Kontroll av kompressor
- Kontroll av doseringsutrustning/dosering
- Kontroll av slamavskiljare/slammängd
- Åtterrapporering
- Tillverkaren har rätt till kompensation för lön och prisstegringar
- Kostnader för slitagedelar
- Leverans av fällningskemikalier
- Besök vid oförutsedda driftsproblem, reparation inom 72 h

Kunden kostnadsskyldig för större reparationer som inte är byte av slitagedelar. Till slitagedelar räknas doseringspump, slangar och membran till kompressorn. Ifö har rätt till kompensation för löne- och prisstegringar. Ifö får göra tekniska förbättringar på anläggningen utan kostnad för kunden

4.3.10 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

Anläggningarna har klarat kravet på 90 % BOD-reduktion och 50 % kvävereduktion.

Sett över hela utvärderingsperioderna har anläggningarna inte klarat kravet på 90 % fosforreduktionen, men beaktas endast resultaten från den nya modellen av BioTrap så har detta krav klarats.

Stickprov på utgående avloppsvatten för analys av bakteriehalter visar att anläggningarna vanligtvis har klarat gränsvärdet för badvattenkvalitet.

Anläggningen kan klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Av de testade anläggningarna är BioTrap den anläggning som använder mest högvärdig energi för driften (se kapitel 5.4).

Totalkostnaden för BioTrap ligger i samma storleksordning som kostnaderna för flertalet av de övriga anläggningarna (se kapitel 5.5).

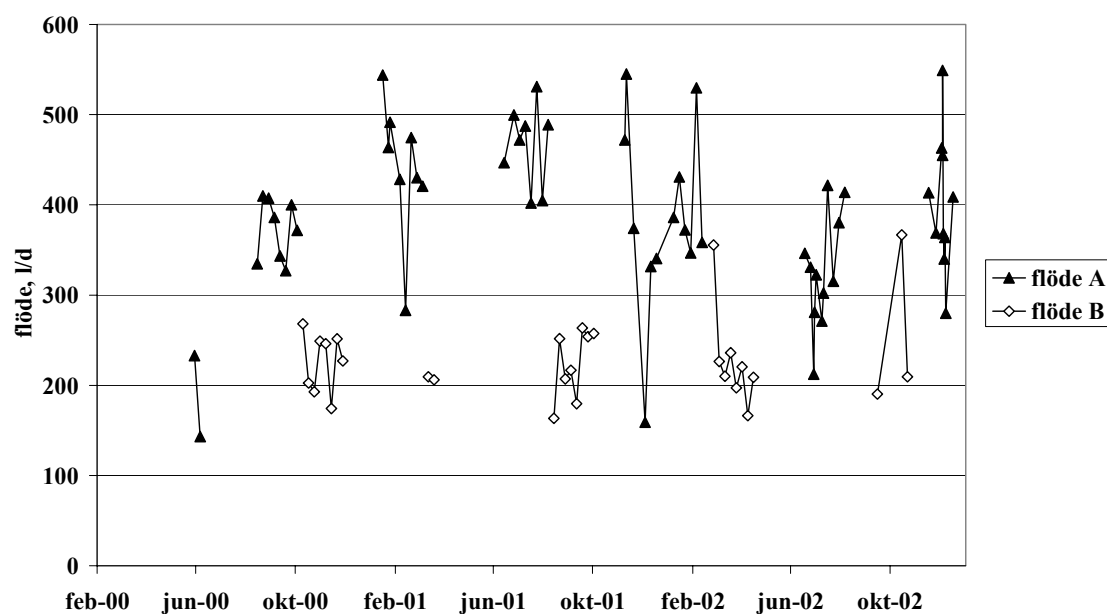
Anläggningsägarens insats består främst i att regelbundet bevaka larmindikator samt att byta dunk för fällningskemikalie.

För den ursprungliga modellen av BioTrap noterades flera mer eller mindre allvarliga drifts- och anläggningstekniska problem. Den nya modellen har emellertid haft stabil drift och inga större störningar har noterats.

4.4 MINIRENINGSVERK ALFA/BAGA RVBK5 OCH ALFA MRCP

4.4.1 Flöde och belastning

Veckomedelflöde in till anläggning ALFA/BAGA RVBK5 låg mellan 200 och 600 l/d (medianvärde 390 l/d) och in till anläggning ALFA MRCP varierade flödet mellan 160 och 370 l/d (medianvärde 220 l/d). Används koncentrationerna i Tabell 29 kan medelbelastningen på anläggning ALFA/BAGA RVBK5 uppskattas till ca 260 g COD/d, 35 g tot-N/d och 4,3 g tot-P/d och för anläggning ALFA MRCP 180 g COD/d, 31 g tot-N/d och 4,2 g tot-P/d.



Figur 36. Flöde till minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5(A) respektive minireningsverket ALFA MRCP (B).

4.4.2 In- och utgående halter samt reduktion

Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 21 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning). Kranvattnet vid ALFA/BAGA RVBK 5 har haft ett lågt pH och låg alkalinitet. Anmärkningsvärt är de höga halterna av koppar och järn för denna anläggning. För ALFA MRCP är det den höga alkaliniteten som är mest utmärkande.

Tabell 28. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till ALFAs anläggningar.

	ALFA/BAGA RVBK5	ALFA MRCP
pH	6,3 – 6,5	8,4 - 8,5
Hårdhet, dH	4 – 5	2 - 3
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	ca 40	200 - 210
Järn, mikrogram/liter	300 – 3000	10 - 160
Koppar, mikrogram/liter	<350*, 460**, 1900***	< 60*, 670***
Mangan, mikrogram/liter	< 25	< 10
Kalcium, mg/l	20 – 25	ca 15
Magnesium, mg/l	ca 4	2 - 3

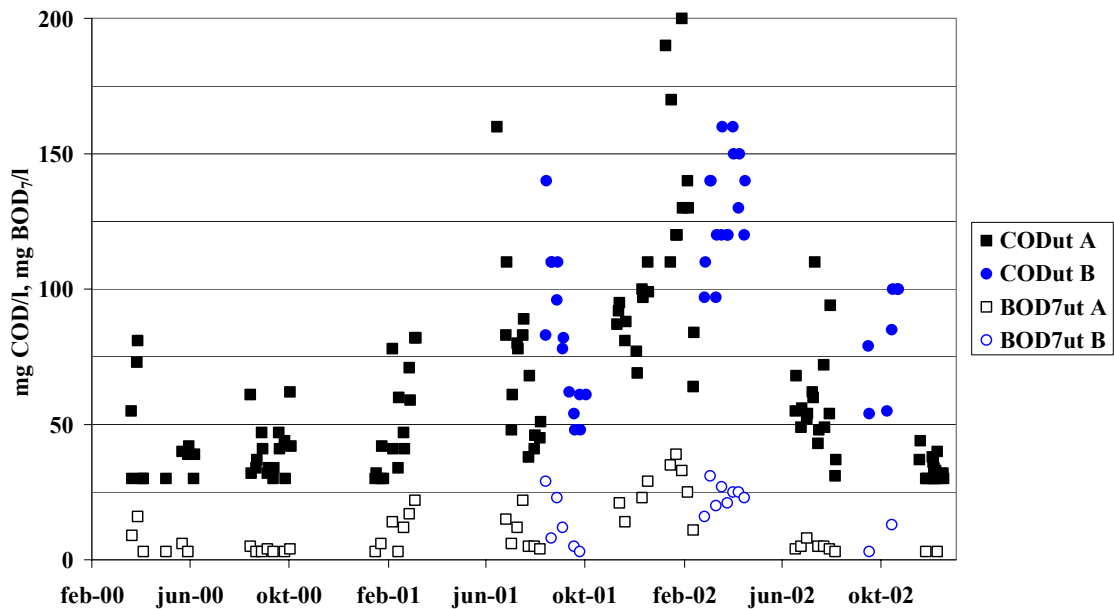
*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten, ***kallvatten, 0 min spolning

I Tabell 29 redovisas halter inkommande avloppsvatten till ALFAs minireningsverk.

Tabell 29. Halter i inkommande avloppsvatten till minireningsverken ALFA/BAGA RVBK5 och ALFA MRCP. Halterna angivna som medelvärden samt min- och maxvärden inom parantes. Värdena baseras på 8 dygnsprov för RVBK5 och 11 prov för MRCP.

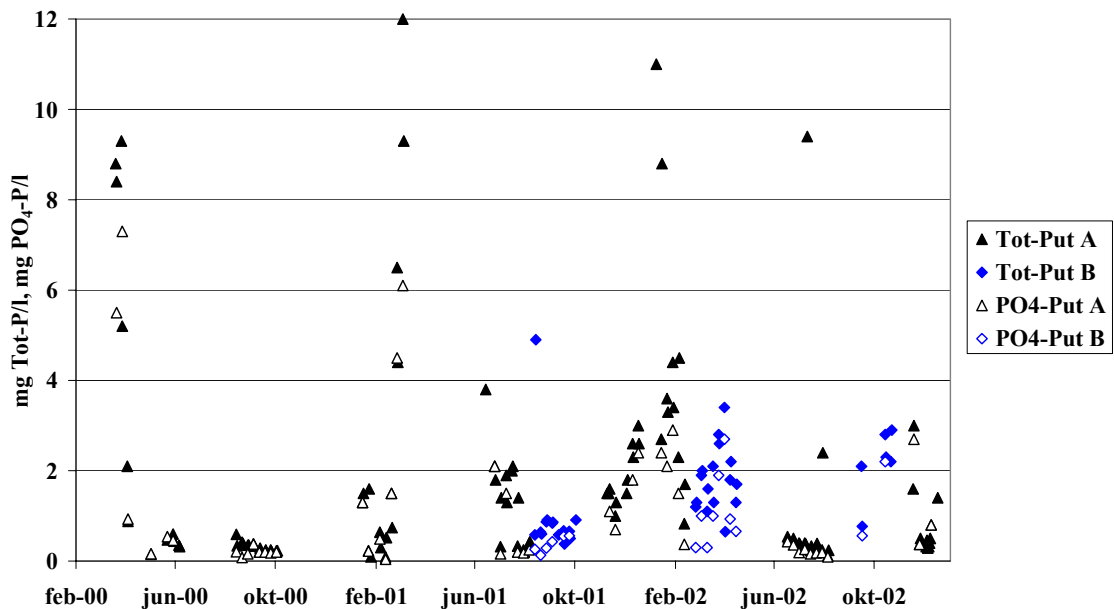
	ALFA/BAGA RVBK5	ALFA MRCP
BOD ₇ , mg/l	330 (140 - 800)	430 (130 - 1000)
COD, mg/l	660 (250 – 1700)	820 (410 - 1600)
Tot-N, mg/l	91 (62 - 130)	140 (65 - 230)
NH ₄ -N, mg/l	59 (31 - 110)	130 (53 - 230)
Tot-P, mg/l	11 (7 - 26)	19 (8,8 - 34)
PO ₄ -P, Mg/l	9,3 (6,4 - 15)	17 (8,7 - 34)

Den organiska halten i utgående avloppsvatten redovisas i Figur 37. För ALFA/BAGA RVBK5 har halterna vanligtvis, med undantag för en längre period under vintern 2001/2002, legat under 15 mg BOD₇/l. Under det sista halvåret 2002 har halterna legat under 8 mg BOD₇/l. Utgående halter från ALFA MRCP har legat under 31 mg BOD₇/l. Utgående COD-halter från båda anläggningarna har periodvis varit relativt höga, > 100 mg COD/l. Det är endast under senhösten 2002 som ALFA/BAGA RVBK5 kan uppvisa en period då utgående halter legat stabilt under 50 mg COD/l. Den förbättrade reningseffekten under hösten 2002 kan förklaras av att kompressorn åtgärdades i september genom byte av luftfiltret som var igensatt av flygfän och smuts.



Figur 37. Halt av organiskt material i utgående avloppsvatten, minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 (A) respektive minireningsverket ALFA MRCP (B).

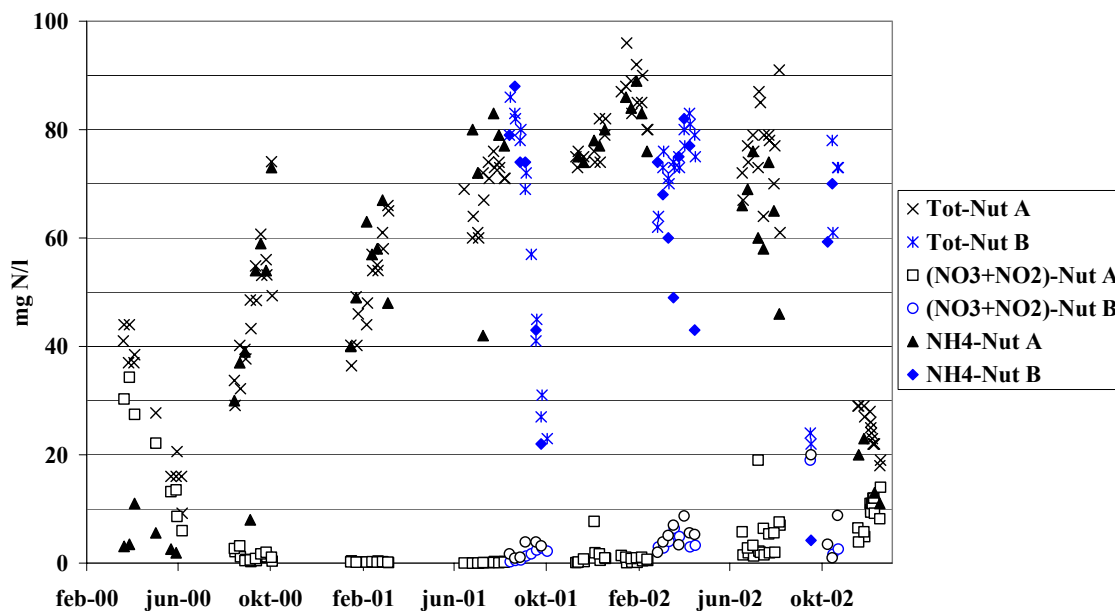
Utgående fosforhalter har varit låga då doseringen av fällningskemikalie fungerat som planerat och anläggningen inte varit drabbad av någon annan driftsstörning. Båda anläggningarna har emellertid drabbats av störningar av olika slag, se avsnitt 4.4.8, och utgående halter har därför ofta varit relativt höga.



Figur 38. Halt av total- och fosfatfosfor i utgående avloppsvatten, minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 (A) respektive minireningsverket ALFA MRCP (B).

Utgående kvävehalter har varierat kraftigt (Figur 39) och har under långa perioder varit höga, > 50 mg N/l. Även utgående ammoniumhalter har varit höga, vilket visar att nitrifikationen

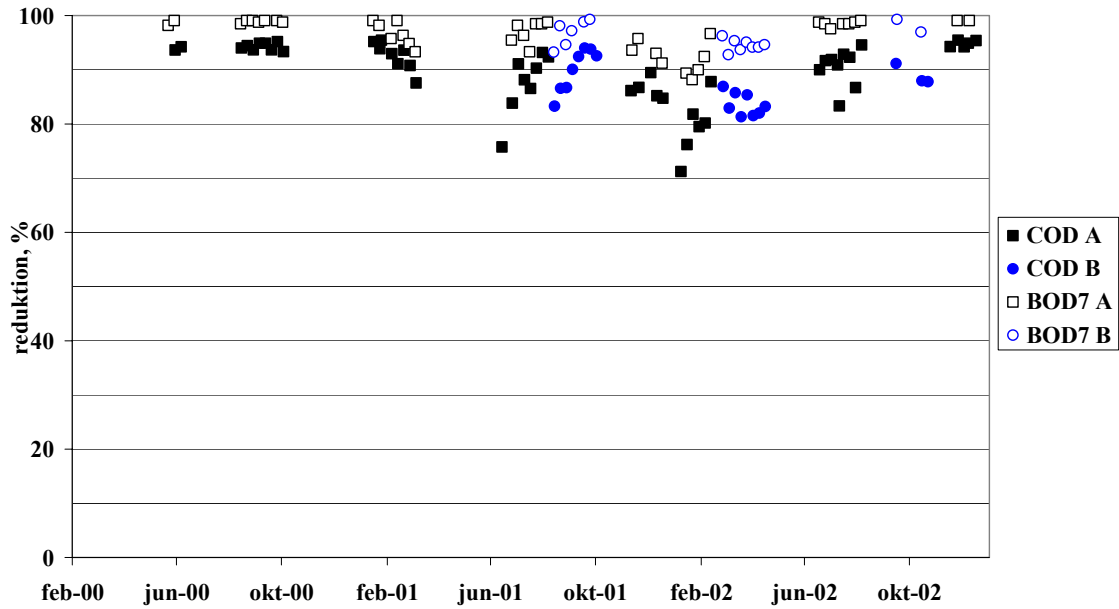
inte fungerat fullt ut. Under hösten 2002 har emellertid resultaten varit betydligt bättre och utgående halter från ALFA/BAGA RVBK5 har legat under 30 mg N/l. Förbättringen av reningsresultaten under hösten 2002 för ALFA/BAGA RVBK5 förklaras troligtvis av att det igensatta luftfiltret i kompressorn byttes ut. Även inledningsvis var utgående halter från ALFA/BAGA RVBK5 låga, men då var belastningen relativt låg.



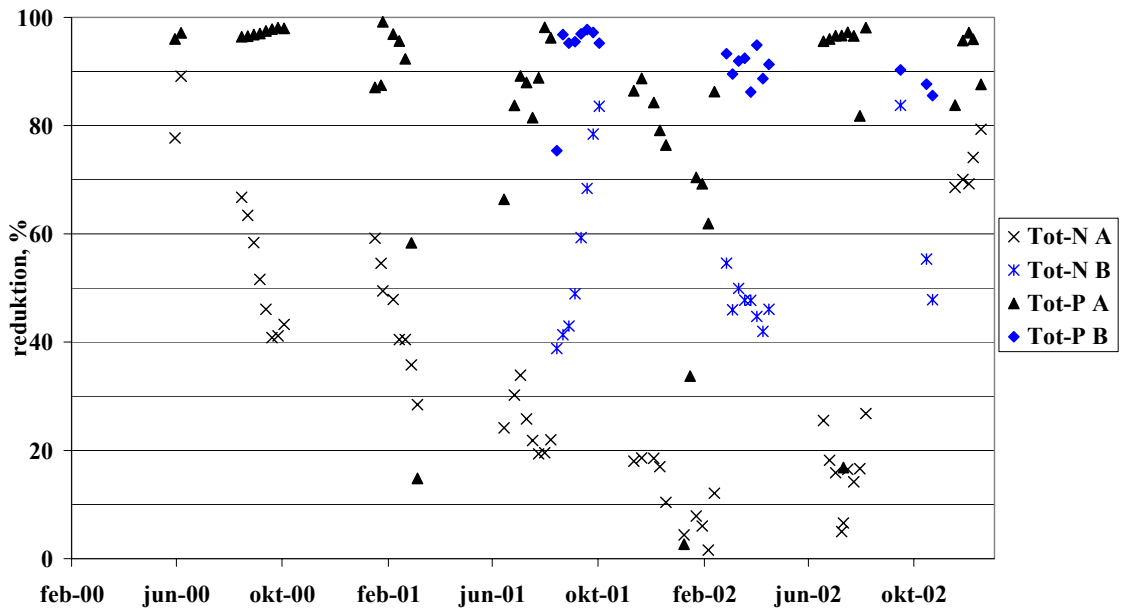
Figur 39. Halt av kväve och kvävefraktioner i behandlat avloppsvatten från minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 (A) respektive minireningsverket ALFA MRCP (B).

Reduktionen av organiskt material har genomgående varit god³² (Figur 40) medan kväve- och fosforreduktionen periodvis varit relativt dålig (Figur 41). Vid stabil drift är fosforreduktionen emellertid högre än 90 %.

³² Inga prov tagna då ALFA MRCP bräddade på grund av "processhaveri"



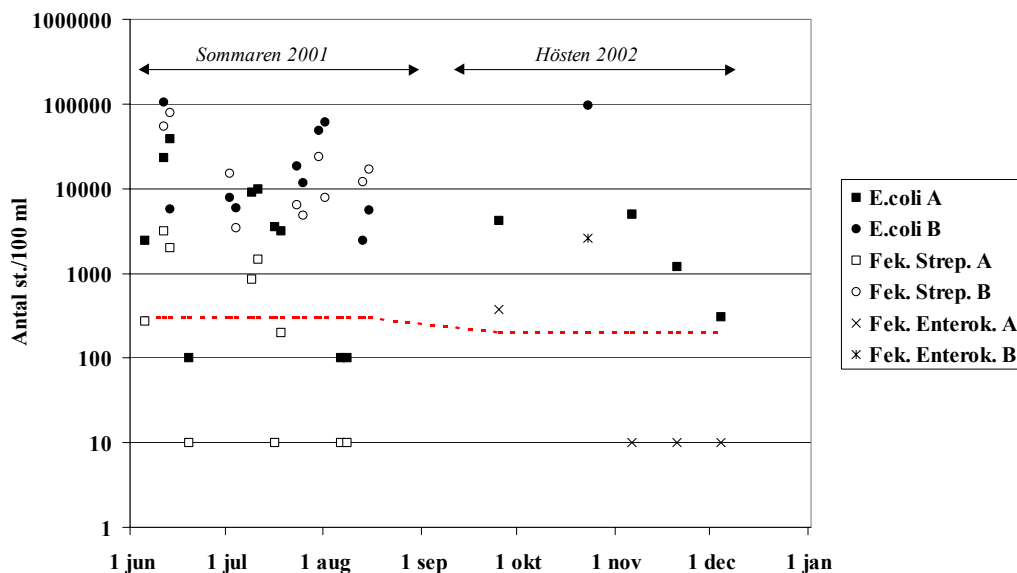
Figur 40. Reduktion av organiskt material för minireningsverken ALFA/BAGA RVBK5 (A) och minireningsverket ALFA MRCP (B).



Figur 41. Reduktion av kväve och fosfor för minireningsverken ALFA/BAGA RVBK5 (A) och minireningsverket ALFA MRCP (B).

4.4.3 Bakterierhalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 34. Som framgår av figuren klarade inte utgående vatten kravet på badvattenkvalitet under den första provtagningsomgången (sommaren 2001). Under den andra provtagningsomgången har utgående halter av konfirmerade fekala enterokocker legat under föreslagit gränsvärde för otjänligt badvatten.



Figur 42. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från ALFA/BAGA RVBK5 (A) och ALFA MRCP (B). Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker (sommarn 2001) samt föreslaget gränsvärde för god badvattenkvalitet (hösten 2002). För *E. coli* är gränsvärdet för otjänligt badvatten 1000 st./100 ml.

4.4.4 Slamkvalitet och mängder

Torrsubstanshalten i slamavskiljarslammet och kemslammet från eftersedimenteringen presenteras i Tabell 30 och Tabell 31. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamdjup. Det totala vätskedjupet anges också. Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet, dvs. 1,2 meter för slamavskiljaren i ALFA/BAGA RVBK5.

Vid det andra slamtömningstillfället var det, i förhållande till dess slamagringsvolym, relativt lite slam i ALFA/BAGA RVBK5 (Tabell 30). Detta tyder på att tömning en gång per år är tillräckligt för denna anläggning.

Tabell 30. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare och eftersedimentering i ALFA/BAGA RVBK5.

Period	Slamavskiljare	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2001-04-24 - 2002-04-23	0,7	
2002-05-06 - 2002-11-26	0,3	0,3/1,5
	Kemslam	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2001-04-24 - 2002-04-23	0,1	
2002-05-07 - 2002-11-12	0,3	0/2,2

Tabell 31. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare i ALFA MRCP.

Period	Slamavskiljare	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2001-12-17 - 2002-11-26	1,3	0,8/2,0

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarlam respektive processlam från eftersedimenteringen framgår av Tabell 32 och Tabell 33. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellen återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 32. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarlam respektive kemslam samt slamkvaliteten för anläggning ALFA/BAGA RVBK5. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarlam och 2 prov för kemslam.

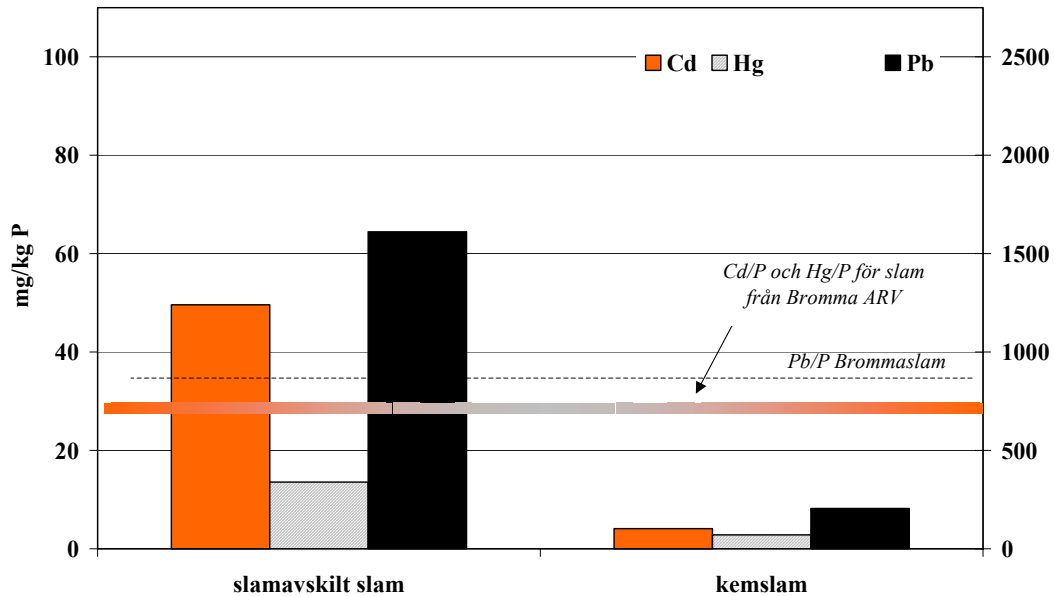
	In till slam-avskiljaren (g/d)	slamavskiljarlam			kemslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		50			28		
COD	150	58			13		
Tot-N	33	3,2	64		4,1	340	
Tot-P	3,1	0,64	13		0,99	34	
Ag			<1,1	<86		<1,2	<35
Cd			0,64	50		0,14	4,1
Cr			9,1	710		4,2	120
Cu			1000	78000		270	8100
Hg			0,18	14		<0,10	<3,0
Ni			11	860		4,4	130
Pb			21	1700		5,9	170
Zn			900	71000		150	4400

Tabell 33. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvalitén för anläggning ALFA MRCP. Värdena baserar sig på 1 prov för slamavskiljarslam.

	In till slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		130		
COD	120	96		
Tot-N	25	6,3	47	
Tot-P	3,1	2,9	22	
Ag			<1,1	<51
Cd			0,36	17
Cr			12	560
Cu			740	34000
Hg			0,16	7,4
Ni			11	510
Pb			7,9	370
Zn			520	24000

Som framgår av Tabell 32 är det lite fosfor i slammet från ALFA/BAGA RVBK5 i förhållande till vad som kan förväntas utifrån uppskattad reduktionsgrad och inkommande mängd. En förklaring kan vara att inkommande halter inte varit så höga som angivits i Tabell 29.

Från ALFA/BAGA RVBK5 erhålls slam med olika kvalitet. Slamavskiljarslammet innehåller relativt mycket tungmetaller i förhållande till fosforinnehållet, medan kemsamslammet är relativt rent (Figur 43).



Figur 43. Innehåll av kadmium, kvicksilver och bly (höger axel) i förhållande till fosforinnehållet i slamavskiljar slam samt kemsлам från ALFA/BAGA RVBK 5. Som jämförelse anges motsvarande kvoter för slam från Bromma reningsverk (2002), vars slam använts i lantbruket inom ramen för ReVAQ.

Slamkvaliteten diskuteras vidare i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.4.5 Resursanvändning och miljöpåverkan

Kompressorn har en kapacitet på 3 m³ luft/h och en effekt på 48 W, den arbetar 55 minuter per timme dygnet runt. Recirkulations- och matarpumparna har en effekt på 320 W. Recirkulationspumpen arbetar 3 minuter per timme och matarpumpen 10 minuter per dygn. Dosering sker med en pump som drar 20 W och arbetar 10 minuter per dygn. Elanvändningen är, oberoende av belastning, 1,5 kWh/dygn (550 kWh/år).

Dosen för minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 har legat på ca 550 g/m³. Vid ett flöde på 500 l/d ger det en förbrukning på ca 100 kg/år, vilket kräver ca 125 kWh/år att producera

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet uppgår till 16 - 17 kWh/m³ eller knappt 100 kWh/år vid en slamproduktion på 6 m³/år (se avsnitt 3.2.1).

4.4.6 Ekonomi

Investeringskostnaderna för ALFAs minireningsverk redovisas i Tabell 34 och driftskostnaderna i Tabell 35.

Tabell 34. Investeringskostnader, kr inkl moms, för ALFAs minireningsverk

Kostnadsslag	ALFA/BAGA RVBK5	ALFA MRCP
Anläggningen	66 000	54 000
Installation ³³	45 000 - 50 000	40 000 - 45 000
SUMMA	111 000 - 116 000	94 000 - 99 000

Tabell 35. Drift kostnader, kr inkl moms, för ALFAs minireningsverk

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Slamtömning	1 800 - 2 400 ³⁴
El och Kemikalier	1 500 - 1 600
Service och tillsyn	2 500
SUMMA	6 400 - 6 500

Garantitiden är 2 år. Serviceavtalet gäller normalt 2 år i taget och i det ingår 2 besök/år.

4.4.7 Brukaraspekter

4.4.7.1 Intervju med hyresgäst - ALFA/BAGA RVBK5

Nuvarande HG, som flyttade in sommaren 2000, har varit nöjd med anläggningen. En fördel med den är att den inte krävde någon förändring inomhus. HG märker knappt av den, vilket upplevs som positivt. HG påpekar dock att det också kan vara en nackdel då anläggningen vid driftsproblem kanske belastas under en längre tid utan att man märker att något är fel. Anläggningen har inte inneburit några förändringar och man har heller inte upplevt några olägenheter med den.

Leverantören har inte lämnat någon särskild information till HG om själva anläggningen, vilket kan bero på att leverantören utgått från att HG fått information på annat sätt. Kommunikation mellan leverantör och HG har skett i samband med besök när anläggningen behövts justeras eller repareras. Bland annat har leverantören förhört sig om den egentliga belastningen för perioder då anläggningen gick sämre än vad leverantören tänkt sig. Enligt HG har servicepersonal vid ett antal tillfällen saknat erforderliga verktyg och fått låna sådan av HG.

När det gäller val av tvätt- och rengöringsmedel så är det främst barnhänsyn som styr dessa val. HG väljer därför kända märken som de vet är skonsamma. HG kan tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut, förutsatt att den ger tillräckligt bra rening.

4.4.7.2 Intervju med hyresgäst - ALFA MRCP

HG var positiv till projektet när det startade och är fortfarande nöjd med anläggningen. HG märker inte av anläggningen annat än vid provtagning. Man har endast råkat ut för ett fåtal störningar i form av dålig lukt i samband med provtagning.

³³ Enligt leverantören så är installationskostnaderna vanligtvis väsentligt lägre.

³⁴ Slamtömningskostanden (per m³) för RVBK5 blir lägre än för övriga anläggningar eftersom den har större slamlagringsvolym och inte behöver tömmas lika ofta.

HG anser att informationen från tillverkaren varit sparsam och att han själv har fått be om den. Projektet har gjort att HG blivit mer medveten om vad som kan och bör slängas i toaletten samt vilka tvätt- och rengöringsmedel som bör väljas med tanke på miljön. Dock gör vattnets beskaffenhet³⁵ det svårt att hitta miljömärkta tvättmedel som tvättar rent.

HG kan tänka sig att ha kvar och eventuellt sköta anläggningen efter projektets slut. HG anser dock att skötseln i första hand är en uppgift för leverantören och Stockholm Vatten.

4.4.7.3 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Omfattande grävningsarbete vid installation.
- Brukaren skall teckna serviceavtal med tillverkaren för service och support.
- Rutiner måste skapas för brukarens regelbundna tillsyn av funktion och nivåkontroller.
- Styrenhet, kemikaliepump och kemikaliedunk, m. m. är placerade i en låda i bioreaktorns tank. För att se bioreaktorn måste lådan lyftas upp, vilket kräver två personer. Risk att slangar kommer i kläm eller att elkablar dras ur.
- Relativt lätt att byta kemikaliedunk.
- Slamtömning 1 - 2 gånger per år. Slamtömning på två ställen, sedimenteringstank och slamavskiljare.
- Relativt stora och låsbara lock på tankarna.
- Riskerna för omgivningen bedöms som små.

4.4.8 Driftserfarenheter

Anläggningen ALFA MRCP har drabbats av ett antal driftsstörningar:

- Den första anläggningen, där alla processer skulle ske i samma tank, drabbades av ett antal olika driftsstörningar och fungerade aldrig tillfredställande. Våren 2001 byggdes därför anläggningen om.
- Sommaren 2001 drabbades den nya anläggningen av ”processhaveri” då samtliga pumpar gick hela tiden. Detta resulterade i att biosteget tömdes på avloppsvatten samtidigt som all fällningskemikalie doserades till det under en kort period, medan slamavskiljaren bräddade ut orenat avloppsvatten via en förbikoppling till provtagningsbrunnen.
- I augusti 2001 upptäcktes att kempumpen överdoserar på grund av ett relä som skakat loss. I oktober 2001 åtgärdades detta och kempumpen försågs med en magnetventil som ska förhindra att kemdunken kan tömmas genom hävertverkan vid strömavbrott.
- Sommaren 2002 drabbades anläggningen ånyo av ”processhaveri” liknande det som inträffade sommaren 2001. Denna gång berodde det på att pumpen som ska pumpa in avloppsvatten från första kammaren till biosteget gick kontinuerligt utan att få med sig vatten (den sög luft av någon anledning). Detta medförde även att kemdoseringen gick hela tiden och att slamreturpumpen tömde biosteget på vatten samt att obehandlat avloppsvatten gick ut direkt från slamavskiljaren.

Även anläggning ALFA/BAGA RVBK5 har drabbats av ett antal driftsstörningar:

- I början av 2000 hade man en del problem med frysning. Bland annat bildades isproppar i kemslagen och doseringen av fällningskemikalie upphörde. Dessa problem åtgärdades genom att dels flytta behållare för doseringsutrustning så att den numera är placerad direkt

³⁵ Bland annat hög alkalinitet

ovanför bioreaktorn (och sålunda värms av avloppsvattnet) och dels genom att placera en frostvakt i utrymmet för doseringsutrustningen.

- I början av 2000 hade man även problem med sättningar i marken vilket bl. a. medförde att in- och utloppet rörde sig i förhållande till varandra. Dessa problem är möjligtvis specifika för detta projekt eftersom provtagningsbrunnar och anläggning satte sig olika.
- I samband med slamtömning april 2001 tömdes även bioreaktorn genom att returpumpen pumpade över avloppsvatten till den tömda slamavskiljaren. Detta medförde att blocket med bärarmaterial kantrade.
- I oktober 2002 slutade kemikaliedoseringen att fungera på grund av att nivåvippan inte slog till på grund av sättningar.

4.4.9 Serviceavtal

Serviceavtalet omfattar:

- 2 besök/år
- Utfärdande av besiktningssprotokoll vid servicebesök
- Översyn av reningsverk, funktionstest
- Kontroll av larmfunktion
- Kontroll av automatikskåp (styr- och reglerutrustning)
- Kontroll av pumpar
- Kontroll av kompressor
- Kontroll av doseringsutrustning/dosering
- Kontroll av slamavskiljare/slammängd, tömning ombesörjes av ägaren
- Provtagning. Analyser sker i enlighet med miljökontorens krav.
- Åtterrapporering
- Kostnader för slitagedelar

Kunden kostnadsskyldig för större reparationer som inte är byte av slitagedelar. ALFA har rätt till kompensation för löne- och prisstegringar.

4.4.10 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

Vid stabil drift klarar anläggningarna högt ställda krav (> 90 %) på reduktion av fosfor och organiskt material. Resultat från hösten 2002 visar även att god kvävereduktion är möjlig.

Stickprov på utgående avloppsvatten för analys av bakteriehalter visar att anläggningen ALFA/BAGA RVBK5 periodvis har klarat gränsvärdet för badvattenkvalitet. Utgående halter från minireningsverket ALFA MRCP har legat över gränsvärdet för badvattenkvalitet.

Anläggningen kan klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Jämfört med övriga minireningsverk använder ALFAs anläggningar relativt mycket el för driften (se kapitel 5.4).

Totalkostnaden för ALFAs anläggningar ligger i samma storleksordning som kostnaderna för de flesta andra anläggningarna (se kapitel 5.5).

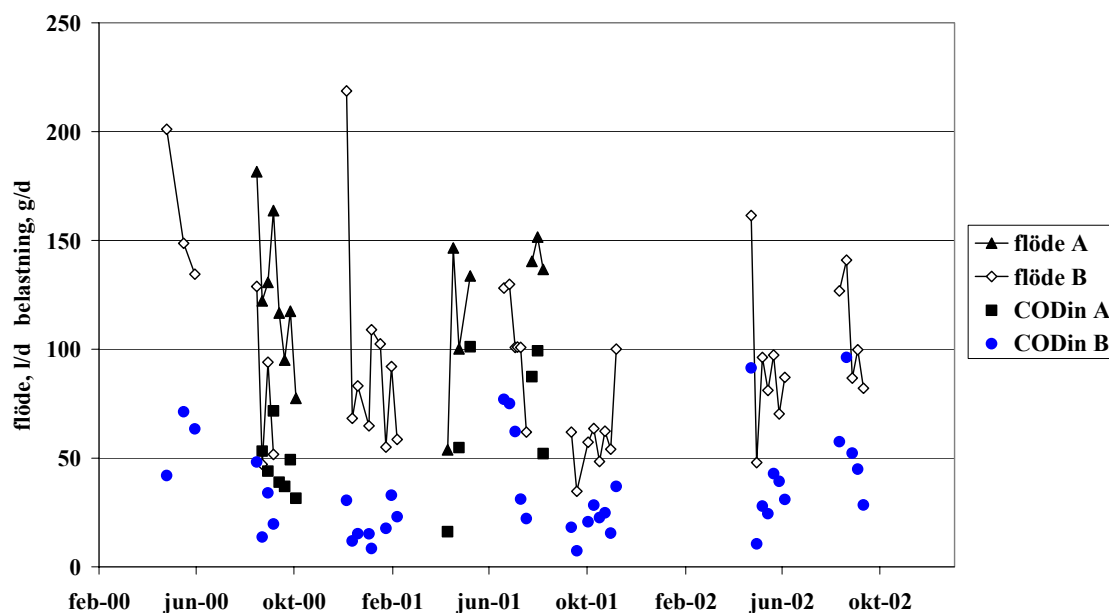
Anläggningsägarens insats består främst i att regelbundet bevaka larmindikator samt att byta dunk för fällningskemikalie.

Antalet driftsstörningar har varit relativt stort och det är nödvändigt med regelbunden professionell tillsyn för att säkerställa att anläggningen ska klara högt ställda reningskrav.

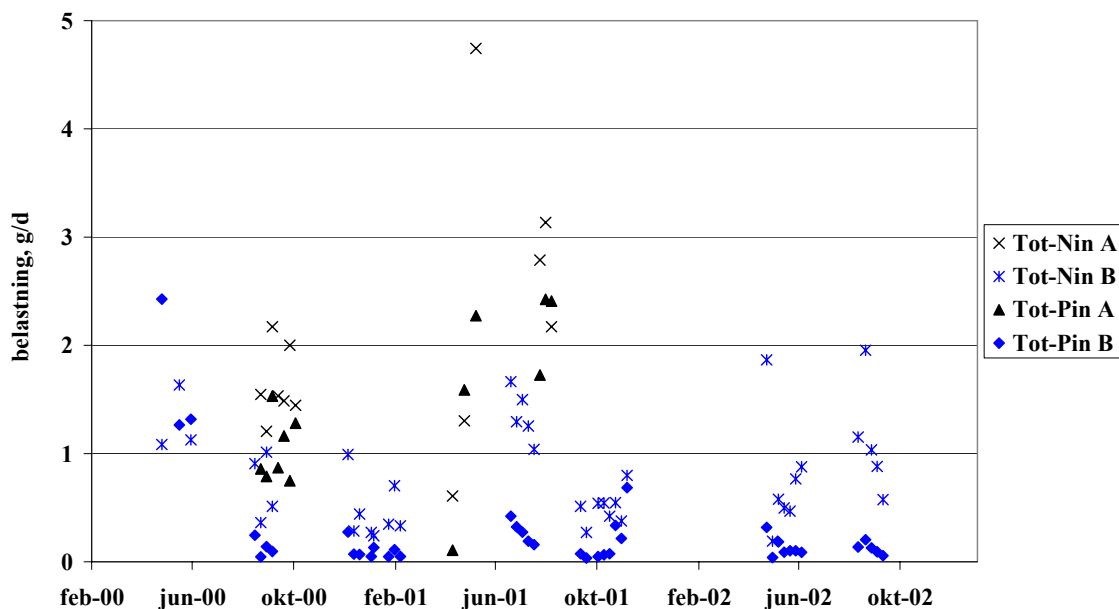
4.5 SLUTEN TANK OCH MARKBÄDD FÖR BDT-VATTEN, WOST MAN ECOLOGY

4.5.1 Flöde (BDT-vatten) och belastning

Markbäddarna har varit lågbelastade med avseende på såväl flöde som organiskt material och närsalter (Figur 44 och Figur 45). Till viss del förklaras detta av att det endast är BDT-vatten som går till markbädden, men i huvudsak av att få personer bott i respektive hus. Detta betyder att markbäddarnas påstådda kapacitet inte har testats i detta projekt.



Figur 44. Flöde till respektive markbädd (WM-filtret) i Wost Man Ecologys anläggningar samt organisk belastning.



Figur 45. Kväve- och fosforbelastning på respektive markbädd (WM-filtret), Wost Man Ecologys anläggningar.

4.5.2 Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd för BDT-vatten

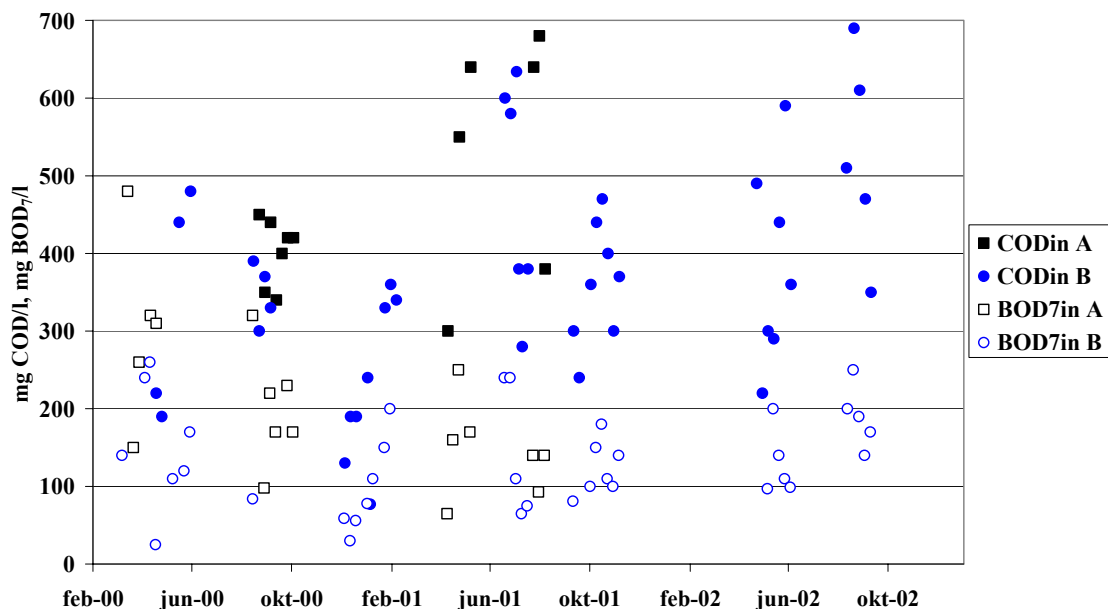
Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 36 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning).

Tabell 36. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till Wost Man Ecologys anläggningar.

	Anläggning A	Anläggning B
pH	7,8 - 8,9	7,7 - 7,9
Hårdhet, dH	2 - 4	ca 8
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	ca 160	150 - 170
Järn, mikrogram/liter	100 - 2600	100 - 1400
Koppar, mikrogram/liter	20*, 140**	< 25*, 86**
Mangan, mikrogram/liter	30 - 40	5 - 200
Kalcium, mg/l	15 - 30	40 - 45
Magnesium, mg/l	1 - 3	ca 10

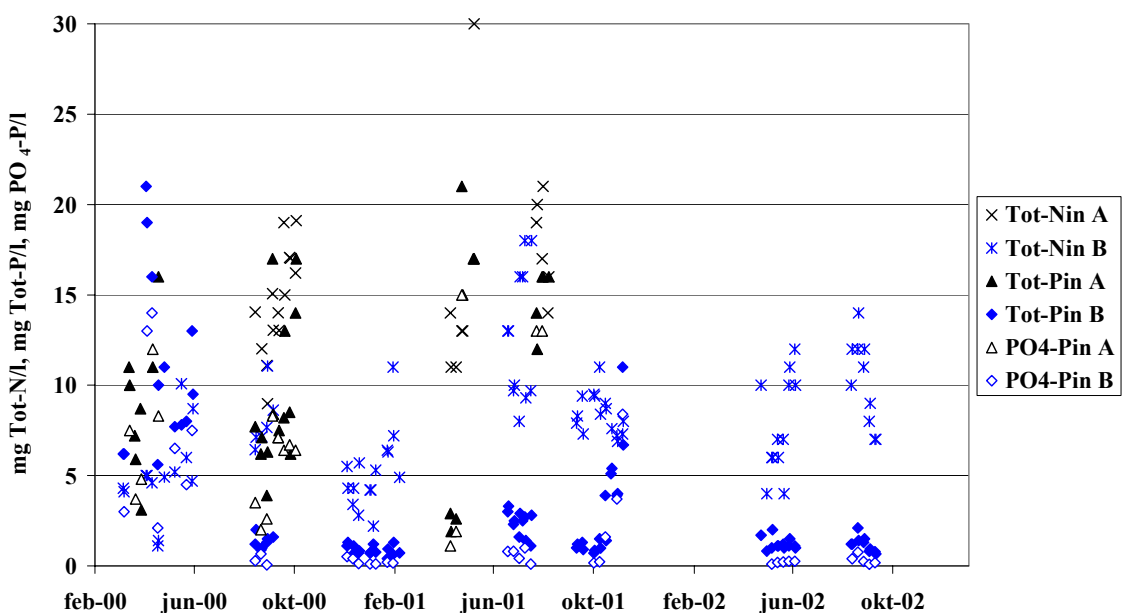
*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

Halter av organiskt material i slamavskilt BDT-vatten redovisas i Figur 46. Koncentrationerna har varierat relativt mycket, 50 - 250 mg BOD₇/l och 200 - 600 mg COD/l. Det är ingen större skillnad mellan anläggningarna.



Figur 46. Halt av organiskt material i slamavskilt BDT-vatten vid Wost Man Ecologys anläggningar.

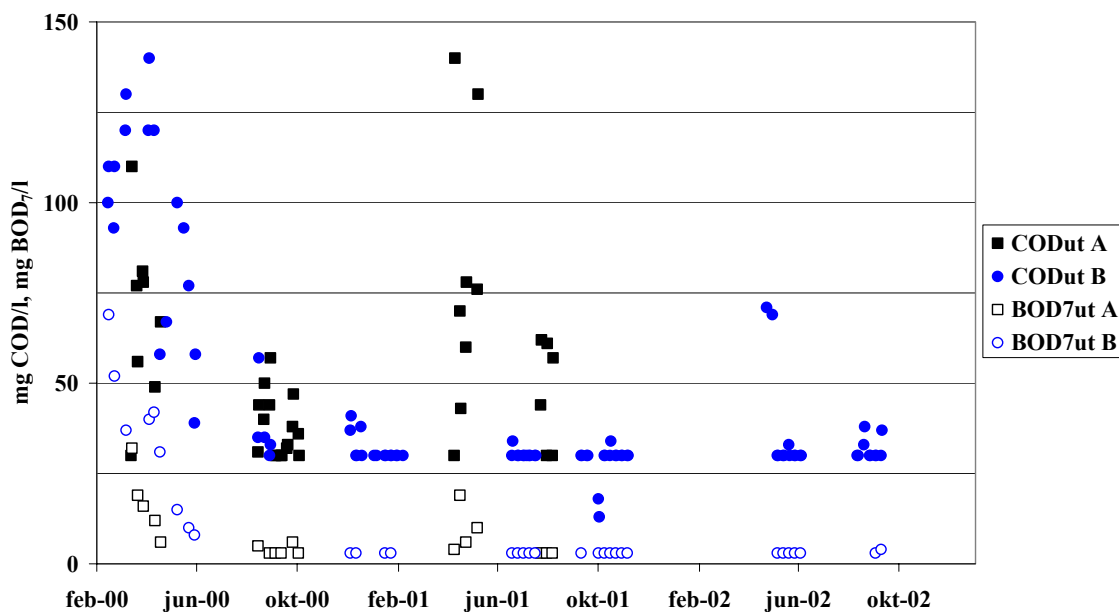
Kvävehalten i slamavskilt BDT-vatten har vid i princip alla provtagningstillfällen legat under 20 mg N/l, med ett medianvärde på 8 mg N/l för anläggning B och 15 mg N/l för A. Fosforhalten har vid de flesta tillfällena varit högre än 8 mg P/l i BDT-vatten från slamavskiljare i anläggning A, medan motsvarande halt för anläggning B vanligtvis legat under 2 mg P/l.



Figur 47. Halt av kväve och fosfor i slamavskilt BDT-vatten vid Wost Man Ecologys anläggningar.

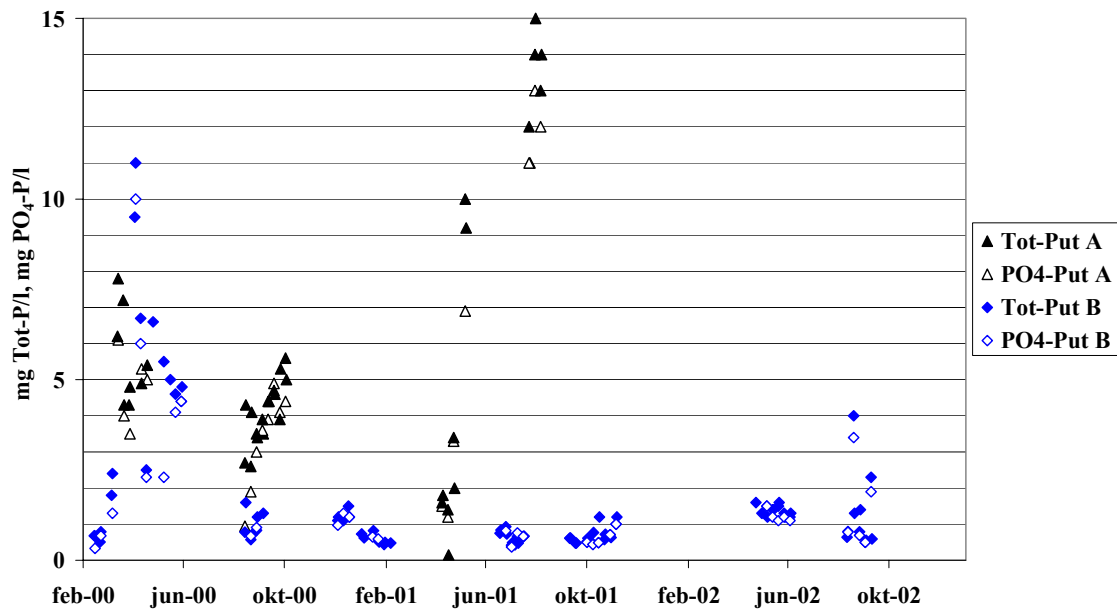
Utgående halter av organiskt material, Figur 48, har vid de flesta provtagningstillfällena legat under detektionsgränsen (< 30 mg COD/l och < 3 mg BOD₇/l). Inledningsvis var dock

halterna högre, vilket kan förklaras av att det tar tid innan en aktiv biofilm utvecklas i marbädden (Pell, 1991). De något högre halterna från anläggning A under våren 2001 kan eventuellt förklaras av att anläggningen ej var belastad under de föregående månaderna eftersom det då inte bodde någon i huset.



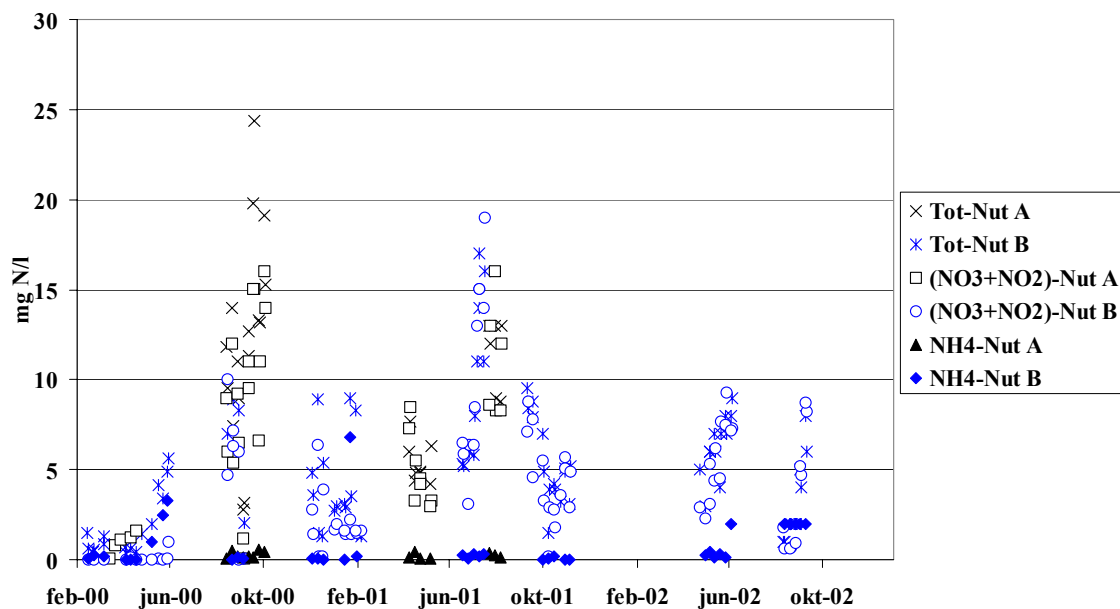
Figur 48. Halt av organiskt material i BDT-vatten efter WM-filtret (anläggning A och B).

Det är stor skillnad mellan anläggningarna när det gäller utgående fosforhalter (Figur 49). Detta förklaras av den stora skillnaden i inkommande halter (Figur 47). För att utgående fosforhalt ska vara låg krävs alltså att de boende inte använder tvätt- och diskmedel som innehåller fosfor. Resultat från anläggning B visar dock att det med Wost Man Ecologys system är möjligt att få låga utsläpp av fosfor. Detta styrks även av mätningar från Norge där slamavskilt BDT-vatten från enskilda hushåll innehåller 1 - 2 mg tot-P/l (Westlie, 1997). Betydelsen av att, ur fosforsynpunkt, välja rätt tvätt- och diskmedel understryks av resultaten från en kampanj i Vibyåsen, Sollentuna, där fosforhalten i BDT-vattnet reducerades med drygt 60 % efter att kommunen delat ut fosfatfria tvätt- och diskmedel till de boende samtidigt som de informerades om motivet bakom kampanjen (Sundström, 2000).



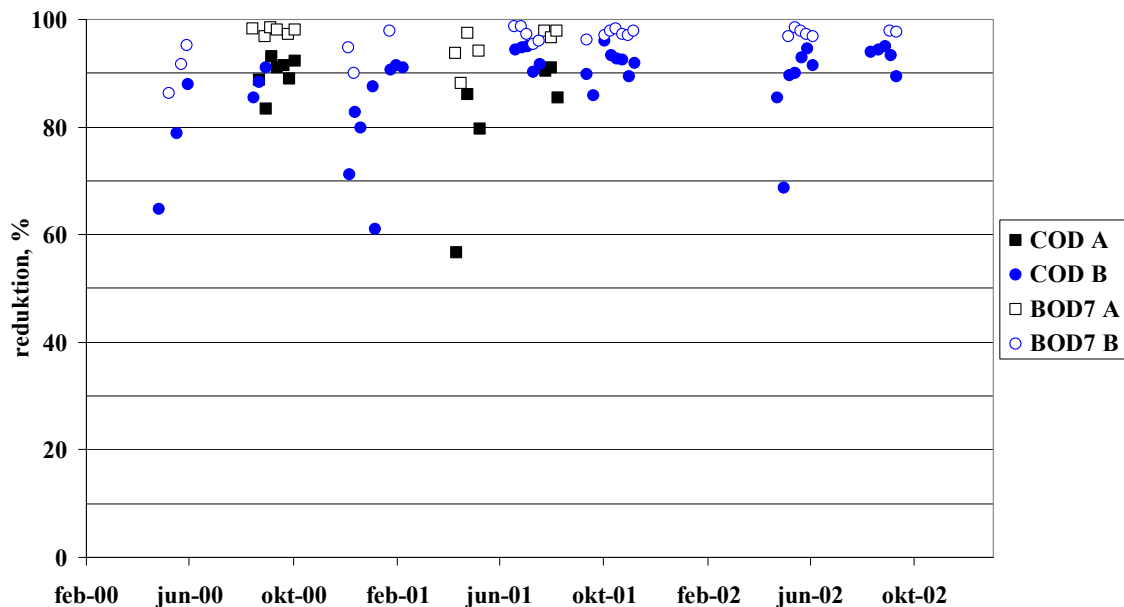
Figur 49. Halt av total- och fosfatfosfor i BDT-vatten efter WM-filtret (anläggning A och B).

Utgående kvävehalter har varit lägre än 20 mg N/l vid samtliga provtagningstillfällen med 5 mg N/l för anläggning B och 10 mg N/l för anläggning A som medianvärde. Låga utgående halter beror framförallt på låga halter i inkommande avloppsvatten. Nitrifikationen har varit god och utgående ammoniumhalter har vanligtvis legat under 1 mg amm-N/l.



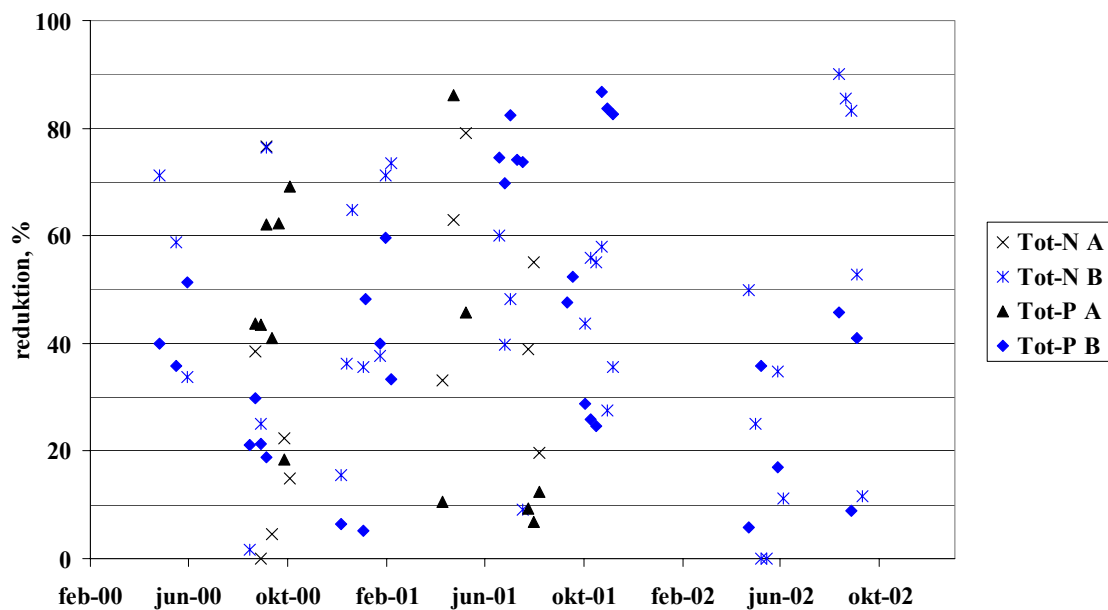
Figur 50. Halt av kväve och kvävefraktioner i behandlat BDT-vatten efter WM-filtret (anläggning A och B).

Reduktionen med avseende på organiskt material över markbädden har varit god. Om den mängd som avskilts via klosettavloppet tillgodoräknas så blir reduktionen, för anläggningen som helhet, över 95 % med avseende på organiskt material.



Figur 51. Reduktion med avseende på organiskt material över WM-filtret (anläggning A och B).

Reduktionen med avseende på kväve och fosfor över markbädden har varit måttlig. Vid vissa tillfällen då inkommande fosforhalter varit mycket låga har reduktionen i procent till och med varit negativ (visas ej i diagrammet).



Figur 52. Reduktion med avseende på kväve och fosfor över WM-filtret markbäddar (anläggning A och B).

Enligt schablondata innebär uppsamling och borttransport av klosettavloppet att fosfor- och kvävebelastningen på den lokala behandlingsanläggningen reduceras med cirka 75% respektive 90% (Naturvårdsverket, 1995). För att uppnå 90% reduktion av fosfor krävs att

Tabell 37. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare för BDT-vatten vid Wost Man Ecologys anläggningar.

Period	Slamavskiljare, anläggning A			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (m) i kammare		
		1	2	3
2001-08-07 - 2002-03-31	0,4	0,1/1,0	0,1/1,0	0/0,9
	Slamavskiljare, anläggning B			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)		
2001-06-07 - 2002-05-21	0,7	0/0,8		
2002-06-04 - 2002-11-26	0,3	0,1/0,90		

Tabell 38. Volym, torrsubstanshalt och närsaltkoncentration i svartvattentankar, Wost Man Ecologys anläggningar.

Plats	Period	Volym (m ³)	TS-halt (%)	COD ³⁶ (mg/l)	N (mg/l)	P (mg/l)	K (mg/l)
A	2001-08-07 - 2001-12-11	3,0	0,1	1 200	460	38	150
A	2001-12-17 - 2002-03-31	1,5	0,2	1 600	600	56	220
B	2001-03-05 - 2001-08-07	2,2	0,3	2 400	690	66	240
B	2001-08-21 - 2002-05-21	2,4	0,5	4 000	600	105	240
B	2002-06-04 - 2002-11-05	2,4	0,4	3 800	600	110	200

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt som går till svartvattentanken redovisas i Tabell 39 och Tabell 40. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellerna återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 39. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i svartvatten samt slamkvaliteten för anläggning Wost Man Ecologys anläggning A. Värdena baserar sig på 1 prov för slamavskiljarslam och 2 prov för svartvatten.

	Ut från slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			svartvatten		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		36			26		
COD	57	40			26		
Tot-N	2,0	2,1	59		9,9	390	
Tot-P	1,4	0,14	3,8		0,86	33	
Ag			0,64	170		<0,77	<25
Cd			0,81	210		0,32	9,6
Cr			18	4700		3,5	100
Cu			120	30000		70	2100
Hg			<0,10	<26		0,19	5,7
Ni			5,1	1400		6,3	180
Pb			30	7900		<4,8	<150
Zn			580	150000		290	8400

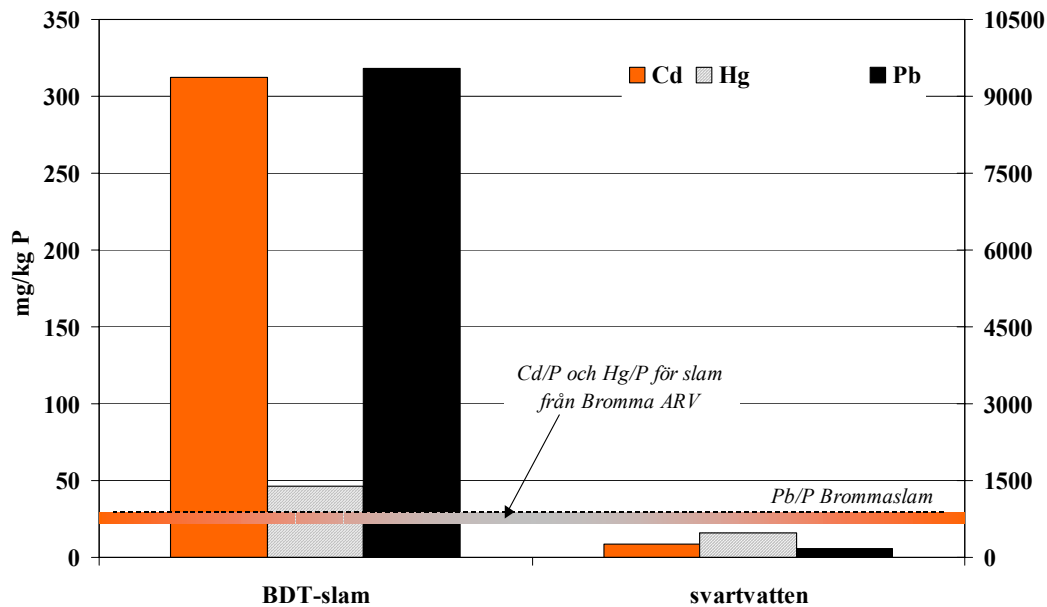
³⁶ Uppskattat utifrån mängden glödförlust.

Tabell 40. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i svartvatten samt slamkvaliteten för anläggning Wost Man Ecologys anläggning B. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarslam och 3 prov för svartvatten.

	Ut från slam- avskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			svartvatten		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		13			48		
COD	42	6,5			43		
Tot-N	0,92	0,21	16		7,5	160	
Tot-P	0,19	0,053	3,9		1,1	23	
Ag			1,8	590		<1,1	<48
Cd			1,6	410		0,20	8,9
Cr			27	6600		2,6	120
Cu			260	81000		74	3200
Hg			0,26	69		0,66	31
Ni			19	4900		3,7	160
Pb			44	12000		<5,0	<220
Zn			1200	310000		190	8300

För anläggning A återfanns en större andel av kvävet och fosfor i BDT-vattnet än vad som kunde förväntas utifrån schablonvärden (Naturvårdsverket, 1995). Resultaten från anläggning B stämmer emellertid bättre med förväntade värden (se även avsnitt ”4.5.6 Kväve- och fosforflöden). För kväve är det svårt att förklara vad denna skillnad beror på, men antalet prover är väsentligt lägre för anläggning A och osäkerheten i värdena därför större för denna anläggning. De relativt stora fosformängderna i BDT-vattnet förklaras troligtvis av att de tvätt- och diskmedel som använts i hushåll A innehållit mycket fosfor.

Som framgår av Tabell 39 och Tabell 40 är det mycket stor skillnad på kvalitén mellan BDT-slam och klosettavlopp (svartvatten). Detta illustreras även i Figur 54. De olika restprodukternas kvalitet analyseras även i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.



Figur 54. Innehåll av kadmium, kvicksilver (vänster axel) och bly (höger axel) i förhållande till fosforinnehållet i BDT-slamm samt svartvatten (klosettavlopp) från Wost Man Ecologys anläggningar. Som jämförelse anges motsvarande kvoter för slam från Bromma reningsverk (2002), vars slam använts i lantbruket inom ramen för ReVAQ.

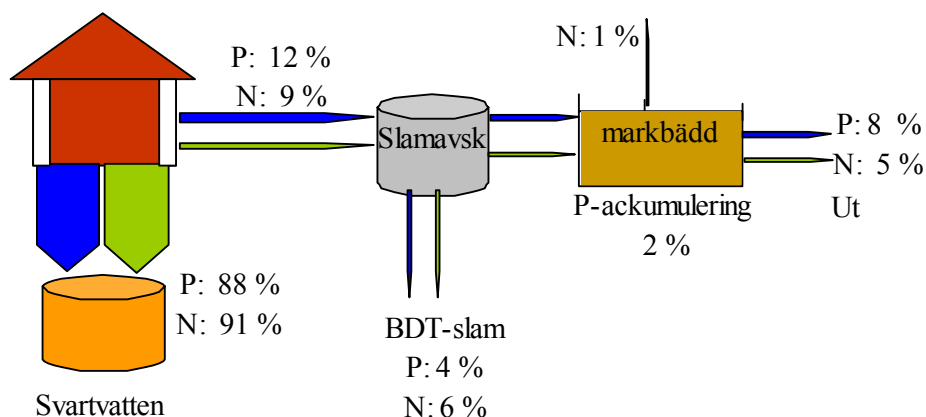
4.5.5 Analys av markbäddssand

Prov togs på markbäddssanden i WM-filtren i december 2002, det vill säga tre år efter det att anläggningarna togs i drift. Vid anläggning B var fosforhalten i medeltal 390 mg P/kg TS (4 prover) och i anläggning A var den 250 mg P/kg TS (2 prover). Referensprovet (nollprovet) innehöll 200 mg P/kg TS. Anledningen till den relativt stora skillnaden mellan anläggning A och B har inte utretts.

Om det antas att i princip all filtersand, ca 3 ton, belastats med avloppsvatten och blivit fosformättat (vilket utgående halter tyder på) är det knappt 0,6 kg fosfor som fastlagts i WM-filtret B. Detta är relativt mycket i förhållande till de belastningar som redovisats ovan (Figur 45). Dock var fosforbelastningen under det första halvåret, då den automatiska provtagningen och flödesmätningen ännu inte kommit igång, betydligt högre vilket indikeras av resultaten från den inledande stickprovtagningen (Figur 47). Görs motsvarande skattning för anläggning A så är mängden fosfor som fastlagts i WM-filtret endast 0,1 – 0,2 kg.

4.5.6 Kväve- och fosforflöden

Cirka 90 % av kvävet och fosfor som kommer från hushållet har samlats upp i den slutna tanken vid anläggning B (Figur 55). Vid anläggning A var det knappt 40 % av fosfor som kom till den slutna tanken och drygt 20 % av fosfor gick ut till den lokala recipienten. En trolig förklaring till den stora skillnaden är valet av tvätt- och diskmedel.



Figur 55. Kväve- och fosforflöden för Wost Man Ecologys anläggning B.

4.5.7 Resursanvändning och miljöpåverkan

Vakuumpolningssystemet (anläggning A) har en effekt på 1200 W och detta arbetar 3 - 5 sekunder vid varje "stor" spolning. Systemet har inget underhållsvakuum. Vid 10 stora spolningar behövs 15 Wh/d eller 6 kWh/år för att driva vacuumsystemet.

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla klosettavlopp antas uppgå till knappt 11 kWh/m³. Motsvarande värde för BDT-slam är drygt 11 kWh/m³. Utifrån de koncentrationer och mängder som uppmätts i projektet antas att hushåll med tre personer genererar ca 14 m³ klosettavlopp/år³⁷ och ca 1 m³ BDT-slam/år. Det totala behovet av högvärdig energi för att hantera restprodukterna är i storleksordning 150 – 170 kWh/år.

Det är också tänkbart att behandla klosettavloppet i en våtkompost för att på så sätt möjliggöra användning av de närsalter som finns i avloppet. Elbehovet för en sådan process har uppskattats till 30 kWh/m³ (Norin, 2000).

Då markbäddarna inte är avsedda för fosforreduktion anses inte filtersanden som "förbrukningsvara" i denna miljö- och resursanalys.

4.5.8 Ekonomi

Investeringskostnaderna för Wost Man Ecologys avloppssystem redovisas i Tabell 41 och driftskostnaderna i Tabell 42.

Tabell 41. Investeringskostnad för Wost Man Ecologys avloppssystem

Kostnadslag	Kr inkl moms
Markbädd och slamavskiljare (BDT)	ca 50 000
Toalett, ledning, tank (KL-avlopp)	ca 20 000
Installation	25 000 - 35 000
SUMMA	95 000 - 105 000

³⁷ Volymen klosettavlopp som behöver tömmas har uppskattats utifrån gjorda mätningar i projektet. Enligt leverantören borde spolvattenmängderna dock kunna reduceras väsentligt, särskilt då toaletten EcoVac används.

Tabell 42. Driftskostnader för Wost Man Ecologys avloppssystem

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Tömning av slutna tank och slamavskiljare ³⁸	ca 6 000
El och Kemikalier	< 10
Service och tillsyn	0
SUMMA	ca 6 000

Garantitiden är 2 år. Service och tillsyn sköts av fastighetsägaren.

4.5.9 Brukaraspekter

4.5.9.1 Intervju med hyresgäst 1 - anläggning A

HG flyttade från huset drygt ett år efter installation. Enligt HG var toaletten svår att sköta. Det är också svårt för kvinnor att använda toaletten, de måste sitta i en mycket konstig ställning för att kunna pricka urinsålen. Inledningsvis var det problem med lukt på grund av att vakuumpumpen satt i anslutning till badrummet (på utsidan av husväggen). Genom att flytta pumpen till själva tanken har problemet åtgärdats och det har inte varit någon lukt efter det. Det var mycket problem i samband med installationen, ”strul” som HG uttryckte det. Toaletten blev från början ej fastlimmad i golvet ordentligt och när HG flyttade därifrån satt den fortfarande inte som den skulle. Vid installation grävdes också vatten- och oljeledningar till huset sönder. Efter installationen lyfte sig svartvattentanken och en morgon när HG kom ut befann den sig över marken. HG fick inte så mycket information från Wost Man Ecology, endast viss muntlig information i samband med installationen. Servicepersonal från Wost Man Ecology var där mycket i början till följd av alla problem.

4.5.9.2 Intervju med hyresgäst 2 - anläggning A

Vid intervjutillfället hade HG bott mindre än ett halvår i huset. HG hade inte fått någon information om projektet och har inte heller haft någon kontakt med tillverkarna. Den enda information hon fått var Stockholm Vattens personal som berättat hur man spolar.

HG tyckte att toaletten fungerade, även om HG från början tyckte att det var en lustig toalett och helst hade föredragit en vanlig toalett. Ett problem med toaletten var att man fick spola fekaliedelen även när man kissade för att få bort pappret. Spolknappen behövde tryckas in hårt för att det skulle spola och det var lätt att tro att den var trasig om man inte tryckte tillräckligt hårt. För HG var det besvärande att behöva förklara för gäster hur de ska använda toaletten. HG tyckte också att det är svårt att rengöra toaletten och att det varit nödvändigt att använda starka rengöringsmedel. Problem med lukt från anläggningen har endast förekommit när provkurerna stått där, men var enligt HG inte så farligt.

4.5.9.3 Intervju med hyresgäst - anläggning B

Inställningen vid projektstart var positiv och HG gillade idén. Inställningen ändrades dock något en bit in i projektet på grund av svårskött toalett och stinkande lukt från den³⁹. Toaletten kräver mer tid för rengöring än en ”vanlig” toalett och den kräver nästan alltid mer än en spolning vid ett toalettbesök. Man har fått muntlig information av tillverkaren vid installation

³⁸ Se fotnot 37

³⁹ Leverantören monterade inledningsvis in en ”konventionell” urinsorterande toalett, vilken dock byttes ut mot en ”extremt” snålspolande toalett i oktober 2000. Se även 2.7.

och skriftlig information om projektet av projektgruppen och är nöjd med detta. I butiken tar man bara ett tvättmedel, ”nästan alla är ju miljömärkta idag”. HG har alltid varit aktsam med vad man spolat ner i toaletten. HG anser att man bör satsa mer på återvinnande system där ute på landet. HG skulle kunna tänka sig att ha kvar anläggningen men skulle nog egentligen hellre vilja ha en mulltoa.

4.5.9.4 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Vid installation av anläggning med vakuumpump krävs stor noggrannhet vid installationen även om den inte är särskilt svår. Risk för läckage i röranslutningar. Noga att rätt inställning för spolvattenmängd görs så att inte flera spolningar behövs för att få rent i WC-stolen.
- Ljudet som uppstår vid spolning av vakuuntoaletten kan upplevas som störande (kanske en vanesak).
- Då den extremt snålspolande toaletten användes i anläggning B uppstod luktproblem. Då toalettstolen byttes ut till en sorterande toalettstol försvann detta problem.
- Kontroll skall ske av nivån i svartvattentank så att tömning kan ske vid rätt tidpunkt.
- För den intresserade brukaren ger den möjlighet till kretsloppslösningar.
- Brukaren bör kontrollera genomsläppligheten i den kompakta markbädden så att filterpaketet kan bytas då risk för igensättning uppstår.
- Riskerna för omgivningen bedöms som små.

4.5.10 Drift och underhåll

Förutom de problem som orsakades av brister i installationsarbetet har anläggning A inte drabbats av några allvarigare driftstörningar. De boendes erfarenhet av driften återfinns i kapitel 4.5.9.

Vid anläggning B har det varit en del problem med toaletten:

- I oktober 2000 monterades den extremt snålspolande toaletten ”Clever” in. Inledningsvis gav den för lite vatten per spolning och hyresgästen fick spola rent genom att hålla i en hink med vatten. Efter injustering av spolmängden fungerade toaletten bättre.
- Månaden efter rapporterade hyresgästen att det luktade mycket illa från toaletten. Detta åtgärdas genom att sätta en fläkt på utgående avloppsledning och på det sättet skapa ett undertryck.
- Vintern 2000/2001 bildades en ispropp i ledningen till den slutna tanken, vilket troligtvis beror på att kall luft sugas in i systemet på grund av den fläkt som monterats på ledningen.
- Hösten 2002 gick fläkten sönder och det blev ånyo stora problem med lukt i huset från toaletten.
- I november 2002 byts ”Clever”-toaletten mot en ”vanlig” urinsorterande toalett. Urinröret kopplas till avloppsledningen från toaletten.

Wost Man Ecology har inte lämnat in någon journal för anläggningarna.

4.5.11 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

Markbäddarna har klarat uppställda krav på reduktion av organsikt material. Dock har markbäddarna varit lågbelastade och det går därför inte att dra några säkra slutsatser om anläggningen fungerar tillfredställande för en större familj.

Lokalt blir utsläppen av kväve låga. För att de totala utsläppen ska bli låga krävs att klosettavloppet behandlas i reningsverk med kväverening eller tas om hand av lantbrukare som, efter behandling, kan använda det som gödselmedel.

Kravet på låga fosforutsläpp kan endast klaras om de boende använder fosfatfria tvätt- och rengöringsmedel.

Stickprov på utgående avloppsvatten för analys av bakteriehalter visar att den ena anläggningen klarat gränsvärdet för badvattenkvalitet. Anledningen till att den andra anläggningen inte gjort det kan eventuellt förklaras med att en begagnad slamavskiljare för blandat avloppsvatten använts i denna anläggning.

Av de testade anläggningarna har Wost Man Ecologys system bäst möjligheter till återförsel av näringsämnen om klosettavloppet kan behandlas i en särskild anläggning, exempelvis våtkompostering. Detta för att hygienisera produkten innan den används i jordbruket. Klosettavlopp från slutna tankar transporteras emellertid vanligtvis, liksom i detta projekt, till ett större reningsverk för vidare behandling. Vid sådan hantering har systemet ungefär samma återföringspotential som minireningsverk.

Wost Man Ecologys anläggningar har mycket låg elanvändning och ingen kemikaliförbrukning. En del (natur)resurser behövs dock för att hantera klosettavloppet. Dock är den totala användningen av högvärdig energi (exergi) låg jämfört med minireningsverkens exergiförbrukning (se kapitel 5.4).

Totalkostnaden för Wost Man Ecologys anläggningar ligger i samma storleksordning som för flertalet av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5).

Hyresgästerna har inte varit nöjda med toaletterna från Wost Man Ecology. Vid anläggning B var besvären så allvarliga att toalettstolen fick bytas ut mot en annan typ⁴⁰. Förutom problemen med toalettstolarna har Wost Man Ecologys anläggningar varit driftsäkra.

4.6 URINSORTERING OCH MARKBÄDD - BB INNOVATION

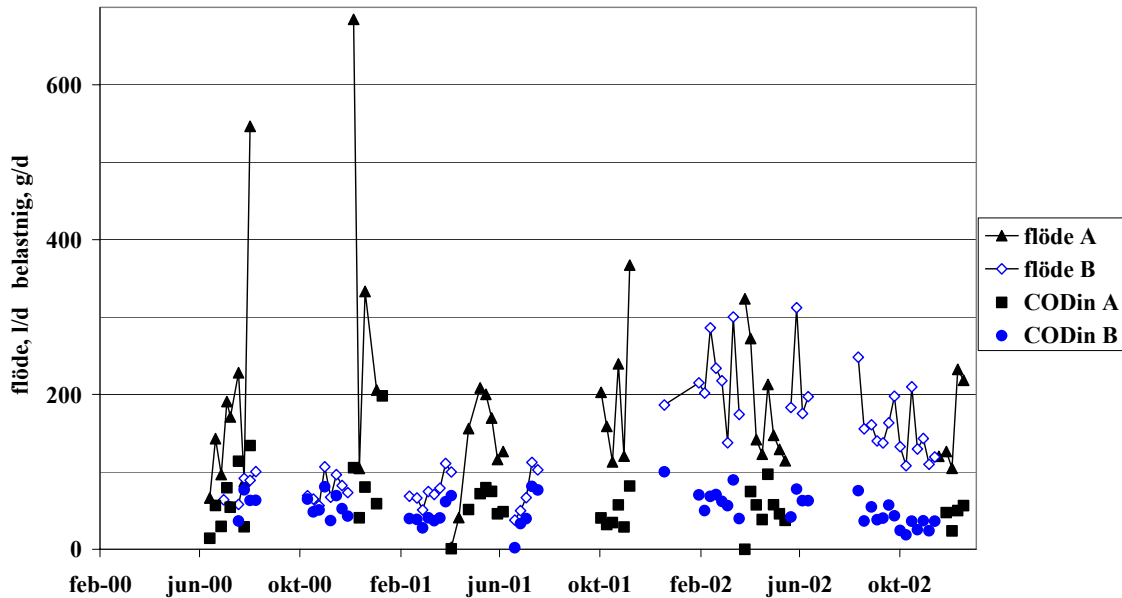
4.6.1 Flöde och belastning

Flödet till anläggning A har vanligtvis legat mellan 100 och 400 l/d. Under vintern 2000/2001 läckte vatten in i avloppsledningen till anläggning A vilket gjorde att betydligt högre flöden noterades under denna period.

Under hösten 2001 åtgärdades det felkopplade avloppet vid anläggning B och nya hyresgäster flyttade in. Fram till hösten 2001 låg flödet vanligtvis mellan 50 och 100 l/d och under 2002 har flödet legat mellan 100 och 300 l/d.

Den organiska belastningen på respektive markbädd har varierat mellan 25 och 100 g COD/d.

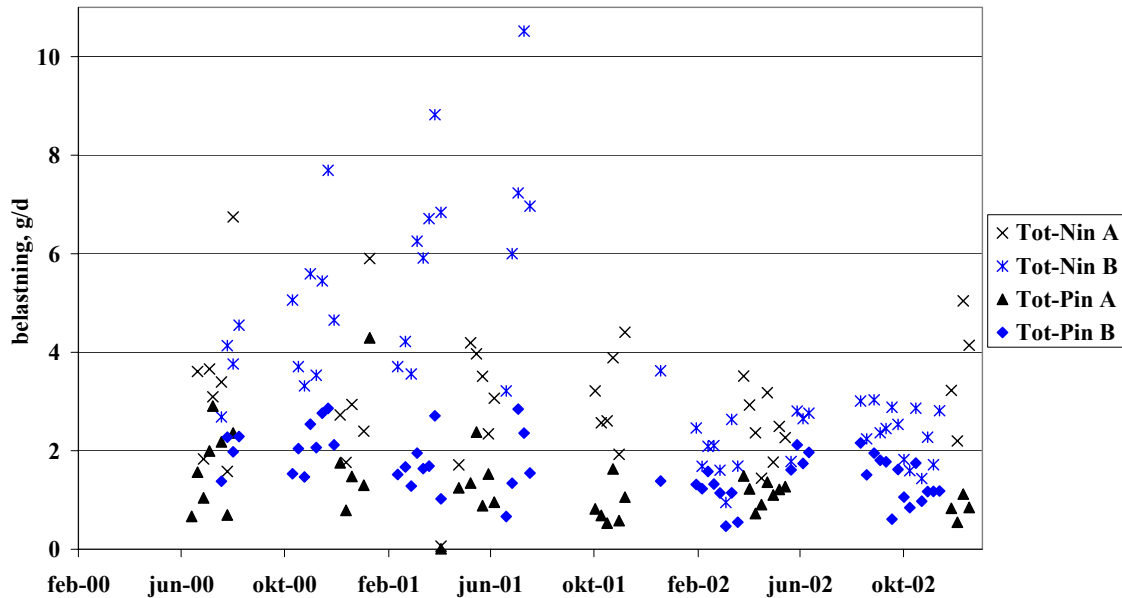
⁴⁰ Den toalett, Clever, som föranlett detta är tagen ur sortimentet.



Figur 56. Flöde (l/d) till och organisk belastning (g COD/d) på markbäddar anslutna till BB Innovations anläggningar. (I januari 2001 noterades ett veckomedelflöde på 1140 l/d för anläggning A.)

Kvävebelastningen på markbädden i anläggning A har vanligtvis legat mellan 1,0 och 5,0 g tot-N/d med ett medianvärde på 3,0 g tot-N/d. För anläggning B varierade belastningen till och med hösten 2001 mellan 3,0 och 8,0 g tot-N/d med ett medianvärde på 5,1 g tot-N/d. Under 2002 har belastningen varit lägre, 1,0 - 3,0 g tot-N/d och medianvärde på 2,4.

För anläggning A varierade inledningsvis fosforbelastningen mellan 0,5 och 3,0 g tot-P/d. Under den senare delen av utvärderingsperioden låg den mellan 0,5 och 2,0 g tot-P/d. Motsvarande värden för anläggning B är 0,5 - 3,0 g tot-P/d till och med hösten 2001 och därefter 0,5 - 2,2 g tot-P/d.



Figur 57. Kväve- och fosforbelastning (g/d) på markbäddar anslutna till BB Innovations anläggningar.

4.6.2 Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd

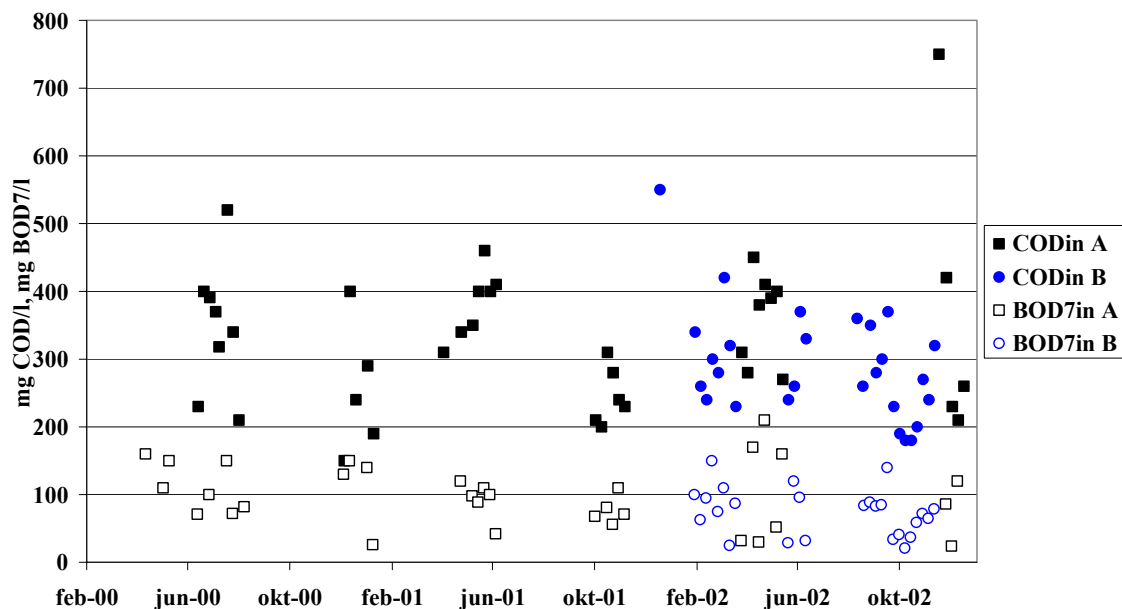
Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 47 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning).

Tabell 43. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till BB Innovations anläggningar.

	Anläggning A	Anläggning B
pH	6,9 - 7,0	7,5 - 7,8
Hårdhet, dH	ca 9	6 - 7
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	ca 120	ca 110
Järn, mikrogram/liter	20 - 50	140 - 390
Koppar, mikrogram/liter	< 25*, 550**	< 45*, 230**
Mangan, mikrogram/liter	ca 80	5 - 45
Kalcium, mg/l	ca 50	30 - 35
Magnesium, mg/l	ca 10	7 - 10

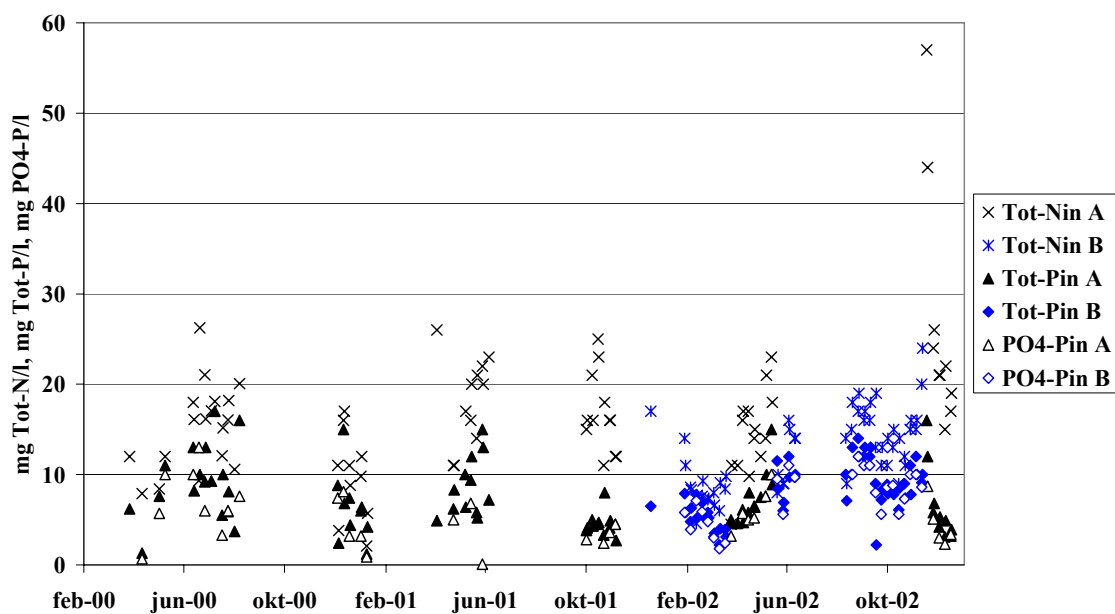
*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

Halten organsikt material i inkommande avloppsvatten till markbäddarna visas i Figur 58. För båda anläggningarna ligger koncentrationerna mellan 200 och 450 mg COD/l respektive 50 och 150 mg BOD₇/l.



Figur 58. Halt av organiskt material i slamavskilt avloppsvatten från hushåll utrustade med den urinsorterande toaletten Dubbletten (anläggning A och B).

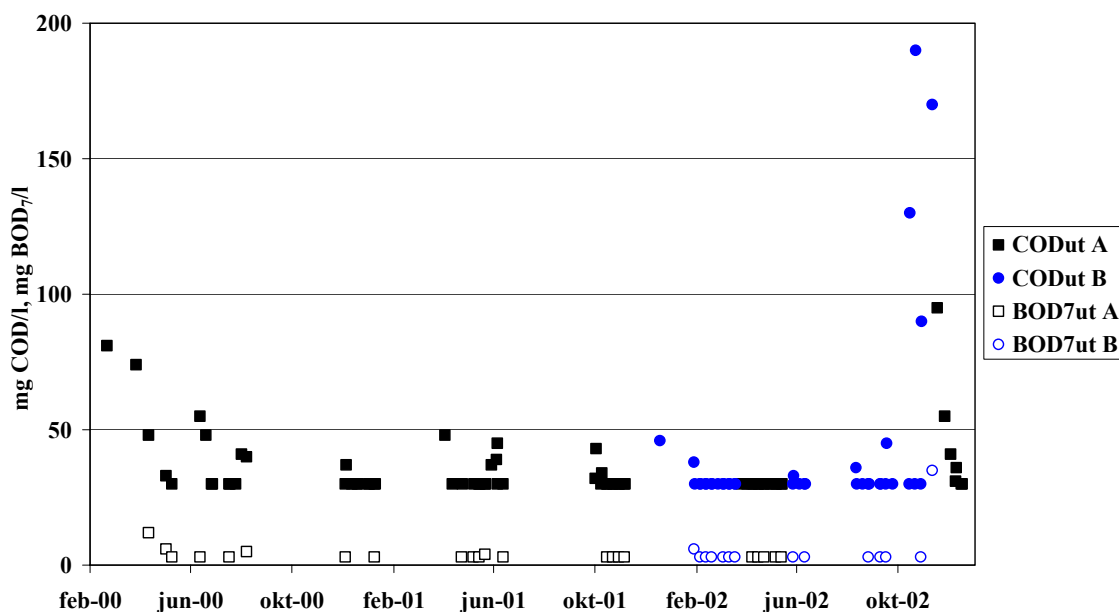
Halterna av kväve och fosfor i inkommande avloppsvatten till markbäddarna har varierat mellan 5 och 25 mg N/l respektive 0 och 15 mg P/l (Figur 59).



Figur 59. Halt av kväve och fosfor i slamavskilt avloppsvatten från hushåll utrustade med den urinsorterande toaletten Dubbletten (anläggning A och B).

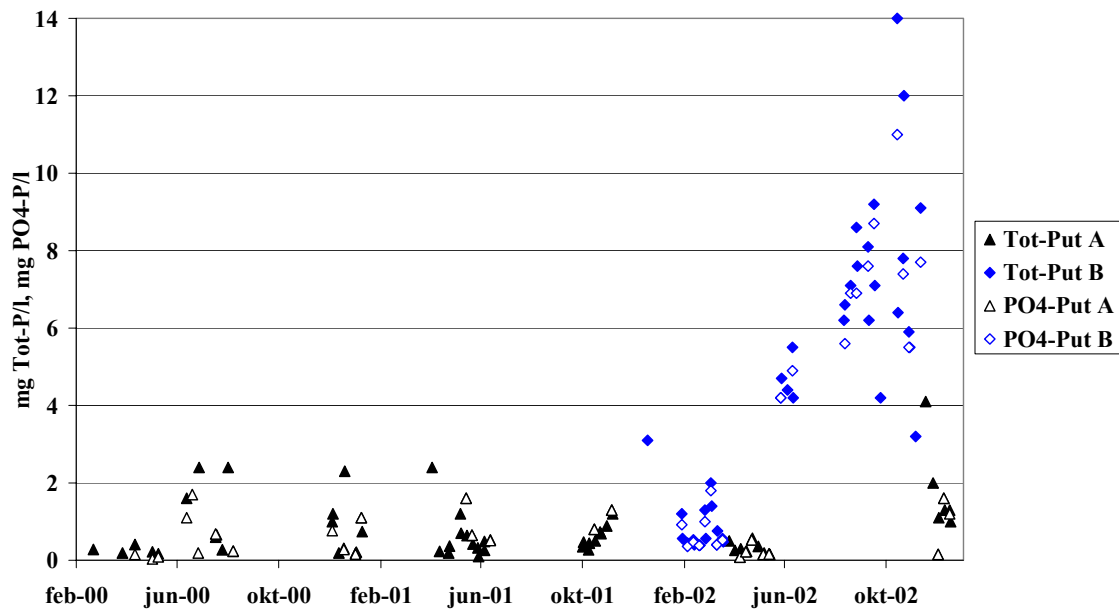
Utgående halter av organiskt material har för båda anläggningarna, med undantag av perioder i början respektive slutet av utvärderingsperioden, varit låga (ofta under detektionsgränsen). De något högre halterna i början förklaras av att det tar tid innan biofilmen utvecklas. De förhöjda halterna under hösten 2002, framförallt för anläggning B, är svårare att förklara.

Troligtvis beror det på att flödesmönstret i markbädden påverkats av den test av hydrauliska belastningen som gjorts (se avsnitt 4.6.10).



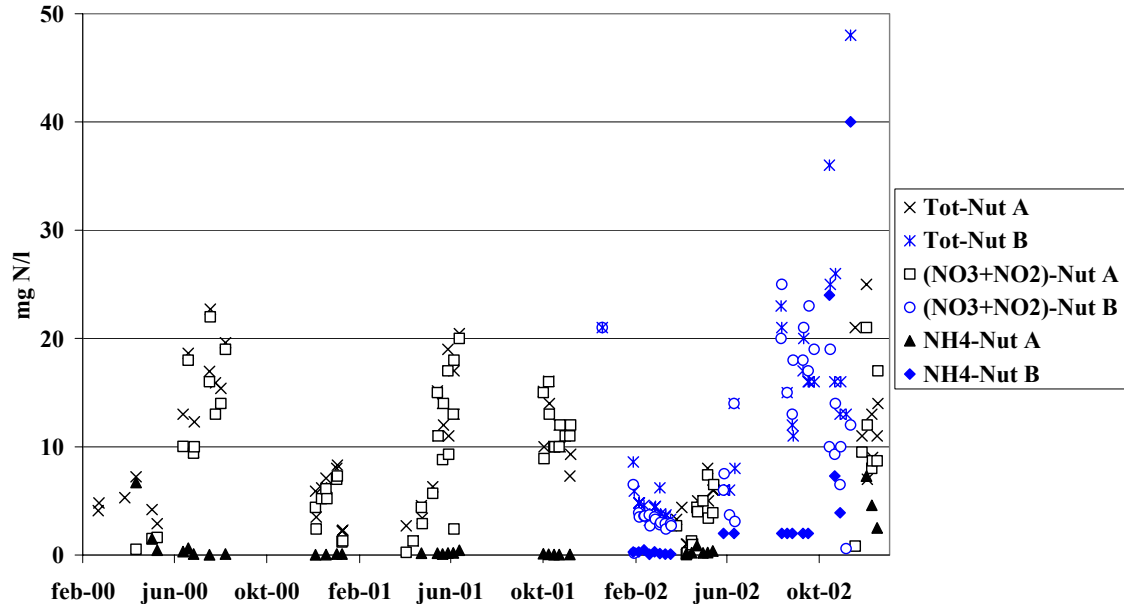
Figur 60. Halt av organiskt material i utgående från markbädd. BB Innovations anläggningar A och B.

Utgående fosforhalter från anläggning A har, med få undantag, legat under 2 mg P/l och med 0,5 mg P/l som medianvärde. För anläggning A finns det ingen tydlig tendens att fosforhalterna ökar med tiden, även om enstaka värden under hösten 2002 varit höga. För anläggning B har utgående halter ökat kraftigt under hösten 2002 och då nästan genomgående legat över 4 mg P/l. I vilken utsträckning detta är en effekt av att de hydrauliska testerna gjordes är oklart. Prover med mycket höga fosforhalter, > 10 mg P/l, har även höga halter av ammonium och organiskt material. Dessa prover härstammar troligen från avloppsvatten som passerat i kanaler vid sidan av markbäddssanden. För prover med en fosforhalt på 4 till 10 mg P/l gäller generellt att dessa innehåller mycket låga halter av ammonium, < 2 mg amm-N/l, och organiskt material, < 30 mg COD/l. Dessa värden kan eventuellt förklaras av att sanden blivit fosformättad (se kapitel 4.6.5).



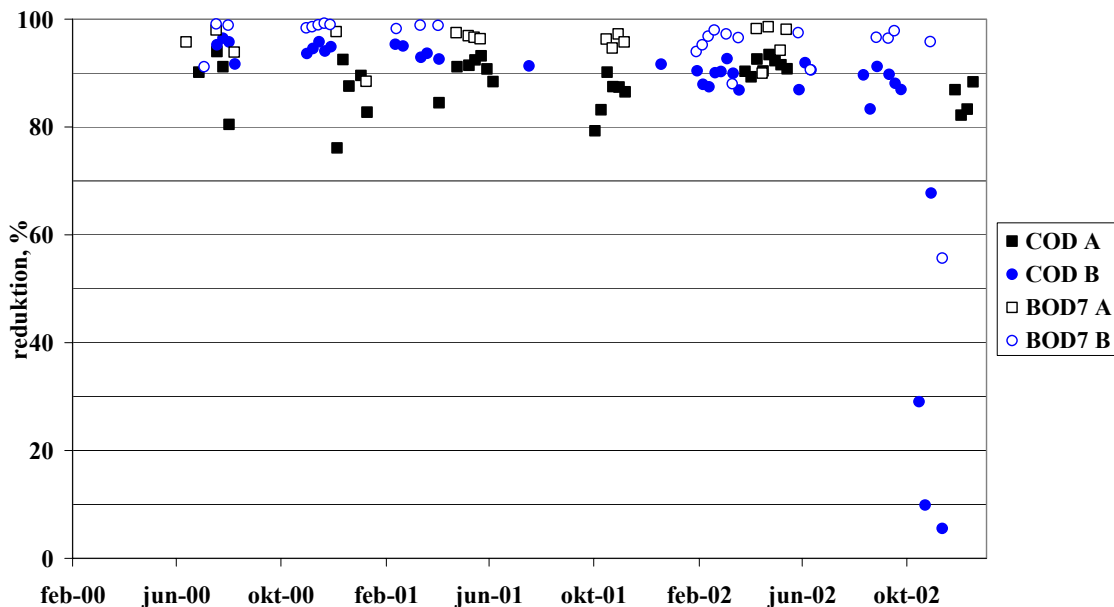
Figur 61. Halt av total- och fosfatfosfor efter markbäddar. BB Innovations anläggningar A och B.

För anläggning A ligger utgående kvävehalter i samtliga prov under 25 mg N/l och med en medelhalt på 9 mg N/l. Andelen nitrifierat kväve är stor och utgående ammoniumhalter har vid de flesta provtagningstillfällena legat under 2 mg NH₄-N/l. Samma resultat gäller för anläggning B, förutom för de prov som även innehöll höga halter av organiskt material.



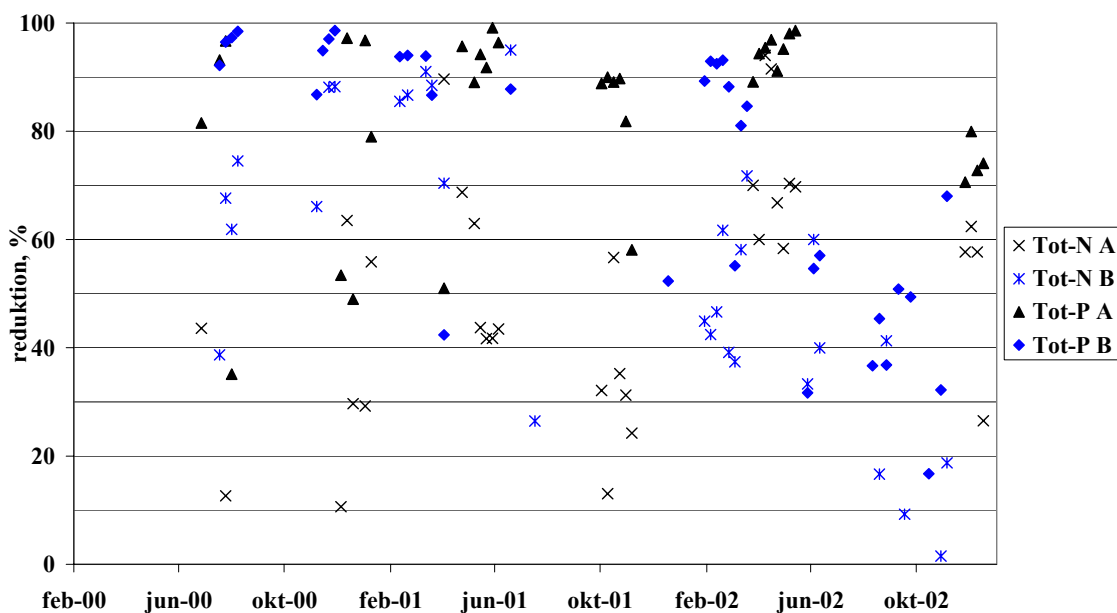
Figur 62. Halt av kväve och kvävefraktioner efter markbädd. BB Innovations anläggningar A och B.

Reduktionen av organiskt material över markbäddarna har varit god (Figur 63).



Figur 63. Reduktion med avseende på organiskt material över markbäddarna som behandlar urinsorterat avloppsvatten. BB Innovations anläggningar A och B.

Kvävereduktionen över markbäddarna har varierat kraftigt med ett medianvärde på 55 % för anläggning A och 43 % för anläggning B. Fosforreduktionen har för båda anläggningarna i stort legat över 80 % under 2001 och 2002. Under 2002 sjönk reduktionsgraden markant för anläggning B, medan försämringen av reduktionsgraden var betydligt mindre för anläggning A.



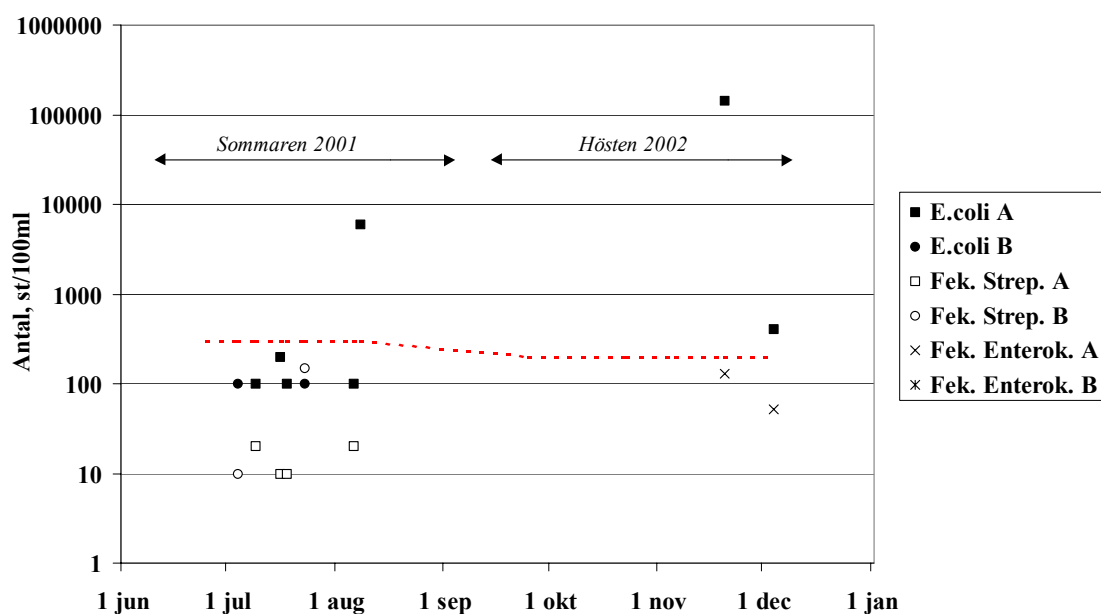
Figur 64. Reduktion med avseende på kväve och fosfor över markbäddarna som behandlar urinsorterat avloppsvatten. BB Innovations anläggningar A och B.

Uppsamling och borttransport av urin innebär att fosfor- och kvävebelastningen på den lokala behandlingsanläggningen reducerats med cirka 40 % respektive cirka 75 % (se kapitel 4.5.6).

Kombinationen av urinsortering och markbäddar gör att knappt 10 % av kvävet och 5 % av fosfor, under utvärderingsperioden, gått ut till den lokala recipienten. Reningseffekten med avseende på fosfor kan dock avta med tiden.

4.6.3 Bakteriehalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående vatten från båda anläggningarna redovisas i Figur 65. I allmänhet har det varit problematiskt att ta stickprover på utgående vatten eftersom provtagningsbrunnarna ofta innehållit för lite vatten och för anläggning B erhöles ej några representativa prover alls hösten 2002. Detta gör att antalet säkra prover är relativt begränsat och provtagningen bör därför kompletteras innan säkra slutsatser kan dras. Indikationerna är dock tydliga, då samtliga värden för fekala *streptokocker* och fekala *enterokocker* ligger under gränsvärdet för badvattenkvalitet.



Figur 65. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från BB Innovations anläggningar. Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker (sommarn 2001) samt föreslaget gränsvärde för god badvattenkvalitet (hösten 2002). För *E. coli* är gränsvärdet för otjänligt badvatten 1000 st./100 ml.

4.6.4 Urin och slam - kvantitet och kvalitet

Torrsubstanshalten i slamavskiljarslammet presenteras i Tabell 44. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamdjup. Det totala vätskedjupet anges också. Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet. Sammansättningen på urinen och fekaliekomposten återfinns i Tabell 45.

Tabell 44. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare vid BB Innovations anläggningar.

Period	Slamavskiljare, anläggning A			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (m) i kammare		
		1	2	3
2001-06-11 - 2002-11-12	0,9	0,2/1,4	0/1,2	?
	Slamavskiljare, anläggning B			
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)		
2000-01-17 – 2001-11-13	1,0	0,3/1,5 (i första kammaren)		
2001-12-17 – 2002-11-05	0,5			

Tabell 45. Volym, torrsubstanshalt och närsaltkoncentration i urin och fekalikompost från BB Innovations anläggningar.

Plats	Period	Volym (m ³)	TS-halt (%)	N (g/l)	P (g/l)	K (g/l)
A-urin	2000-01-26 – 2001-10-02		0,6	3,2	0,21	1,1
A-urin	2001-11-13 - 2002-12-11		0,5	3,2		0,71
B-urin	2000-01-17 - 2001-04-04 ⁴¹		0,9	6,1	0,26	1,6
B-urin	2001-04-06 - 2002-02-28		0,5	3,2	0,22	0,79
B-urin	2002-02-28 - 2002-11-05		0,48	3,0	0,23	0,69
		kg	%	% av TS	% av TS	% av TS
B-fek.	2000-01-17 - 2001-11-06	155	16,5	3,1	0,85	0,13
B-fek.	2001-11-06 - 2002-04-02	84	28,8	0,80	0,50	0,17

Mängden fosfor och kväve som fastlagts i slamavskiljarlam och fekaliekompost samt de mängder som gått till urintankarna redovisas i Tabell 46 och Tabell 47. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till markbädden för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellerna återges även slam- och urinkvalitén beräknade utifrån viktade medelvärden.

⁴¹ Provtagning utan omrörning med pump.

Tabell 46. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam respektive i urin samt slamkvalitén för BB Innovations anläggning A. Värdena baserar sig på 1 prov för slamavskiljarslam och 2 prov för urin.

	Ut från slam-avskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			urin		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		17			16		
COD	57	15			6,7		
Tot-N	3,2	0,18	10		8,5	540	
Tot-P	1,3	0,17	9,7		0,77	36	
Ag			1,7	180		<0,10	<1,9
Cd			1,6	170		<0,082	<1,6
Cr			24	2500		0,84	16
Cu			1600	170000		22	430
Hg			0,38	39		<0,020	<0,39
Ni			26	2700		3,1	58
Pb			31	3200		2,2	43
Zn			1200	120000		31	580

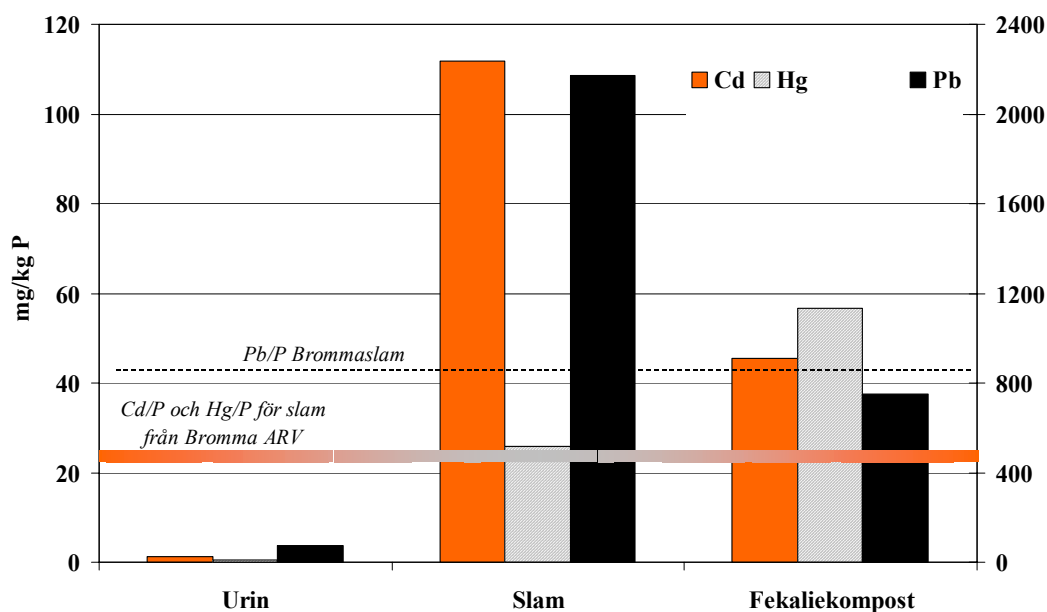
Tabell 47. Mängden fosfor och kväve som fastlagts i slamavskiljarslam och urin samt kvalitén på slam och urin för BB Innovations anläggning B. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarslam och 3 prov.

	Ut från slam-avskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam			urin		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		17			38		
COD	53	21			16		
Tot-N	4,1	0,76	45		25	650	
Tot-P	1,7	0,42	25		1,4	38	
Ag			2,1	130		<0,18	<3,1
Cd			1,4	180		0,049	0,83
Cr			8,8	910		<5,2	<88
Cu			640	94000		16	280
Hg			0,32	16		<0,039	<0,67
Ni			22	1500		5,9	98
Pb			29	3000		5,6	91
Zn			800	67000		31	510

Tabell 48. Mängden fosfor och kväve som fastlagts i fekaliekomposten samt kvalitén på detta för BB Innovations anläggning B. Värdena baserar sig på 3 prov.

	fekaliekompost		
	mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
Tot-N	1,2	22	
Tot-P	0,42	7,5	
Ag		<1,1	<150
Cd		0,38	49
Cr		3,2	490
Cu		57	7000
Hg		0,60	71
Ni		2,9	410
Pb		<4,7	<680
Zn		360	44000

Som framgår av tabellerna ovan är kvalitetsskillnaden stor mellan de olika (rest)produkterna som erhållits. Urinen innehåller lite tungmetallhalter i förhållande till fosforinnehållet, medan de övriga fraktionerna innehåller relativt mycket tungmetaller i förhållande till fosformängden.. Detta illustreras även i Figur 66. De olika restprodukternas kvalitet analyseras även i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.



Figur 66. Innehåll av kadmium, kvicksilver (vänster axel) och bly (höger axel) i förhållande till fosforinnehållet i urin, slamavskiljarslam samt fekaliekompost från BB Innovations anläggningar. Som jämförelse anges motsvarande kvoter för slam från Bromma reningsverk (2002), vars slam använts i lantbruket inom ramen för ReVAQ.

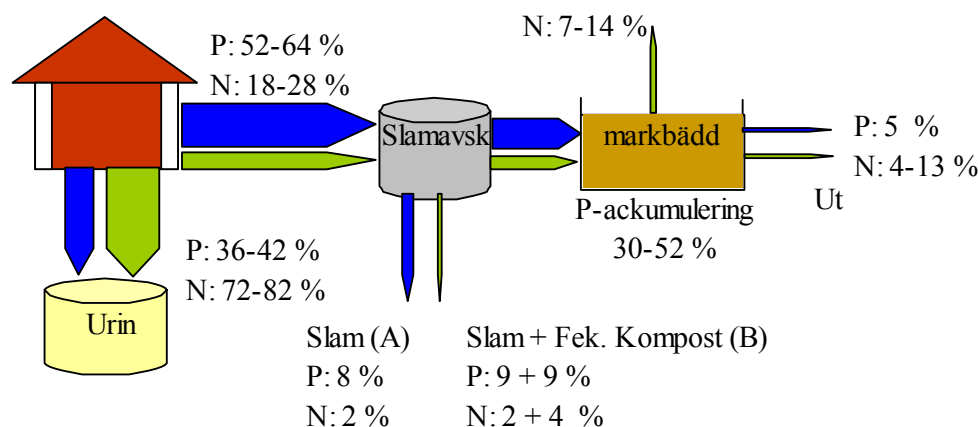
4.6.5 Analys av markbäddssand

Av de undersökta markbäddarna, frånsett WM-filter B, innehöll prov från BB Innovations anläggning B den högsta genomsnittliga fosforkoncentrationen. Provet taget i den nedre delen av markbädden innehöll dessutom lika höga koncentrationer som prov från WM-filter B. Detta indikerar att delar av markbädden kan vara mättad på fosfor och således delvis förklara att utgående fosforhalter ökat i slutet av utvärderingsperioden (Figur 61).

Resultaten från undersökningen av markbäddssanden redovisas av Sjöström (2003).

4.6.6 Kväve- och fosforflöden

Cirka 75 % av kvävet och knappt 40 % av fosfor som kom från hushållen samlades upp i urintanken (Figur 67). Andelen kväve och fosfor som fastlades i slam respektive fekaliekompost var emellertid relativt liten.



Figur 67. Kväve- och fosforflöden för BB Innovations anläggningar.

4.6.7 Resursanvändning och miljöpåverkan

Anläggningen kräver ingen el eller fällningskemikalier för drift. Den stora förbrukningen av naturresurser är användningen av filtersand. Om filtersand kan binda 200 mg P/kg sand, vilket indikeras av den genomförda provtagningen, krävs knappt 700 liter sand/person, år. Studier av markbäddar visar dock att inte hela markbäddens volym används för att binda fosfor, varför den faktiska användningen blir större.

Användningen av filtersand kan även antas genom att ansätta en livslängd för en normalbelastad markbädd om 15 - 20 år. Om volymen av filtersand är 40 m³ kommer användningen att bli 2,0 - 2,7 m³/år. Förutom att naturgruset förbrukas kräver brytning och transport energi. Om transportavståndet till grustäkt är ca 50 km blir energibehovet i storleksordningen 80 - 100 kWh/år.

En person med 60 % hemmavaro och 75 % sorteringsgrad kommer att generera 0,7 - 0,8 m³ urinblandning/år. Om transportavståndet till lantbruket är 15 km krävs ca 5 kWh/år, p för att transportera och sprida urinen.

Urinkvävet kan ersätta kvävet i handelsgödsel, som kräver 13 - 14 kWh/kg N att producera (Hedström, 2000). Om 90 % av urinkvävet ersätter handelsgödsel så innebär det att en 1 m³ uppsamlad urin har ett energivärde på ca 30 - 40 kWh.

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet från slamavskiljaren antas uppgå till knappt 12 kWh/m³ och det antas att ca 2 m³ slam/år behöver hanteras. Det totala behovet av högvärdig energi för att hantera restprodukterna är således i storleksordning 35 - 40 kWh/år. Om hänsyn däremot tas till att urin kan ersätta produktion av handelskvävegödsel innebär omhändertagandet av restprodukter en besparing på ca 40 kWh/år.

4.6.8 Ekonomi

Investeringskostnaderna för BB Innovations avloppssystem redovisas i Tabell 49 och driftskostnaderna i Tabell 50. Det bör noteras att markbäddarna i detta projekt är större än vad som är vanligt förekommande och dessutom försedd med tät duk för att förhindra okontrollerat utsläpp till grundvattnet. Enligt uppskattningar från Styrhytten AB kostar en hälften så stor markbädd ca 12 000 - 15 000 kr (inkl. moms) mindre än vad som anges i tabellen nedan. Med beaktande av att livslängden för en liten markbädd är kortare behöver dock inte totalkostnaden bli högre för en större markbädd.

Tabell 49. Investeringskostnad för BB Innovations avloppssystem

Kostnadsslag	Kr inkl moms
Markbädd och slamavskiljare ⁴²	ca 105 000
Toalett, urinbrunn mm	ca 20 000
Installationskostnad	30 000 - 40 000
SUMMA	155 000 - 165 000

Tabell 50. Driftskostnader för BB Innovations avloppssystem

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Tömning av urinbrunn och slamavskiljare	1 000 - 2 000
El och Kemikalier	0
Service och tillsyn	0
SUMMA	1 000 - 2 000

Garantitiden är 2 år. Service och tillsyn sköts av fastighetsägaren.

4.6.9 Brukaraspekter

Vid den ena anläggningen har hyresgästen flyttat ut och en ny familj flyttat in under projektets gång. Vid den andra anläggningen har det varit samma hyresgäst under hela projektiden. Således har tre olika familjer intervjuats. Gemensamt för samtliga hyresgäster är att de i stort är nöjda med anläggningen men att de anser att toalettstolen har vissa brister. Framförallt lyfter man fram att den är svårare att hålla ren och spola samt att det stänker mycket då man kissar stående (och ändå vill sortera).

⁴² BB Innovations slamavskiljare med fekaliekompost kostar 23 437 kr inkl. moms

4.6.9.1 Intervju med hyresgäst - anläggning A

HG tyckte att projektet var intressant och spännande vid projektstart. Dessutom var man väl medveten om att avloppssystemet behövde åtgärdas. HG tror att det urinsorterande systemet är bra för miljön och Bornsjön. HG är dock inte helt nöjd med toaletten och tycker att informationen från tillverkaren varit bristfällig. HG anser att toaletten är svårare att hålla ren än en vanlig toalett, att den spolat ojämnt, att träsitsen är ohygienisk och att det stänker när man står och kissar. HG har inte fått skötselanvisningar trots att man själv bett om det och påmint tillverkaren. Det har varit stopp i urinledningen från huset till urinbrunnen på grund av frysning⁴³. Viss lukt har noterats från urinbrunn och slamavskiljare, särskilt i samband med provtagning. Detta har dock inte stört HG nämnvärt.

HG har alltid tänkt på miljön och försäkrat sig alltid om att kemikalierna man bär hem är miljömärkta. HG tror på urinsorterande system jämfört med andra tekniker och vill gärna behålla anläggningen men skulle gärna byta ut toaletten.

4.6.9.2 Intervju med hyresgäst 1 - anläggning B

HG flyttade från huset cirka två år efter installation. HG hade en positiv inställning till projektet då det startade och man tyckte att det verkade intressant. I samband med installation fick man information av tillverkaren om tekniska detaljer men man saknade information om praktiska detaljer som skötsel av toalett, val av rengöringsmedel osv. Tillverkaren lovade broschyrer men de kom aldrig.

HG är inte nöjd med hur toaletten har fungerat även om man tycker att den är snygg. Man har haft stopp i urindelen på grund av kristallisering samt stopp vid frysning (totalt fem stopp under första året). HG har provat kaustiksoda för att få bort stoppen som orsakats av kristallisering - och det har fungerat bra. Det har även varit bekymmer med läckage från urinledningen. HG upplever att den är mer svårspolad⁴⁴ och svårare att hålla ren än en konventionell toalett. Vidare stänker det ganska mycket när man står och kissar. Enligt HG har barnen inte haft några större problem med att använda toalettstolen, även om de kan tycka att det är ”roligare” att kissa i den stora skålen eftersom det både låter och skummar.

Från projektet hade man önskat sig bättre återkoppling, bland annat att få ta del av resultaten samt att koppla dessa till egna vanor.

4.6.9.3 Intervju med hyresgäst 2 - anläggning B

Vid intervjutillfället hade hyresgästen bott cirka ett halvår i huset. HG är inte riktigt nöjd med anläggningen på grund av toaletten. Den måste göras ren ofta, spolat dåligt och de har haft flera stopp i urindelen. HG vill helst inte ta ansvaret för tömning av fekaliekomposten efter projektets slut⁴⁵. HG har inte fått någon direkt information av tillverkaren, men av projektgruppen har man fått en broschyr. Vid köp av disk och tvättmedel tar man det man brukar ta, det som funkar bäst, men man har alltid försökt vara så miljövänlig som möjligt. HG kan tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut och tror att det är en bra lösning jämfört med andra alternativ (oklart vilka). HG anser dock att toaletten behöver modifieras.

⁴³ Ledningen frös strax efter installationen, som skedde under vintern, och köldexponeringen var troligtvis större än normalt. Ytterligare problem med igenfrysning har ej noterats.

⁴⁴ Enligt leverantören förklaras detta av att spolmekanismen kan haka upp sig på grund av ett mindre fel i samband med installationen. Felet åtgärdades efter projektets slut och spolningen uppges nu fungera.

⁴⁵ Dessa tömningar har ombesörjts av Stockholm Vattens personal. Då projektet avslutades togs fekaliekorgen bort.

4.6.9.4 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Flera tankar och flera rör medför en större installation.
- Brukarna bör sitta och kissa för att få bästa möjliga sortering.
- Med jämna mellanrum måste urinströrets vattenlås rengöras. Det är inte så svårt men några tycker det är äckligt, andra bryr sig inte alls, men det måste göras.
- Brukaren måste kontrollera nivå och tömma urintankarna vid behov.
- Finns fekaliekorg i slamavskiljaren så måste den skötas. Om matavfall inte komposteras i fekaliekorgen måste tråspån tillföras ungefär var fjortonde dag. Att växla rör till urintankens kammare och att växla korg i fekaliekomposten kräver stort intresse och engagemang av brukaren.
- Att lyfta ut och tömma fekaliekorgen för efterkompostering är ett tungt och besvärligt arbete som kräver flera personer och gärna maskinell lyfthjäl⁴⁶.
- Växling av korg samt upptagande och tömning av fekaliekorg bedöms medföra stora risker för dem som utför arbetet⁴⁷.
- System utan fekaliekorg fungerar i stort som en konventionell anläggning ur brukarsynpunkt. Endast det relativt enkla arbetet med att rensa urinströsvattenlåset återstår. Riskerna för brukare och omgivning bedöms som ganska små.

4.6.10 Driftserfarenheter

För driftserfarenheter relaterade till toalettstolen hänvisas till föregående kapitel. Med undantag för den fekaliekomposteringsavskiljare som installerades vid anläggning B har anläggningarna i övrigt samma drifts- och underhållsbehov som konventionella markbäddar.

Under det sista halvåret testades markbäddarnas hydrauliska kapacitet och man fann då att den var god (Sjöström, 2003). Filmning av spridarledningarna efter avslutat projekt visade att dessa innehöll relativt mycket slam, framförallt vid anläggning B.

BB Innovation har inte lämnat in någon journal för anläggningarna.

4.6.11 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

För anläggningen som helhet gäller att en betydande ”reduktion” sker då urinen avskiljs och leds till urinbrunnen. Sammantaget betyder det att anläggningarna klarat målsättningen på minst 50 % reduktion med avseende på kväve. Beträffande fosfor tycks det finnas en risk för att anläggningen som helhet på sikt inte klarar målsättningen på 90 % reduktion. Användning av fosfatfria tvätt- och rengöringsmedel samt att sorteringen fungerar är förutsättningar för låga fosforutsläpp. Reduktionen av organsikt material har varit mycket god.

Samtliga stickprov på utgående avloppsvatten, då tillräckligt med provvolym funnits tillgänglig⁴⁸, har klarat gränsvärdet för badvattenkvalitet. Dock är antalet prov relativt få och ytterligare komplettering är önskvärd.

⁴⁶ Leverantören rekommenderar att tömning sker med hjälp av en hävarm monterad på en plint. Det ska då vara möjligt för en person att lyfta upp korgen.

⁴⁷ Avloppsrör som ska vridas för att växla korg är placerad så långt ner i slamavskiljaren att en normallång person måste hänga över kanten för att kunna göra detta. Tömning av korgarna var svårt att klara utan att den som tömde korgen blev nerkladdad av fekaliekomposten.

För BB Innovations anläggningar har återförslin av närsalter till jordbruk fungerat i praktiken, vilket beror på att det vid Bornsjön finns möjligheter att lagra och sprida urin. Återföringsgraden av näringsämnen, som kväve och kalium, var betydligt högre för de urinsorterande systemen jämfört med övriga anläggningar. Dock var det endast cirka 40 % av fosfor som återfördes via urinen.

BB Innovations anläggningar förbrukar ingen el eller fällningskemikalier. Användningen av högvärdig energi (exergi) för hantering av restprodukterna är mindre än exergibesparingen som erhålls tack vare minskad handelsgödselanvändning (se kapitel 5.4). Användningen av råvaror är dock stor eftersom filtersand används för fosforrening.

Totalkostnaden för BB Innovations anläggningar ligger i samma storleksordning som för flertalet av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5).

Hyresgästerna har inte varit helt nöjda med toalettstolarna.

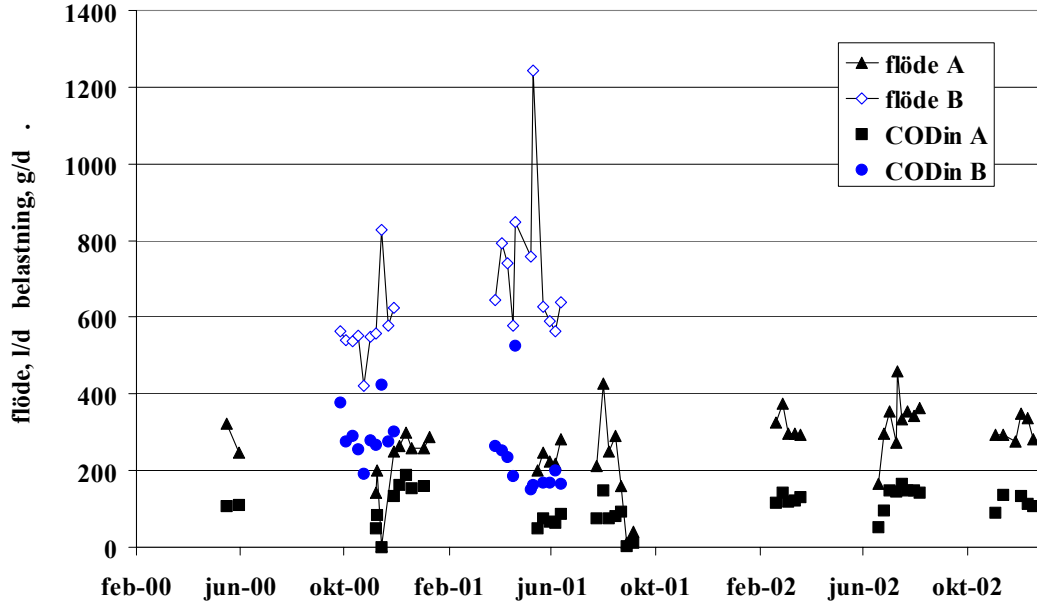
Anläggningarna har varit driftsäkra.

4.7 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - EKOTREAT

4.7.1 Flöde och belastning

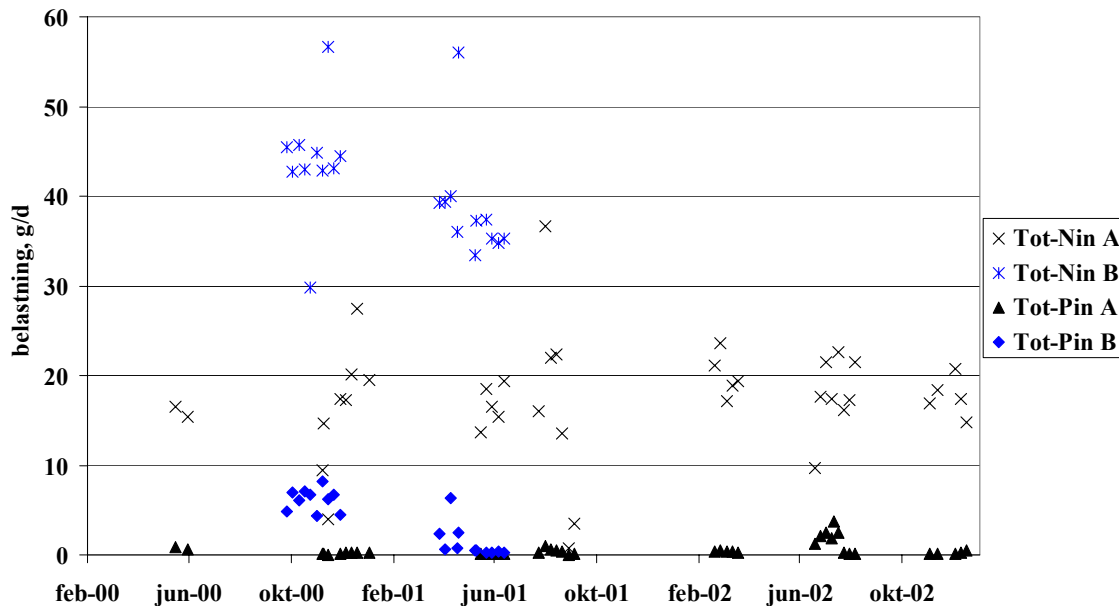
Flöde och organisk belastning redovisas i Figur 68. Flödet in till anläggning A har vanligtvis varierat mellan 170 och 400 l/d och till B mellan 550 och 850 l/d. COD-belastningen har vanligtvis legat mellan 180 och 400 g/d till anläggning B, medan belastningen till anläggning A har legat under 200 g/d.

⁴⁸ Halter över gränsvärdet för badvattenkvalitet har uppmätts då provbrunnen innehållit för lite vatten, det vill säga då flödet ut från markbädden varit mycket lågt.



Figur 68. Flöde (l/d) till och organisk belastning (g COD/d) på markbäddar anslutna till EkoTreats anläggningar.

Kväve- och fosforbelastningen redovisas i Figur 69. Noterbart är att fosforbelastningen har legat under 1 g tot-P/d då kemdoseringen fungerat. Kvävebelastningen har vanligtvis varierat mellan 10 och 30 g/d i anläggning A, medan den i anläggning B har varierat mellan 30 och 50 g/d största delen av tiden.



Figur 69. Kväve- och fosforbelastning (g/d) på markbäddar anslutna till EkoTreats anläggningar.

4.7.2 Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd

Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 52 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning).

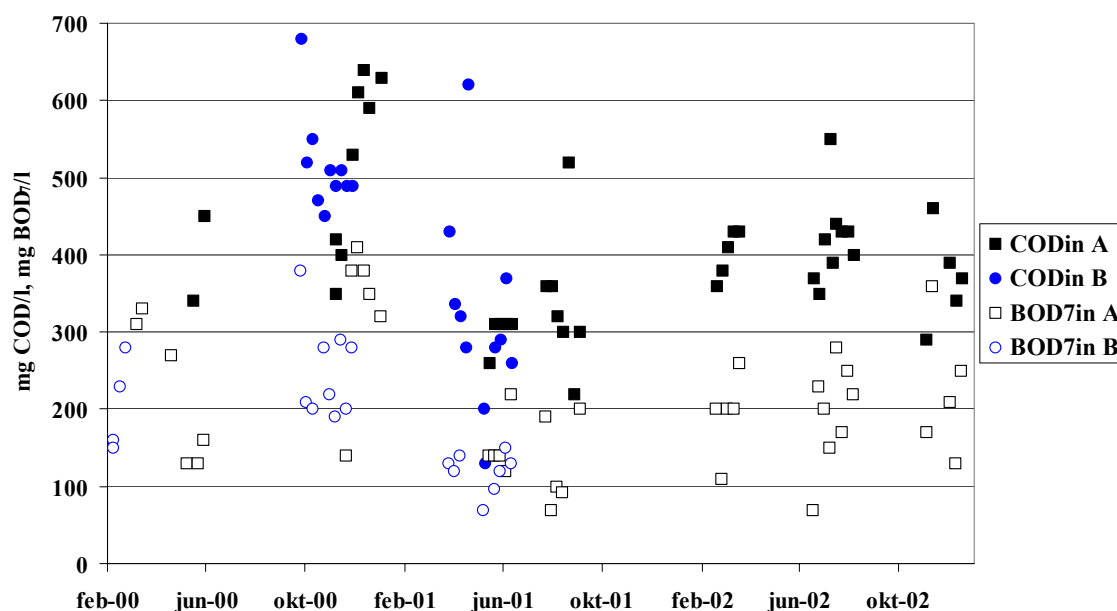
Tabell 51. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till EkoTreats anläggningar.

	Anläggning A	Anläggning B
pH	6,9 - 7,0	7,8 - 7,9
Hårdhet, dH	ca 9	6 - 7
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	ca 120	ca 150
Järn, mikrogram/liter	10 – 400	5 - 80
Koppar, mikrogram/liter	5 – 300	< 10*, 90**
Mangan, mikrogram/liter	5 – 30	< 10
Kalcium, mg/l	ca 50	40 - 50
Magnesium, mg/l	ca 10	4 - 5

*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

Provtagning på inkommande avlopp till slamavskiljarna har ej fungerat tillfredställande, varför inga resultat från dessa prover redovisas. Istället har mängderna, av framförallt fosfor, uppskattats genom massbalanser för respektive slamavskiljare.

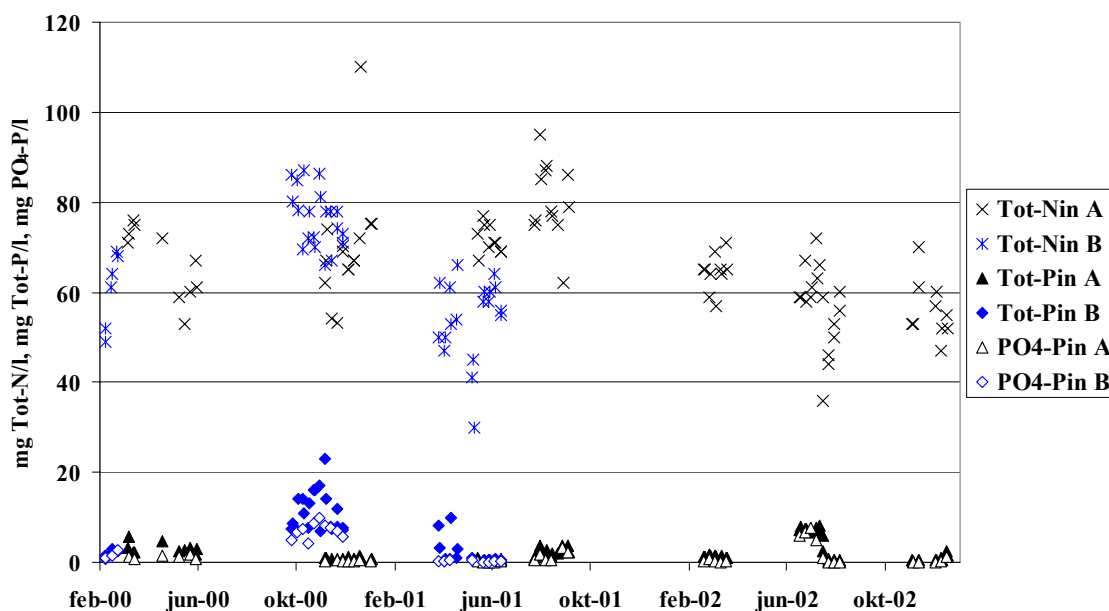
Halten organiskt material i slamavskilt och kemfällt avloppsvatten har varierat relativt mycket (Figur 70). Det finns ingen tydlig skillnad mellan anläggningarna. COD-halten har vanligtvis legat mellan 200 och 700 mg COD/l och BOD-halten har vanligtvis varierat mellan 50 och



400 mg BOD₇/l.

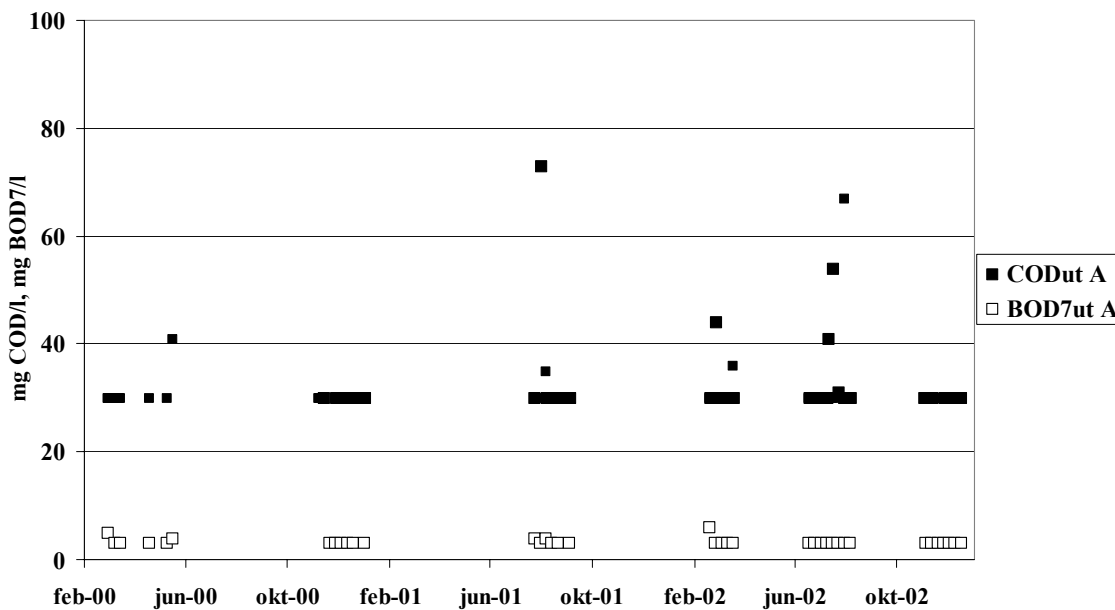
Figur 70. Halt av organiskt material i kemfällt och slamavskilt avloppsvatten. EkoTreats anläggningar A och B.

Kvävehalterna i slamavskilt och kemfällt avloppsvatten har legat mellan 50 och 90 mg N/l för båda anläggningarna (Figur 71). Under perioder då kemdoseringen fungerat har fosforhalten alltid legat under 4 mg P/l och vanligtvis under 2 mg P/l och fosfathalten under 1 mg PO₄-P/l (Figur 71).



Figur 71. Halt av kväve och fosfor i kemfällt och slamavskilt avloppsvatten. EkoTreats anläggningar A och B.

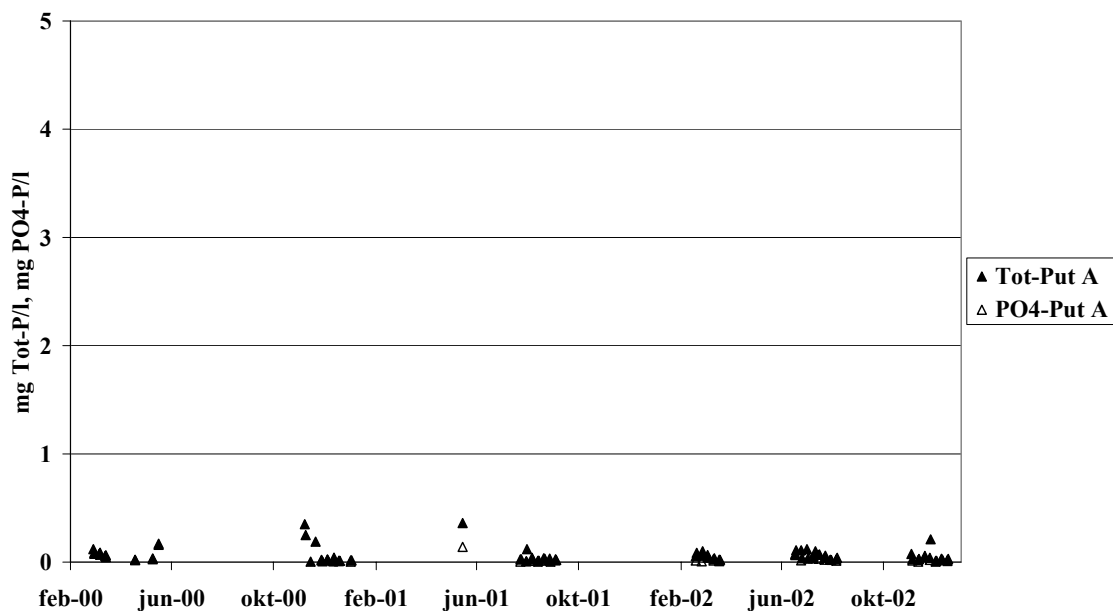
På grund av svårigheter att ta prov på utgående vatten från anläggning B redovisas endast utgående halter från anläggning A. Utgående halter av organiskt material har genomgående varit mycket låga (Figur 72). För COD och BOD har de flesta proverna legat under detektionsgränsen på 30 mg COD/l respektive 3 mg BOD₇/l.



Figur 72. Halt av organiskt material efter markbädd. EkoTreats anläggning A.

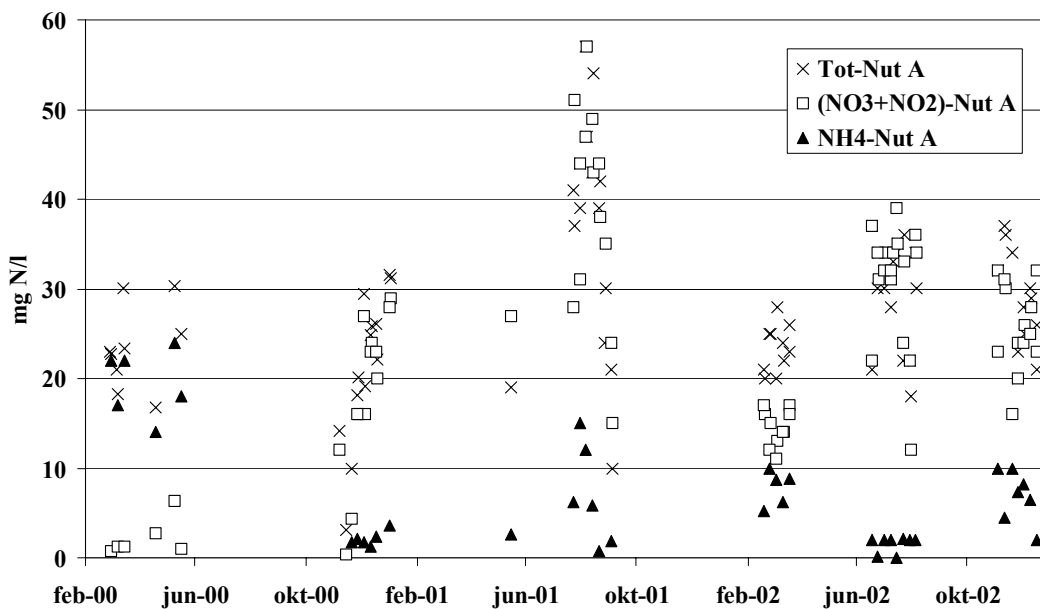
Utgående halter av fosfor har genomgående varit mycket låga (Figur 73). Högsta halten som noterats i utgående från anläggning B är 0,36 mg P/l och medianvärdet är 0,03 mg P/l.

Noterbart är att även om något högre halter kan noteras för en period sommaren 2002, då kemfällningen ej fungerade, är halterna fortfarande låga.

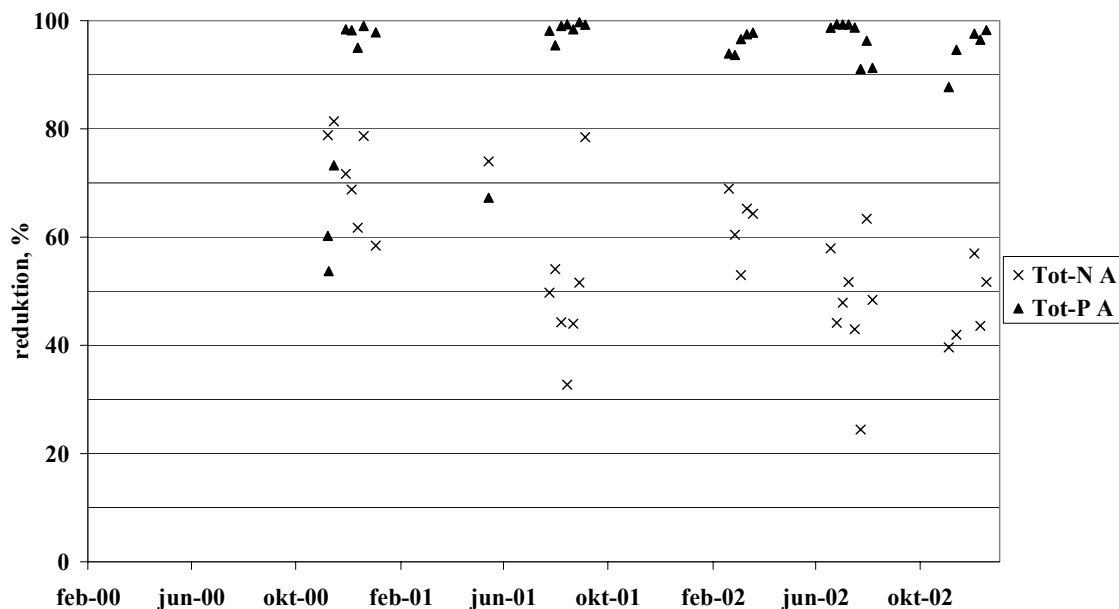


Figur 73. Halt av total- och fosfatfosfor efter markbädd. EkoTreats anläggning A.

Kvävehalten i utgående vatten har varit relativt hög och har vanligtvis legat mellan 15 och 55 mg N/l. Nitrifikationen har varit god och utgående ammoniumhalter har oftast legat under 10 mg amm-N/l.



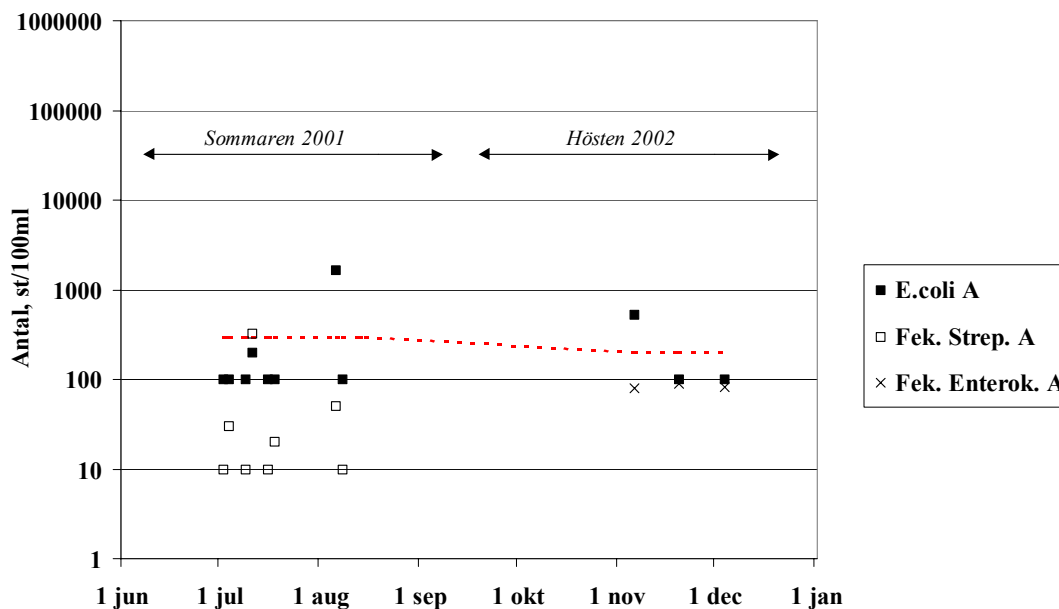
Figur 74. Halt av kväve och kvävefraktioner efter markbädd. EkoTreats anläggning A.



Figur 76. Reduktion med avseende på kväve och fosfor över markbädd för kemfällt och slamavskilt avloppsvatten. EkoTreats anläggning A.

4.7.3 Bakteriehalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 77. Utgående vatten klarar vanligtvis kravet på badvattenkvalitet.



Figur 77. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från EkoTreats anläggning A. Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker (sommarn 2001) samt föreslaget gränsvärde för god badvattenkvalitet (hösten 2002). För *E. coli* är gränsvärdet för otjänligt badvatten 1000 st./100 ml.

4.7.4 Slamkvalitet och mängder

Torrsubstanshalten i slamavskiljarslammet presenteras i Tabell 52 och Tabell 53. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamlagrets tjocklek (slamdjup). Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet.

Tabell 52. Torrsubstanshalt och mängden slam i slamavskiljare i EkoTreat A. Vätskedjupet i slamavskiljaren är 0,9 m.

Period	TS-halt (%)	slamlagrets tjocklek (m) i kammare		
		1	2	3
2001-04-23 - 2001-10-23	1,0	0,9	0,2	< 0,1
2001-11-01 - 2002-05-27	1,8	0,8	0,5	0,2
2002-06-04 - 2002-11-05	0,95	0,9	0,2	0,2

Tabell 53. Torrsubstanshalt och mängden slam i slamavskiljare i EkoTreat B. Vätskedjupet i slamavskiljaren är 0,9 m.

Period	TS-halt (%)	slamlagrets tjocklek (m) i kammare		
		1	2	3
2001-04-23 - 2001-10-23	2,0	0,9	0,65	0,5
2001-11-01 - 2002-02-19	0,7	0,9	0,25	< 0,1
2002-02-21 - 2002-07-09	0,9	?	?	?

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam framgår av Tabell 54 och Tabell 55. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som omfattas av slamprovtagning. I tabellerna återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 54. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvaliteten för anläggning EkoTreat A. Värdena baserar sig på 3 prov för slamavskiljarslam.

	Ut från slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		140		
COD	110	140		
Tot-N	18	3,9	29	
Tot-P	0,69	3,1	23	
Ag			<1,4	<63
Cd			0,43	19
Cr			5,4	250
Cu			480	22000
Hg			0,41	18
Ni			5,4	250
Pb			<4,8	<240
Zn			400	17000

Tabell 55. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvalitén för anläggning EkoTreat B. Värdena baserar sig på 3 prov för slamavskiljarslam.

	Ut från slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		170		
COD	170	180		
Tot-N	36	3,8	24	
Tot-P	0,35	2,3	13	
Ag			<1,1	<98
Cd			0,46	39
Cr			5,4	460
Cu			100	8900
Hg			0,63	63
Ni			<3,0	<270
Pb			<5,6	<510
Zn			280	25000

Enligt massbalanserna (Tabell 54 och Tabell 55) är det 80 – 90 % av fosfor som fastlagts i slammet. Även om osäkerheterna i massbalanserna är relativt stora så visar detta att fosforreduktion över slamavskiljarna är god.

Slamkvalitén diskuteras i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.7.5 Analys av markbäddssand

Den analyserade markbäddssanden från anläggning A innehöll relativt låga fosforhalter. Inga prover togs i markbädd B. Resultaten från undersökningen av markbäddssanden redovisas utförligt av Sjöström (2003).

4.7.6 Resursanvändning och miljöpåverkan

En svårbedömd förbrukning av naturresurser är användningen av filtersand. Eftersom användningen av fällningskemikalie troligtvis gör att filtersandens fosforbindande förmåga inte behöver tas i anspråk i samma utsträckning som för en konventionell markbädd är det svårt att beräkna hur mycket sand som ”förbrukas”.

I detta system är det endast doseringen som använder energi och den drar 30 kWh per år oberoende av hur många som bor i hushållet.

Dosen för detta system är ca 550 g/m³. Specifika LCA-data för produkten saknas, varför data för PAX-21 används. Vid ett flöde på 500 l/d innebär det att det krävs ca 125 kWh/år för att producera fällningskemikalier till anläggningen.

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet uppgår till 16 - 17 kWh/m³ eller knappt 100 kWh/år vid en slamproduktion på 6 m³/år (se avsnitt 3.2.1).

4.7.7 *Ekonomi*

Investeringskostnaderna för EkoTreats avloppssystem redovisas i Tabell 56 och driftskostnaderna i Tabell 57. Det bör noteras att markbäddarna i detta projekt är större än vad som är vanligt förekommande och dessutom försedd med tät duk för att förhindra okontrollerat utsläpp till grundvattnet. Enligt uppskattningar från Styrhytten AB kostar en hälften så stor markbädd ca 12 000 – 15 000 kr (inkl. moms) mindre än vad som anges i tabellen nedan. Med beaktande av att livslängden för en liten markbädd är kortare behöver dock inte totalkostnaden bli högre för en större markbädd.

Tabell 56. *Investeringskostnad för EkoTreats avloppssystem*

Kostnadsslag	Kr inkl moms
Markbädd och slamavskiljare	ca 105 000
Doseringsutrustning, inkl. installation	ca 15 000
SUMMA	ca 120 000

Tabell 57. *Driftskostnader för EkoTreats avloppssystem*

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Tömning av slamavskiljare	2 000 - 3 000
El och Kemikalier	1 000 - 1 100
Service och tillsyn ⁴⁹	375
SUMMA	3 400 - 4 500

4.7.8 *Brukaraspekter*

4.7.8.1 Intervju med hyresgäst - anläggning A

HG var positiva till projektet när det startade och man är fortfarande nöjd med anläggningen. HG tycker att det är bra för Bornsjön. HG upplever inga större förändringar när det gäller själva anläggningen, jämfört med tiden före installationen av anläggningen. Anläggningen upplevs som enkel och lättskött. HG har tagit ansvar för att rapportera när kemdunken är tom och kan tänka sig att även ta ansvar för detta framledes.

HG har upplevt lukt från anläggningen i samband med provtagningen. Även under övrig tid, det vill säga när provtagningskurerna inte stått där, har viss lukt noterats. Problemen med lukt förekom framförallt under projektets inledningsfas⁵⁰.

HG tänker på miljön och har eventuellt blivit än mer medveten i och med projektet. Informationen från tillverkare och projektgrupp har upplevts tillfredställande. HG tror på en positiv framtid just på grund av att anläggningen sköter sig själv, men påpekar att man inte har något annat att jämföra med.

I samband med redovisning för berörda hyresgäster framkom att doseringsutrustningen låter illa i samband med dosering och att man upplevt ljudet som störande.

⁴⁹ Garantitiden är 2 år.

⁵⁰ Luktproblemen kan eventuellt förklaras av den provtagningsbrunn som satt före slamavskiljaren och som orsakade stopp i ledningen in till slamavskiljaren. I övrigt finns inget i konstruktionen som gör att den aktuella anläggningen skulle lukta mer än en konventionell slamavskiljare och markbädd.

4.7.8.2 Intervju med hyresgäst - anläggning B

HG var inledningsvis positiva till projektet och anläggningen då den man hade tidigare fungerade dåligt (problem med lukt). Luktproblemen finns dock kvar och HG upplever att det stinker över hela gården från trekammarbrunnen i samband med spolning, tvättning och duschning⁵¹. En annan störning är att anläggningen väser i samband med dosering, men man vände sig relativt snart vid ljudet.

Leveranserna av fällningskemikalier har inte fungerat tillfredställande, vilket resulterat i att kemikalier ej har doserats under långa perioder⁵². Skriftlig information om kemdoseringen har fåtts av tillverkaren/leverantören och info om projektet har man fått efter hand men sammantaget anses dock informationen vara bristfällig. Vid val av disk och tvättmedel tänker man på miljön och det har man alltid gjort. Man tror på en positiv framtid för reningstekniken då denna teknik tar bort fosfor till skillnad från att enbart ha markbädd. Man kan tänka sig att ha kvar anläggningen förutsatt att den fungerar.

4.7.8.3 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Doseringsutrustningen enkel att installera.
- Brukarens uppgift är att vid behov byta kemikaliedunk, vilket är mycket enkelt.
- Kan vara lätt att glömma kontrollera kemikalienivån om dunken står gömd.
- Slamtömning måste ske minst 2 gånger per år.
- Risker för omgivningen bedöms som små.

4.7.9 Driftserfarenheter

Vid anläggning A slutade doseringspumpen att fungera sommaren 2002. Detta åtgärdades genom att byta ut styrkortet. Felet kan eventuellt förklaras av överspänning på grund av åska. Åskskydd monterades i samband med reparationen.

Vid slutredovisning för berörda hyresgäster framkom att det funnits tendenser till igensättning i avloppsröret där kemikalien doserats och att det varit nödvändigt att rensa röret.

Vid anläggning B gjordes december 2000 en ominstallation av doseringsutrustningen på grund av problem med igensättning av denna. Den första doseringsutrustningen installerades så att dosering skedde till utlopp från diskmaskin. Det är möjligt att vatten trycktes upp i doserutrustningen då maskinen tömdes. Den nya utrustningen doserar till avloppet efter vattenlåset. I februari 2001 upptäcktes att den nya doserutrustningen har doserat utan tillskott av vatten, vilket omgående åtgärdades av leverantören.

Våren 2002 fungerade inte rutinerna för påfyllning av fällningskemikalier vid anläggning B⁵³ varför ingen dosering skedde.

4.7.10 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

Reduktionsgrader har endast kunnat beräknas för en av anläggningarna. Denna anläggning har klarat kravet på 90 % fosforreduktion och 90 % BOD-reduktion. Utgående vatten har även klarat kravet på badvattenkvalitet.

⁵¹ Även för denna anläggning har provtagningsbrunnen orsakat en stor del av luktproblemen och att lukten är värre i samband med provtagning. Det är dock klart att det kommer dålig lukt även från slamavskiljaren.

⁵² EkoTreat överlät vid projektets början åt hyresvärd och hyresgäst att själva sköta byte av kemikaliedunkar.

⁵³ Stockholm Vatten hade åtagit sig att sköta detta.

Nitrifikationen har varit god, utgående ammoniumhalter har vanligtvis legat under 10 mg amm-N/l. Även kvävereduktion har varit god och anläggningen har, sett över hela utvärderingsperioden, klarat kravet på 50 % kvävereduktion. Beträffande kvävereduktion och nitrifikation bör dock påpekas att belastningen varit moderat.

Anläggningarna kan klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Anläggningarna förbrukar relativt små mängder högvärdig energi. Kemikalieförbrukningen är ungefär lika stor som för minireningsverken och därtill kommer en svåruppskattad förbrukning av filtersand.

Vid nyinvestering ligger totalkostnaden för EkoTreats anläggningar i samma storleksordning som för flertalet av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5). Finns fungerande markbädd eller infiltrationsanläggning, men fosforeringen måste förbättras, är doseringsutrustning från EkoTreat ett kostnadseffektivt alternativ.

De boende har varit relativt nöjda med EkoTreats anläggningar, även om det funnits klagomål på att doseringsutrustningen gett ifrån sig ett störande väsljud.

Doseringsutrustningen har drabbats av enstaka driftsstörningar, dels i samband med felaktig installation och dels på grund av skada på styrkortet (eventuellt på grund åsknedslag). För övrigt har driftsäkerheten varit god, med undantag för att rutinerna för påfyllning inte alltid fungerat⁵⁴.

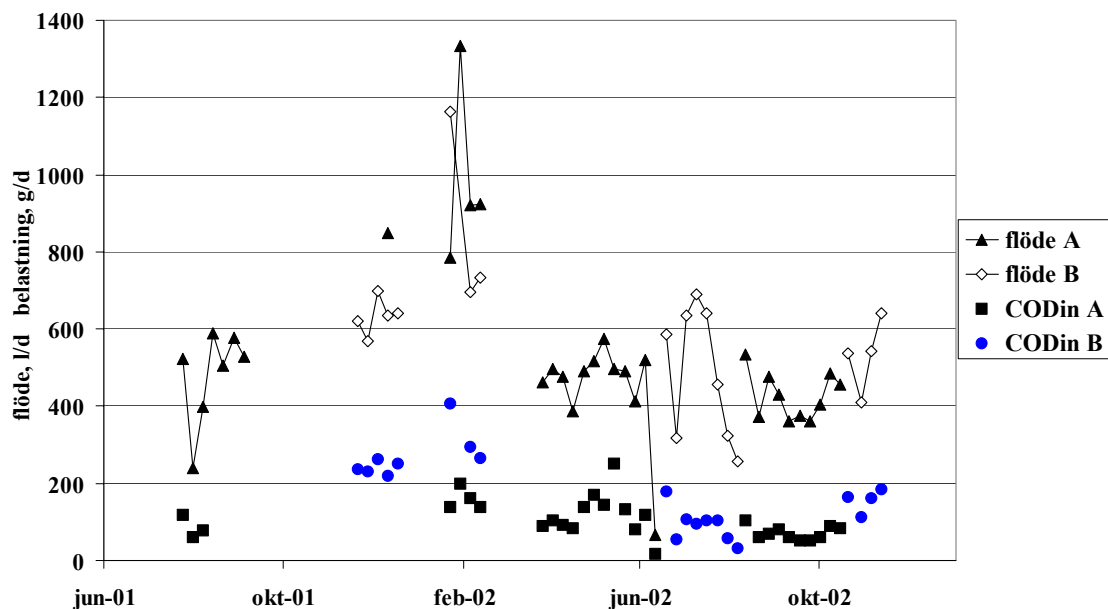
4.8 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD - KEMIRA

4.8.1 Flöde och belastning

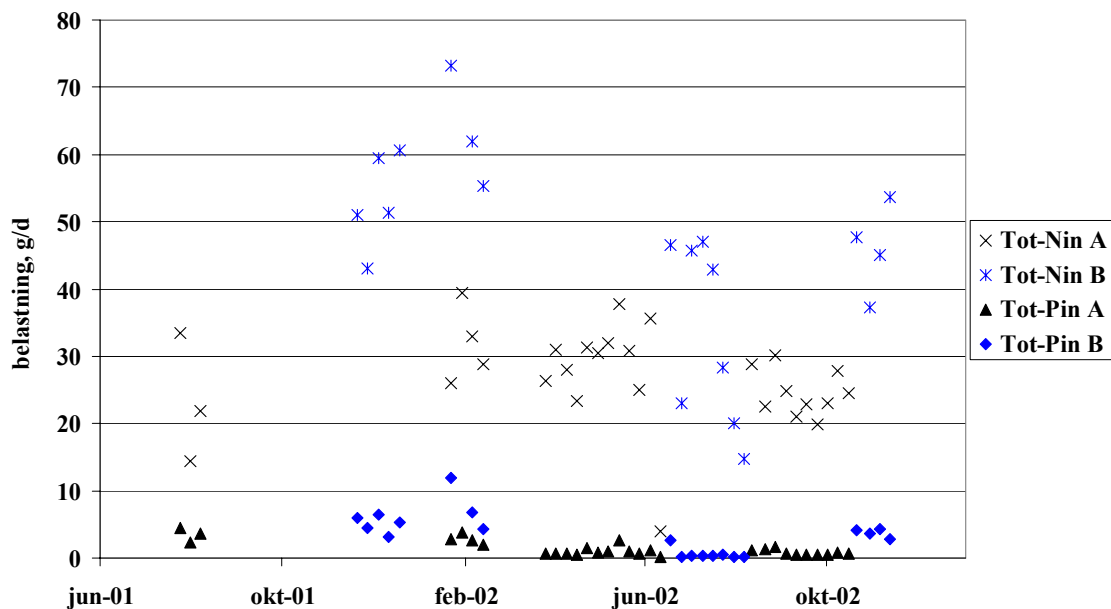
Flöde och organisk belastning redovisas i Figur 78. För anläggning A har veckomedelflödet vanligtvis varierat mellan 350 och 600 l/d, med undantag för en period med högre flöden i början av 2002. I samband med dessa flöden noterades även att inkommande koncentrationer sjönk, varför slutsatsen drogs att det var en utspädningseffekt beroende på att dräneringsvatten läckte in i avloppsledningen. Detta åtgärdades genom omdräneringen och flöden och halter har därefter återgått till ursprungliga nivåer. För anläggning B har flödet varierat relativt mycket och även för denna anläggning finns en flödestopp i början av 2002. Dock verkar denna inte bero på inläckage eftersom halterna i inkommande avloppsvatten inte sjönk.

För anläggning A ha den organiska belastningen varierat mellan 50 och 200 g COD/d och för anläggning B har den varierat mellan 0 och 300 g COD/d. Motsvarande värden för kvävebelastning är 20 - 40 g tot-N/d för anläggning A och 40 - 60 g tot-N/d för anläggning B, med undantag för några sommarveckor 2002 (Figur 79). Fosforbelastningen har varierat relativt mycket till följd av att kemdoseringen inte fungerat hela tiden.

⁵⁴ EkoTreat har nu lagt upp automatisk bevakning för detta.



Figur 78. Flöde (l/d) till och organisk belastning (g COD/d) på markbäddar anslutna till Kemiras anläggningar.



Figur 79. Kväve- och fosforbelastning (g/d) på markbäddar anslutna till Kemiras anläggningar.

4.8.2 Inkommande och utgående halter samt reduktion över markbädd

Då kranvattnets beskaffenhet kan påverka anläggningens prestanda har (stick)prover tagits på detta (Tabell 58 och Bilaga 4. Brunnsvattnets sammansättning).

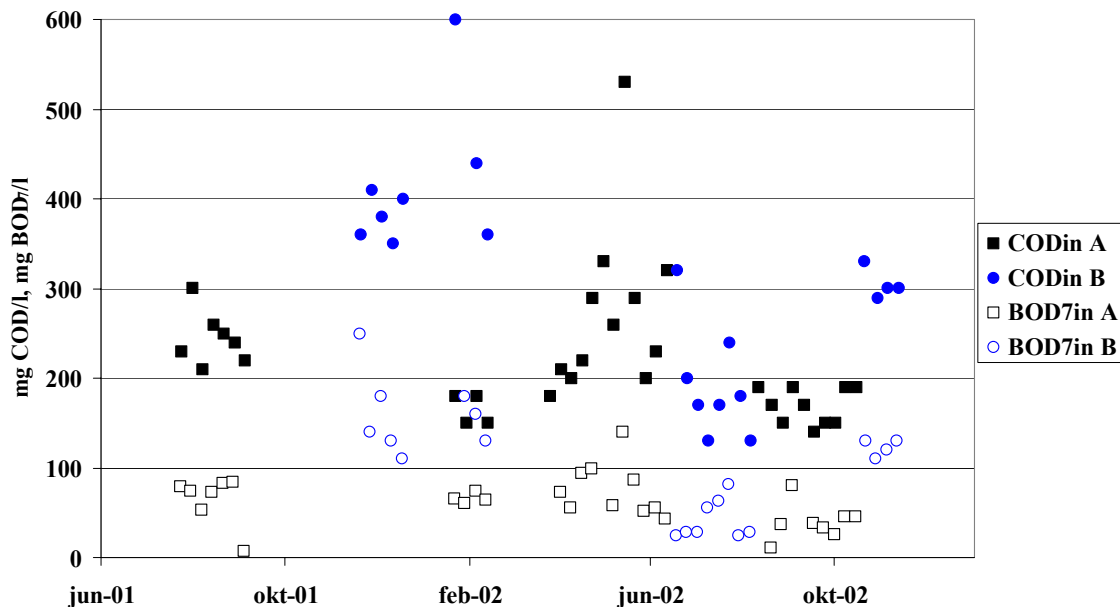
Tabell 58. Kranvattnets beskaffenhet i hushåll anslutna till Kemiras anläggningar.

	Anläggning A	Anläggning B
pH	7,2 - 7,4	7,4 - 7,7
Hårdhet, dH	6 - 7	9 - 10
Alkalinitet, mg HCO ₃ /l	120 - 140	ca 210
Järn, mikrogram/liter	< 200*, 350**	20 - 140
Koppar, mikrogram/liter	< 10*, 220**	< 10*, 60**
Mangan, mikrogram/liter	80 - 90	< 10
Kalcium, mg/l	35 - 40	50 - 60
Magnesium, mg/l	ca 5	9 - 10

*kallvatten, 10 min spolning, **varmvatten

Provtagning på inkommande avlopp till slamavskiljarna har ej genomförts. Istället har mängderna, av framförallt fosfor, uppskattats genom massbalanser för respektive slamavskiljare (kapitel 4.8.6).

Halten organsikt material i slamavskilt avloppsvatten har varierat relativt mycket och BOD-halten har oftast varit relativt låg, < 100 mg BOD₇/l (Figur 80). Det finns inga tydliga skillnader mellan anläggningarna.

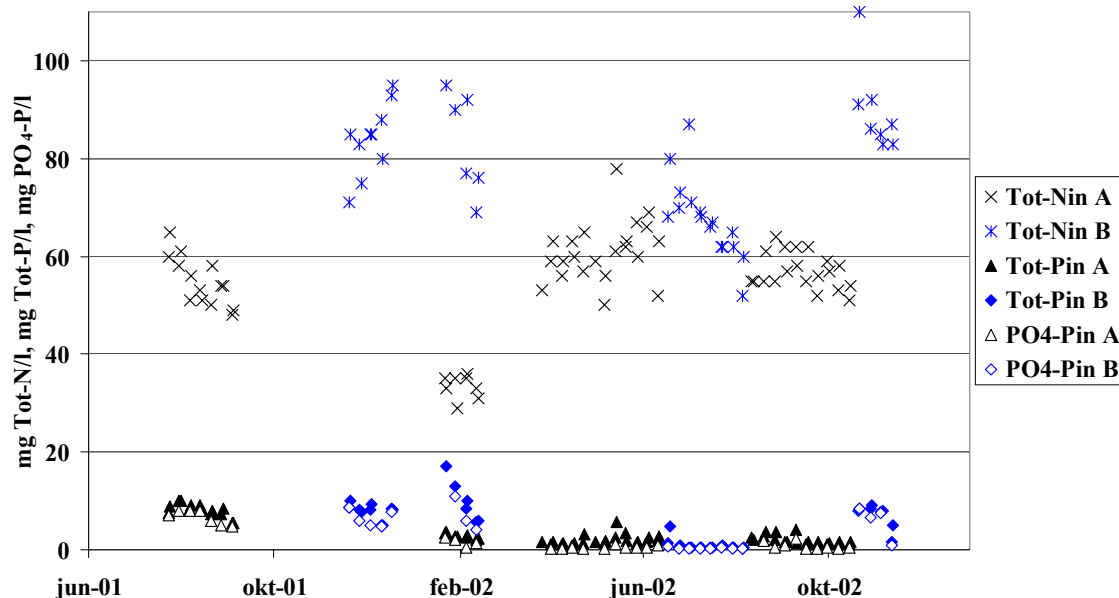


Figur 80. Halt av organiskt material i kemfällt och slamavskilt avloppsvatten. Kemiras anläggningar A och B.

Inkommande kvävehalter till markbädd i anläggning A har legat mellan 50 och 70 mg N/l förutom en period i början av 2002 då inkommande vatten späddes ut av inläckande dräneringsvatten. Halterna i slamavskilt avloppsvatten från anläggning B har legat något högre, mellan 60 och 100 mg N/l (Figur 81).

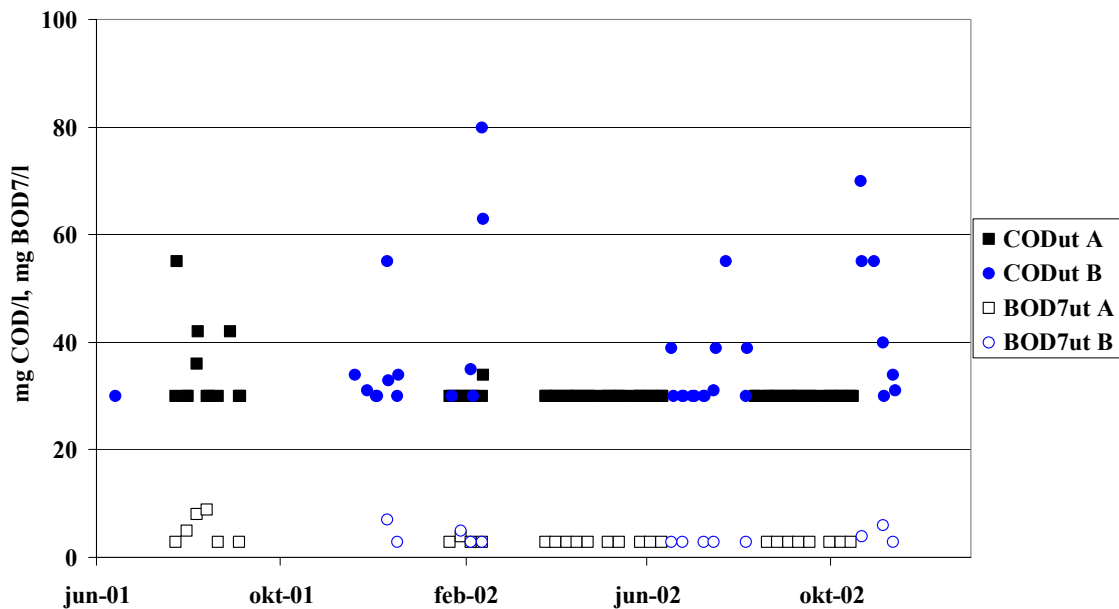
Fosforhalterna i slamavskilt avloppsvatten var inledningsvis relativt höga, > 7 mg P/l, på grund av att kemdoseringen inte fungerade. Med fungerande kemfällning sjönk halterna till

under 3 mg P/l för anläggning A och under 1,5 mg P/l för anläggning B. De högre halterna under hösten 2002 förklaras av att kemikalierna tog slut innan byte av dunk skedde.



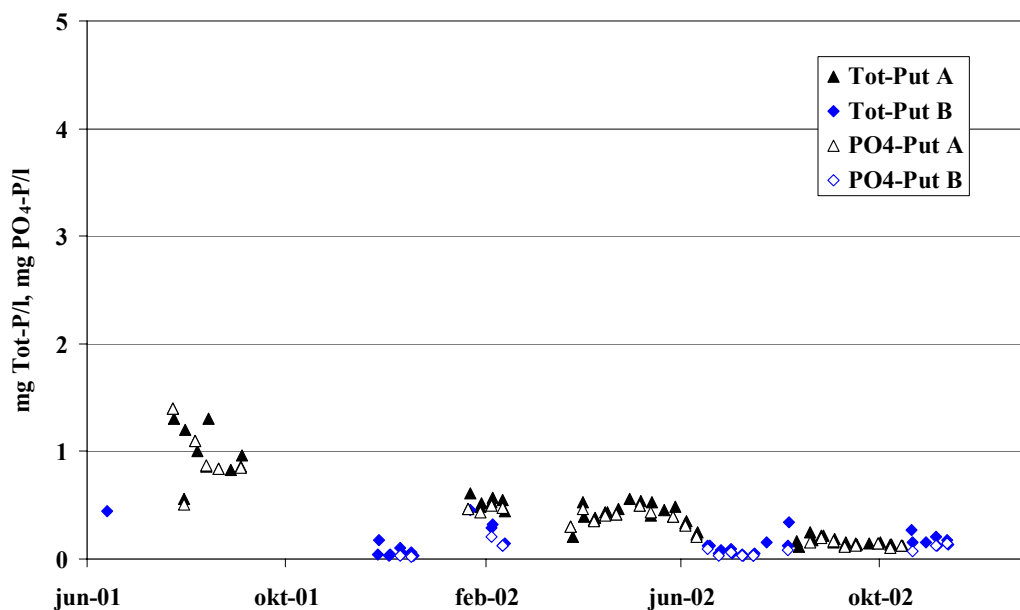
Figur 81. Halt av kväve och fosfor i kemfällt och slamavskilt avloppsvatten. Kemiras anläggningar A och B.

Utgående halter av organiskt material har oftast varit låga (Figur 82). För COD och BOD har de flesta proverna legat under detektionsgränsen på 30 mg COD/l respektive 3 mg BOD₇/l. De något högre halterna i början av mätperioden för anläggning A kan förklaras av att det tar tid innan biofilmen är helt etablerad. För anläggning B har utgående BOD-halter genomgående varit låga, medan något förhöjda halter av COD noterats vid ett flertal tillfällen. Anledningen till detta är inte klarlagd. I november 2002 har troligen de förut nämnda mätningarna av markbäddarnas hydrauliska kapacitet påverkat resultaten.



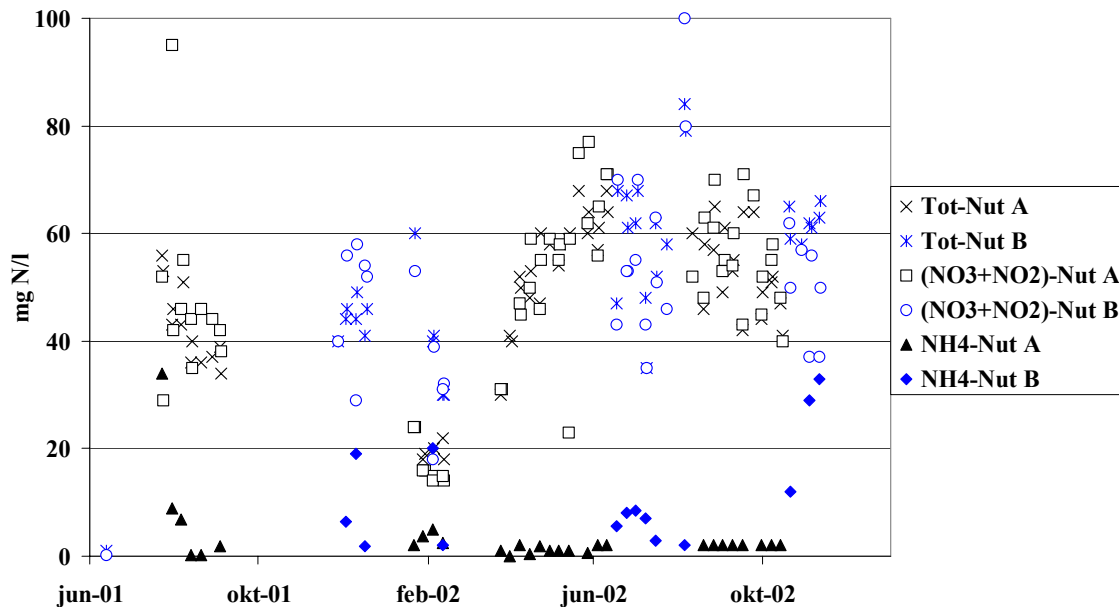
Figur 82. Halt av organiskt material efter markbädd. Kemiras anläggningar.

Fosforhalten i utgående vatten har varit låga. För anläggning B har samtliga värden legat under 0,5 mg P/l. För anläggning A noterades de högsta halterna under det första halvåret efter idrifttagandet. Detta förklaras troligtvis av att kemdoseringen inte fungerade under denna period. Att utgående fosforhalter ej översteg 1,5 mg P/l trots att kemdoseringen inte fungerade förklaras av att markbädden var helt ny och relativt stor (den fosforbindande förmågan hos markbädden borde, åtminstone initialt, vara god). Det var även problem med kemdoseringen i anläggning B under det första halvåret, men effekterna av detta är inte kända eftersom inga prover togs under denna period.



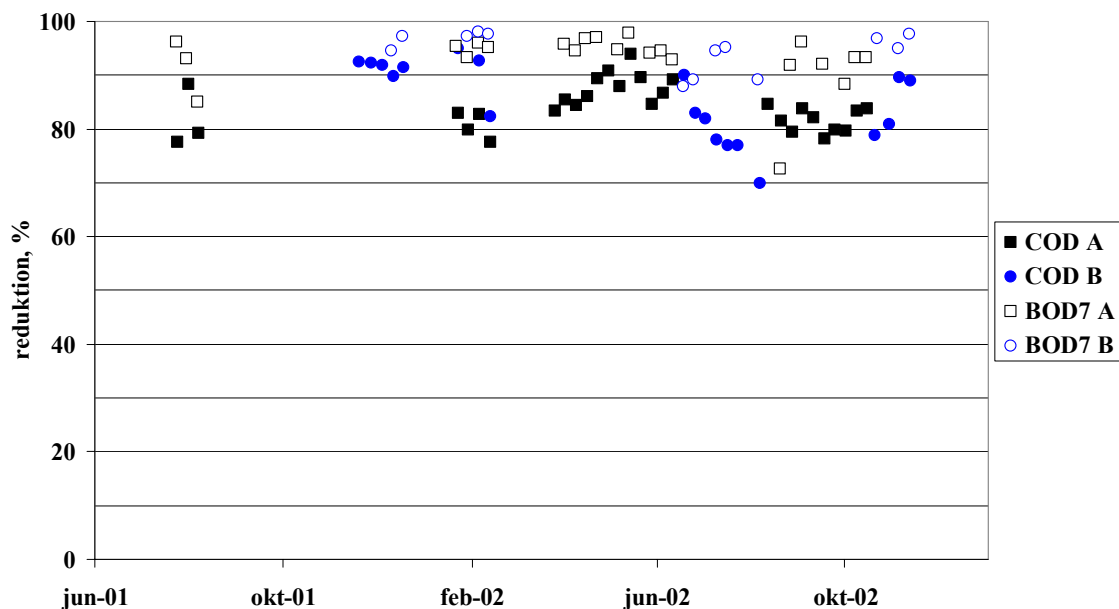
Figur 83. Halt av total- och fosfatfosfor efter markbädd. Kemiras anläggningar

Utgående kvävehalter har, för båda anläggningarna, med undantag för enstaka värden legat mellan 40 och 70 mg N/l. De låga halterna ut från anläggning A som noterades under januari - februari 2002 förklaras av utspädning. Nitrifikationen har varit god och med undantag för något högre halter under första halvåret så har utgående ammoniumhalter från anläggning A legat under 5 mg amm-N/l. För anläggning B kan eventuellt en temperatureffekt skönjas, det vill säga att ammoniumhalterna ökar under kallare perioder.



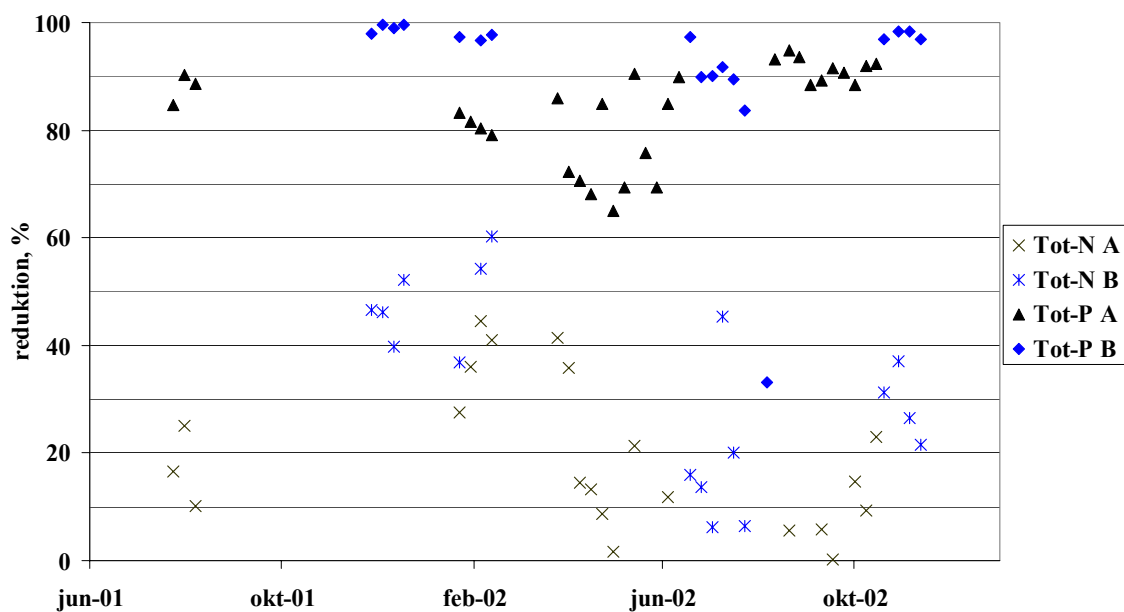
Figur 84. Halt av kväve och kvävefraktioner efter markbädd. Kemiras anläggningar.

Reduktion av organiskt material över markbädden har varit god (Figur 85) och reduktionen med avseende på BOD har vanligtvis legat över 90 %.



Figur 85. Reduktion med avseende på organiskt material över markbäddarna i Kemiras anläggningar.

Kvävereduktionen över markbäddarna har varit måttlig (Figur 86). Fosforreduktionen över markbädden i anläggning B har legat över 90 % med undantag för någon enstaka provtagningsvecka. Reduktionen för markbädden i anläggning A har varierat mellan 65 och 95 %.

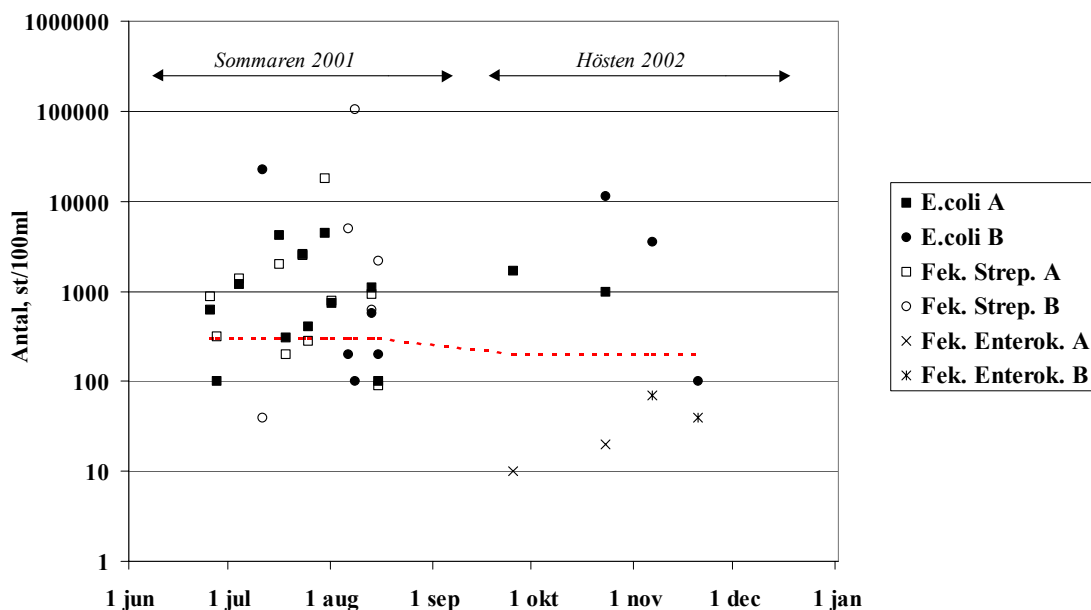


Figur 86. Reduktion med avseende på kväve och fosfor över markbäddarna i Kemiras anläggningar.

4.8.3 Bakteriehalter i utgående vatten

Bakteriehalt i utgående avloppsvatten redovis i Figur 87. Sommaren 2001 var utgående halter relativt höga och kravet på badvattenkvalitet klarades ej. Detta kan emellertid förklaras av att

markbäddarna endast varit i drift en kort period då dessa prover togs. Under hösten 2002 underskred halterna gränsvärdet för badvattenkvalitet.



Figur 87. Antal *E. coli*, presumtiva fekala streptokocker och konfirmerade fekala enterokocker i 100 ml utgående vatten från Kemiras anläggningar. Streckad linje är gränsvärde för otjänligt badvatten för antalet presumtiva fekala streptokocker (sommarn 2001) samt föreslaget gränsvärde för god badvattenkvalitet (hösten 2002). För *E. coli* är gränsvärdet för otjänligt badvatten 1000 st./100 ml.

4.8.4 Slamkvalitet och mängder

Torrsubstanshalten i slamavskiljarslammet presenteras i Tabell 59 och Tabell 60. Vid de tillfällen när slamnivån lodades är denna angiven som slamdjup. Det totala vätskedjupet anges också. Skillnaden mellan vätskedjup och slamdjup motsvarar klarfasdjupet.

Tabell 59. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare i Kemira A.

Period	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (m) i kammare		
		1	2	3
2000-04-09 - 2002-05-07	1,2	0,4/0,7	0,3/0,6	0,2/0,6
2002-06-04 - 2002-11-05	0,7	0,3/1,0	0,28/0,9	0,1/0,9

Tabell 60. Torrsubstanshalt, slamdjup och vätskedjup i slamavskiljare i Kemira B.

Period	Slamavskiljare	
	TS-halt (%)	slamdjup/totaldjup (meter)
2001-07-09 - 2002-01-22	0,3	0,7/1,3
2002-09-16 - 2002-11-26	0,5	0,2/1,4

Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam framgår av Tabell 61 och Tabell 62. Som jämförelse redovisas inkommande mängder till anläggningen för de perioder som

omfattas av slamprovtagning. I tabellerna återges även slamkvaliteten beräknade utifrån viktade medelvärden.

Tabell 61. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvaliteten för anläggning Kemira A. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarslam.

	Ut från slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		41		
COD	110	46		
Tot-N	28	1,5	37	
Tot-P	1,8	0,73	16	
Ag			1,2	75
Cd			0,80	52
Cr			7,8	490
Cu			170	10000
Hg			0,12	7,4
Ni			8,3	530
Pb			50	3300
Zn			510	32000

Tabell 62. Mängden fosfor och kväve som fastläggs i slamavskiljarslam samt slamkvaliteten för anläggning Kemira B. Värdena baserar sig på 2 prov för slamavskiljarslam.

	Ut från slamavskiljaren (g/d)	slamavskiljarslam		
		mängd (g/d)	kvalitet (g/kg TS; mg Me/kg TS)	kvalitet (mg/kg P)
TS		87		
COD	220	66		
Tot-N	51	2,8	33	
Tot-P	4,7	0,84	9,9	
Ag			<1,1	<110
Cd			0,67	68
Cr			9,6	980
Cu			310	31000
Hg			<0,13	<14
Ni			8,0	820
Pb			19	2000
Zn			580	60000

Enligt massbalanserna (Tabell 61 och Tabell 62) är det mindre än 30 % av fosfor som fastlagts i slammet, vilket huvudsakligen förklaras av problemen med doseringsutrustningen under det första halvåret av utvärderingsperioden (jämför Figur 81). Att fosforreduktionen ändå varit god beror på att markbäddarna har gett en god fosforreduktion.

Slamkvaliteten diskuteras i avsnitt ”5.3 Restproduktkvalitet och kretsloppspotential”.

4.8.5 *Analys av markbäddssand*

Den analyserade markbäddssanden från anläggning A innehöll relativt låga fosforhalter, trots att belastningen inledningsvis var relativt hög. Inga prover togs i markbädd B. Resultaten från undersökningen av markbäddssanden redovisas utförligt av Sjöström (2003).

4.8.6 *Kväve- och fosforflöden*

Tabell eller diagram som anger hur mycket som kommer in till anläggningen samt hur mycket som återfinns i slam och markbäddssand

4.8.7 *Resursanvändning och miljöpåverkan*

En svårbedömd förbrukning av naturresurser är användningen av filtersand. Användningen av fällningskemikalie gör troligtvis att filtersandens fosforbindande förmåga inte behöver tas i anspråk i samma utsträckning som för en konventionell markbädd och det är svårt att uppskatta hur mycket av filtersandens fosforbindande förmåga som förbrukats under den tid som anläggningarna varit belastade.

I detta system är det endast doseringen som använder energi och den drar knappt 0,1 kWh/ år oberoende av hur många som bor i hushållet.

Dosen i anläggning A har legat på 320 - 330 g/m³ (140 - 150 g/d) och i anläggning B 520 - 540 g/m³ (270 - 290 g/d). Noterbart för den fällningskemikalie, EcoP, som används i Kemiras anläggningar är att Al-halten är betydligt lägre i dessa produkter jämfört med exempelvis PAX 21 (Al-halten i EcoP är ca 4,3 vikts-% jämfört med 7,2 % i PAX-21).

Behovet av högvärdig energi för att transportera och behandla slammet uppgår till 16 - 17 kWh/m³ eller knappt 100 kWh/år vid en slamproduktion på 6 m³/år (se avsnitt 3.2.1).

4.8.8 *Ekonomi*

Investeringskostnaderna för Kemiras avloppssystem redovisas i Tabell 63 och driftskostnaderna i Tabell 64. Det bör noteras att markbäddarna i detta projekt är större än vad som är vanligt förekommande och dessutom försedd med tät duk för att förhindra okontrollerat utsläpp till grundvattnet. Enligt uppskattningar från Styrhytten AB kostar en hälften så stor markbädd ca 12 000 – 15 000 kr (inkl. moms) mindre än vad som anges i tabellen nedan. Med beaktande av att livslängden för en liten markbädd är kortare behöver dock inte totalkostnaden bli högre för en större markbädd.

Tabell 63. *Investeringskostnad för Kemiras avloppssystem*

Kostnadslag	Kr inkl moms
Markbädd och slamavskiljare	ca 105 000
Doseringsutrustning, inkl. installation	ca 15 000
SUMMA	ca 120 000

Tabell 64. Driftskostnader för Kemiras avloppssystem

Kostnadsslag	Kr/år inkl moms
Tömning av slamavskiljare	2 000 - 3 000
Service och tillsyn samt kemikalier och el	2 000 - 3 000
SUMMA	4 000 - 6 000

Garantitiden är 2 år. I serviceavtalet ingår kemikalier och 2 - 4 besök per år.

4.8.9 Brukaraspekter

4.8.9.1 Intervju med hyresgäst - anläggning A

HG är jättenöjd med anläggningen då den är så enkel och lättskött. Det enda man behöver göra är att byta kemdunk när den är tom. Den information man har fått om anläggningen har man fått via projektet, dvs. ingenting direkt från tillverkaren. HG tycker att det är svårt att välja rätt tvättmedel då det inte ens är säkert att svanenmärkta medel är de rätta för just den egna anläggningen. Hygien går före miljön. Man kan tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut men man hade egentligen velat ha en ännu mer miljövänlig, sorterande anläggning som inte bara tar bort fosfor. Man tror på en positiv framtid för kemfällning eftersom tekniken är så enkel och lättskött.

4.8.9.2 Intervju med hyresgäst - anläggning B

Inställningen vid projektets start var positiv och HG är fortfarande nöjd med anläggningen. Utrustningen är rätt placerad och den stör ingen. Man hade problem med doseringsutrustningen i början men den fungerar nu som den ska. Information från tillverkaren har fått muntligen vid besök vid installation och doseringsproblem/service. HG tänker på miljön oavsett projektet. Vid val av tvättmedel är det viktigaste att tvätten blir ren, vilket hänger ihop med den dåliga kvalitén på råvattnet. Man kan tänka sig att ha kvar och sköta anläggningen vid projektets slut och man hoppas att den kommer att fungera för miljöns skull.

4.8.9.3 Intervju med Stockholm Vattens personal

Följande erfarenheter har erhållits i samband med det praktiska arbetet med anläggningen:

- Doseringsutrustningen enkel att installera.
- Brukarens uppgift är att vid behov byta kemikaliedunk, vilket är mycket enkelt.
- Kan vara lätt att glömma kontrollera kemikalienivån om dunken står gömd.
- Slamtömning måste ske minst 2 gånger per år.
- Risker för omgivningen bedöms som små.

4.8.10 Drift och underhåll

Vid båda anläggningarna förekom intrimningsproblem och det tog relativt lång tid innan kemdoseringen började fungera. Efter detta har emellertid driften varit stabil och inga störningar har noterats.

Mätningar av markbäddens hydrauliska kapacitet i anläggning A visar inte att denna satt igen mer än markbäddar belastade med ett icke kemfällt avloppsvatten (Sjöström, 2003). Motsvarande test för anläggning B sommaren 2002, det vill säga ett år efter att den tagits i drift, visade att den delen av markbädden som varit belastad var helt igensatt. Orsaken till detta tros vara att den insats som finns i slamavskiljaren vid anläggning B inte varit fast förankrad och att den vid ett antal tillfällen flutit upp något och kantrat. Igensättningen åtgärdades genom att spola spridarledningarna och efter detta hade markbädden samma hydrauliska kapacitet som övriga testade markbäddar (Sjöström, 2003).

4.8.11 Hur har anläggningarna klarat uppställda krav?

Anläggningarna har klarat kravet på 90 % fosforreduktion och 90 % BOD-reduktion. Under hösten 2002 har utgående vatten även klarat kravet på badvattenkvalitet⁵⁵.

Sett över hela utvärderingsperioden har Kemiras anläggningar haft svårt att klara kravet på 50 % kvävereduktion. Den måttliga kvävereduktionen troligtvis förklaras av den relativt höga belastningen. Markbäddarna har uppvisat fungerande nitrifikation och utsläppen av ammoniumkväve har varit låga.

Anläggningarna kan eventuellt klara kravet på återförsel av fosfor till jordbruk, förutsatt att det finns lantbrukare som kan acceptera produkten.

Anläggningarna förbrukar relativt små mängder högvärdig energi. Kemikalieförbrukningen är ungefär lika stor som för minireningsverken och därtill kommer en svåruppskattad förbrukning av filtersand.

Vid nyinvestering ligger totalkostnaden för Kemiras anläggningar i samma storleksordning som för flertalet av de testade anläggningarna (se kapitel 5.5). Finns fungerande markbädd eller infiltrationsanläggning, men fosforeringen måste förbättras, är doseringsutrustning från Kemira ett kostnadseffektivt alternativ.

De boende har varit nöjda med Kemiras anläggningar.

Vid båda anläggningarna förekom intrimningsproblem och det tog relativt lång tid innan kemdoseringen började fungera. Efter detta har emellertid driften varit stabil och inga störningar har noterats.

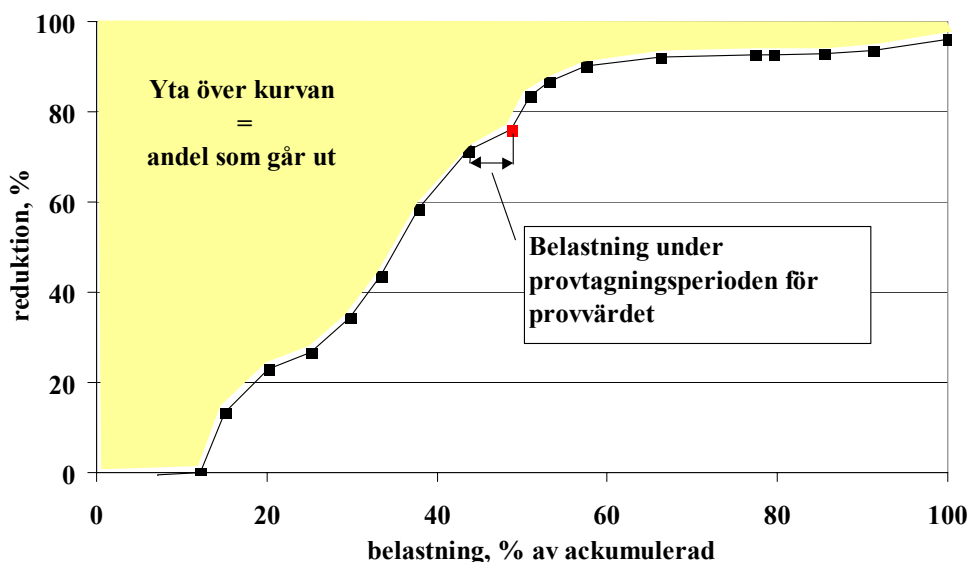
⁵⁵ De höga bakteriehalterna sommaren 2001 förklaras troligtvis av att anläggningen var nyanlagd och biofilmen inte utvecklad. Därför bedöms prov från hösten 2002 vara mer representativa för ett "normalt" driftsfall.

5 RESULTATSAMMANFATTNING

5.1 RENINGSEFFEKT

5.1.1 Diagramguide

Figur 88 illustrerar den princip, varaktighetsdiagram, som valts för att redovisa hur reduktionsgraden varierat för de olika anläggningarna under utvärderingsperioden. För varje reduktion i % och motsvarande belastning i gram inkommande/dygn, sorteras värdena från lägsta till högsta reduktion. Motsvarande belastning i g/d har angivits för den lägsta reduktionen och vid den näst lägsta reduktionen har belastningen adderats med den föregående belastningen, dvs. belastningen för den lägsta reduktionen. För varje reduktion adderas motsvarande belastning till summan. Resultatet blir att ytan under kurvan motsvarar andel reducerat ämne och ytan över kurvan motsvarar ej reducerat ämne det vill säga den andel som går ut med utloppsvattnet. Ju större vit area i diagrammet desto bättre reduktion.

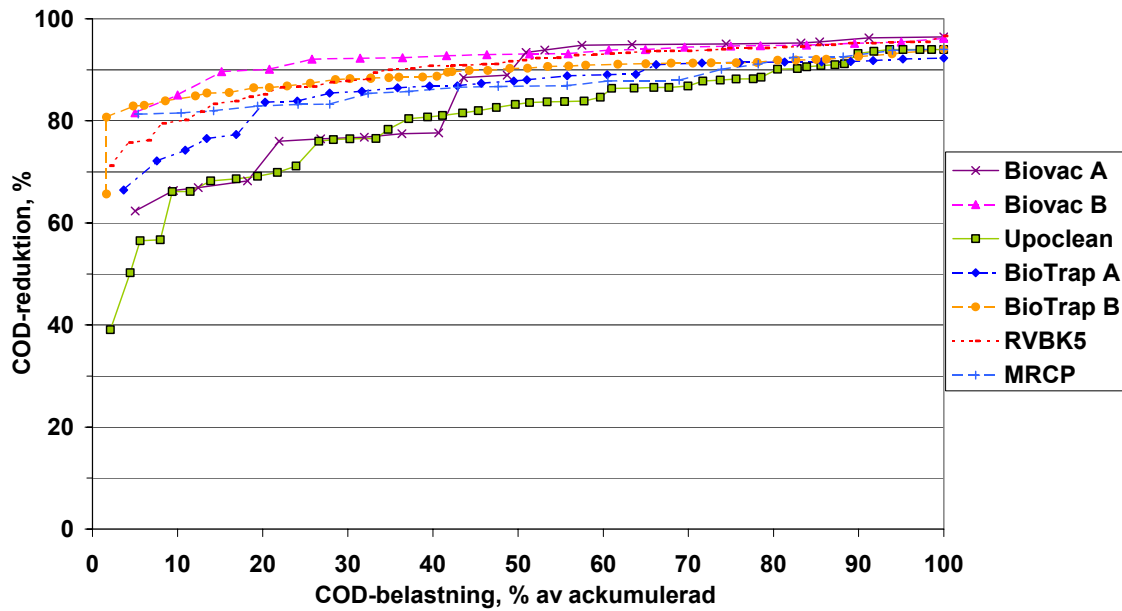


Figur 88. Principfigur för redovisning av reduktionsgraden för ett visst ämne för en given anläggning. Provresultaten är sorterade efter stigande reduktionsgrad så att de provtagningsperioder (veckor) som haft sämst reduktionsgrad placerats först.

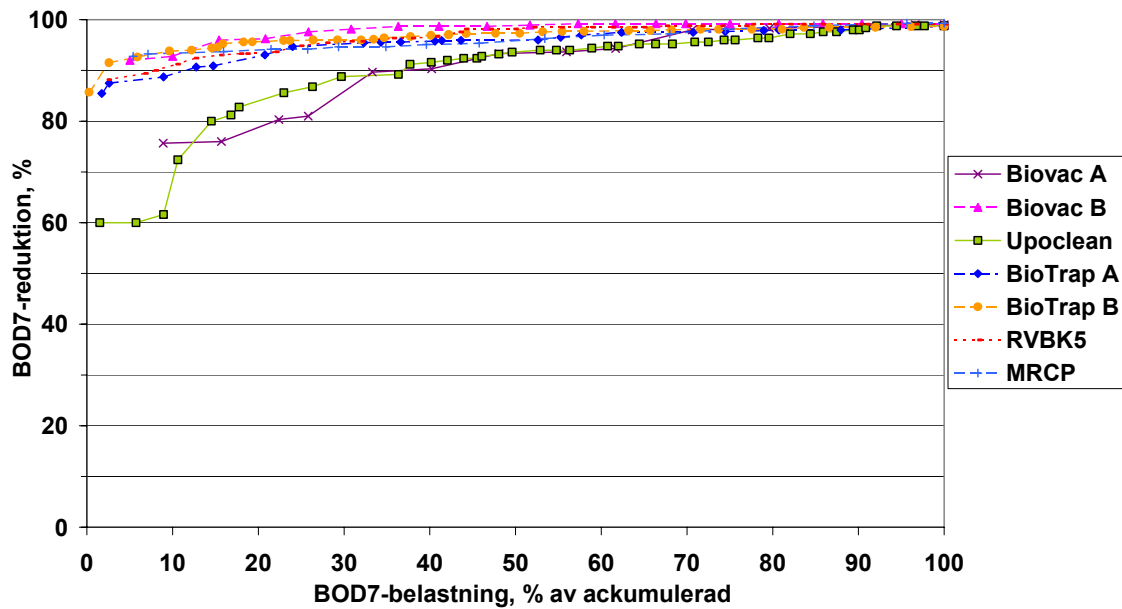
I tabellerna i "Bilaga 6. Avloppsvattnets sammansättning" redovisas medianvärden, 5%-percentilen och 95%-percentilen för halterna i slamavskilt vatten och utgående vatten för de olika anläggningarna.

5.1.2 Organiskt material

Reduktionen av organiskt material över minireningsverken redovisas i Figur 89 och Figur 90. Samtliga minireningsverk med undantag för Upoclean och Biovac A har klarat kravet på 90 % BOD-reduktion för mer än 90 % av inkommande organiskt material. De lägre reduktionsgraderna hos Upoclean för ca 30 % av inkommande BOD är i huvudsak resultat från 2000. Under 2001 och 2002 har reduktionsgraden för Upoclean varit god.

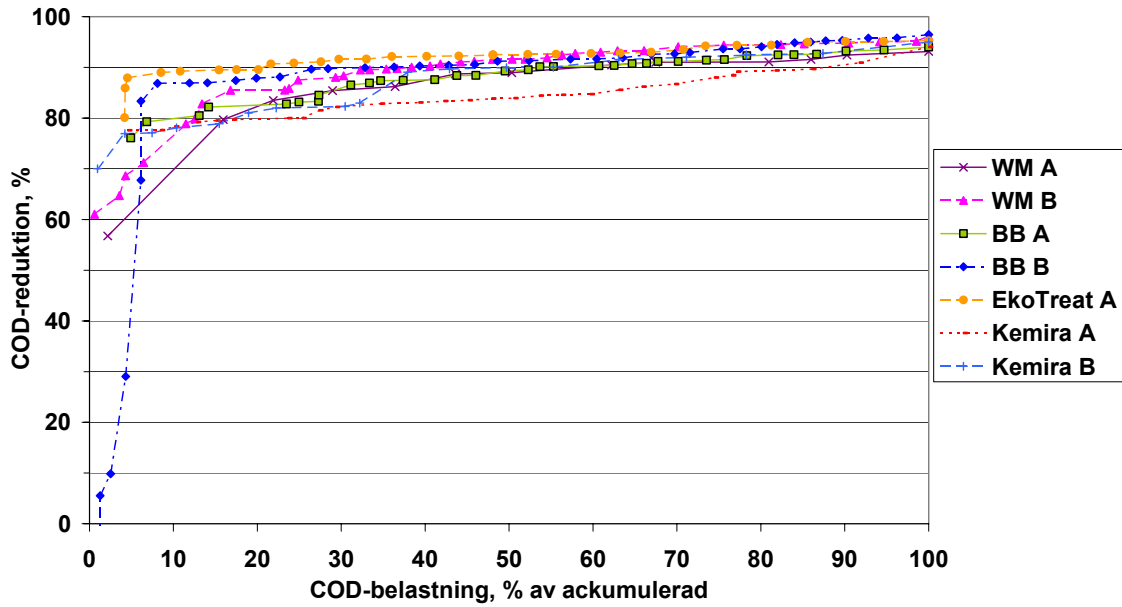


Figur 89. COD-reduktion som funktion av den ackumulerade belastningen till minireningsverken.

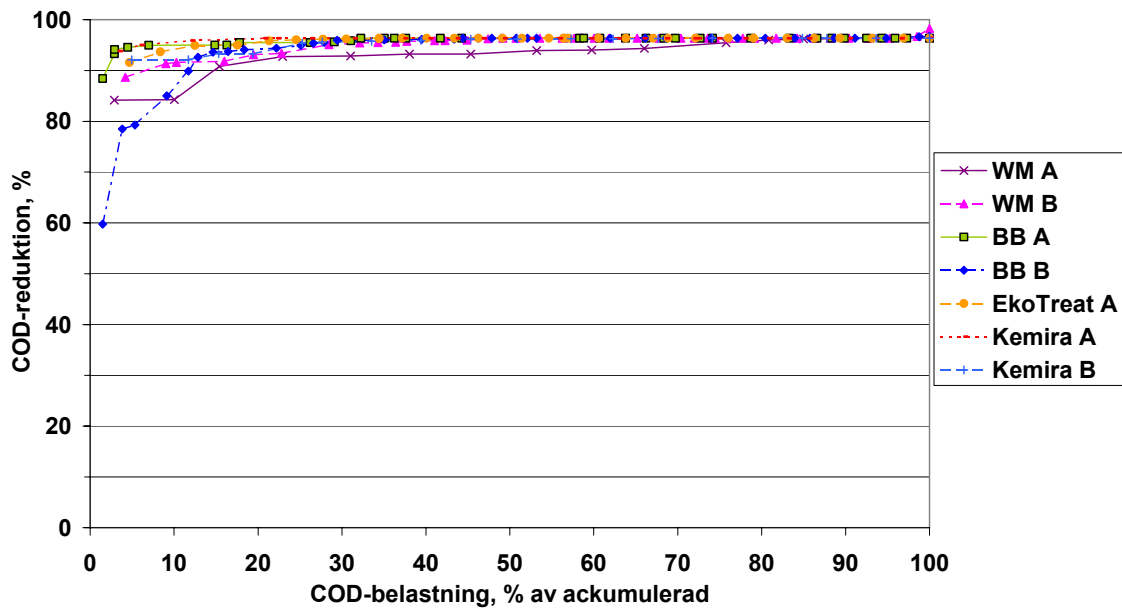


Figur 90. BOD-reduktion som funktion av den ackumulerade belastningen till minireningsverken.

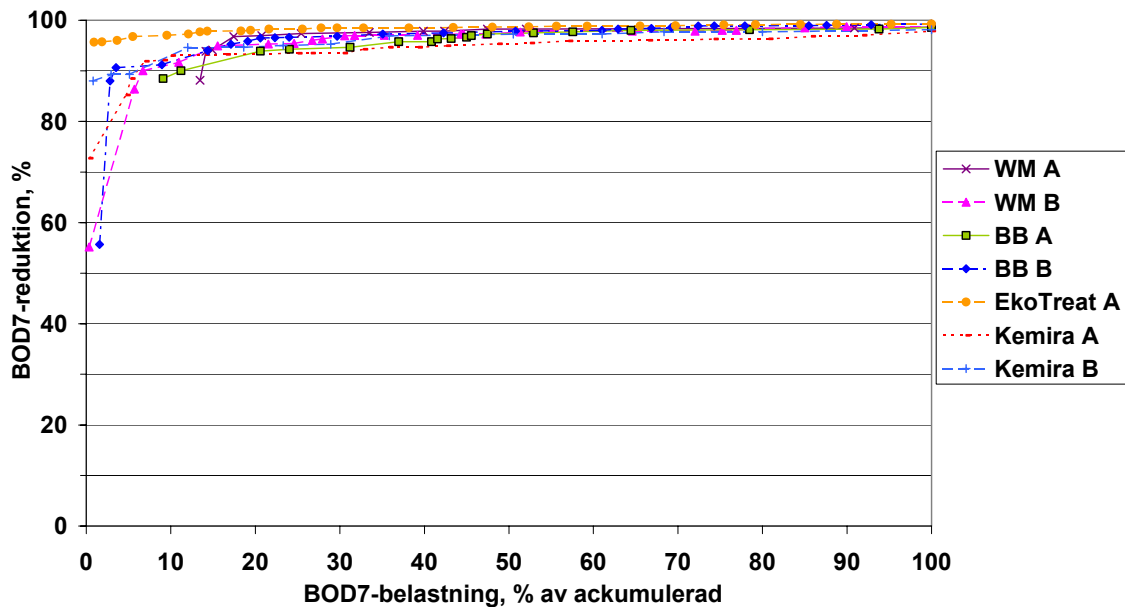
Reduktionen av organiskt material över markbäddarna har som regel varit hög (Figur 91 och Figur 92).



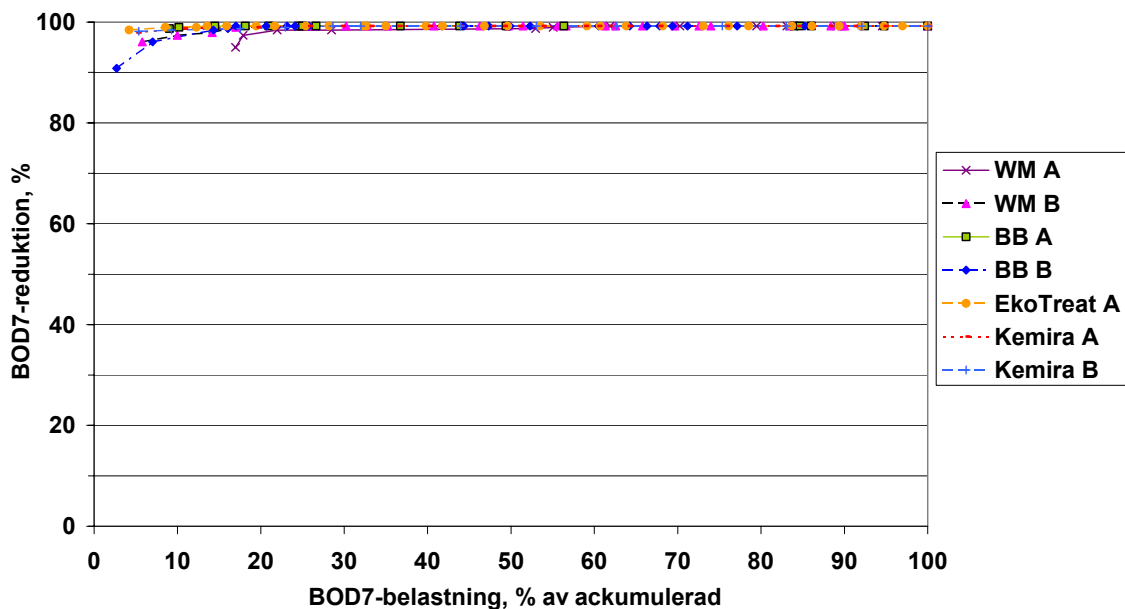
Figur 91. COD-reduktion över markbäddarna som funktion av den ackumulerade belastningen (% av total). Observera att denna bild inte beskriver den totala reduktionen för anläggningarna.



Figur 92. Uppskattad COD-reduktion för sorterande system samt system med kemisk fällning.



Figur 93. BOD-reduktion över markbäddarna som funktion av den ackumulerade belastningen (% av total). Observera att denna bild inte beskriver den totala reduktionen för anläggningarna.



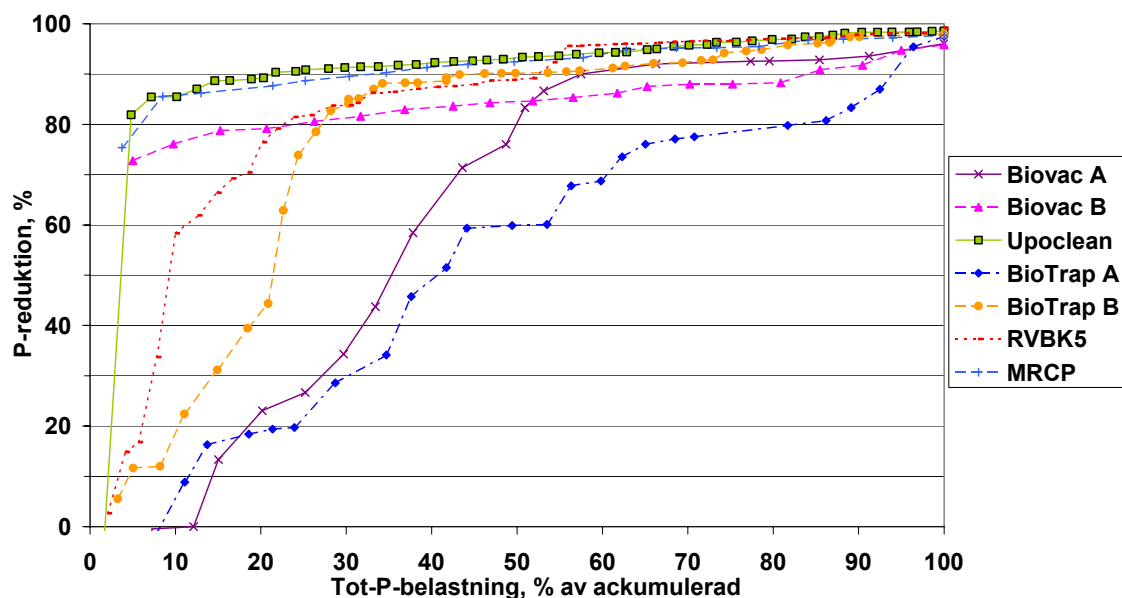
Figur 94. Uppskattad BOD-reduktion för sorterande system samt system med kemisk fällning.

5.1.3 Fosfor

Samtliga minireningsverk utom BioTrap A och Biovac B har klarat 90 % fosforreduktion för mer än 45 % av inkommande fosformängd. Upoclean och ALFA MRCP⁵⁶ har haft mer än 85 % fosforreduktion för mer än 90 % av inkommande fosfor. För BioTrap B gäller att de lägre

⁵⁶ Provtagning gjordes ej under perioder efter det att ”processhavari” konstaterats. Värdena inkluderar således inte orenat avloppsvatten som släpps ut vid dessa tillfällen.

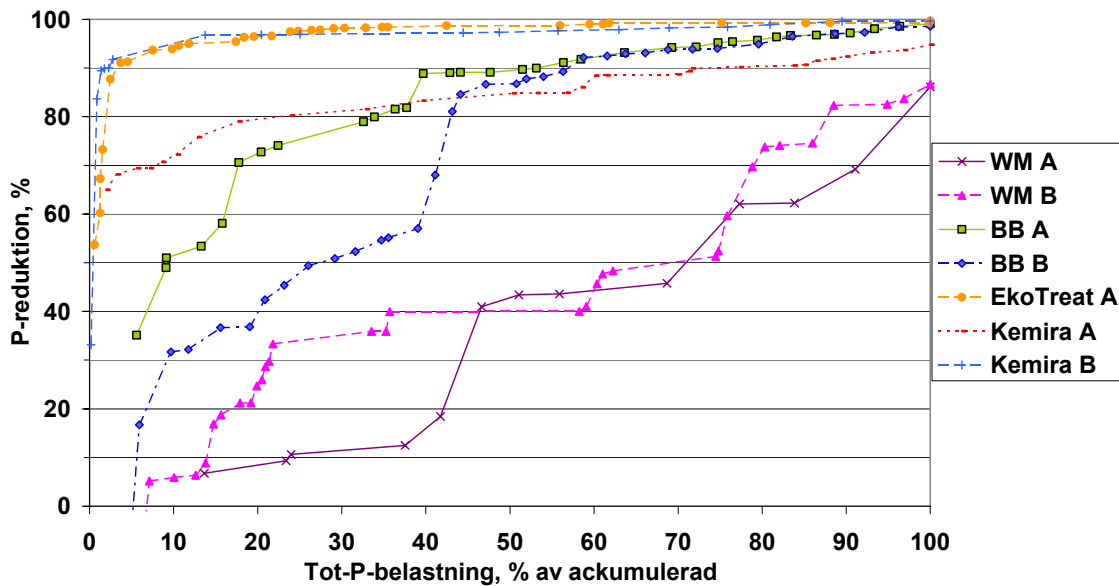
reduktionsgraderna framförallt kommer från den ursprungliga anläggningen (likadan som BioTrap A).



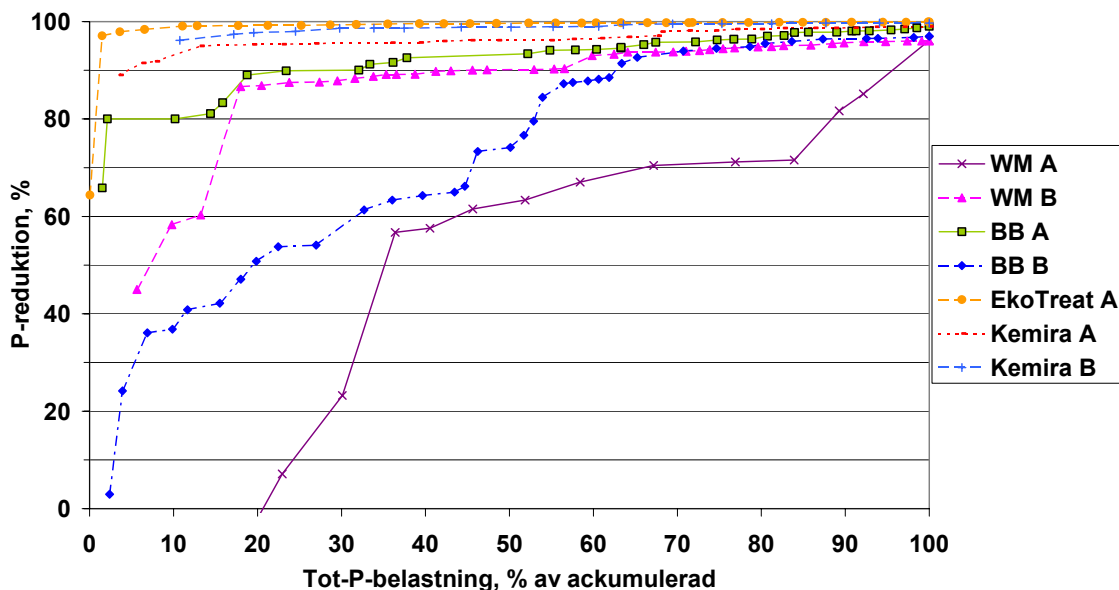
Figur 95. Fosforreduktion som funktion av den ackumulerade belastningen till minireningsverken.

Fosforreduktionen över markbäddarna redovisas i Figur 96. Figuren visar att stora markbäddar anslutna till system med kemisk fällning generellt har haft den högsta fosforreduktionen.

Figur 96 ger ingen bild av hur effektiv fosforreduktionen för anläggningarna som helhet är. För att få detta måste även hänsyn tas till hur mycket slam, urin och klosettavlopp som avlägsnas (se avsnitt 5.2). Uppskattad reduktion för anläggningarna som helhet redovisas i Figur 97.

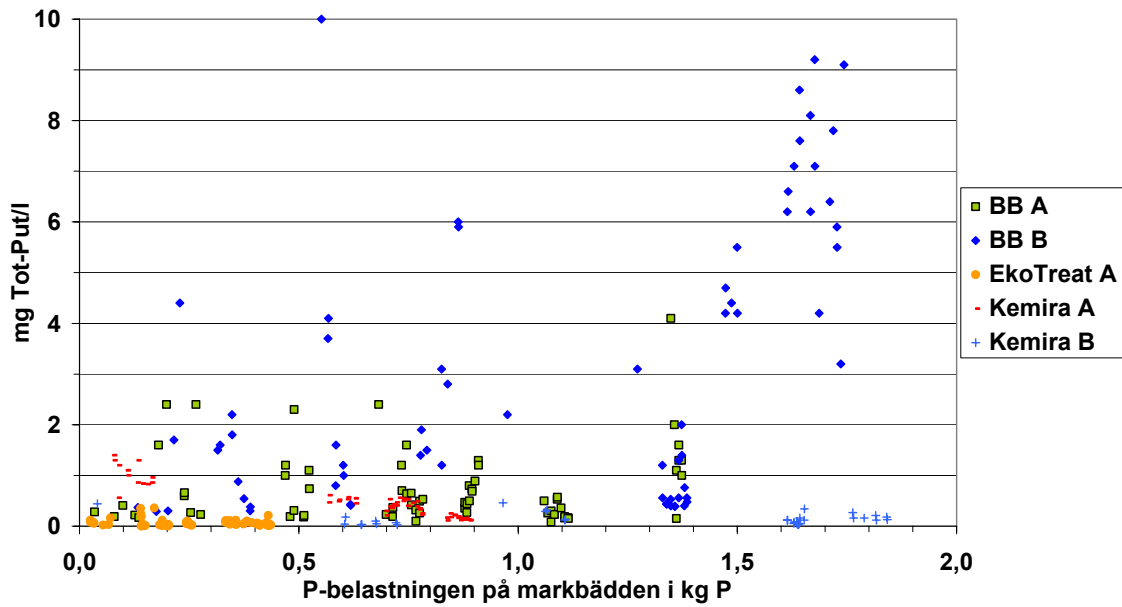


Figur 96. Fosforreduktion över markbäddarna som funktion av den ackumulerade belastningen (% av total). Observera att denna bild inte beskriver den totala reduktionen för anläggningarna.



Figur 97. Uppskattad fosforreduktion för sorterande system samt system med kemisk fällning.

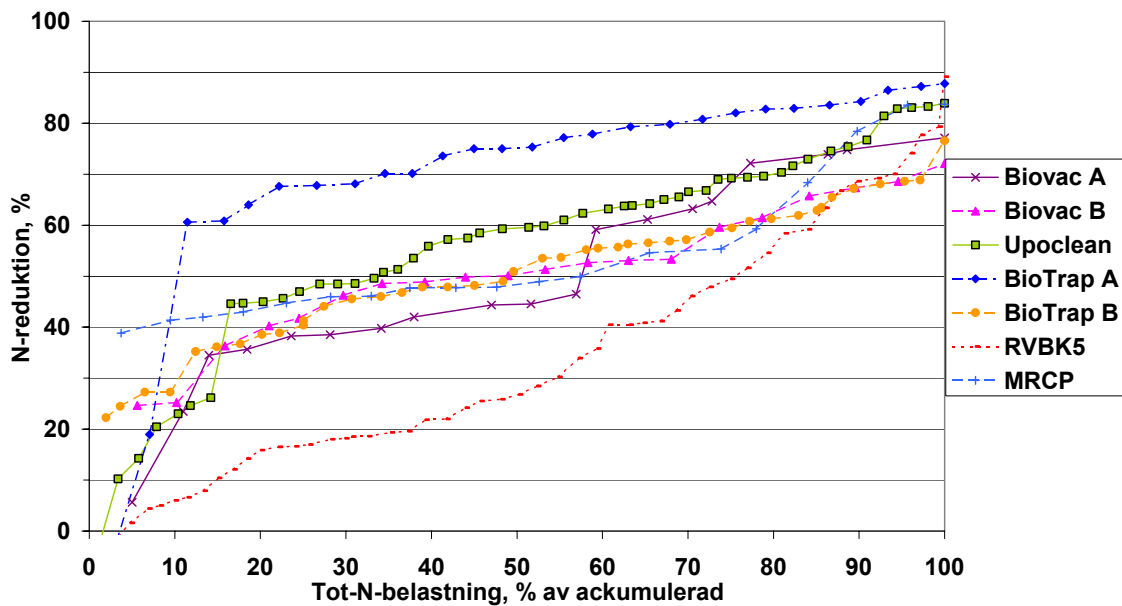
Fosforreduktionen borde avta med tiden allteftersom markbäddarna successivt mätts med fosfor. Något sådant generellt samband har ännu inte kunnat verifieras, även om utgående halter från markbädden i BB Innovations anläggning B är mycket höga i slutet av utvärderingsperioden.



Figur 98. Utgående fosforhalter från markbäddarna som funktion av den ackumulerade belastningen (kg P).

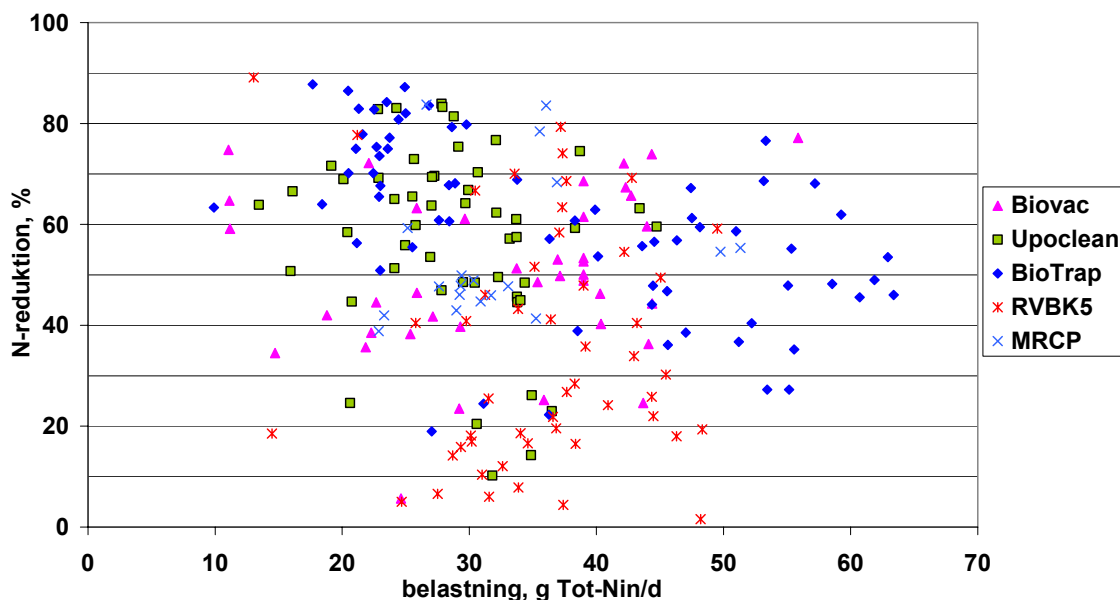
5.1.4 Kväve

Kvävereduktionen har för de flesta minireningsverken legat mellan 30 % och 60 % för 2/3 av inkommande kvävemängder (Figur 99). För BioTrap A har reduktionsgraden dock varit betydligt högre medan den för ALFA/BAGA RVBK5 varit betydligt lägre än genomsnittet för samtliga anläggningar.



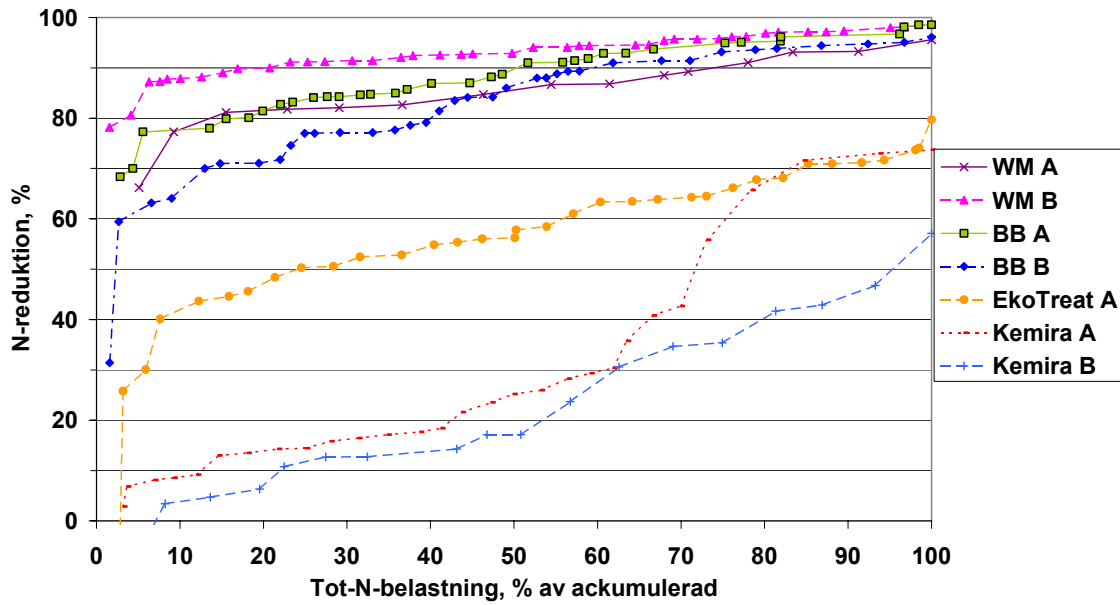
Figur 99. Kvävereduktion som funktion av den ackumulerade belastningen till minireningsverken.

Figur 100 visar kvävereduktionen som en funktion av belastningen på minireningsverken. Belastningen på de flesta minireningsverken har varit ungefär lika stor, med undantag av BioTrap B som haft en högre belastning än övriga verk, > 50 g tot-N/d. Det är endast för BioTrapanläggningarna som det finns ett påvisbart samband mellan belastning och kvävereduktion.

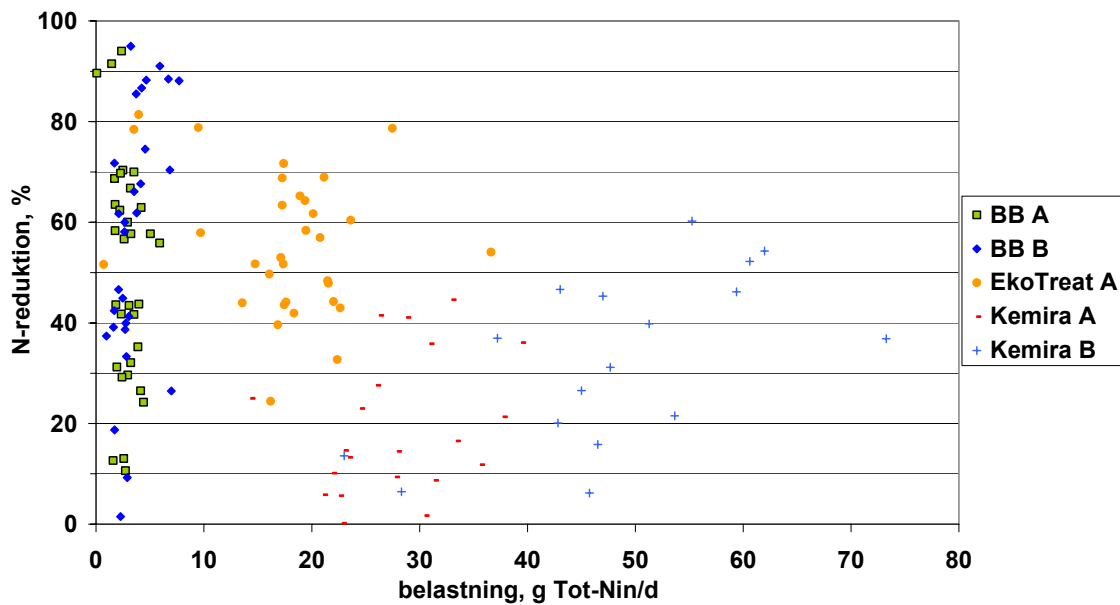


uteslutas att den relativt höga reduktionen för BB Innovations anläggning B delvis kan förklaras av utspädning.

Kvävereduktionen över markbäddarna sjunker i regel med ökad belastning (Figur 103). Detta gäller emellertid inte om man betraktar varje anläggning för sig.



Figur 102. Uppskattad kvävereduktion för sorterande system samt system med kemisk fällning.

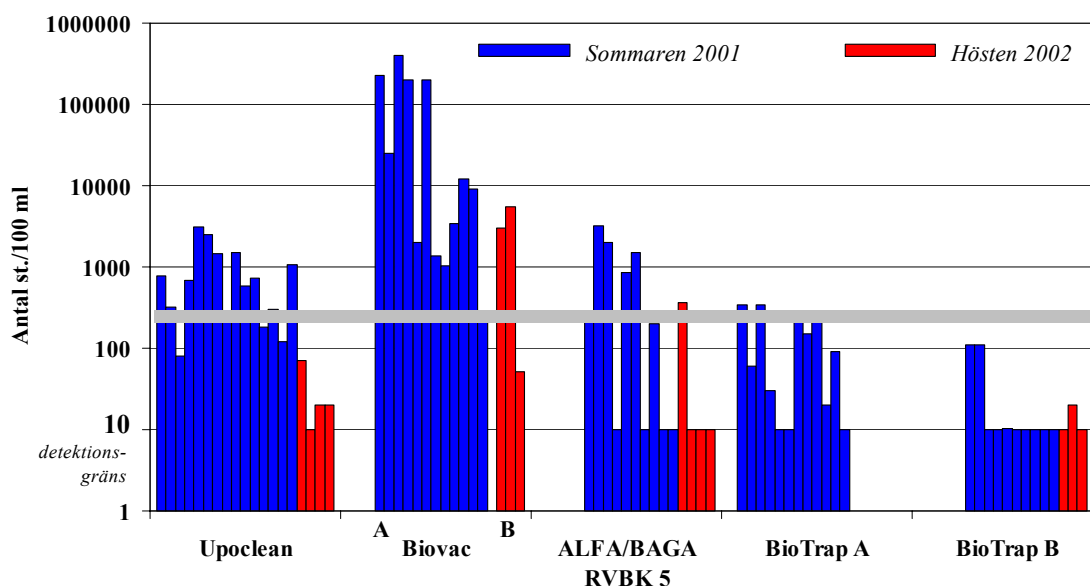


Figur 103. Kvävereduktion som funktion av belastningen på markbäddarna.

5.2 HYGIENISK BEDÖMNING AV UTLOPPSVATTNET

Utvärdering med avseende på smittskydd var ursprungligen tänkt att omfatta provtagning och analys av utgående vatten samt en mikrobiell riskanalys (MRA) när det gäller hanteringen av restprodukter från de olika system. Den senare har emellertid ej genomförts.

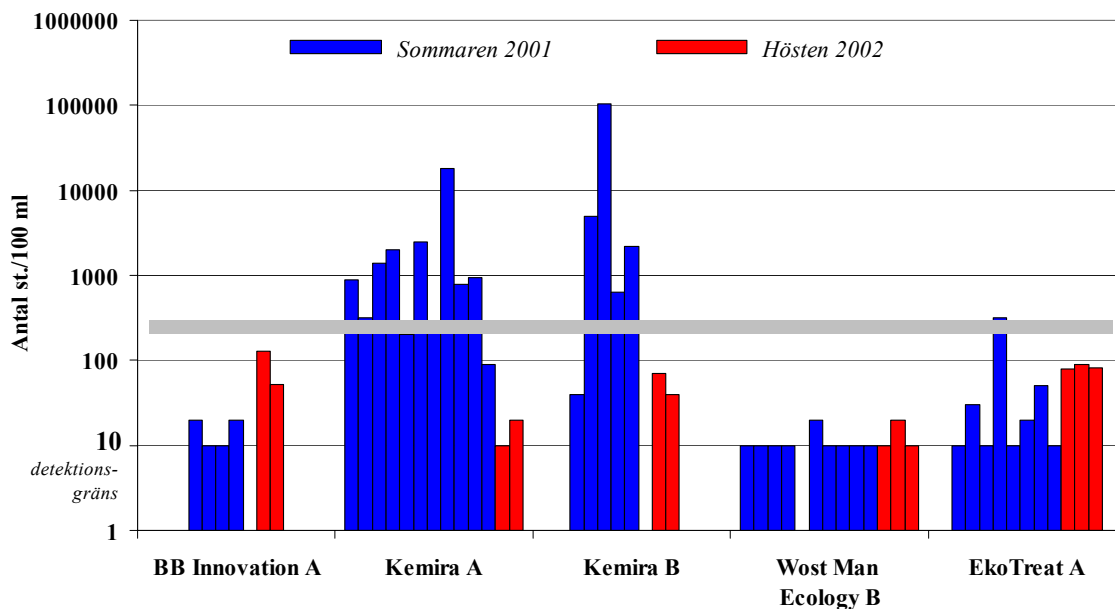
Av minireningsverken är det endast BioTrap som vid stickprovtagningarna klarat gränsvärdet för badvattenkvalitet i utgående vatten. Efter ombyggnaden av utloppsmodulen i Upoclean har även den anläggningen klarat gränsvärdet (även om antalet prov är relativt få). Även ALFA RVBK 5 har visat att det är möjligt att klara gränsvärdet för badvattenkvalitet, särskilt under hösten 2002 (vilket eventuellt kan förklaras av förbättrad funktion efter byte av luftfiltret i kompressorn).



Figur 104. Utgående halter, från minireningsverken, av presumtiva fekala streptokocker (sommaren 2001) samt fekala enterokocker (hösten 2002). Gränsvärdet för badvattenkvalitet indikeras av det gråa bandet. Detektionsgränsen för analysen är 10 st./100 ml.

Samtliga anläggningar med markbäddar tycks kunna klara kravet på badvattenkvalitet och bäst resultat uppvisar en av Wost Man Ecologys anläggningar (Figur 105)⁵⁷. Detta är logiskt då denna endast släpper ut behandlat BDT-vatten. Kemiras, EkoTreats och BB Innovations anläggningar är troligtvis lika bra ur hygiensynpunkt då de samtliga behandlar ett blandat avloppsvatten i en stor markbädd. Anledningen till de relativt höga halterna ut från Kemiras anläggningar sommaren 2001 förklaras troligtvis av att markbäddarna var nyanlagda.

⁵⁷ Resultaten är bättre än vad som framgår av Figur 105 då detektionsgränsen angetts när bakterier inte påvisats.



Figur 105. Utgående halter, från markbäddarna, av presumtiva fekala streptokocker (sommaren 2001) samt fekala enterokocker (hösten 2002). Gränsvärdet för badvattenkvalitet indikeras av det gråa bandet. Detektionsgränsen för analysen är 10 st./100 ml.

Beträffande hantering av (rest)produkter från de olika systemen så gäller att samtliga anläggningar, utom minireningsverket Biovac, genererar slam som hämtas och transporteras iväg med slamsugbil till närmaste större avloppsanläggning. Wost Man Ecologys anläggningar genererar även ett klosettavlopp som måste hämtas och transporteras iväg. I dessa fall är det framförallt den personal som ombesörjer tömning och transport som riskerar att exponeras för dessa produkter. Vår bedömning är att inget av de studerade systemen i detta fall skulle innebära en större risk för personalen än vad tömning av ”konventionella” slamavskiljare och slutna tankar gör.

Biovacs anläggning genererar ett avvattnat och stabiliserat slam som ska hanteras lokalt. Någon analys av den hygieniska kvalitén har ej gjorts, men utifrån processens utformning kan antas att kvalitén inte avsevärt skiljer sig från rötslam från kommunala anläggningar⁵⁸. De hygieniska riskerna för miljön, det vill säga att smittämnen kommer ut och kan spridas vidare till vilda och tama djur samt till människa måste beaktas, inte bara till den som hanterar slammet (Albihn, 2003). Ytterligare uppföljning, framtagna av rekommendationer för hantering av produkten samt hygienkrav är därför önskvärt.

Den ena av BB Innovations anläggningar är utrustad med en ”fekaliekompostavskiljare”. Under projekttiden har denna sköts och tömts av Stockholm Vattens personal. Vid de tömningar som genomfördes befanns ”fekaliekomposten” fortfarande innehålla ej nedbrutet material och konsistensen var ”kladdig och vidhäftande”. Rutinerna för tömning fungerade ej tillfredställande och hanteringen var relativt besvärlig. De hygieniska riskerna för den som hanterar fekaliefractionen är emellertid troligtvis begränsad om produkten hanteras på ett bra sätt. Dock måste även de hygieniska riskerna för miljön, det vill säga att smittämnen kommer ut och kan spridas vidare till vilda och tama djur samt till människa, beaktas (Albihn, 2003).

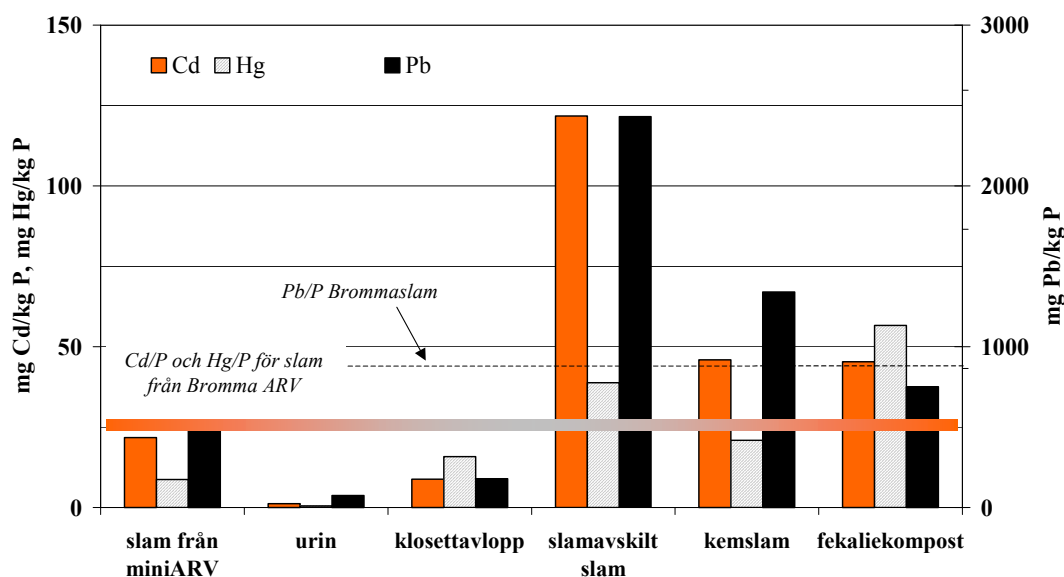
⁵⁸ Det vill säga kommunala anläggningar som har mesofil (35 – 37 °C) rötning utan ytterligare hygienisering.

Ytterligare uppföljning, framtagande av rekommendationer för hantering av produkten samt hygienkrav är därför önskvärt.

Den urin som samlas upp vid BB Innovations anläggningar är avsedd att användas som växtnäringslösning, vilket också varit fallet i detta projekt⁵⁹. De hygieniska riskerna vid hantering av urin är generellt sett små⁶⁰ och för rekommendationer hänvisas till Johansson (2000) och Jönsson et. al. (2000).

5.3 RESTPRODUKTKVALITET OCH KRETSLOPPSPOTENTIAL

Tungmetallinnehållet i förhållande till fosformängden för de olika typerna av restprodukter redovisas i Figur 106. Urin, klosettavlopp ("svartvatten") och slam från minireningsverken innehöll samtliga mindre tungmetaller än slam från kommunalt reningsverk (som klarar högt ställda kvalitetskrav). Anledningen till de relativt höga föroreningskvoterna för de övriga produkterna beror framförallt på att fosformängden är relativt liten.

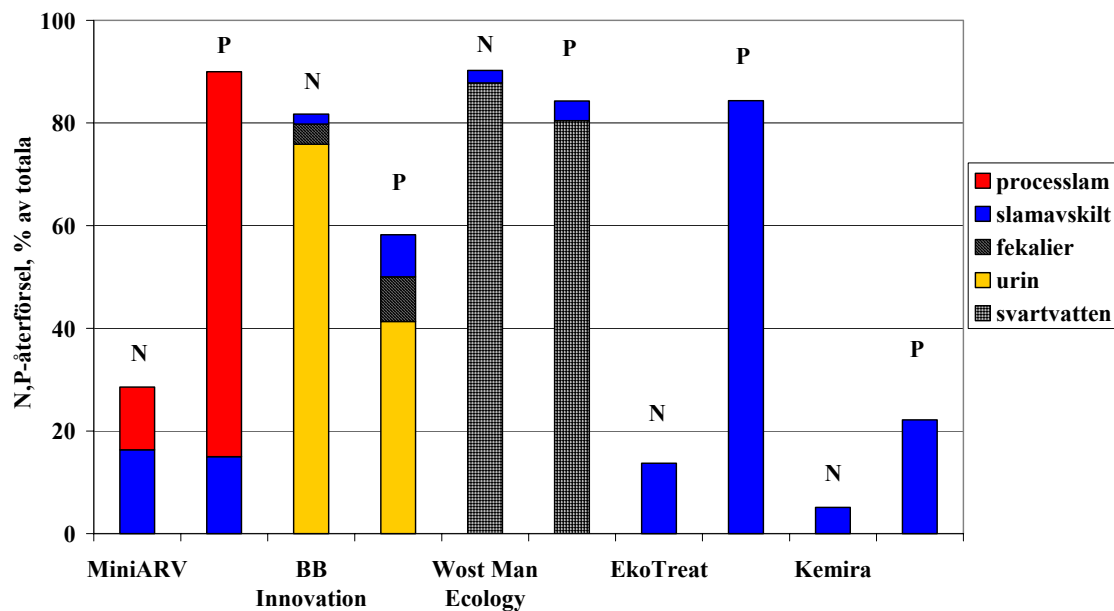


Figur 106. Cd/P, Hg/P och Pb/P för reningsverksslam, slamavskiljarslam (med och utan kemfällning), urin och klosettavlopp. Som jämförelse anges motsvarande kvoter för slam från Bromma reningsverk (2002), vars slam använts i lantbruket inom ramen för ReVAQ.

Kretsloppspotentialen för de olika systemen redovisas i Figur 107. Samtliga anläggningar utom BB Innovation och Kemira var visat att minst 70 % av fosfor fastläggs i en återvinningsbar avloppsfraktion. BB Innovation har emellertid en mycket hög återföringspotential för kväve. Även Wost Man Ecology har en hög återföringspotential beträffande kväve, men för närvarande saknas hanteringssystem som gör att denna potential tillvaratas. I diagrammet redovisas endast WMs anläggning B.

⁵⁹ Vid Bornsjön finns ett system för att ta emot, lagra och sprida humanurin.

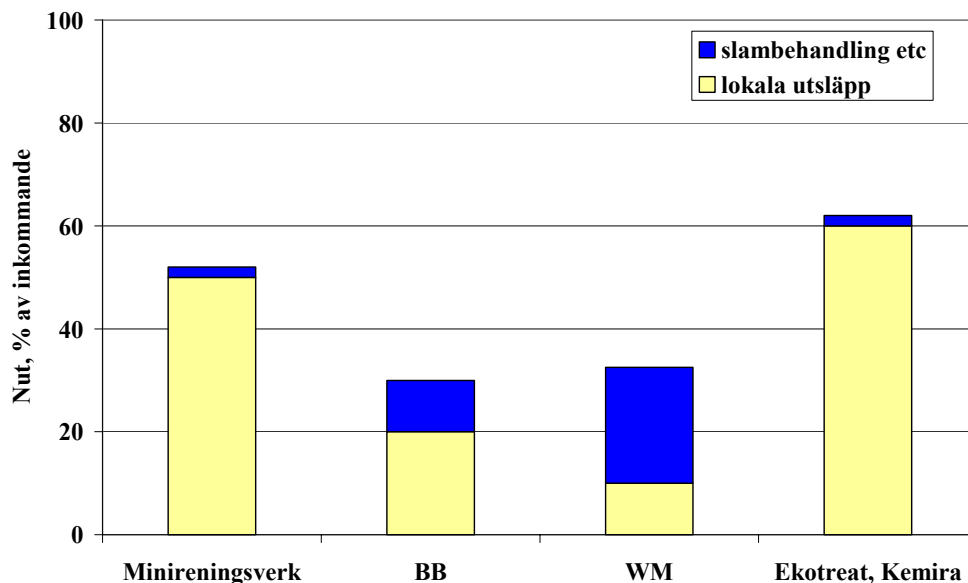
⁶⁰ förutsätter att fekalieinblandningen är liten, ett högt pH erhållits det vill säga ej utspädd allt för mycket samt att lagring skett (Albihn, 2003).



Figur 107. Kretsloppspotential för de olika anläggningarna uttryckt som andel kväve och fosfor som fastlagts i de olika avloppsfraktionerna slam, fekaliekompost och urin.

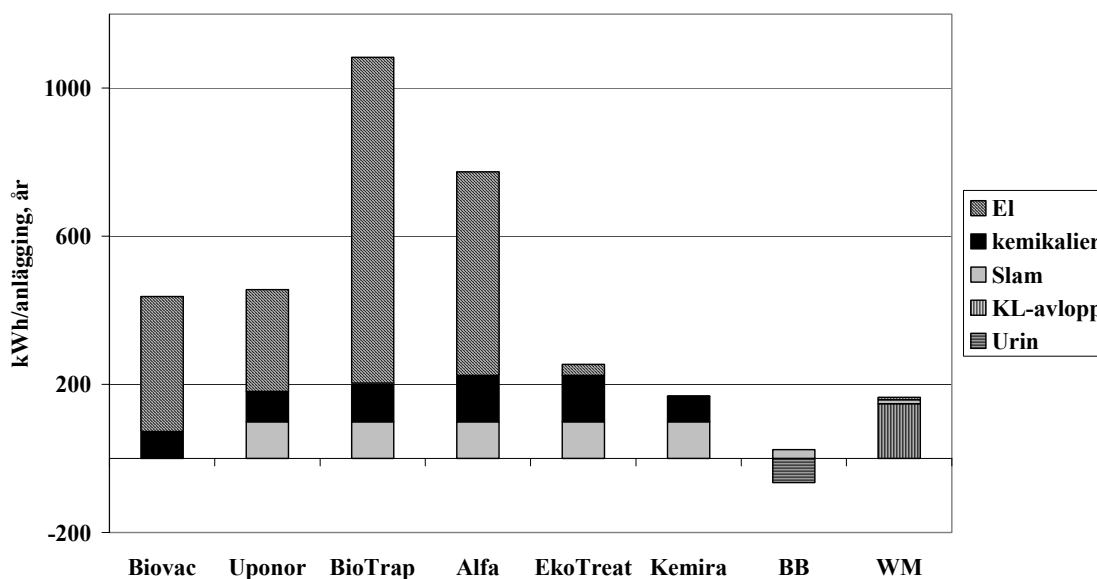
5.4 RESURSFÖRBRUKNING OCH MILJÖPÅVERKAN

Den viktigaste miljöpåverkan från anläggningen är direkta eller indirekta utsläpp av de ämnen som kommer in till anläggningen. Effekten av utsläppta ämnen beror även på förhållandena i den lokala recipienten, varför de faktiska miljökonsekvenserna från samma mängd förorening kommer att variera beroende på var utsläppet sker. Fördelningen mellan direkta och indirekta utsläpp skiljer sig mycket åt för de olika systemen, särskilt för kväve. De sorterande utsläppen, särskilt system med sluten tank, har små direkta utsläpp av kväve. Dock kan de indirekta utsläppen av kväve till vatten bli stora om exempelvis det uppsamlade klosettavloppet hanteras vid ett reningsverk utan kväverening.



Figur 108. Direkta och indirekta utsläpp av kväve från de olika systemen.

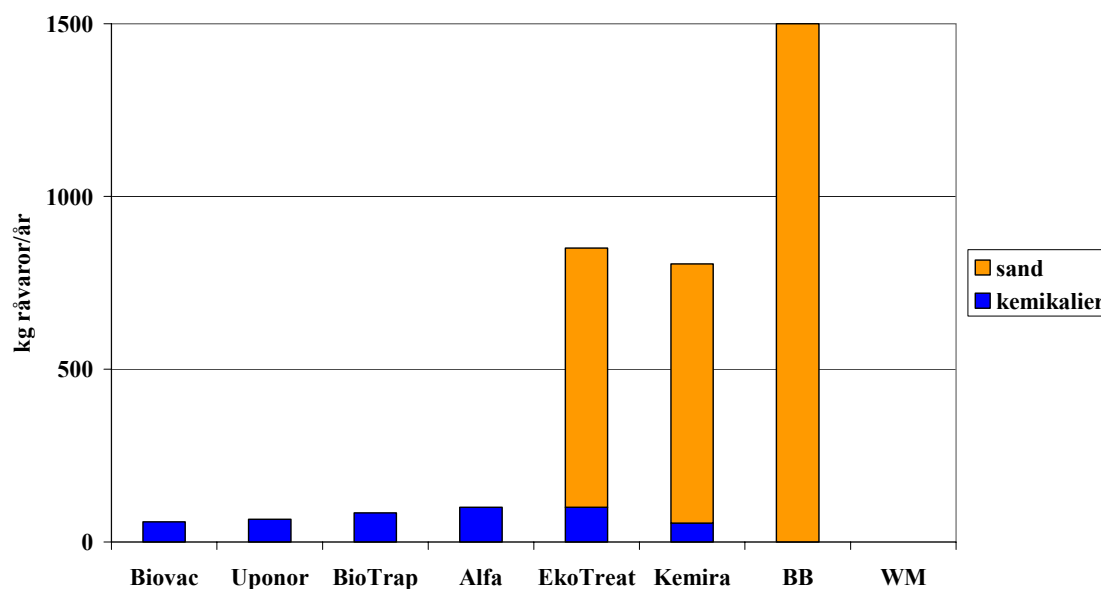
Andra indirekta utsläpp är emissioner från transporter och produktion av el och kemikalier. Storleken av dessa utsläpp för respektive anläggning redovisas i den LCA-studie som gjorts av Serrander (2007). I denna rapport görs endast en jämförelse mellan anläggningarna utifrån hur mycket högvärdig energi som behövs för driften av dessa. Den största användningen av högvärdig energi beror på elanvändningen för drift av minireningsverken. Noterbart är att de urinsorterande systemen förbrukar mindre än vad som återvinns via omhändertagandet av urinen.



Figur 109. Användning av högvärdig energi (exergi) för drift av anläggningarna.⁶¹

⁶¹ Den relativt stora exergiförbrukningen för transport av klosettavlopp från Wost Man Ecolgys system kan reduceras avsevärt om brukaren utnyttjar systemets potential att använda mindre spolvatten.

Anläggningarna förbrukar även resurser i form av råvaror till fällningskemikalier och sand till markbäddarna. Här är förbrukningen störst för de urinsorterande systemen.

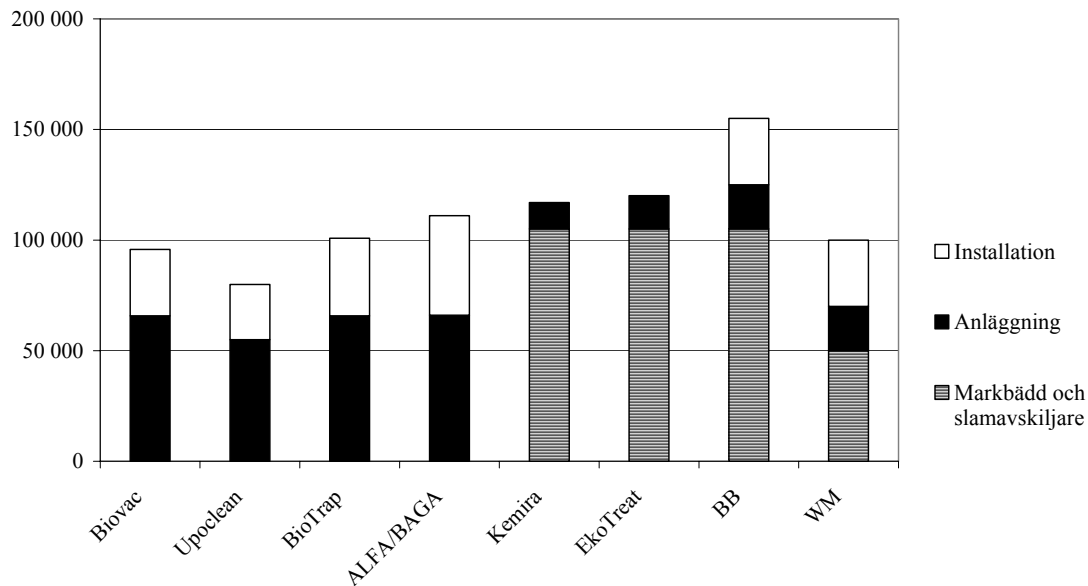


Figur 110. Förbrukning av resurser för drift av anläggningarna.

5.5 EKONOMI

I Figur 111 redovisas de uppskattade investeringskostnaderna för respektive anläggning. Kostnader för anläggningen har lämnats av respektive leverantör, medan installationskostnader i huvudsak har beräknats utifrån uppgifter lämnade av Styrhytten AB som utfört arbetet (se även kapitel 4). De kostnader som redovisas i Figur 111 gäller då det inte finns någon befintlig anläggning som kan nyttjas. Finns det exempelvis befintliga markbädd som fungerar relativt väl så blir nyinvesteringskostnaden för system med kemisk fällning och sorterande anläggningar väsentligt lägre.

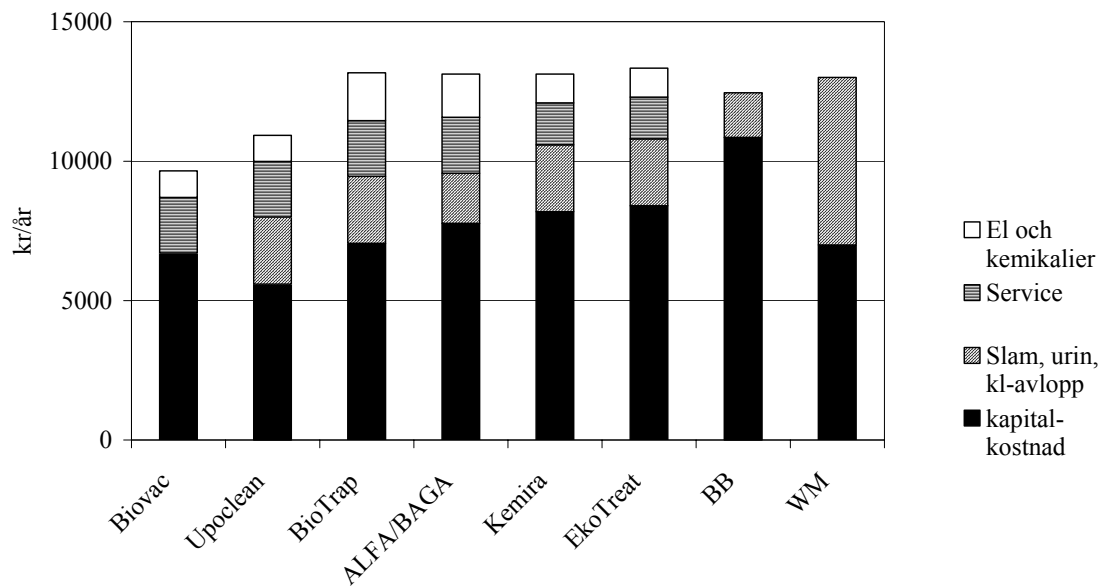
Det bör noteras att markbäddarna i detta projekt är större än vad som är vanligt förekommande och dessutom försedd med tät duk för att förhindra okontrollerat utsläpp till grundvattnet. Enligt uppskattningar från Styrhytten AB kostar en hälften så stor markbädd ca 12 000 – 15 000 kr (inkl. moms) mindre än vad som anges i tabellen nedan. Med beaktande av att livslängden för en liten markbädd är kortare behöver dock inte totalkostnaden bli högre för en större markbädd.



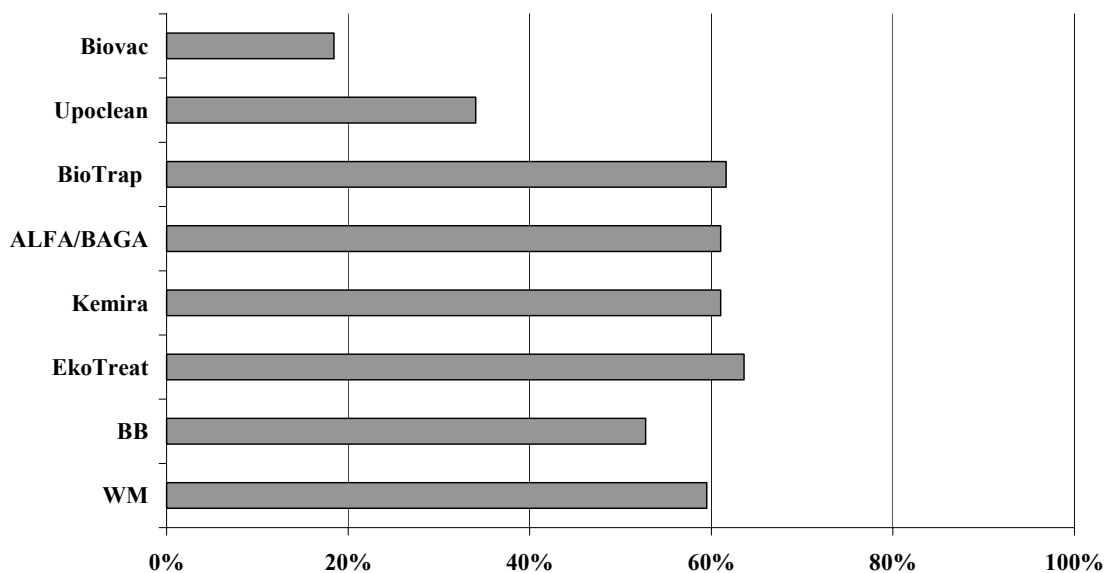
Figur 111. Uppskattad investeringskostnad (kr) för respektive anläggning. Observera att den kostnad som anges för "anläggning" inte är direkt jämförbara. Kemiras och EkoTreats "anläggning" omfattar endast utrustning för kemdosering, BB Innovations "anläggning" omfattar toalettstol och urintank och Wost Man Ecologys "anläggning" omfattar toalettstol och slutna tank. Kostnader för "markbädd och slamavskiljare" omfattar material och arbetskostnader.

I Figur 112 redovisas den årliga kostnaden för respektive anläggning. De specifika beräkningsförutsättningarna anges i kapitel 4. De allmänna beräkningsförutsättningar som använts är att el kostar 1 kr/kWh, kemikalierna 10 kr/kg, service 2000 kr för minireningsverken och 1500 kr för anläggningar med kemisk fällning och markbädd. Tömning av slam, urin och klosettavlopp beräknas kosta 400 kr/m³ oavsett hur man väljer att hantera det⁶². Biovacs anläggningar har ingen direkt slamtömningskostnad eftersom de är utrustade med en lokal slamavvattningsutrustning. Dock måste anläggningsägaren lägga ner arbetstid för att ta hand om slammet. Ett motiv till detta är att kostnaden för slambil är helt dominerande. Vid beräkning av årlig kapitalkostnad har en annuitetsfaktor på 0,07 använts (vilket motsvarar 20 års avskrivning och 3,5 % realränta).

⁶² För ALFA/BAGA RVBK5 antas 300 kr/m³ p.g.a. större slamlagringsvolym och därmed färre tömningar.



Figur 112. Årlig kostnad för de olika anläggningarna, kr/år⁶³.



Figur 113. Årlig merkostnad för de olika anläggningarna i förhållande till kostnad för markbädd.

Samtliga av de testade anläggningarna är således dyrare än markbäddar. De ökade kostnaderna bör emellertid ställas i relation till den ökade nyttan, särskilt i form av minskade utsläpp av eutrofierande ämnen. För att klargöra detta kan begreppet "Oxygen Consumption Potential" (OCP) användas. OCP är en grov uppskattning av hur mycket syreförbrukning som

⁶³ Tömningskostnaderna för Wost Man Ecologys system kan reduceras avsevärt om brukaren utnyttjar systemets potential att använda mindre spolvatten. Kapitalkostnaderna för Kemira, EkoTreat, BB Innovation och Wost Man Ecology reduceras om befintlig markbädd kan användas.

olika ämnen kan förorsaka, dels direkt och dels indirekt genom att de stimulerar produktion av biomassa som sedan förorsakar syreförbrukning vid sin nedbrytning.

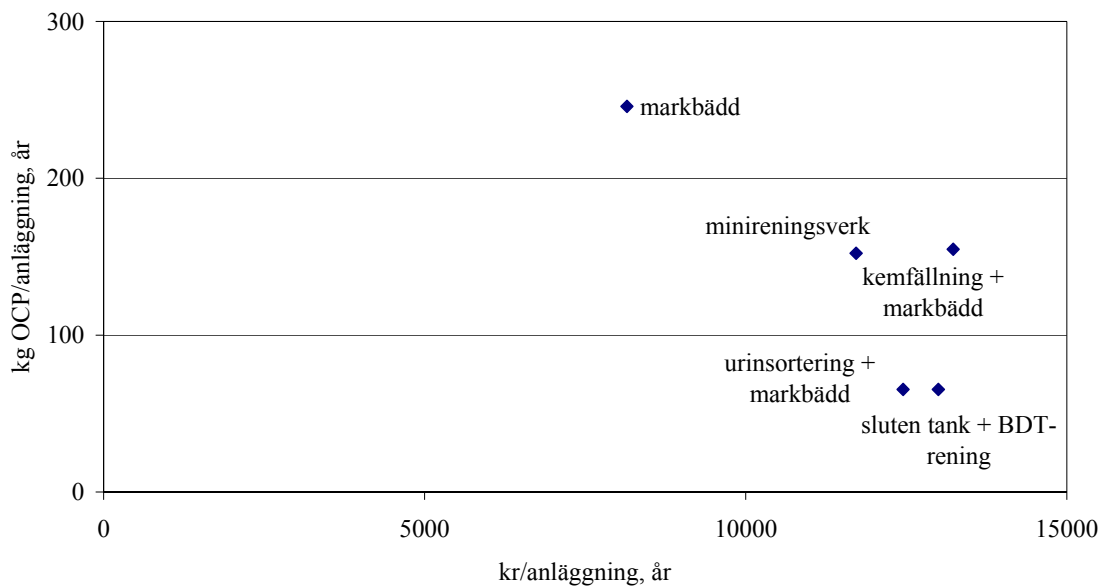
I jämförelsen studeras två fall. I det första fallet antas att både kväve och fosfor är viktiga att reducera för att motverka eutrofiering. Det andra fallet gäller recipienter där fosfor är det begränsade ämnet. De viktningfaktorer som använts är 20 g O₂/g N, 140 g O₂/g P och för NH₄ till vatten 15 gO₂/gNH₄ (Lindfors *et al.*, 1995). Jämförelsen görs endast för respektive typ av anläggning och därför har utsläppen uppskattats utifrån de mätningar som gjorts i projektet samt utifrån Naturvårdsverket (1995 och 1998), se Tabell 65. Vid beräkningarna har antagits att samtliga anläggningar belastas med avlopp från 3 personer med ca 60 % hemmavaro och att anläggningarna fungerar. För respektive typ används medelkostnader beräknade utifrån ovan angivna data (Figur 111 och Figur 112).

Tabell 65. Uppskattade lokala utsläpp av COD, fosfor och kväve som andel av inkommande.

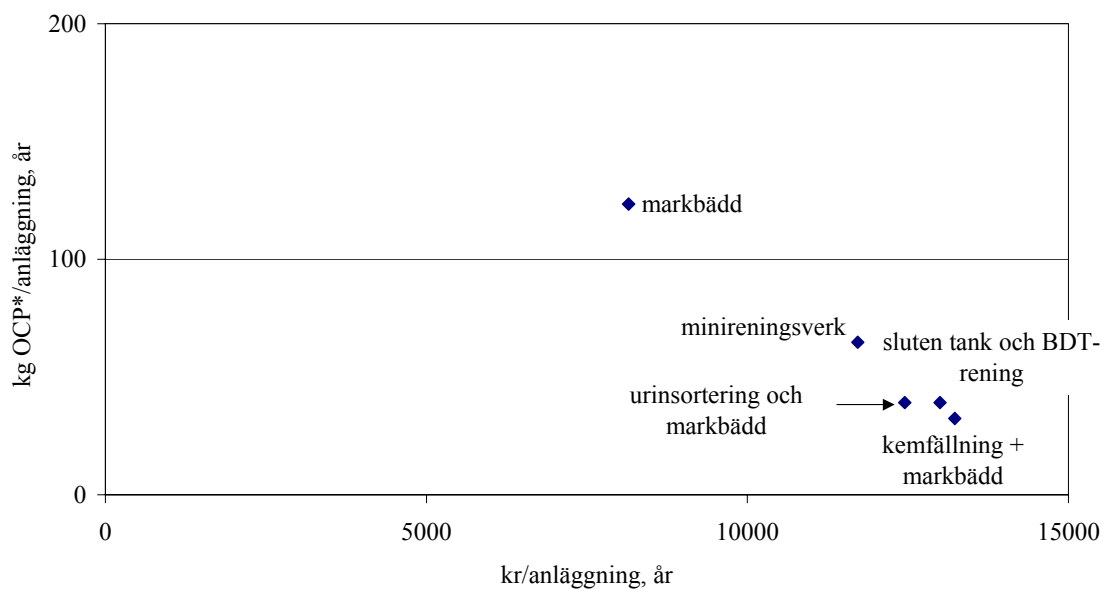
	COD _{ut} , % av COD _{in}	Put, % P _{in}	Nut, % av N _{in}	NH ₄ -Nut, % av N _{in}
Minireningsverk	10	10	50	20
Sluten tank och liten markbädd	5	15	15	2
Urinsortering och markbädd	5	15	15	2
Kemfällning och markbädd	5	5	70	10
Markbädd	5	50	70	10

Samtliga testade anläggningstyper ger, uppskattningsvis, betydligt lägre utsläpp än markbäddar. I de fall då både kväve och fosfor är begränsande ger de källsorterande system de klart lägsta utsläppen (Figur 114). Då eutrofieringen enbart begränsas av fosfor är skillnaden mellan de testade anläggningstyperna mindre, men markbädd kompletterat med kemisk fällning förefaller då att vara det bästa alternativet ur utsläppssynpunkt (Figur 115).

I Tabell 66 redovisas den relativa förbättringen för respektive anläggningstyp jämfört med om endast slamavskiljare och markbädd används. I Tabell 66 redovisas även ett ”kostnadseffektivitetsindex” som är beräknat utifrån kvoten mellan den relativa förbättringen (%) och de ökade kostnaderna (%) jämfört med markbäddsalternativet. Ett värde över 1 innebär att den relativa förbättringen är större än den relativa fördyringen, vilket skulle kunna uttryckas som att det blir ”bättre än vad det blir dyrare”. Noterbart är att detta gäller för samtliga anläggningar i de fall då fosfor är det begränsade ämnet. Av Tabell 66 framgår även att urinsortering tycks vara det alternativ som ger den största förbättringen i förhållande till kostnadsökningen. Detta bygger emellertid på att källsorteringen fungerar samt att hushållen använder fosfatfria tvätt- och diskmedel.



Figur 114. Utsläpp av eutrofierande (N och P) och syreförbrukande ämnen uttryckt som "Oxygen Consumption Potential" samt årlig kostnad.



Figur 115. Utsläpp av fosfor och syreförbrukande ämnen uttryckt som "Oxygen Consumption Potential" samt årlig kostnad.

Tabell 66. Reduktion av utsläpp av eutrofierande och syreförbrukande ämnen jämfört med utsläpp från markbäddar uttryckt som relativ förbättring samt kostnadseffektivitetsindex.

	förbättring, %	förbättring (ej N), %	Index, förbättring/ merkostnad	Index (ej N), (förbättring/ merkostnad
Minireningsverk	38	48	0,8	1,0
Sluten tank och liten markbädd	73	68	1,1	1,1
Urinsortering och markbädd	73	68	1,4	1,3
Kemfällning och markbädd	37	74	0,6	1,2

5.6 DRIFTSERFARENHETER

5.6.1 Minireningsverk

ALFA Miljöteknik/ BAGA International, Ifö EcoTrap Avloppssystem och Uponor har under projektiden modifierat och förbättrat sina produkter. Huvuddelen av de driftstörningar och problem som rapporterats kan därför troligtvis undvikas i framtiden.

Samtliga minireningsverk, utom Upoclean och (nya) BioTrap, har drabbats av mer eller mindre allvarliga driftstörningar. Den enskilt vanligaste driftstörningen har varit icke fungerande doseringsutrustning. I Biovac, (gamla) BioTrap, ALFA MRCP och ALFA/BAGA RVBK5 har det varit nödvändigt att byta eller på annat sätt åtgärda kemdoseringen.

Två av anläggningarna har drabbats av skador i samband med slamtömningar eftersom de inte har klarat den belastning som uppstår då delar av anläggningen tömts på vatten, det vill säga då mottrycket försvinner. I (gamla) BioTrap, anläggning B, sprack en mellanvägg mellan biosteget och sedimenteringssteget och i ALFA/BAGA RVBK5 kantrade insatsen i biosteget i samband med slamtömning.

Biovac, ALFA MRCP och ALFA/BAGA RVBK5 har haft allvarliga driftstörningar. För Biovacs anläggning B bestod felet i att utloppsrören gled isär, vilket resulterade i att behandlat avloppsvatten under längre tid rann ut i det källarutrymme som den var placerad i⁶⁴. Beträffande ALFAs anläggningar så har vid flera tillfällen biosteget tömts, kemikalier överdoseras och obehandlat avloppsvatten bräddats ut (se kapitel 4.4).

Skador och problem på grund av sättningar har förekommit. Värst drabbad var BioTrap, anläggning A, där högt grundvatten orsakade kraftiga sättningsskador.

Med erfarenheter från driften av minireningsverken dras följande slutsatser:

- Regelbunden, professionell, tillsyn nödvändig.
- Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om processen fungerar, måste utvecklas.
- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.
- Serviceavtal är nödvändiga.

⁶⁴ Detta inträffade ånyo efter utvärderingsperiodens slut.

5.6.2 Sorterande anläggningar

Inga driftstörningar finns rapporterade för BB Innovations anläggningar, annat än att vattenlåset i det ena hushållets toalettstol satt igen några gånger under projektiden. Mätningar av markbäddarna hydrauliska kapacitet i slutet av projektet visade att den då forfarande var god (Sjöström, 2003). Filmning av markbäddarna våren 2003 visade dock att det fanns relativt gott om slam i spridarrören, särskilt i anläggning B.

Wost Man Ecology har haft brister när det gäller installationerna av toalettstolarna. Vid anläggning A var det först efter hyresgästens påpekande som toalettstolen sattes fast. Vid anläggning A var det inledningsvis även stora problem med vakuumenheten och konsekvenserna blev påtagliga för hyresgästen eftersom enheten var placerad på husväggen. Vid anläggning B har toalettstolen Clever med tillhörande fläkt inte fungerat tillfredställande, bland annat resulterande i stort obehag för hyresgästen i form av dålig lukt. I november 2002 byttes därför Clevertoaletten ut mot en snålspolande urinsorterande toalett. Inga driftsproblem för markbäddarna har noterats.

5.6.3 Kemisk fällning och markbädd

Både EkoTreats och Kemiras anläggningar har uppvisat stabil drift under långa perioder. Samtliga anläggningar har dock haft perioder då dosering av fällningskemikalie inte fungerat, bland annat beroende på att säkra rutiner för påfyllning av kemikalier saknats. Kemira hade även en del intrimningsproblem och det tog relativt lång tid innan kemdoseringen började fungera. Dessa driftstörningar har dock inte resulterat i någon observerbar försämring av fosforreduktionen, eftersom den fosfor som inte avskiljts i slamavskiljaren istället har fångats upp av markbäddarna.

Mätningar av markbäddarnas hydrauliska kapacitet visar inte att dessa tycks sätta igen mer än markbäddar belastade med ett icke kemfällt avloppsvatten (Sjöström, 2003)⁶⁵.

Med erfarenheter från driften av markbäddar kompletterade med kemisk fällning dras följande slutsatser:

- Regelbunden tillsyn är nödvändig.
- Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om doseringen fungerar, bör utvecklas.
- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.
- Serviceavtal är nödvändiga.

5.7 BRUKARASPEKTER

En sammanfattning av intervjuerna med de boende återges i Tabell 67, Tabell 68 och Tabell 69.

⁶⁵ Igensättningen som observerades i Kemiras anläggning B tros bero på problem med slamavskiljaren och inte på doseringen av fällningskemikalier.

Tabell 67. Sammanfattning av de boendes synpunkter om minireningsverken. Anmärkning: Problem med lukt beror inte bara på anläggningen utan även dess placering.

Fråga	Uponor	Biovac	Ifö	ALFA
Nöjd med anläggningen	Ja	Ja	Ej helt	Ja
Kan HG tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut?	Ja	Ja	Ja ⁶⁶	Ja
Olägenheter/besvär med anläggningen	Nej	Lite	Ja	Nej
<i>Lukt (förutom under provtagningstiden)</i>	-	Lite ⁶⁷	Ofta ⁶⁸	-
<i>Buller</i>	-	Kompressorn hörs ofta, ej störande.	-	-
Information från SVAB	Ja	Ja/Nej	Ja	Ja
Information från tillverkarna	Ja	Väldigt lite	Ja	Ja

⁶⁶ Hyresgästerna (HG) tog inte ställning till detta vid intervjutillfällena, men har efter projektets slut ställt sig positiv till att ha kvar anläggningen.

⁶⁷ Gäller endast ena anläggningen där lukten kommer från uppsamlingstanken som utgörs av en ombyggd (befintlig) sluten tank. Uppsamlingstankar från Biovac är försedda med lock med tätningsspackning.

⁶⁸ Dålig lukt kan eventuellt förklaras av att avluftningen över hustak på avloppsstammarna fungerar dåligt. Vidare är placeringen av anläggningarna sådan att hyresgästerna passerar nära dem dagligen.

Tabell 68. Sammanfattning av de boendes synpunkter om de sorterande systemen. Anmärkning: Problem med lukt beror inte bara på anläggningen utan även dess placering.

Fråga	BB Innovation	Wost Man Ecology
Nöjd med anläggningen	Ja	Ja
Nöjd med toalettstolen	Ej helt	Nej
Kan HG tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut?	Ja, men helst med en förbättrad toalett.	Ja, men med en annan toalett.
Problem med toalettstolen	Svårare att göra ren. Spolar dåligt, ofta 2-3 spolningar ⁶⁹ . För låg urindel, stänker.	Kräver mer rengörning. Svårt att pricka rätt i Ecovacen.
Olägenheter/besvär med anläggningen	Ja	Ja
<i>Lukt (förutom under provtagningstiden)</i>	Ibland ⁷⁰	Ofta
<i>Buller</i>	-	-
<i>Stopp i urinröret</i>	Flera gånger	-
Information från SVAB	Ja	Ja
Information från tillverkarna	Ja, lite/Nej ⁷¹	Ja, lite/Nej

Tabell 69. Sammanfattning av de boendes synpunkter om system med kemisk fällning. Anmärkning: Problem med lukt beror inte bara på anläggningen utan även dess placering.

Fråga	Kemira	EkoTreat
Nöjd med anläggningen	Ja	Ja/Nej
Kan HG tänka sig att ha kvar anläggningen efter projektets slut?	Ja	Ja
Olägenheter/besvär med anläggningen	Nej	Ja
<i>Lukt (förutom under provtagningstiden)</i>	-	Ibland
<i>Buller</i>	-	Doseringen väser
Problem med doseringen	Nej ⁷²	Ja
Information från SVAB	Nej	Ja
Information från tillverkarna	Nej/Ja	Ja

⁶⁹ Enligt leverantören förklaras detta av att spolmekanismen kan haka upp sig på grund av ett mindre fel i samband med installationen. Felet åtgärdades efter projektets slut och spolningen uppges nu fungera.

⁷⁰ Viss lukt från anläggningen utomhus. Dock ej störande och troligtvis inte mer än från en ”konventionell” slamavskiljare och markbädd. Ingen onormal, besvärande, lukt från toaletten.

⁷¹ BB Innovation har informerat Stockholm Vattens personal, vilka också har skött de yttre delarna av anläggningarna under projektet, till exempel tömning av fekaliekorg och slamavskiljare.

⁷² Inledningsvis var det stora problem, men det var ingenting som hyresgästerna märkte.

5.8 HUR HAR ANLÄGGNINGARNA KLARAT KRAVEN?

Hur de olika anläggningarna klarat uppställda krav sammanfattas i Tabell 70 och Tabell 71.

Samtliga anläggningar har klarat eller har visat att man kan klara kravet på 90 % **fosforreduktion** och 90 % **BOD-reduktion**. Kravet på 50 % **kvävereduktion** har dock inte alla anläggningar visat att man kan klara. Sett över hela utvärderingsperioden har minireningsverket ALFA/BAGA RVBK5 och Kemiras anläggningar haft svårast att klara kravet på 50 % kvävereduktion. I ALFA/BAGA RVBK5 kom nitrifikationen och kvävereningen igång efter att luftfiltret i kompressorn byttes hösten 2002, varför det kan antas att 50 % kvävereduktion är möjlig att klara om luftfiltret byts regelbundet. Beträffande Kemiras anläggning kan den måttliga kvävereduktionen troligtvis förklaras av den relativt höga belastningen jämfört med EkoTreats anläggning (Figur 103). Samtliga markbäddar har uppvisat fungerande nitrifikation och utsläppen av ammoniumkväve har varit låga. Inget av minireningsverken har klarat ammoniumkravet, förutom BioTrap som klarat kravet periodvis.

Av minireningsverken är det endast BioTrap som vid stickprovtagningarna klarat **gränsvärdet för badvattenkvalitet** i utgående vatten. Efter ombyggnaden av utloppsmodulen i Upoclean har även den anläggningen klarat gränsvärdet (även om antalet prov är relativt få). Även ALFA RVBK 5 har visat att det är möjligt att klara gränsvärdet för badvattenkvalitet, särskilt under hösten 2002 (vilket eventuellt kan förklaras av förbättrad funktion efter byte av luftfiltret i kompressorn).

Samtliga anläggningar med markbäddar tycks kunna klara gränsvärdet för badvattenkvalitet och bäst resultat uppvisar en av Wost Man Ecologys anläggningar. Detta är logiskt då denna endast släpper ut behandlat BDT-vatten. Kemiras, EkoTreats och BB Innovations anläggningar är troligtvis lika bra ur hygiensynpunkt då de samtliga behandlar ett blandat avloppsvatten i en stor markbädd. Anledningen till att BB Innovation och Kemira inte fått ”+++” i tabellen beror på att antalet representativa prov vid stabil drift är för litet.

Samtliga anläggningar klarar kravet att möjliggöra **återförsl av närsalter**, framförallt fosfor, till jordbruket förutsatt att (rest)produkterna kan accepteras av lantbrukarna.

De enda anläggningar där återförsl av närsalter till jordbruk fungerat i praktiken är BB Innovations urinsorterande system. Detta beror på att det vid Bornsjön finns möjligheter att lagra och sprida urin. Att urinen tillåts som gödningsämne inom Bornsjöområdet beror på att det är en ren växtnäringsprodukt med avseende på tungmetallinnehåll och att den ger ett bra kväveutnyttjande (Johansson, 2000; Jönsson et. al., 2000). Trots detta får BB Innovation ett relativt lågt betyg i Tabell 71 eftersom det endast är cirka 40 % av fosfor som återförs via urinen. Dock är återförslsgraden av övriga näringsämnen, som kväve och kalium, betydligt högre för de urinsorterande systemen jämfört med övriga anläggningar.

Bäst möjligheter till återförsl har Wost Man Ecologys system om klosettavloppet kan behandlas i en särskild anläggning, exempelvis våtkompostering. Detta för att hygienisera produkten innan den används i jordbruket. Klosettavlopp från slutna tankar transporteras emellertid vanligtvis, liksom i detta projekt, till ett större reningsverk för vidare behandling. Vid sådan hantering har systemet ungefär samma återförslpotential som minireningsverk.

Minireningsverken och anläggningarna med kemisk fällning möjliggör i princip endast återförsel av fosfor. Återföringspotentialen är, generellt sett, något högre för minireningsverken jämfört med anläggningarna med kemisk fällning eftersom en större andel av inkommande fosfor fastläggs i slammet. När kemdoseringen inte fungerar är det endast en liten andel av fosfor som fastläggs i slammet, vilket också är förklaringen till att Kemira fått ett lägre betyg.

Möjligheten till acceptans för slammet påverkas av att slam från samtliga anläggningar, utom Biovacs, hämtas med slamsugbil för transport till en större (kommunal) avloppsanläggning. För att fosfor från de enskilda anläggningarna ska återföras till livsmedelproduktion krävs därför även att slammet från den större anläggningen accepteras av lantbrukarna.

I Biovacs anläggning produceras ett relativt torrt och stabiliserat slam som kan myllas ned i jorden. För närvarande saknas emellertid instruktioner om hur produkten ska hanteras för att fosfor ska komma till nytta.

När det gäller **resursförbrukning** har endast förbrukning av högvärdig energi (exergi) och användning av råvaror under driftfasen beaktats. Den enda anläggningen som är avsevärt bättre än övriga är Wost Man Ecologys system eftersom det har en låg förbrukning av både högvärdig energi och råvaror. BB Innovations system är emellertid det system som förbrukar minst högvärdig energi.

Den **ekonomiska utvärderingen** visar att Upoclean och Biovac har lägst totalkostnader då en nyinvestering erfordras. Finns fungerande markbädd eller infiltrationsanläggning, men fosforeringen måste förbättras, är doseringsutrustning från EkoTreat eller Kemira ett kostnadseffektivt alternativ.

Ur **brukarsynpunkt** finns inga anmärkningar när det gäller ALFA/BAGA RVBK 5, Upoclean och Kemiras anläggningar. EkoTreat och BioTrap har haft vissa problem med lukt, vilket huvudsakligen förklaras av anläggningarnas placering. EkoTreat har även drabbats av klagomål att doseringsutrustningen ger ifrån sig ett störande väsljud. Biovac har inte fått några större anmärkningar från hyresgästerna, men däremot drabbats av driftsstörningar som orsakat fastighetsägaren besvär. Hyresgästerna har inte varit helt nöjda med toaletterna från BB Innovation och Wost Man Ecology. Vid en av Wost Man Ecologys anläggningar var besvären så allvarliga att toalettstolen fick bytas ut mot en annan typ (men från samma företag).⁷³

Upoclean, (nya) BioTrap och BB Innovations anläggningar har uppvisat god **driftssäkerhet**. Biovac och ALFA/BAGA RVBK5 har haft allvarliga driftstörningar. ALFA/BAGA har successivt åtgärdat de problem som orsakat driftstörningar och anläggningen har under sista tiden fungerat utan anmärkningar. Orsaken till Biovacs problem kan troligtvis avhjälpas genom bättre information till hyresgästerna samt genom en mer regelbunden tillsyn. ALFA/BAGA RVBK5, Biovac, (gamla) BioTrap, EkoTreat och Kemira har haft störningar och problem när det gäller doseringen av fällningskemikalie. Samtliga leverantörer har dock bytt ut eller förbättrat doseringsutrustningen samt sett över rutiner för påfyllning av kemikalier och driftssäkerheten för kemikaliedoseringen har därför blivit allt bättre under

⁷³ Den toalett, Clever, som föranlett att man inte fick godkänt är tagen ur sortimentet.

projektiden. Wost Man Ecologys anläggningar har varit driftsäkra, med undantag för toaletten Clever som ej fungerade och därför byttes ut i slutet av projektet (se ovan).

Tabell 70. Kravuppfyllelse med avseende på reduktion av syreförbrukande och eutrofierande ämnen samt utgående halter av (presumptiva) fekala streptokocker eller fekala enterokocker. +++ = Betydligt bättre än kraven (MVG), ++ = Har klarat kraven (VG), + = Har klarat kraven periodvis, har bevisat potentialen. (G), - = Har ej klarat kraven (U).

	BOD ₇ > 90 %	P > 90 %	N > 50 %	Amm-N < 5 mg/l	Bakterier, ut < 3 st./ml
ALFA/BAGA RVBK5 ⁷⁴	++	+	+	-	+
Biovac	++	+	+	-	-
BioTrap	++	+	++	+	++
Upoclean	++	++	+(+)	-	+
BB Innovation	+++	+	+++	++(+)	+(+)
Wost Man Ecology	+++	+	+++	++(+)	++
EkoTreat	+++	+++	+	+(+)	++
Kemira	+++	++(+)	(+)	+(+)	+(+)

Tabell 71. Kravuppfyllelse med avseende på möjligheter att återföra fosfor, (natur)resursanvändning, kostnader, brukarspekter och driftsäkerhet. +++ = Betydligt bättre än kraven (MVG), ++ = Har klarat kraven (VG), + = Har klarat kraven periodvis, har bevisat potentialen. (G), - = Har ej klarat kraven (U).

	Kretslopp, > 70 % P	Resurser	Ekonomi	Brukar- synpunkter	Driftsäkerhet
ALFA/BAGA RVBK5 ⁷⁵	+	+	+	++	+
Biovac	+	+	+(+)	+	+
BioTrap	+	+	+	+	++
Upoclean	+	+	+(+)	++	++
BB Innovation	(+)	+	+	+	++
Wost Man Ecology	+	+(+)	+	-	+
EkoTreat	+	+	+	+	+(+)
Kemira	(+)	+	+	++	+

⁷⁴ Sammanfattningen omfattar ej ALFA MRCP eftersom den är en pilotanläggning och ej finns i produktion.

⁷⁵ Sammanfattningen omfattar ej ALFA MRCP då den är en pilotanläggning och ej finns i produktion.

6 SLUTSATSER

6.1 ALLMÄNT

Generellt för samtliga anläggningar gäller att de visat att de har potential att klara de krav som ställts för ”Bra Små Avlopp”. För att säkerställa att anläggningarna klarar de uppställda kraven krävs fungerande organisationer för tillsyn och drift. För att de sorterande anläggningarna ska ge låga utsläpp krävs att användarna är välinformerade och motiverade.

6.2 MINIRENINGSVERK

De viktigaste slutsatserna beträffande minireningsverken är:

- Det finns processtekniska lösningar som möjliggör god reduktion av syreförbrukande och eutrofierande ämnen och som, ur utsläppssynpunkt, är ett bättre alternativ än ”konventionella” markbäddar. Anläggningarna kräver dock regelbunden tillsyn samt professionell personal för service, underhåll och teknisk support.
- Kemikaliedoseringen är kritisk för att erhålla en god fosforreduktion. För flera anläggningar har doseringsutrustningen fallerat. För vissa anläggningar har dosering av fällningsmedel varit otillräcklig. Under projektiden har emellertid de flesta tillverkarna förbättrat prestandan på utrustningen så att driftsäkerheten är acceptabel, förutsatt att det finns en fungerande regelbunden tillsyn av anläggningarna.
- Regelbunden, professionell, tillsyn nödvändig. Att teckna ett långsiktigt serviceavtal i samband med installation borde därför vara ett obligatorium.
- Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om processen fungerar, måste utvecklas.
- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.

6.3 SORTERANDE ANLÄGGNINGAR

De viktigaste slutsatserna för de sorterande anläggningarna är:

- Kombinationen av konventionella markbäddar och urinsortering såväl som slutna tank tillsammans med lokal BDT-vatten rening har haft uppvisat goda resultat med avseende på syreförbrukande ämnen och kväve. Av de studerade systemen är det denna typ av anläggningar som ger de lägsta kväveutsläppen lokalt.
- För att garantera små utsläpp av fosfor krävs motiverade och utbildade användare. Tvätt- och diskmedel får inte innehålla fosfor. De små markbäddarna som används för BDT-vatten rening har en mycket begränsad fosforrenerande förmåga. De markbäddar som är anslutna till de urinsortande anläggningarna är relativt stora (ca 50 m²), men det finns en tendens att fosforreduktionen försämrats under projektiden och att det på sikt kan bli svårt att klara målet på 90 % fosforreduktion.

6.4 KEMISK FÄLLNING OCH MARKBÄDD

De viktigaste slutsatserna för system med kemisk fällning är:

- Anläggningarna ger mycket god reduktion med avseende på organiskt material och fosfor. Då kemikaliedoseringen inte fungerar sjunker reduktionsgraden för fosfor något, men kombinationen med markbädd gör att effekten inte blir lika kraftig som för minireningsverken.
- Anläggningarna kräver regelbunden tillsyn samt professionell personal för service, underhåll och teknisk support. Att teckna ett långsiktigt serviceavtal i samband med installation borde därför vara ett obligatorium.
- Larmfunktioner, eller andra tydliga indikatorer på om doseringen fungerar, bör utvecklas.

- Säkra rutiner för slamtömning och påfyllning av fällningskemikalier måste finnas.
- Ett billigt alternativ om det redan finns en fungerande markbädd eller infiltrationsanläggning

6.5 PROJEKTET

Även om denna rapport betonar utvärderingen av anläggningarna så bör det påpekas att projektet i hög utsträckning även varit ett teknikutvecklings- och utbildningsprojekt. Flera av leverantörerna har modifierat och avsevärt förbättrat sina produkter under projektets gång. Den intensiva uppföljningen av driftserfarenheter från anläggningarna har gett såväl leverantörer som utvärderare ökad kunskap om vad som krävs för att få fram småskaliga avloppslösningar som är bra.

7 REFERENSER

LITTERATUR

Hedström, A., 2000. Adsorption and reclamation of wastewater nitrogen and the value of human urine as a nitrogen fertiliser, Licentiatuppsats; avd. VA-teknik, Luleå Tekniska Universitet, 2000:17.

Johansson, M. (red), 2000, Urinsortering – en del i kretsloppet, Byggforskningsrådet rapport T17:2000.

Jönsson., H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.-A., Dalhammar, G., Kirchmann, H., 2000, Källsorterad humanurin i kretslopp, VA-FORSK rapport 2000-1.

Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, J., Rönning, A., Ekvall, T., Finnveden, G., 1995, Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment, Nord 1995:20, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

Naturvårdsverket, 1995. *Vad innehåller avlopp från hushåll?* Rapport 4425. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

Naturvårdsverket, 1998. *Markbäddars funktion, kontroll och utvärdering av markbäddar.* Rapport 4895. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nilsson, L. och Norén, T., 2000, Enskilda avloppsanläggningar – Bra Små Avlopp, Examensarbete, Luleå Tekniska Universitet, 2000:211 CIV

Norin, E., 2000. Våtkompostering i Tegelviken, VA FORSK-rapport 2000:3, Stockholm.

Pell, M., 1991. *Microbiology and nitrogen transformations in sand-filter systems for treatment of household septic-tank effluents.* Dissertation, Swedish University of Agricultural Science, Report 48.

Serrander, C., 200?, LCA för enskilda avlopp, examensarbete, SLU (under bearbetning)

Sjöström, M., 2003, Minireningsverks funktion samt markbäddars hydrauliska kapacitet och fosforbindande förmåga, Examensarbete, Luleå Tekniska Universitet, 2003:161 CIV.

Sundström, M., 2000, Tvätt- och diskmedel i BDT-vatten: Tvätt- och diskmedlens påverkan på fosforhalten i BDT-vatten. Ett försök utfört i bostadsområdet Vibyåsen i Sollentuna. Rapport från VERNA Ekologi och Miljökonsult AB.

Westlie, L., 1997, Rensning av grävavn i kompakta filtre for boliger og hytter – Erfaringer med bruk av Leca lettklinker som filtermateriale, Jordforsk rapport 140/97.

PERSONLIG KOMMUNIKATION

Albihn A., 2003, Statens Veterinärmedicinska Anstalt

BILAGA 1: MEDVERKANDE LEVERANTÖRER

Företag	Kontaktperson
ALFA Miljöteknik/ BAGA International AB Box 61 371 21 Karlskrona E-post: baga@swipnet.se webbadress: www.alfaror.se	Bert Gustafsson tel.: 0455 - 61 61 54 eller 0708 - 26 65 54 Fax: 0455 - 205 46 E-post: bert.gustafsson@baga.se
BB Innovation & Co AB Gåseryd Prästgård 578 94 Aneby E-post: bb.innovation@dubblatten.nu webbadress: www.dubblatten.nu	Bobby Bogdan Mrozowski tel.: 0380 - 421 03 eller 070 - 743 80 95 Fax: 0380 - 421 01 E-post: bobby@dubblatten.nu
EkoTreat Tjusta 197 93 Bro E-post: info@ekotreat.com webbadress: www.ekotreat.com	Sten-Åke Carlsson tel.: 08 - 58 48 07 70 eller 070 - 536 23 07 Fax: 08 - 58 48 07 71 E-post: info@ekotreat.se
Ifö EcoTrap Avloppssystem Box 140 295 22 Bromölla E-post: info@ifo.se webbadress: www.ifosanitar.com	Hans Tjörnvik tel.: 0456-48115 Fax 0456-48125 E-post: hans.tjornvik@ifo.se
Kemira Kemi AB Kemwater Box 902 251 09 Helsingborg tel.: 042 - 17 10 00 webbadress: www.kemira.com	Per Skjelmose tel.: 042 - 17 10 00 eller 0737 - 19 17 32 E-post: per.skjelmose@kemira.com
Miljö och Bioteknik - Biovac Box 2120 141 02 Huddinge webbadress: www.biovac.se	Jan Eriksson tel.: 08 - 608 21 60 eller 070 - 483 59 51 Fax: 08 - 779 80 42 E-post: jan@mob.se
Uponor AB 513 81 Fristad tel.: 033 - 17 25 00 E-post: infose@uponor.com webbadress: www.uponor.se	Stellan Pettersson tel.: 033 - 17 26 09 eller 070 - 528 26 09 Fax: 033 - 17 26 17 E-post: stellan.pettersson@uponor.com
Wost Man Ecology AB Sprängarvägen 18 132 38 Saltsjö-Boo tel.: 08 - 715 13 20 Fax: 08 - 715 13 21 E-post: info@wost-man-ecology.se webbadress: www.wost-man-ecology.se	Bengt Ström tel.: 08 - 715 13 20 E-post: wme@tiscali.se

BILAGA 2: KRAVSPECIFIKATION - BRA SMÅ AVLOPP

SYSTEMAVGRÄNSNING

Inom projektet eftersträvas i första hand lösningar som är anpassade för ett hushåll med permanentboende. Samtliga flöden av spillvatten från hushållet ingår och skall omhändertas och behandlas. Om så kallad källsorterande teknik används (till exempel svartvatten- eller urinavskiljning) måste även lösningar för BDT-vattnet respektive fekalierna finnas med. Dräneringsvatten liksom vatten från tak eller hårdgjorda ytor ingår inte i systemet. Eftersom systemet i samtliga fastigheter som är tillgängliga för projektet är vattenburet idag eftersträvas i första hand vattenburna lösningar.

I princip bör systemet för behandling och eventuell korttidslagring av restprodukter avgränsas utåt av fastighetsgränsen. Men generellt måste naturligtvis platsens förutsättningar alltid beaktas. Om gemensamhetslösningar för flera fastigheter eftersträvas bör den för platsen bästa lösningen sökas oberoende av fastighetsgränser.

FUNKTIONSKRAV

Inledning

Spillvatten och restprodukter kommer att provtagas (flödesrelaterad provtagning) och analyseras enligt följande:

- spillvatten (efter slamavskiljning) före och efter behandlingssteget: (veckosamlingsprov) flöde, tot-P, fosfat-P, tot-N, BOD₇, COD, pH, SS och (2 - 8 gånger/år) bakteriologiska prover, metaller
- restprodukter: mängd, växtnäring, pH, organisk halt, metaller, oönskade organiska ämnen, bakteriologiska prover

Funktionskraven för utsläpp till vatten (se under rubriken ”Recipientskydd” nedan) anges som procentuell reduktion. Med detta avses den totala reduktion som erhålls från VA-systemets början till dess att avloppsvattnet når recipienten. Om till exempel ett så kallat källsorterande system används där urin avskiljs räknas den fosfor, kväve och BOD som finns i urinen in i vad som ursprungligen skulle ha funnits i spillvattnet. Reduktionen beräknas sedan utifrån den mängd P, N, COD och BOD som finns i urinen och i det utgående behandlade spillvattnet.

Smittskydd

Det renade avloppsvattnet ska uppfylla badvattenkvalité vid utsläpp där människor kan exponeras för det. Det omedelbara utsläppsområdet ska göras svårtillgängligt genom skyddsbarriärer som till exempel kan bestå av växter eller täckande sten och grus.

Hantering av restprodukter från systemet ska kunna skötas på ett hygieniskt acceptabelt sätt. Åtgärder för att begränsa smittspridning vid lagring av restprodukter ska finnas. Förslag på hur smittspridning undviks vid jordbrukslagring och användning av restprodukterna ska även finnas.

Recipientskydd

Samtliga värden nedan avser veckomedelvärden på utgående avloppsvatten vid flödesproportionell provtagning.

- Utsläpp till vatten (både yt- och grundvatten) av fosfor: Riktvärdet är minst 70% reduktion. Det är dock önskvärt med över 90% reduktion.

- Utsläpp till vatten (både yt- och grundvatten) av kväve: Målsättningen är minst 50% reduktion. Utsläppt kväve bör i så hög utsträckning som möjligt vara omvandlat till nitrat.
- Utsläpp till vatten (både yt- och grundvatten) av BOD: Riktvärdet är minst 70% reduktion. Det är dock önskvärt med över 90% reduktion.

Återförande av närsalter till jordbruket

- Fosfor: Minst 70% av all fosfor från toalettavfall och BDT-vatten ska kunna användas i jordbruket.

Det är önskvärt att återföra andra närsalter som kväve och kalium till jordbruket. Återförda närsalter bör om möjligt användas för livsmedelsproduktion.

Kvalitén på växtnäringen och hanteringen av restprodukter måste vara sådan att regelverket för jordbruksanvändning av avloppsslam uppfylls (Förordningen (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter med mera samt SNFS 1994:2). Vaxtnäringen kan tillföras jordbruksmark som flytande eller mer eller mindre fasta restprodukter. En hög koncentration av växtnäring i restprodukterna bör eftersträvas för att minska transportbehov och packningsproblem vid jordbruksanvändning. Hur hanteringen av restprodukter kan ordnas måste ingå i förslagen till lösningar. Genomförande av hanteringen ansvarar projektet för.

Förbrukning av resurser

Generellt gäller att en god hushållning av resurser eftersträvas. Detta innefattar både energi-, material- och markanvändning under såväl anläggnings- som driftfasen. Vidare gäller att använda material i så hög utsträckning som möjligt ska gå att omhänderta på ett miljöriktigt sätt. Graden av resurshushållning kommer i projektets utvärdering bland annat att bedömas med hjälp av LCA-metodik och exergianalys.

Ekonomi

En god totalekonomi är viktig för att anläggningen ska bli ett konkurrenskraftigt alternativ. Således får inte den årliga drift- och kapitalkostnaden för anläggningen avsevärt överskrida kostnaden för konventionella lösningar som markbädd och infiltration.

Användaranpassning

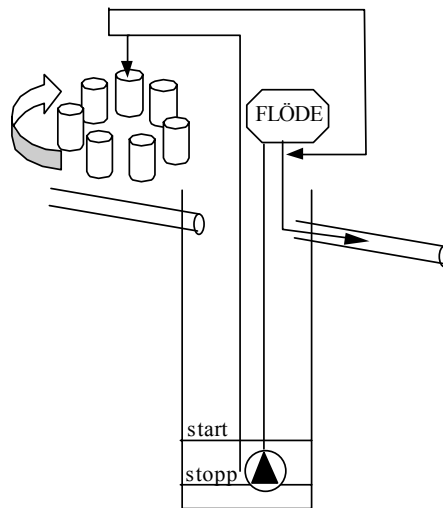
De lösningar som idag finns i våra samhällen kräver ett litet engagemang från användarna. De föreslagna systemen får i jämförelse med konventionellt WC-system inte innebära några extra hinder för att brukaren ska kunna utföra sina toalettbesök. Ej heller får extra hinder föreligga för att kunna sköta det dagliga underhållet i form av städning, rengöring etcetera. Underhållet får inte heller innebära fysiska eller hälsomässiga risker.

Drift och underhåll

Anläggningar för enskild bebyggelse kräver som regel en insats från användarna. Vanliga drifts- och underhållsåtgärder måste kunna utföras av en fysiskt frisk, vuxen lekman. Utförda åtgärder får inte heller innebära fysiska eller hälsomässiga risker. Vidare får störningar från anläggningen i form av buller eller obehaglig lukt inte förekomma under normal drift. I samband med omhändertagande av restprodukter eller andra mindre frekvent återkommande ingrepp kan vissa störningar accepteras.

BILAGA 3: PROVTAGNINGSFÖRFARANDE

När så varit möjligt har utrustning för automatisk provtagning för inkommande slamavskiljt avloppsvatten och utgående behandlat avloppsvatten använts. Provtagaren för inkommande avloppsvatten är flödesstyrd och prov tas när en förutbestämd nivå, motsvarande ungefär sex liter vätska, uppnåtts i mätbrunnen (Figur 116). I samband med provtagningen har även flödet registrerats. Efter provtagningen pumpas vätskan ur mätbrunnen, via flödesmätaren, vidare till minireningsverk eller markbädd. Provtagaren för utgående avloppsvatten är en slavprovtagare som tar prov samtidigt, eller med viss tidsfördröjning, som den flödesstyrda provtagaren.



Figur 116. Principskiss över provtagare och flödesmätare. Provtagningen startar då nivån i mätbrunnen nått "startnivån" för pumpen som pumpar vattnet upp till flödesmätaren och vidare ut i anläggningen.

Provtagningsutrustningen är installerade i värmeisolerade mätkurer placerade över de aktuella mät- och provbrunnarna. Kurerna innehåller förutom provtagare och flödesmätare även övrig utrustning såsom styr- och reglerutrustning, datalogger m. m. samt ett kylskåp i vilket en karusellprovväxlare med sju 5-liters dunkar i plast är placerade (Figur 117). Karusellen är till för att samla upp avloppsvattenprov från ett dygn i ett provtagningskärl och sedan växla till ett nytt kärl för nästa provdygn. På så sätt erhålles ett dygnsblandprov för varje dag i provtagningsveckan som sedan kan blandas ihop manuellt till ett veckoblandprov.



Figur 117. Flödesmätare och provväxlare

Veckoproverna består av de sammanslagna konserverade dygnsproven från tisdag- till och med söndagsdygnet. Varje dygnsdunk innehåller 25 ml fördoserad 4 M svavelsyra i konserverande syfte. Riktvärdet för uppsamlad provmängd är 2,5 liter prov per dygn. Specialprov har visat att en viss överdosering av svavelsyra inte medför en felaktig analys. Dygnsprovet består enbart av prov uttaget under måndagen. Detta prov innehåller inget konserveringsmedel. Från det sammanslagna provet tas ett delprov på 0,5 liter sedan ut till en plastflaska och skickas i en kylväska till AnalyCen Nordic AB för analys efterföljande dag. Till dygnsprovet tas 1,0 liter prov ut.

I de flödesproportionella provtagarna pumpar en slangpump upp en provmängd på 25 - 75 ml ur mätbrunnen. Mätbrunnen består av ett vertikalt placerat PVC-rör med yttre och inre diametern \varnothing 400 mm respektive \varnothing 377 mm. Provtagningsbrunnen för utgående avloppsvatten består av ett vertikalt placerat PVC-rör med yttre och inre diametern \varnothing 110 mm respektive \varnothing 103 mm. I båda dessa brunnar leder ett teflonrör ned till vätskenivån. Överst är rören kopplade till en EPDM-gummislang⁷⁶, inre diameter \varnothing 9,5 mm, och slangpumpen. Pumpen pumpar först upp prov under en viss förinställd tid, och sedan öppnas en ventil på slangen som leder till provväxlaren i kylskåpet. Ventilen är öppen en viss förinställd tid.

Processflödet mäts med en för provtagningsutrustningen speciellt anpassad flödesmätare. För ungefär var sjätte liter tas ett prov. Möjlighet finns också att istället ta ut prov var tolfte liter, var 18de liter osv. Detta har utnyttjats i de reningsanläggningar där hyresgästen har haft en förhållandevis hög vattenförbrukning.

⁷⁶ EPDM = polymeriserade Eten-Propen-Dien-Monomerer.

BILAGA 4. BRUNNSVATTNETS SAMMANSÄTTNING

Analys av brunnsvattnet från de brunnar som är anslutna till hushåll med reninganläggningar ingående i projektet.

Provtagningsplats	Biovac A och WM B				Biovac B			
Brunn grävd/ borrar	grävd				grävd			
Avstånd till brunnen, m	200		provpunkt: köket		100		provpunkt: köket	
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-16	2003-01-16	2003-01-16	2002-11-19	2003-01-21	2003-01-21	2003-01-21
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	7.93	7.73	7.68	7.74	6.71	6.67	6.67	6.80
Temperatur, grader C	16.1	10.8	10.8	14.6	16.1	10.1	12.3	10.8
Turbiditet, FNU	0.86	7.8	7.8	1.12	0.24	0.068	0.067	0.58
Konduktivitet, mS/m	35.5	33.9	33.9	33.1	41.1	40.4	40.7	40.9
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	8.4	7,9/56,1	7,7/54,9	7,6/54,4	8.3	8,6/61,3	8,6/61,3	8,6/61,1
Alkalinitet, mg/l	168	159.2	157.1	153.7	102	102	102	102
Färg, mg Pt/l	5	20	21	6	<5	<5	<5	5
TOC, mg/l	1.3	1.4	1.4	1.3	1.6	1.8		2.0
TS, mg/l	220	219	216	211	266	257	258	258
Järn, mikrogram/liter	95	510	1400	100	78	80	130	52
Koppar, mikrogram/liter	<20	44	22	86	67	54	31	96
Mangan, mikrogram/liter	<20	25	180	<20	<20	<20	<20	<20
Kalcium, mg/l	43	42	42	42	41	43	43	44
Magnesium, mg/l	11	8	8.8	9.4	11	10	11	11

Provtagningsplats	IFÖ A				IFÖ B och EkoTreat A			
Brunn grävd/ borrar	borrar				grävd			
Avstånd till brunnen, m	300		provpunkt: utkastare vid ladugård		800		provpunkt: utkastare	
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-16	2003-01-16	2003-01-16	2002-11-19	2003-01-21	2003-01-21	2003-01-21
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	9.18	9.13	9.20	9.11	7.00	6.91	6.91	6.96
Temperatur, grader C	11.5	10.7	9.2	10.2	14.6	11.1	10.3	18.0
Turbiditet, FNU	0.22	0.55	0.48	0.43	0.59	0.23	0.17	0.23
Konduktivitet, mS/m	51.2	56.4	55.4	56.4	52.7	52.4	52.8	52.3
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	1.1	1,1/8,2	1,0/7,1	1,0/7,2	8.7	9,1/65,0	9,1/64,8	9,1/65,1
Alkalinitet, mg/l	158	147.0	148.8	148.8	122	120	120	121
Färg, mg Pt/l	<5	7	7	10	10	17	16	22
TOC, mg/l	2.0	2.7	2.6	3.2	3.9	4.1	3.9	4.0
TS, mg/l	292	317	316	321	322	332	328	326
Järn, mikrogram/liter	64	20	26	24	370	22	<20	<20
Koppar, mikrogram/liter	<20	24	<20	25	<20	170	99	290
Mangan, mikrogram/liter	<20	<20	<20	<20	27	<20	<20	<20
Kalcium, mg/l	<5	5.5	<5	5	48	52	51	51
Magnesium, mg/l	<1	<1	<1	<1	9.6	10	9.9	10

Provtagningsplats	Alfa A				Alfa B			
Brunn grävd/ borrar	grävd				borrar			
Avstånd till brunnen, m	150		provpunkt: köket		200		provpunkt: köket	
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-16	2003-01-16	2003-01-16	2002-11-19	2003-01-15	2003-01-15	2003-01-15
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	6.44	6.34	6.31	6.37	8.39	8.42	8.46	8.40
Temperatur, grader C	16.0	8.6	8.4	13.2	15.2	14.3	12.4	14.6
Turbiditet, FNU	1.14	2.88	9.20	5.8	0.16	0.132	0.109	0.211
Konduktivitet, mS/m	22.1	24.0	24.0	23.7	44.3	44.5	44.0	44.4
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	4.0	4,4/31,4	4,4/31,2	4,3/30,7	2.8	2,7/19,5	2,7/19,3	2,7/19,4
Alkalinitet, mg/l	40	39.0	39.7	40.0	206	206.5	203.7	206.5
Färg, mg Pt/l	5	9	36	33	5	5	5	5
TOC, mg/l	1.6	1.6	1.8	1.6	2.4	2.5	2.7	2.8
TS, mg/l	134	158	162	162	270	274	272	273
Järn, mikrogram/liter	380	300	2800	1300	22	91	<20	160
Koppar, mikrogram/liter	220	1900	330	460	57	670	56	190
Mangan, mikrogram/liter	<20	<20	<20	21	<20	<20	<20	<20
Kalcium, mg/l	22	24	24	23	15	16	16	16
Magnesium, mg/l	3.8	4	4	4.1	2.8	2.6	2.6	2.7

Analyserna är utförda på Stockholm Vatten AB; TOC och TS på Lovö vattenverk, metallerna på Torgatans laboratorium och övriga analyser på Norsborgs vattenverk.

Analys av brunnsvattnet från de borrar som är anslutna till hushåll med reninganläggningar ingående i projektet.

Provtagningsplats	Uponor				WM A			
Brunn gräv/ borrar	borrar				borrar			
Avstånd till brunnen, m	180	provpunkt: köket			10	provpunkt: köket		
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-15	2003-01-15	2003-01-15	2002-11-19	2003-01-15	2003-01-15	2003-01-15
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	7.24	7.18	7.18	7.23	8.22	7.84	8.44	8.91
Temperatur, grader C	10.6	11.3	11.3	12.6	11.4	11.7	11.0	13.5
Turbiditet, FNU	0.28	0.155	0.335	0.374	15.6	6.95	0.215	0.685
Konduktivitet, mS/m	24.9	24.5	25.7	26.1	31.0	29.7	29.7	28.5
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	6.1	6,3/44,8	6,1/43,3	6,2/44,5	3.2	3,8/26,8	2,6/18,9	2,2/16,0
Alkalinitet, mg/l	138	136.3	137.6	139.4	169	163.2	163.8	157.7
Färg, mg Pt/l	5	5	5	5	55	62	8	27
TOC, mg/l	1.9	1.6	1.5	1.5	3.0	3.5	2.3	2.9
TS, mg/l	146	146	148	150	195	184	186	178
Järn, mikrogram/liter	110	66	100	110	2600	2400	150	98
Koppar, mikrogram/liter	42	100	40	350	22	2300	21	140
Mangan, mikrogram/liter	<20	<20	<20	<20	42	130	32	43
Kalcium, mg/l	38	39	39	37	20	28	17	14
Magnesium, mg/l	4.2	4.3	4.2	4.2	1.5	2.5	1.4	1.3

Provtagningsplats	BB A				BB B			
Brunn gräv/ borrar	gräv				borrar			
Avstånd till brunnen, m	150	provpunkt: köket			50	provpunkt: utkastare		
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-16	2003-01-16	2003-01-16	2002-11-19	2003-01-21	2003-01-21	2003-01-21
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	7.01	6.96	6.94	7.00	7.49	7.57	7.59	7.82
Temperatur, grader C	13.7	9.9	8.1	8.6	11.7	12.0	11.9	16.2
Turbiditet, FNU	0.33	0.42	0.63	0.61	2.32	1.0	1.7	0.96
Konduktivitet, mS/m	53.3	53.2	53.1	53.3	26.0	26.9	27.2	26.7
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	8.9	9,0/64,2	9,1/65,2	9,5/67,6	6.2	6,6/47,4	6,5/46,2	6,7/47,6
Alkalinitet, mg/l	123	121.7	121.4	121.4	102	109	110	112
Färg, mg Pt/l	9	20	20	28	5	5	5	5
TOC, mg/l	4.1	5.1	4.5	3.9	1.6	1.7	1.7	1.8
TS, mg/l	328	338	337	339	167	176	174	176
Järn, mikrogram/liter	46	20	46	33	390	140	350	150
Koppar, mikrogram/liter	<20	490	23	550	21	66	44	230
Mangan, mikrogram/liter	81	78	85	81	45	<20	22	<20
Kalcium, mg/l	47	51	53	52	32	32	33	33
Magnesium, mg/l	9.7	10	10	10	7.1	8	8.7	9.4

Provtagningsplats	Kemira A				Kemira B			
Brunn gräv/ borrar	borrar				gräv			
Avstånd till brunnen, m	3	provpunkt: köket			150	provpunkt: köket		
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-16	2003-01-16	2003-01-16	2002-11-19	2003-01-21	2003-01-21	2003-01-21
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2	10	0	10	varmv. 2
pH	7.32	7.38	7.25	7.34	7.49	7.42	7.47	7.64
Temperatur, grader C	11.0	14.5	12.4	14.7	16.3	12.9	12.4	10.6
Turbiditet, FNU	2.36	1.70	1.75	8.10	1.09	0.15	0.15	0.37
Konduktivitet, mS/m	27.1	27.9	25.6	26.0	50.1	47.9	47.9	47.2
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	6.5	6,8/48,6	6,2/44,0	6,5/46,1	9.9	9,8/69,8	9,8/70,0	9,6/68,5
Alkalinitet, mg/l	132	138.2	123.2	125.4	215	206	206	205
Färg, mg Pt/l	12	9	9	42	8	5	5	5
TOC, mg/l	1.9	2.0	2.1	2.7	1.9	2.0	1.8	1.8
TS, mg/l	167	182	168	168	300	293	289	286
Järn, mikrogram/liter	150	190	180	350	140	23	37	34
Koppar, mikrogram/liter	<20	67	<20	220	<20	<20	<20	57
Mangan, mikrogram/liter	90	81	79	80	<20	<20	<20	<20
Kalcium, mg/l	36	39	37	37	52	55	57	57
Magnesium, mg/l	5.7	4.8	5	5.2	9.8	9	9.4	8.8

Analyserna är utförda på Stockholm Vatten AB; TOC och TS på Lovö vattenverk, metallerna på Torgatans laboratorium och övriga analyser på Norsborgs vattenverk.

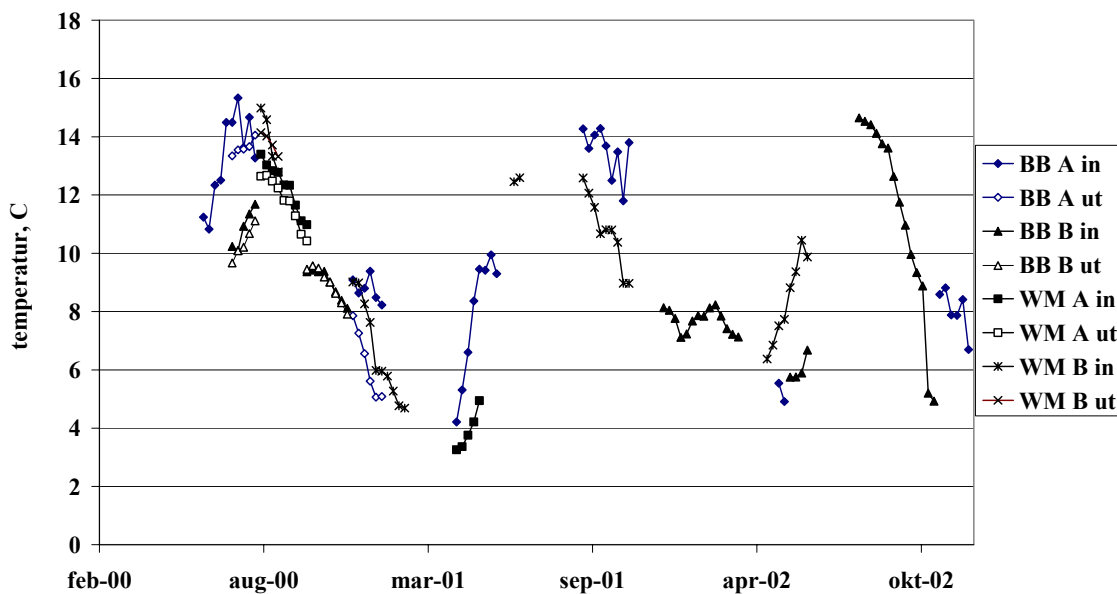
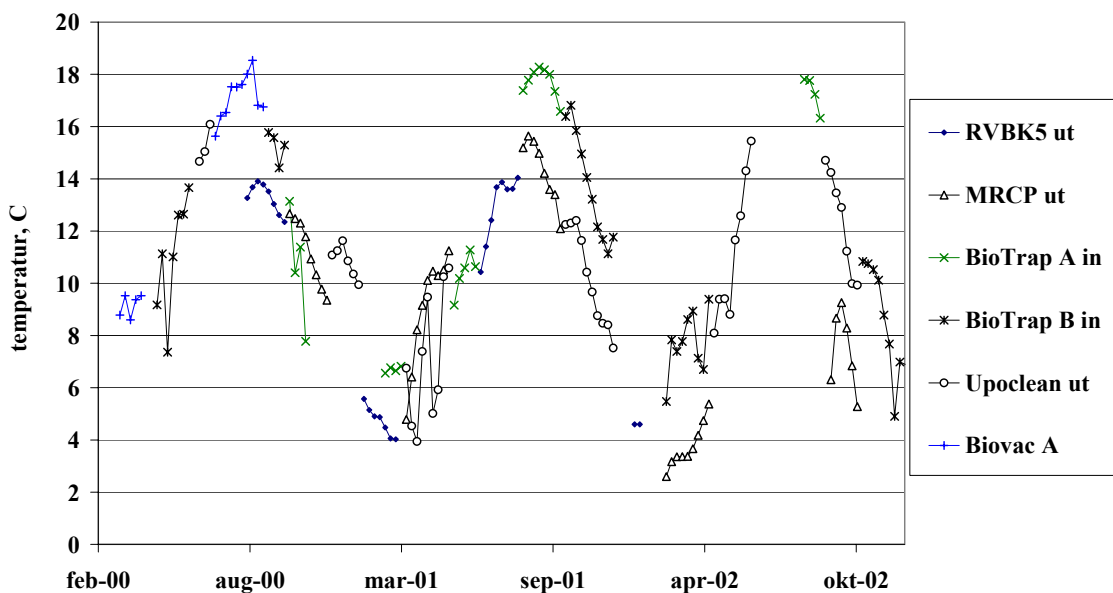
Analyser av brunnsvattnet från de brunnar som är anslutna till hushåll med reninganläggningar ingående i projektet.

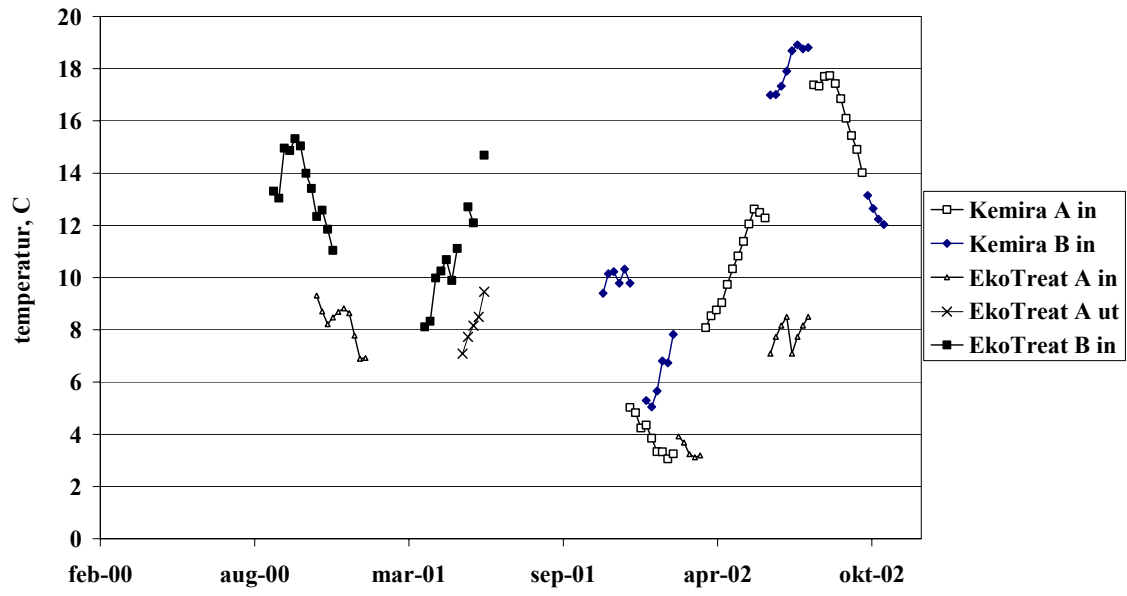
Provtagningsplats	EkoTreat B							
Brunn grävd/ borrar	borrad							
Avstånd till brunnen, m	100	provpunkt: utkastare						
Provtagningsdatum	2002-11-19	2003-01-15	2003-01-15	2003-01-15				
Prov taget efter antal min.	10	0	10	varmv. 2				
pH	7.93	7.91	7.90	7.80				
Temperatur, grader C	16.6	10.9	10.6	14.7				
Turbiditet, FNU	0.05	0.068	0.053	0.105				
Konduktivitet, mS/m	27.6	27.9	28.0	27.9				
Hårdhet, dH/Ca i mg/l	6.9	6,9/49,1	6,8/48,9	6,7/47,5				
Alkalinitet, mg/l	152	153.1	151.6	146.4				
Färg, mg Pt/l	<5	<5	<5	<5				
TOC, mg/l	0.93	1.0	1.0	1.0				
TS, mg/l	160	166	166	161				
Järn, mikrogram/liter	24	83	27	<20				
Koppar, mikrogram/liter	<20	47	<20	92				
Mangan, mikrogram/liter	<20	<20	<20	<20				
Kalcium, mg/l	41	43	47	47				
Magnesium, mg/l	4.6	4.7	4.9	5				

Analyserna är utförda på Stockholm Vatten AB; TOC och TS på Lovö vattenverk, metallerna på Torgatans laboratorium och övriga analyser på Norsborgs vattenverk.

BILAGA 5. AVLOPPSVATTNETS TEMPERATUR

Temperaturen i inkommande och/eller i utgående avloppsvatten från de olika anläggningarna presenteras i nedanstående diagram. Temperaturen påverkar framförallt den biologiska aktiviteten i vattnet och därmed kvävereduktionen. Varmare vatten medför högre biologisk aktivitet. Nitrifikationen är starkt temperaturberoende medan denitrifikationen är svagt temperaturberoende. Generellt är dock biofilmsprocesser inte lika temperaturberoende som aktivslamprocesser.





BILAGA 6. AVLOPPSVATTNETS SAMMANSÄTTNING

Medianvärden, 5%-percentilen och 95%-percentilen efter slamavskiljare och i utloppet för de olika anläggningarna presenteras i tabellerna nedan. Medelvärden, minvärden och maxvärden visas inte eftersom dessa påverkas för mycket av extremvärden som ofta är orimliga.

Tabell 72. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i minireningsverken Biovac och Upoclean.

	Biovac A ut, mg/l	Biovac B ut, mg/l	Upoclean ut, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,20 0,096 - 0,85	0,37 0,32 - 0,42	0,45 0,26 - 0,59
SS	34 7,9 - 250	16 5,3 - 99	34 7,6 - 75
COD	85 33 - 300	57 <30 - 140	82 <30 - 220
BOD7	16 <3 - 67	4 <3 - 27	15 <3 - 91
Tot-P	2,0 0,49 - 15	2,2 0,29 - 4,0	0,58 0,16 - 1,4
PO ₄ -P	1,6 0,23 - 9,2	1,4 0,05 - 3,4	0,18 0,04 - 0,59
Tot-N	64 29 - 100	52 28 - 80	28 11 - 55
NH ₄ -N	38 4,9 - 55	19 0,36 - 48	19 <2,0 - 47
(NO ₃ +NO ₂)-N	24 7,0 - 56	32 5,8 - 58	0,79 0,03 - 16

Tabell 73. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i minireningsverken BioTrap och ALFAs anläggningar.

	BioTrap A efter slam- avskiljare, m g/l	BioTrap A ut, mg/l	BioTrap B efter slam- avskiljare, m g/l	BioTrap B ut, mg/l	RVBK5 ut, mg/l	MRCP ut, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,45 0,24 - 0,68		0,66 0,32 - 0,95		0,39 0,23 - 0,53	0,22 0,17-0,36
SS	76 50 - 120	38 6 - 160	61 29 - 96	13 5 - 42	17 5,2 - 41	19 12 - 30
COD	310 190 - 450	44 <30 - 120	340 240 - 440	34 <30 - 60	49 <30 - 130	100 53 - 150
BOD7	130 76 - 220	4 <3 - 15	150 74 - 220	<3 <3 - 11	5 <3 - 32	21 <3 - 30
Tot-P	9,5 4,8 - 20	4,4 0,56 - 12	14 7,7 - 25	1,5 0,31 - 15	0,57 0,20 - 8,8	1,3 0,56 - 3,0
PO ₄ -P	8,1 4,2 - 13	2,4 0,42 - 11	13 7,2 - 19	1,2 0,20 - 14	0,38 0,11 - 5,2	0,56 0,23 - 2,3
Tot-N	54 32 - 93	13 6,1 - 89	71 59 - 85	34 18 - 46	61 20 - 88	73 24 - 83
NH ₄ -N	41 25 - 66	<2,0 0,17 - 51	70 50 - 89	19 <2,0 - 45	59 3,3 - 84	70 18 - 83
(NO ₃ +NO ₂)- N	0,11 0,04 - 0,19	7,8 0,34 - 25	0,10 0,02 - 0,23	13 1,7 - 43	1,1 0,05 - 14	3,1 0,56 - 11

Tabell 74. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i Wost Man Ecologys anläggningar.

	WM A efter slam- avskiljare, mg/l	WM A ut, mg/l	WM B efter slam- avskiljare, mg/l	WM B ut, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,13 0,070 - 0,17		0,090 0,048 - 0,16	
SS	74 44 - 100	20 5 - 64	71 29 - 150	13 5 - 80
COD	400 280 - 640	46 <30 - 110	350 130 - 600	<30 <30 - 120
BOD7	170 89 - 340	5,5 <3 - 21	120 30 - 240	<3 <3 - 46
Tot-P	8,7 2,8 - 17	4,5 1,6 - 14	1,3 0,71 - 11	0,83 0,48 - 5,4
PO ₄ -P	6,6 1,8 - 13	4,1 1,2 - 12	0,39 0,10 - 9,3	0,97 0,42 - 4,9
Tot-N	17 11 - 58	12 4,0 - 56	7,3 3,5 - 14	4,9 0,59 - 11
NH ₄ -N	2,1 0,50 - 50	0,33 0,06 - 55	0,55 0,03 - 2,7	0,18 0,01 - 2,6
(NO ₃ +NO ₂)-N	0,08 0,02 - 0,21	7,3 0,56 - 15	0,06 0,01 - 0,17	3,1 0,01 - 13

Tabell 75. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i BB Innovations anläggningar.

	BB A efter slam- avskiljare, mg/l	BB A ut, mg/l	BB B efter slam- avskiljare, mg/l	BB B ut, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,16 0,065 - 0,55		0,18 0,11 - 0,30	
SS	53 24 - 120	20 5 - 43	39 17 - 87	13 5 - 66
COD	290 140 - 430	<30 <30 - 55	240 110 - 370	<30 <30 - 170
BOD7	99 28 - 160	<3 <3 - 6	79 26 - 140	<3 <3 - 16
Tot-P	6,2 2,9 - 15	0,50 0,15 - 2,4	7,9 3,1 - 13	4,2 0,40 - 9,3
PO ₄ -P	5,0 0,78 - 10	0,51 0,08 - 1,6	8,0 2,5 - 11	4,9 0,38 - 8,9
Tot-N	16 7,0 - 24	8,7 1,1 - 20	13 7,0 - 19	9,8 3,3 - 27
NH ₄ -N	7,0 0,29 - 15	0,18 0,02 - 5,5	6,9 0,21 - 11	2,0 0,08 - 26
(NO ₃ +NO ₂)-N	0,09 0,03 - 0,35	8,7 0,62 - 19	0,06 0,02 - 0,11	6,5 2,3 - 21

Tabell 76. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i anläggningarna med kemisk fällning, EkoTreat..

	EkoTreat A, efter slamavskiljare, mg/l	EkoTreat A, ut, mg/l	EkoTreat B, efter slamavskiljare, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,28 0,052 - 0,37		0,59 0,54 - 0,85
SS	44 21 - 120	9,8 4,9 - 47	62 20 - 110
COD	370 200 - 610	<30 <30 - 42	370 200 - 570
BOD7	200 92 - 380	<3 <3 - 4,2	190 97 - 290
Tot-P	1,3 0,32 - 7,3	0,03 0,009 - 0,19	3,2 0,40 - 16
PO ₄ -P	0,38 0,06 - 5,9	0,02 0,005 - 0,09	2,1 0,10 - 8,7
Tot-N	67 50 - 86	26 16 - 43	66 45 - 86
NH ₄ -N	52 40 - 84	5,2 0,70 - 22	49 35 - 74
(NO ₃ +NO ₂)-N	0,11 0,01 - <0,60	24 1,3 - 45	0,07 0,01 - 0,43

Tabell 77. Medianvärde, 5%-percentil och 95%-percentil för in- och utloppsvatten i anläggningarna med kemisk fällning, Kemira.

	Kemira A, efter slamavskiljare, mg/l	Kemira A, ut, mg/l	Kemira B, efter slamavskiljare, mg/l	Kemira B, ut, mg/l
Flöde, m ³ /d	0,49 0,32 - 0,92		0,63 0,32 - 0,75	
SS	48 25 - 100	5,3 5 - 42	75 25 - 120	8,2 5 - 100
COD	180 110 - 300	<30 <30 - 36	300 110 - 440	31 <30 - 65
BOD7	61 17 - 98	<3 <3 - 7,0	120 25 - 180	<3 <3 - 6,4
Tot-P	2,2 1,1 - 9,0	0,41 0,12 - 1,2	5,3 0,40 - 10	0,12 0,03 - 0,38
PO ₄ -P	0,66 0,27 - 7,9	0,41 0,11 - 1,0	4,5 0,15 - 8,7	0,08 0,03 - 0,17
Tot-N	57 33 - 66	50 19 - 64	80 62 - 95	58 30 - 72
NH ₄ -N	51 28 - 65	<2,0 0,15 - 8,0	74 51 - 100	7,6 1,9 - 30
(NO ₃ +NO ₂)-N	0,23 0,02 - 0,76	51 15 - 72	0,39 0,01 - 0,61	52 24 - 75

Tabell 78. Schablonvärden för rimliga och tänkbara halter på inkommande vatten före slamavskiljare. Värdena baserar sig på medelvärden för inkommande halter till Henriksdals reningsverk år 1997 - 2001 multiplicerat med 2, eftersom dagvatten, dräneringsvatten och industrivatten, som normalt ingår i Henriksdals inkommande flöde, inte ingår i de slutna systemen i detta projektet. Schablonvärdena används för att räkna ut reduktionen av COD, BOD₇, totalfosfor och totalkväve i WM, BB, EkoTreat och Kemiras anläggningar, se figurerna 92, 94, 97 och 102 i kapitel 5.1.

	“IN” Schablonvärde för WM, BB, EkoTreat och Kemira, 2*Henriksdals inkommande som medelvärden, mg/l
SS	520
COD	820
BOD ₇	380
Tot-P	12
PO ₄ -P	5,3
Tot-N	70
NH ₄ -N	46
(NO ₃ +NO ₂)-N	<0,5