



Sveriges
lantbruksuniversitet

Gemensamhetsanläggningar för VA i omvandlingsområden

- utveckling av VeVa-verktyget samt en fallstudie

Emma Petersson

REFERAT

Gemensamhetsanläggningar för VA i omvandlingsområden - utveckling av VeVa-verktyget samt en fallstudie

Emma Petersson

Enskilda avlopp släpper ut avsevärt mycket mer näringsämnen än vad centrala reningsverk gör i förhållande till antalet personekvivalenter. Detta beror på flera faktorer som t.ex. undermålig reningsteknik eller att avloppsanläggning inte underhålls så förväntad funktion uppnås. I omvandlingsområden, områden där antalet åretruntboende stiger och boendet förtätas, är det extra prioriterat att snabbt lösa VA-frågan. Lösningen kan ses ur ett storleksperspektiv med tre nivåer: enskilda, gemensamma eller centrala lösningar.

VeVa är ett Excel-baserat VA-verktyg som innehåller data för att möjliggöra miljö- och kostnadsmässiga analyser av olika VA-lösningar för omvandlingsområden. Verktyget är uppbyggt storleksmässigt med tre nivåer för lösningarna: enskilda, gemensamma och centrala. Syftet med projektet var att utöka informationen om gemensamma avloppsanläggningar i VeVa. Studien syftade även till att använda de nyutvecklade delarna av verktyget för att, med hjälp av en systemanalys, i en fallstudie välja ut lämpliga lösningar för ett omvandlingsområde. Insamlingen av data skedde genom litteraturstudie, intervjustudie och studiebesök. Anläggningarna som data hämtades från valdes utifrån dimension, typ av reningsteknik och byggnads-/anläggningsår. Datainsamlingen skedde utifrån att en miljö- och kostnadsanalys skulle vara möjlig att utföra med den insamlade informationen. Verksamhetsutövare för samfälligheter kontaktades, teknikleverantörer, lantmätare, miljöinspektörer och VA-ingenjörer.

Fallstudien utfördes i Örebro kommun där tio olika systemlösningar jämfördes i VeVa. Av systemalternativen var åtta sorterande och fyra var lokala d.v.s. försörjning av dricksvatten och behandling av avloppsvattnet skedde inom området. Kostnadsmässigt visade det sig att de centralanslutna sorterande lösningarna gav de högsta årskostnaderna (drift- och underhållskostnad plus kapitalkostnad) medan de andra systemlösningarna inte skiljde sig nämnvärt åt. Tre av systemlösningarna klarade inte utsläppskraven: ett av de konventionella p.g.a. låg kvävereduktion i avloppsreningsverket, fällningsdammen p.g.a. låg reduktion av BOD₇ och markbädden p.g.a. låg inte fosforreduktion. Energimässigt kunde ingen större skillnad ses mellan systemlösningarna. Två systemlösningar kunde prioriteras efter systemanalysen. Det första var ett urinsorterande system med gemensamt avloppsreningsverk och efterpolering i form av en markbädd. Det andra hade klosettvattnensortering och BDT-vattnet behandlades i en markbädd.

Nyckelord: Gemensamhetsanläggning, lokala VA-lösningar, VeVa, reningsförmåga, kostnad, utsläpp, näringsåterföring.

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Ulls väg 30 A, SE-756 51 Uppsala, Sverige ISSN 1401-5765

Abstract

Decentralized solutions for water and wastewater in rural areas being densified – development of the VeVa-tool and a case study

Emma Petersson

On-site sewage systems emit more nutrients than central sewage systems do in relation to the number of person connected. This is due to many factors, such as non-suitable technique or/and the system is not maintained sufficiently for it to work correctly.

In areas of nature conservation and with a rising number of houses being occupied year around, the water and sanitation question must be solved. The best solution can be found at three different organizational levels: private on-site, decentralized or central solutions. VeVa is an Excel based planning tool for water and sanitation, which includes data to enable an environmental and economical analysis. The purpose of this study was to add information on decentralized sewage systems in VeVa. The objective was also to use the newly developed parts of VeVa to choose suitable water and sanitation solutions for a studied densification area.

The data collection was made through a literature study, interview study and a study visit. The choice of sewage plants for the data collection was made based on factors such as dimension, type of technique and its year of building or construction. The collection of data was made in such a way that an environmental and economical analysis could be performed based on the collected information. The case study was carried out in the municipality of Örebro where ten solutions were studied using VeVa. Of the system alternatives studied, eight of them had diversion of urine or blackwater and four where local i.e. the drinking water and treatment of the wastewater where carried out in the area.

The diverting systems which were centrally connected had the highest yearly cost (operation and maintenance costs). There was only small difference between the other solutions. Three of the system solutions did not reach the required reduction levels: one of the conventional due to the low nitrogen reduction in the central sewage plant, the sediment pond could not achieve the reduction level of BOD₇ and the sand filter could not with respect to the reduction of phosphorous. The use of energy did not differ much between them. After an analysis of all parameters and aspects two solutions were chosen as most suitable. The first solution contained urine diversion, a local sewage treatment plant and post treatment in a sand filter. The second solution had diversion of blackwater and treatment of greywater in a sand filter.

Key words: Decentralized sewage treatment, VeVa, cost, emission, recycling of plant nutrients.

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences, Ulls väg 30 A, SE-756 51 Uppsala, Sweden ISSN 1401-5765

Förord

Handledare för mitt examensarbete var Erik Kärrman, VD för CIT Urban Water Management AB och ämnesgranskare var Håkan Jönsson vid Institutionen för energi och teknik vid SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Examensarbetet är det avslutande momentet om 30 hp på utbildningen Civilingenjör inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet.

Arbetet har ökat min kunskap inom VA men framför allt lusten att fortsätta arbeta med frågan. Det har varit väldigt inspirerande och givande att få vara på en arbetsplats med så engagerade personer. Under projektets gång presenterade jag mitt arbete inför alla inom företaget och inför de anställda på Ecoloop, vilka vi delade kontor med, vilket gav mig mycket värdefull konstruktiv kritik.

Jag vill främst tacka Frida Pettersson på CIT Urban Water Management AB som har stöttat och varit rådgivande genom hela arbetet. Min handledare Erik vill jag också tacka för att jag fick chansen att vara med på projektet i Örebro där jag gjorde min fallstudie och även för alla goda råd. Ett stort tack vill jag även ge min ämnesgranskare Håkan Jönsson som lusläst rapporten och kommit med många intressanta och värdefulla kommentarer.

Ett stort tack går även till lantmätare, VA-ingenjörer, teknikleverantörer, privata verksamhetsutövare och miljöinspektörer! Utan er hade det inte blivit någon rapport! Jag bestämde mig även för att vara lika tillmötesgående och trevlig som er när någon vilsen examensarbetare hör av sig med frågor i framtiden.

Jag har verkligen haft jättekul under hela mitt examensarbete!

Uppsala

Emma Petersson

Populärvetenskaplig sammanfattning

Gemensamhetsanläggningar för VA i omvandlingsområden - utveckling av VeVa-verktyget samt en fallstudie

Emma Petersson

Övergödning uppkommer genom tillförsel av näringsämnen till mark och vattendrag. Näringsämnena ökar bland annat tillväxten av alger. Algerna bryts sedan ned av syreförbrukande mikroorganismer varpå syrebrist uppstår. Näringsämnena kommer från jordbruk, industrier, förbränningsprocesser, avlopp m.m. De enskilda avlopp släpper ut avsevärt mycket mer näringsämnen än vad centrala reningsverk gör i förhållande till antalet anslutna personer. Det beror på faktorer som undermålig reningsteknik och/eller att avloppsanläggning inte underhålls på ett sätt så att den förväntade funktionen uppfylls. En annan problematik som ofta nämns i och med avlopp och näringsämnena är möjligheten till kretslopp. Anledningen är att material med hög fosforhalt är en ändlig resurs varför återföringen är nödvändig. Återföringen kan även minska energianvändningen i och med att framställningen av handelsgödsel kan minskas.

Många kommuner står inför att lösa VA-frågan i omvandlingsområden. Ett omvandlingsområde är ett område där antalet åretruntboende stiger och boendet förtätas. Där är det extra prioriterat att snabbt lösa VA-frågan. För att kunna ta fram förslag på lösningar av VA för ett område som både uppfyller miljökrav och miljömål samtidigt som hänsyn tas till kostnaderna har VeVa tagits fram. VeVa står för ”Verktyg för hållbarhetsbedömning av VA-system i omvandlingsområden”. Verktyget har utvecklats i samarbete mellan Värmdö, Uppsala, Södertälje, Norrtälje och Tanums kommuner samt Stockholm Vatten AB, CIT Urban Water Management AB, Verna Ekologi AB och Ecoloop AB. VeVa är ett Excelbaserat VA-verktyg som möjliggör en miljösystem- och kostnadsanalys av VA-lösningar inom ett avgränsat område. I miljösystemanalysen ingår potentiella utsläpp av kväve, fosfor, BOD₇ (biologiskt syrebehov) och kadmium, energianvändningen där bl.a. elförbrukning och energianvändningen vid framställning av material ingår liksom potentiell återföring av näringsämnen till produktiv mark. I VeVa jämförs sedan resultaten av analyserna mot reduktionsnivåerna i Naturvårdsverkets allmänna råd för små avloppsanläggningar och den potentiella fosforåterföringen mot de nationella miljömålen.

I VeVa är informationen uppdelad utifrån reningsteknik men även utifrån storlek på anläggning d.v.s. för hur många personer anläggningen är dimensionerad för. Tidigare saknades information om medelstora anläggningar, gemensamhetsanläggningar, varför ett av syftena med denna studie var att utöka informationen kring dessa. Vilka anläggningar som lades till i VeVa i detta projekt berodde på hur vanligt förekommande de var. Flest gemensamhetsanläggningar använde tekniklösningarna avloppsreningsverk, markbäddar, infiltrationsanläggningar och fällningsdammar. Informationen kring dessa samlades in genom en litteraturstudie, intervjustudie och ett studiebesök. Efter att den insamlade datamängden analyserats och bearbetats fördes den in i VeVa.

Det andra syftet med studien var att med det nyutvecklade verktyget utföra en fallstudie för att sedan kunna ge förslag på en för området lämplig lösning. Fallstudien utfördes i Örebro kommun. Området ligger strax norr om Örebro och är i behov av att lösa VA-frågan. En inventering av de befintliga avloppen i området hade gjorts innan studien startade. Inventeringen visade att ca hälften av avloppen fått förbud och ytterligare anläggningar hade åtgärdskrav. I området finns det ca 120 fastigheter varför området ligger under LAV (Lagen om Allmänna Vattentjänster). Enligt LAV ska kommunen se till att det finns tillgång till dricksvatten och att avloppsvattnet i området behandlas. För att ge kommunen beslutsunderlag för att ta fram en systemlösning tillämpades VeVa. I VeVa sattes tio systemlösningar upp för jämförelse. Två av dem var konventionella och de åtta övriga hade antingen urin- eller klosettvattnensortering. Fyra av systemlösningarna var lokala där de nyutvecklade delarna i VeVa tillämpades. I de lokala lösningarna ingår ett lokalt grundvattenverk medan de övriga är kopplade till det befintliga dricksvattennätet.

För att, efter analysen, kunna utse någon systemlösning som mer lämpade än de andra utfördes en stegvis eliminering. Eliminering skedde utifrån några bestämda parametrar. Parametrarnas inverkan vid val av systemlösning avgjorde elimineringsstegets placering. Elimineringen resulterade till två systemlösningar, båda lokala, som bättre lämpade än de andra. Den första systemlösningen har urinsortering och ett lokalt avloppsreningsverk med en efterföljande markbädd. Den andra har klosettvattnensortering med en markbädd som tar hand BDT-vattnet. De lokala lösningarna kunde, trots tillämpad sortering och dyrare avloppsvattenrening, vara ett alternativ utifrån kostnadssynpunkt. Detta beror på att området ligger långt ifrån det befintliga VA-nätet och ledningsdragning är en dyr investering. Vid skrivandets tidpunkt är det fortfarande inte klart vilken systemlösning som kommer att implementeras i området.

Studien gjordes under fem månader 2010/2011 som ett examensarbete på programmet *civilingenjör i miljö- och vattenteknik* med Urban Water management AB som uppdragsgivare.

Innehåll

Referat	i
Abstract	ii
Förord	iii
Innehåll	vi
1. INLEDNING	9
1.1 INLEDNING.....	9
1.2 SYFTE	10
2. TEORI	11
2.1 VERKTYG FÖR REGLERING AV VERKSAMHETER SOM RÖR AVLOPP.....	11
2.1.1 Nationella miljömål	11
2.1.2 Miljöbalken.....	11
2.1.3 Naturvårdsverkets författningssamling, NFS, 2006:7	12
2.2 VERKSAMHETSUTÖVARE OCH ORGANISATION	12
2.2.1 Kommunen som verksamhetsutövare	12
2.2.2 Privat verksamhetsutövare	13
2.3 SYSTEMKOMPONENTER	13
2.3.1 Slamavskiljare	13
2.3.2. Infiltrationsanläggning/markbädd.....	14
2.3.3 Avloppsreningsverk	14
2.3.4 Biodamm/Fällningsdamm	15
2.3.5 Efterpolering.....	16
2.3.6 Rörläggning.....	16
2.3.7 Dricksvatten.....	17
2.4 OMHÄNDERTAGANDE OCH ANVÄNDANDE AV AVLOPPSFRAKTIONER	18
2.4.1 Arbete för att öka återförseeln av avloppsnäring till produktiv mark	18
2.4.2 Kvalitet på avloppsfraktioner	18
2.4.3 Användningsområde	19
2.4.4 Energiåtgång vid handelsgödsel framställning.....	20
2.5 VA-VERKTYGET VeVa	20
3. METODER OCH TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	22
3.1 LITTERATURSTUDIE	22
3.2 INTERVJUSTUDIE	22
3.3 STUDIEBESÖK	23

3.4 ANALYS OCH BEARBETNING AV DATA FÖR VeVa-UTVECKLING.....	23
3.4.1 Uppdelning och införande av data i VeVa.....	23
4. RESULTAT - UTVECKLING AV VeVa	25
4.1 REDUKTIONSNIVÅER OCH SYSTEMKOMPONENTERS LIVSLÄNGD	25
4.1.1 Reduktion	25
4.1.2 Systemkomponenters livslängd.....	27
4.2 DIMENSIONERING	28
4.3 ENERGI.....	30
4.3.1 Elförbrukning.....	30
4.3.2 Materialframställning.....	32
4.3.3 Transport	36
4.4 KOSTNADER.....	37
4.4.1 Kapitalkostnader	37
4.4.2 Drift- och underhållskostnader	41
4.5 SAMMANSTÄLLNING av VeVa	46
4.5.1 Systemkomponenter miljö	46
4.5.2 Ekonomi.....	47
5. FALLSTUDIE.....	49
5.1 BAKGRUND	49
5.2 OMRÅDESBESKRIVNING	49
5.3 BESKRIVNING AV SCENARIER	51
5.4 ANTAGANDEN	55
5.4.1 Antal boende i området	55
5.4.2 Hemvaro	56
5.5 SUBSTANSFLÖDEN.....	57
5.5.1 Dagens VA-status.....	57
5.5.2 Reduktionsnivåer.....	57
5.5.3 Substansflöden till åkermark.....	58
5.6 ENERGI.....	58
5.6.1 Elanvändning	59
5.6.2 Användning av fällningskemikalier	60
5.6.3 Transport	60
5.6.4 Anläggning av ledningar och systemkomponenter	61
5.6.5 Materialframställning.....	62

5.7 KOSTNADER.....	64
5.7.1 Kapitalkostnader	64
5.7.2 Drift- och underhållskostnader	65
5.7.3 Årskostnad.....	66
6. RESULTAT - FALLSTUDIE	67
6.1 SUBSTANSFLÖDEN.....	67
6.2 ENERGI.....	74
6.3 KOSTNADER.....	77
7. DISKUSSION	80
7.1 UTVECKLING AV VeVa	80
7.1.1 Reduktion av BOD7, kväve och fosfor	80
7.1.2 Energi.....	80
7.1.3 Kostnader	81
7.1.4 Effekter av förändrade förutsättningar.....	82
7.2 FALLSTUDIE.....	82
7.2.1 Substansflöden	82
7.2.2 Energi.....	83
7.2.3 Kostnader	83
7.2.4 Effekter av förändrade förutsättningar.....	84
7.2.5 Val av scenario/scenarier	85
8. SLUTSATSER.....	88
8.1 UTVECKLING AV VeVa	88
8.2 FALLSTUDIE.....	88
9. UPPFÖLJNINGARBETE.....	89
10. REFERENSER	90
Bilaga 1. Analys och bearbetning av data – Energi.....	96
Bilaga 2. Analys och bearbetning av data – Kostnader	99
Bilaga 3. Fallstudie.....	102

1. INLEDNING

1.1 INLEDNING

Läckage av näringsämnen leder till övergödning av vattendrag vilket kan undvikas med en förbättrad rening av utsläpp från antropogena verksamheter. En av källorna till utsläppen är avlopp där de enskilda avloppen har en avsevärt högre utsläppskvot av näringsämnen per hushåll än de hushåll som är kopplade till centrala reningsverk (NV, 2006).

Rollen som verksamhetsutövare för en avloppsanläggning kan antingen innehas av en privat eller kommunal aktör. En privat verksamhetsutövare kan vara en privatperson eller t.ex. en samfällighet. Verksamhetsutövaren ansvarar för att regelverket uppfylls. Anläggningar som är dimensionerade för färre än 25 personer har oftast privata verksamhetsutövare. Större anläggningar, 25 – 2000 personer, har ungefär lika många privata som kommunala verksamhetsutövare (Palmér Rivera, 2006). När kommunen är verksamhetsutövare kan det bero på lagen om allmänna vattentjänster där kommunen har ansvar för att sörja för VA om det bäst kan göras i ett större sammanhang, vilket ofta bedöms vara fallet om det finns minst 20–30 hushåll inom ett litet sammanhängande område (Christensen m.fl., 2008).

Utöver frågan med övergödning pågår arbete som syftar till återföring av näringsämnen från avloppsfraktioner. Där finns både aspekten av energianvändningen vid framställningen av handelsgödsel med liksom den ändliga resursen av material med högvärdig fosformineral. Energin som förbrukas vid gödselframställningen motsvarar ca 2–3 % av världens totala energianvändning (Davis och Haglund, 1999). För att öka återföringen av fosfor har Sverige som delmål till ett miljömål beslutat att 60 % av fosforföreningarna i avlopp ska återföras till produktiv mark och hälften av denna mängd ska gå till åkermark.

Olika metoder för att rena avloppsvatten lämpar sig bäst under olika förutsättningar.

I de områden där befintligt VA-nät är för geografiskt avlägset för att det ska vara kostnadseffektivt att dra anslutningsledningar och fastigheterna ändå ligger så pass nära varandra att en gemensam lösning skulle vara fördelaktig kan en lokal reningsanläggning för avloppsvatten vara aktuellt. De vanligaste lösningarna är mindre reningsverk, markbäddar, infiltrationsanläggningar och även fällningsdammar (Palmér Rivera, 2006).

När ett VA-system ska väljas beaktas i regel miljömässiga kriterier som reduktionsnivåer liksom kostnader. För att underlätta denna process, genom att ge beslutsstöd, har VeVa skapats (Verktyg för hållbarhetsbedömning av VA i omvandlingsområden). I VeVa kan olika systemtekniklösningar jämföras för ett omvandlingsområde ur både miljö- och kostnadssynpunkt. Fokus för miljöanalysen i VeVa ligger på utsläppta mängder till vatten, energianvändning, där även energi för materialtillverkningen ingår, samt återföring av näringsämnen. VeVa är byggt i mjukvaran Excel och innehåller delar för tre olika typer av system: enskilda, gemensamma och centrala system. Med enskilda system avses här system som kan rena avlopp från 2–5 hushåll, 5–25 pe (personequivallenter). Med gemensamma

system avses system i det ungefärliga storleksintervallet 25-2000 pe och med centrala system avses system över ca 2000 pe.

1.2 SYFTE

Arbetet syftade till att utveckla VeVa-verktyget för att bättre bedöma gemensamma avloppslösningar lösningar och att använda verktygets nyutvecklade delar i en jämförelse av olika systemlösningar för ett omvandlingsområde i Örebroområdet.

Delmål 1 i arbetet var att verktyget skulle utökas med behandlingssystemen fällningsdamm, markbädd, och infiltration. Delmål 2 var att implementera och prova verktyget med de nyutvecklade delarna i ett omvandlingsområde där olika systemlösningar jämfördes, både miljöbelastnings- och kostnadsmässigt. Där syftet var att ta fram ett beslutsunderlag som att välja ut och presentera en eller två lösningar som bättre lämpade än de andra.

2. TEORI

2.1 VERKTYG FÖR REGLERING AV VERKSAMHETER SOM RÖR AVLOPP

För att minska miljöpåverkan från avlopp finns både tvingande regelverk och mål, som inte är tvingande på samma sätt. Organisationen kring verksamheterna skiljer sig utifrån vem som är ansvarig d.v.s. verksamhetsutövare. Däremot gäller regleringen i miljöbalken angående försiktighets mått m.m. oavsett vem som är ansvarig.

2.1.1 Nationella miljömål

Sveriges riksdag antog 1999 nationella miljömål för att förenkla och föra fram miljöbalkens målsättning (Christensen m.fl., 2008). Miljömålen är tänkta att uppfyllas inom en generation d.v.s. innan år 2020, undantag har dock fastställts för klimatmålet till år 2050. Sverige har idag 16 miljömål där framförallt sex av dem rör VA-frågor (NV, 2011):

- Grundvatten av god kvalitet
- Levande sjöar och vattendrag
- Myllrande våtmarker, hav i balans, levande kust och skärgård
- Ingen övergödning
- Giftfri miljö
- God bebyggd miljö

Ett av delmålen under god bebyggd miljö ställer krav på återföring av fosfor från avlopp till produktiv mark. Målet är att minst 60 % av fosforfraktionerna skall återföras och att hälften av detta skall gå till åkermark.

De nationella miljömålen kan även brytas ned till regional och lokal nivå vilket betyder att de kan skilja sig länsvis och även inom länet med skillnader från kommun till kommun (Christensen m.fl., 2008). Miljömål på kommunal nivå syftar till att vara verksamma redskap i den lokala politiken och härigenom få den lokala politiken att samverka med den nationella (Miljömål, 2010).

2.1.2 Miljöbalken

Miljöbalken reglerar bl.a. anläggning och skötsel av avloppsanläggningar. Utsläpp av avloppsvatten är enligt miljöbalken 9 kap. 1 § klassat som miljöfarlig verksamhet. Avloppsvatten som endast behandlats genom slamavskiljning är enligt miljöbalken ej tillräckligt behandlat för att få släppas ut enligt 13 § i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 1998:899 (FMH). Tillstånd eller anmälan måste alltid göras vid hantering av avlopp. Olika regler tillämpas beroende på en anläggnings storlek. En anläggning med fler än 200 men färre än 2 000 pe är anmälningspliktig enligt bilagan till FMH. Anläggningar dimensionerade för färre än 200 personer kräver dock tillstånd, 13 § FMH. Verksamhetsutövaren ansvarar för att motverka olägenheter för människors hälsa och miljö, samt att regelverket uppfylls enligt miljöbalken 26 kap 19 §.

Kommunfullmäktige ska enligt miljöbalken 26 kap 3 § utse en tillsynsmyndighet vars uppgift är att tillse att regelverket uppfylls inom kommunen och att agera tillståndsmyndighet. Vanligtvis åläggs detta miljökontoret.

2.1.3 Naturvårdsverkets författningssamling, NFS, 2006:7

Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten, NFS 2006:7, är till för att ge råd om tillämpningen av de allmänna reglerna om hänsyn och tillsyn i miljöbalken samt i FMH. Tidigare gällde råden endast för anläggningar upp till 25 personer vilket den 1 januari 2008 ändrades till upp till 200 pe, då C-anläggning enligt bilagan till FMH ändrades till anläggningar för fler än 200 pe (Hübinette, 2009).

Kriterier för att klassa områden till hög eller normal skyddsnivå med avseende på miljö och hälsa finns beskrivet i de allmänna råden. Utifrån skyddsnivån tillämpas olika krav. Hälsoskyddet för normal skyddsnivå ställer krav på att utsläpp inte får öka risken för smitta eller annan olägenhet och att hantering av restprodukter skall skötas på ett hygieniskt acceptabelt sätt. Vid hög skyddsnivå tillkommer krav på ytterligare åtgärder avseende hälsoskydd. Miljöskyddsnivån kopplas till krav på förväntade reduktionsnivåer för fosfor, kväve och BOD₇ för normal respektive hög skyddsnivå (tabell 1).

Tabell 1. Riktvärden för krav på reduktion av BOD₇, fosfor och kväve från Naturvårdsverkets Allmänna råd för små avloppsanordningar 2006:7.

Skyddsnivå	BOD ₇	Fosfor	Kväve
Normal	90 %	70 %	-
Hög	90 %	90 %	50 %

De allmänna råden betonar att möjligheter till återvinning bör utnyttjas och att anläggningar bör dimensioneras för minst fem personer per anslutet hushåll. Råden är just råd, och det är fortfarande miljömyndighetens skyldighet att, i enlighet med lagen, göra en enskild bedömning för det enskilda fallet.

2.2 VERKSAMHETSUTÖVARE OCH ORGANISATION

Lokala avloppsanläggningar kan antingen drivas i kommunal eller privat regi. Ansvarig aktör för anläggningen benämns *verksamhetsutövare*. Nedan följer lite mer information om organisation och vilka lagar som gäller.

2.2.1 Kommunen som verksamhetsutövare

Kommunen är enligt Lagen om allmänna vattentjänster 2006:412 (LAV) ansvarig för att se till att det finns VA för så väl befintlig som planerad bebyggelse, då detta bäst kan göras i ett större sammanhang, vilket ofta bedöms vara fallet vid ca 20–30 hushåll inom ett litet samlat område. Kommunen är då skyldig att bilda ett verksamhetsområde, där kommunen blir huvudman (verksamhetsutövare) för VA-anläggningen, som kallas allmän VA-anläggning.

Fastigheter inom verksamhetsområdet är tvungna att betala de avgifter som bestäms för VA-verksamheten, som skall drivas enligt självkostnadsprincipen (Christensen m fl., 2008).

2.2.2 Privat verksamhetsutövare

I de områden där kommunen inte bär ansvaret för att lösa VA-frågan kan ägarna av fastigheterna själva inrätta en gemensam VA-lösning enligt Anläggningslagen (AL) 1973:1149. Förrättningen sker efter beslut från fastighetsbildningsmyndighet eller av en förrättningsman, 4 § AL. Det är även möjligt att inrätta en gemensam VA-anläggning utan att tillämpa AL. Detta genom en överenskommelse mellan ägaren av anläggningen och ägare till anslutna fastigheter. Organisationen kan då t.ex. ske genom en ekonomisk förening, ett bolag eller ett servitutsavtal (Christensen m.fl., 2008).

En samfällighet lyder under Lag om Förvaltning av Samfälligheter 1973:50. Det finns två olika typer av förvaltning, delägar- och föreningsförvaltning, vilket påverkar organisationen och beslutsfattningen. Kostnaden för förrättning av gemensamhetsanläggning skiljer och ett riktpolis är svårt att sätta. Förändringar i förutspått pris kan uppkomma t.ex. av att fastighetsägare drar sig ur/visar sig inte vilja ingå i anläggningen eller p.g.a. felaktigheter i projektering. Kostnaden för förrättningen utgörs bl.a. av arvode till lantmätaren (vilken ökar om problem som nämndes tidigare uppkommer) och i förekommande skäl ersättning till markägare för värdeminskning och en skälig ersättning (Lorin, pers. medd.).

Fördelar med en kommunal anläggning är att den med större sannolikhet kommer att skötas av sakkunnig än vad gäller för samfälligheter där ägarna ser till att anläggningen sköts. En kommunal anläggning minskar även risken för stridigheter mellan grannar (Christensen m.fl., 2008). Samtliga fastigheter inom ett kommunalt verksamhetsområde är ju skyldiga att betala fastlagda avgifter, medan samfälligheter generellt sett bygger på frivillig anslutning (Jönsson, 2011).

2.3 SYSTEMKOMPONENTER

Som tidigare nämnts ställs krav på utgående vatten efter behandling. Behandlingen av avloppsvatten kan göras på olika sätt och med ett flertal tekniker, vilka bygger på olika systemkomponenter

2.3.1 Slamavskiljare

Behandling i en slamavskiljare är ett mekaniskt reningssteg som används som förbehandling, innan vattnet når ett efterföljande reningssteg, t.ex. en markbädd. Reduktion i slamavskiljaren sker genom att tyngre partiklar sedimenterar och bildar ett bottenslam, medan lättare partiklar flyter upp till ytan och bildar ett flytslam (NV, 2003).

2.3.2. Infiltrationsanläggning/markbädd

Efter förbehandling, oftast med slamavskiljare, leds vattnet vidare till en markbädd eller infiltrationsanläggning genom självfall eller pumpning för efterföljande behandling.

Reningsprocessen sker på samma sätt i en markbädd som i en infiltrationsanläggning men skiljer sig i avseende på recipient och markmaterialets ursprung. Det behandlade vattnet från markbädden leds ut till ytvattnet och markmaterialet är tillfört, medan vattnet i infiltrationsanläggningen perkolerar till grundvattnet och markmaterialet är det ursprungliga. I praktiken finner man få markbäddar med omgivande tätskikt, vilket innebär att de fungerar som kombinationer av markbäddar och infiltrationsanläggningar (Ridderstolpe, 2009).

Precis under översta skiktet av anläggningen, där spridningen av vattnet sker, i övergången till tätare markmaterial, bildas en biohud. Biohuden består av ett lager av mikroorganismer som står för den största delen av den biologiska reningen. En viktig del av den biologiska reningen är nedbrytningen av BOD₇. Till det biologiska steget hör även kvävereduktionen som sker genom nitrifikation och denitrifikation och dessutom bidrar det till hygieniseringen av vattnet. Fosfor i avloppsvattnet reduceras i markbaserade anläggningar genom fastläggningen. Reduktionsförmågan av fosfor beror bl.a. av den biologiska processen då biofilmen styr utspridningen av vattnet och en bättre fördelning ger en högre reduktion av fosfor (Ridderstolpe, 2009).

Eftersom den biologiska funktionen i en korrekt utförd anläggning fungerar längre än den kemiska måste man, om man vill ha en längre livstid på den markbaserade reningsanläggningen, reducera fosfor i ett steg före eller efter markbehandlingen. Genom att öka ytan och därigenom minska belastningen kan man få marken att klara fosforreduktionen längre (Ridderstolpe, 2009).

Den biologiska reningen kan antas vara stabil och god i minst ca 20–30 år, om anläggningen utförs enligt god praxis. Fosforreduktionen går däremot ner med tiden, men kan hållas på 70 % vid låg belastning eller med ett steg med kemisk fällning. En markbädd eller infiltrationsanläggning anlagd enligt Naturvårdsverkets faktablad 8147 bör enligt SNF 2006:7 anses klara reningskravet för normal skyddsnivå.

2.3.3 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverk kan ha alla tidigare nämnda reningssteg, mekaniskt, biologiskt och kemiskt reningssteg men det förekommer även att de bara har två reningssteg: mekaniskt och kemiskt eller mekaniskt och biologiskt steg (af Petersens, 2003).

Reningsverkens biologiska steg kan delas in i två grupper utifrån om mikroorganismerna sitter på fasta ytor där de bildar en biofilm eller växer i aktiva slamflockar i vattnet. För att bibehålla mängden aktiva mikroorganismer i reningen, pumpas en del av det aktiva slammet tillbaka in i verket igen (Palm m.fl., 2002).

Spillvattnet kan behandlas kontinuerligt eller satsvis i verket. I det förstnämnda fallet sker en första mekanisk behandling i slamavskiljaren innan vattnet kontinuerligt leds in i reaktorn där vattnet luftas för att tillföra syre till mikroorganismerna i det biologiska steget. Därefter kan fällningskemikalier tillsättas och en del av vattnet kan ledas till en syrefri miljö, i vissa fall tillbaka till slamavskiljaren, för denitrifikation. När spillvattnet behandlas satsvis samlas det upp i en uppsamlingstank. Vid behandlingens början pumpas en sats vatten över till reaktorn. Det biologiska steget kan vara i form av biofilm eller aktivt slamprocess. Först luftas vattnet i reaktorn och, vid kemisk rening, tillsätts sedan fällningskemikalier. Slammet får sedan sedimentera och det bildas en klarfas som släpps ut, varefter visst överskottsslam pumpas ut och reaktorn är färdig för en ny processcykel (af Petersens, 2003).

2.3.4 Biodamm/Fällningsdamm

Under inverkan av solstrålningen fotosyntetiseras algerbiomassa av koldioxid och övriga nödvändiga näringsämnen, främst fosfor och kväve. Vid fotosyntesen produceras syre vilket i sin tur sätter igång de aeroba bakterierna som bryter ner mycket av det organiska materialet vilket resulterar i koldioxid som gynnar alg tillväxten. Dessa processer fungerar inte när dammarna ligger under is då fotosyntesen kräver solsken. Reningsprocesserna i biodammar är temperaturberoende, aktiviteten går ned under vintern, och en större yta krävs vid lägre temperaturer (Hanæus m.fl., 2009).

Reningen i en biologisk damm sker genom tre olika processer: sedimentering, biologisk nedbrytning och biologisk substansupbyggnad (NV, 2007). Det finns olika typer av biodammar där de vanligaste för hushållsavloppsvatten är oluftade aeroba eller fakultativa dammar. De senare har en blandning av aeroba och anaeroba zoner. Vanligtvis räcker inte reningen som fås endast i en biodamm utan det krävs även kemisk fällning och mekanisk rening (NV, 2007).

En fällningsdamm är en typ av biodamm där fällningskemikalier tillsätts för att öka reningsgraden. För att reningen ska fungera bra rekommenderas två dammar av Johansson m.fl. (2005). En fällningsdamm måste vanligtvis göras ren från slam vart femte år (NV, 2007).

De fällningskemikalier som vanligen används i dammar är aluminiumsalt och släckt kalk men det förekommer även att järnsalt används (Hanæus m. fl., 2009). Alla alternativ har både för- och nackdelar. Kalk ger ett högre pH-värde vilket har en hygieniserande verkan på slammet men samtidigt förändras miljön för andra mikroorganismer som sköter reducering av näringsämnen. Kalk ger mycket slam, men ger också en lägre metallhalt i slammet vilket är av vikt om det ska återföras till jordbruksmark (Johansson m. fl., 2005).

Kväve kan reduceras på flera olika sätt: ammoniakavdrivning, med hjälp av alger, via nitrifikation-denitrifikation samt partikelavskiljning. Hanæus m.fl. (2009) gjorde en sammanställning av tidigare studier och kom fram till att kvävereduktionen under sommaren i en fällningsdamm kan se ut som följer: ammoniakavdrivning 50 %, partikelavskiljning 20 % och nitrifikation-denitrifikation 5 %, vilket ger en sammanlagd kvävereduktion på 75 %.

Förbehandling är viktig för att minska kemikalieanvändningen och även för att jämna ut vattenflödet. Fyra förbehandlingstekniker är vanliga: sil, rensgaller, sedimenteringsdamm eller slamavskiljare.

2.3.5 Efterpolering

I vissa fall räcker inte de beskrivna reningsteknikerna för att sätta skyddsnivåer ska uppnås varför en efterbehandling kan krävas. Efterbehandling kan ske i t.ex. ett dike, en våtmark eller någon markbaserad rening. Utöver någon av dessa metoder kan även kalkfilter eller UV-ljus användas för ytterligare höja hygieniseringsnivån. Exempel på uppfyllt skyddsnivå för olika systemlösningar eller vilken efterpolering som skulle krävas anges i tabell 2.

Tabell 2. Häls- och miljöskydd för olika tekniklösningar för avloppsvattenrening (Avloppsguiden, 2009).

Anläggning	Hälsoskydd	Miljöskydd
Infiltration	Normal nivå. Bra smittskydd om det fungerar men risk för förorening av grundvatten vid problem.	Normal nivå ev. hög nivå vid särskilt bra markförhållanden
Kemisk fällning och markbädd/infiltration	Normal nivå. Bra smittskydd om det fungerar men viss risk för förorening av grundvatten vid problem.	Hög nivå för fosfor men för hög nivå för kväve krävs efterbehandling i dike/våtmark efter markbädden
Minireningsverk och efterbehandling	Normal nivå med enkel efterbehandling. Hög nivå med ytterligare hygieniseringssteg, t.ex. UV, kalkfälla etc.	Normal till hög nivå, beroende på produkt
Urinsorterande torrtoalett och rening av BDT-vatten i infiltration/markbädd	Hög nivå. Alla smittämnen samlas upp i fekaliebehållaren Man bör följa rekommendationerna för lagring av fekalier.	Hög nivå för alla parametrar.

2.3.6 Rörläggning

Spillvatten kan transporteras via självfall genom ledningssystemet eller med s.k. lågtrycksavlopp (LTA). Fördelen med lågtrycksanläggning är att rören ofta kan läggas grundare än vid självfall, vilket minskar kostnaderna avsevärt. Rören bör dock läggas under frostdjup vilket på många ställen innebär mellan ca 1 och 1 ½ meter. Rören behöver inte ha stora dimensioner, 50 mm räcker på servisledning och 75–90 mm på huvudledning, p.g.a. att den dränkbara pumpen även finfördelar papper och andra partiklar till fint slam (Hallström, 2004).

2.3.7 Dricksvatten

Kranvattenförbrukningen ligger, i Sverige, på ca 200 liter per person och dag där den största delen, ca 130 liter, blir BDT-vatten (tabell 3). Ungefär hälften av dricksvattnet i de svenska tätorterna kommer i från ytvatten, en fjärdedel kommer från grundvatten och den sista delen kommer från konstgjord infiltration (Eriksson, 2009). Beroende på vattnets kvalitet krävs olika typer av dricksvattenberedning. Grundvatten håller ibland en tillräckligt hög kvalitet så att behandling i ett grundvattenverk inte är nödvändig. Kvaliteten på vattnet förbättras ju längre tid det får perkolera och kvaliteten ökar därför vanligtvis med djupet. Ett större vattenuttag kan därför försämra kvaliteten då uppehållstiden förkortas i jämförelse med ett mindre vattenuttag. Behandlingen i grundvattenverken innebär ofta avskiljning av mangan, järn, fluorid och radon samt desinfektion där två vanliga behandlingsmetoder är UV-ljus eller tillsatts av klor (Svenskt Vatten, 2007).

Vattenförbrukningen kan minskas med en snålspolande toalett, en vakuumtoalett eller en urinsorterande toalett. En mindre spolmängd är en förutsättning för ett klosett- eller urinsorterandesystem då de uppsamlade volymerna annars skulle bli svåra att hantera.

Tabell 3. Vattenanvändning för klosett- och BDT-ändamål, samt vattenmängd i fekalier och urin.

	Frekvens/ Mängd	Referens
Stora spolningar, frekvens	3 (2–4) ggr/dag	Eveborn m.fl. (2007)
Små spolningar, frekvens	5,5 (4–7) ggr/dag	Eveborn m.fl. (2007)
Urin	1,507 L/dag	Jönsson m.fl.(2005)
Fekalier och toalettpapper	0,11 L/dag	Jönsson m.fl.(2005)
BDT	130 L/dag	Jönsson m.fl.(2005)
Konventionell snålspolande liten	4 L/spolning	Eveborn m.fl. (2007)
Konventionell snålspolande stor	2 L/spolning	Eveborn m.fl. (2007)
Extra snålspolande liten	0,2 L/spolning	Eveborn m.fl. (2007)
Extra snålspolande stor	2 L/spolning	Eveborn m.fl. (2007)
Vakuumtoalett	0,6 L/spolning	VeVa (2010)
Urinskålsspolning	0,2 L/spolning	VeVa (2010)
Fekalieskålsspolning	0,3 L/spolning	VeVa (2010)

2.4 OMHÄNDERTAGANDE OCH ANVÄNDANDE AV AVLOPPSFRAKTIONER

Näringsämnen från avloppsfraktioner kan med fördel återföras i form av gödningsmedel. På detta sätt reduceras användandet av högvärdiga fosforresurser och, ur tillverkningsynpunkt, energikrävande handelsgödsel. För att slam och sorterade klosettfraktioner skall kunna användas på åkermark krävs en tillräckligt hög kvalitet med avseende på föroreningar och att det finns en efterfrågan för den aktuella gödselprodukten.

2.4.1 Arbete för att öka återförseln av avloppsnäring till produktiv mark

För att förbättra slamkvaliteten och göra avloppsslam attraktivt för bönder togs 2008 certifieringssystemet REVAQ fram i ett samarbete mellan vattentjänstbranschen, LRF, Lantmännen och dagligvaruhandeln. Kraven för certifiering har under åren skärpts och den senaste kravspecifikationen gäller fr.o.m. 1 januari 2011 (Svenskt Vatten, 2011).

Slamöverenskommelsen är ett exempel på hur viktig dialogen mellan aktörer är. Överenskommelsen antogs 1994 undertecknad av Naturvårdsverket, LRF och Svenskt Vatten. Syftet var att säkra och att öka användandet av slam som gödsel och jordförbättringsmedel. Två år senare, 1996, kunde en ökning med 10 % av slam användningen ses inom jordbruket i jämförelse med 1990. Senare inträffade dock slamstoppet där LRF rekommenderade sina medlemmar att sluta nyttja slam som gödningsmedel på åkrarna, vilket drastiskt och långvarigt minskade användandet av slam inom jordbruket (NV, 2002a). Det var för att öka slam användningen igen som certifieringssystemet REVAQ togs fram.

2.4.2 Kvalitet på avloppsfraktioner

Framförallt urin, men även fekalier och BDT-vatten, innehåller stora mängder näringsämnen (tabell 4). Beroende på behandling av avloppsfraktionen varierar mängden och även andelen för växterna tillgänglig näring. Problem vid användning av avloppsfraktioner på jordbruksmark som diskuterats är bl.a. mängden tungmetaller och organiska föroreningar (Odlare, 2007).

Tabell 4. Kväve, fosfor och kadmium i avloppsfraktioner (Jönsson m.fl., 2005).

Mängd	Urin	Fekalier + Toalettpapper	BDT	Spillvatten
N _{tot} [kg/ pe, år]	4,0	0,50	0,56	5,1
NH ₃ /NH ₄ [kg/ pe, år]	3,8	0,10	0,10	4,0
P _{tot} [kg/ pe, år]	0,33	0,18	0,06 ¹	0,57
PO ₄ [kg/ pe, år]	0,30	0,04	-	0,34
Kadmium [mg/ pe, år]	0,2	3,7	18	22

¹Vid användning av fosfatfria tvätt- och rengöringsmedel (NV, 1995)

Av den totala mängden fosfor i slam kan ca 50 % ersätta handelsgödsel d.v.s. finnas tillgängligt för växter (Tidåker m.fl., 2006). Kväve är till största delen, ca 50–90 %, organiskt bundet i slam, d.v.s. inte i jonform. I en studie från 2001 har slam applicerats på olika typer av jord för att undersöka kvävemineraliseringen. Resultatet visade på att mineraliseringen i sandig jord var 30–40 % och lerig jord 13–24 % under 20 veckor vid en temperatur på 25 °C (Hernández m.fl., 2002).

Kadmium är en tungmetall som av människan framför allt tas upp genom födan. Metallen ackumuleras framförallt i njurarna där den kan ge omfattande skador. Kadmium har under de senaste åren minskat i det gödsel och det slam som sprids på åkermark men trots det kan en fortsatt ackumulering ses (Kemikalieinspektionen, 2006). Mängden kadmium som får återföras med slam till åkermark är maximalt 0,75 g/hektar och år men bör enligt en rapport från Naturvårdsverket (2002a) minskas successivt för att det år 2025 inte skall tillföras mer än vad som tas bort. Även kadmiuminnehållet i slam är reglerat och får inte överstiga 2 mg/kg torrsbstans (SFS 1985:840).

Utöver tungmetaller är hygien en aspekt som hänsyn måste tas till vid hantering av avloppsfraktioner. De lagkrav som finns på avloppsfraktioner gäller slam. Obehandlat slam måste plöjas ned (SNFS 1994:2). Det finns inga specifikationer för vad som är behandling. Urin innehåller en avsevärt mindre mängd sjukdomsframkallande ämnen än fekalier. Lagring av urin anses vara en tillräcklig behandlingsmetod för att det sedan ska kunna användas (NV, 2009). Beroende på användningsområde kan räcka att lagra urinen en månad innan den kan användas på jordbruksmark till livsmedelsgrödor (NV, 2002a).

Sluten tank för klosettatten är en vanligt förekommande enskild avloppslösning. Innehållet i den slutna tanken samlas in och transporteras vanligen till ett centralt reningsverk för behandling (Vinnerås, 2005). Ett förhöjt pH-värde kan reducera mängden patogener. En studie utfördes där kalk och urea blandades med klosettatten. Tillsats av urea ledde till ett konstant högt pH. Tillsatsen av kalk höjde endast pH-värdet till en början. Det sjönk senare tillbaka vilket möjliggjorde rekontamination. Slutsatsen som drogs var att en längre lagringstid och högre dosering av urea än 1 kg/m³ som användes i studien behövdes för att uppnå tillräcklig hygienisering (Vinnerås, 2005).

2.4.3 Användningsområde

Slam har flera olika användningsområden. År 2000 infördes skatt på deponering och 2005 förbjöds deponering av slam (NV, 2002a). Svenskt Vatten gjorde 2004 en undersökning för att se fördelning av slam till olika användningsområden i Sveriges kommuner och kostnaden för att ta hand om slammet (tabell 5). Undersökningen visade på att största delen gick till tillverkning av anläggningsjord.

Tabell 5. Behandling av slam samt kostnaderna per ton efter en sammanställning där 125 av Sveriges 290 kommuner (Svenskt Vatten, 2004).

Användningsområde	Antal kommuner	Kostnad medelvärde [kr/ton]	Kostnad intervall [kr/ton]
Anläggningsjord	83	220	0–600
Deponering	15	602	0–1500
Förbränning	2	559	300–818
Jordbruksanvändning	16	214	0–450
Energiskog	11	221	80–300

2.4.4 Energiåtgång vid handelsgödselframställning

Mineralkonstgödselframställning står för ca 2–3 % av världens energianvändning. Av energin går 92,5 % till framställning av kvävegödsel (IFA, 2000).

Tabell 6. Energianvändning vid handelsgödselframställning (Davis och Haglund, 1999).

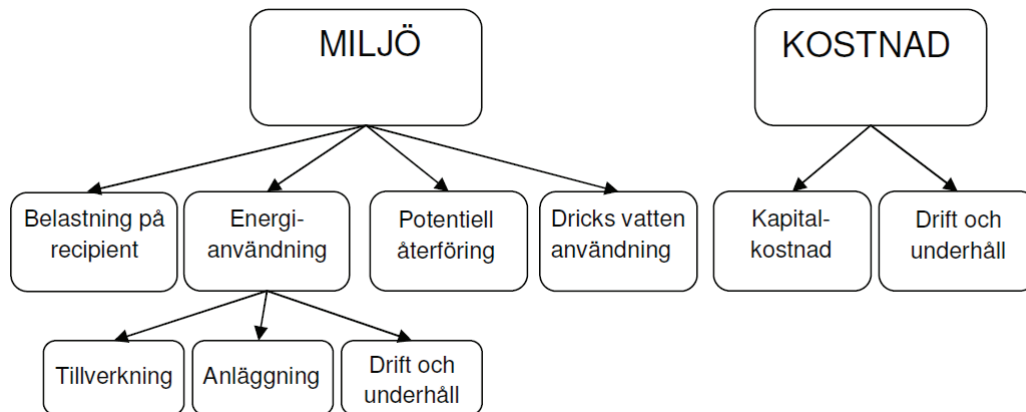
Energikälla	N (27,6 %) [MJ/kg]	P (21 %) [MJ/kg]
El	0,47	1,8
Fossila bränslen	13,4	4,7
Totalt	13,9	6,4

2.5 VA-VERKTYGET VeVa

VeVa står för: Verktyg för hållbarhetsbedömning av VA-system i omvandlingsområden. Syftet med VeVa-verktyget är att det ska användas för att, i det tidiga planeringsstadiet, skapa en uppfattning om kostnad och miljöpåverkan av att installera VA-system i ett omvandlingsområde.

Verktyget är uppbyggt i mjukvaran Excel p.g.a. av användarvänligheten – det är en programvara de flesta har och kan hantera och för transparensen – det är lätt att hitta referenser till olika värden.

VeVa består av 14 Excel-ark uppdelade på sex färger beroende på innehållet. Det är utformat så att användaren framförallt ska föra in uppgifter i arket för *områdesspecifika data* som antalet boende i området, avstånd till närmsta uppställningsplats för fordon, hur den aktuella VA-lösningen i området ser ut o.s.v. men användaren kan även ändra i de schablonvärden, ”defaultvärdena”, som ges i andra ark, om det finns värden för just det specifika fallet och området.



Figur 1. Parametrar som ingår vid miljö- och systemanalysen i VeVa (Pettersson m.fl., 2009).

I arket *Beräkningar* byggs systemlösning upp med indata från *områdesspecifika data* och även från andra ark som *Ekonomi*, *Energidata* och *Systemkomponenter miljö*. För varje systemlösning beräknas miljöpåverkan i form av bl.a. utsläpp till recipient, möjlighet till återföring av näringsämnen och energianvändning vid drift och för framställning av systemkomponenter (figur 1). Kostnaderna beräknas både som drift- och kapitalkostnader vilka summeras till en årskostnad.

Resultaten från beräkningarna jämförs sedan under *sammanställning/jämförelse av resultat* och presenteras i stapeldiagram under *figurer* för att ge en överskådlig bild och underlätta tolkningen av resultaten.

VeVa finns tillgängligt att ladda ned på:

http://www.chalmers.se/cit/urban-sv/projekt/va-omvandlingsomraden9037/veva-verktyget_1

3. METODER OCH TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

Sveriges vanligaste avloppslösningar när det kommer till mellanstora lösningar, 25–2000 pe, är mindre avloppsreningsverk, markbädd, infiltration och fällningsdamm (Palmèr Rivera, 2006). Dessa valdes därför att läggas till i VeVa-verktyget. Information samlades in genom en litteraturstudie, intervjustudie och studiebesök.

3.1 LITTERATURSTUDIE

Information kring avloppsreningsanläggningar samlades in från det valda intervallet genom en litteraturstudie. Framför allt fokuserades det på regelverket kring avloppsanläggningar i det valda intervallet men även uppmätta reduktionsnivåer och utformning av systemen.

3.2 INTERVJUSTUDIE

För att ta fram kostnader, nedlagd tid för underhåll etc. gjordes en intervjustudie. Intervjustudien kan delas upp i två delar. I den första delen samlades data ifrån specifika, redan befintliga anläggningar. I den andra delen samlades allmänna data in för avloppsreningsverk, markbädd, infiltrationsanläggning och fällningsdamm.

När de befintliga anläggningarna skulle väljas ut användes bilagan till *Små avloppsanläggningar i Sverige (25 – 2000 pe)* (Palmèr Rivera, 2006) som underlag. I bilagan till rapporten framkom hur ansvaret runt respektive anläggning var organiserat d.v.s. om kommunen agerade huvudman eller om det skedde i privat regi. Urvalet skedde utifrån storlek (dimension), typ av anläggning och bygg-/anläggningsår. Val av storleken utgick ifrån vad som saknades i VeVa, vilket var anläggningar i storleksintervallet 25–2 000 pe (avloppsreningsverk för 400 och 1 000 pe fanns dock). Därefter valdes de reningstekniker som var mest frekventa i detta storleksintervall. De som framkom som mest frekvent förekommande var avloppsreningsverk, markbädd, infiltrationsanläggning och fällningsdamm. Anläggningar byggda 2000 eller senare valdes. Detta p.g.a. att tekniska lösningar utvecklas, anläggningar byggs om/ut och priser förändras vilka är viktiga faktorer vid framtagandet av en representativ modell för dagsläget. För de anläggningar där kommunen inte ansvarade kontaktades kommunens ansvariga förvaltning för tillsyn av miljöfarlig verksamhet. De tillfrågades om kontaktuppgifter till verksamhetsansvariga. Verksamhetsansvariga intervjuades via telefon. Frågor ställdes angående kostnader och skötsel samt utsläppsvärden. Där kommunen stod som huvudman kontaktades ansvarig för VA-frågor.

För att ta fram allmän information om avloppsanläggningarna kontaktades lantmätare, teknikleverantörer, markentreprenörer, miljöinspektörer m.fl. Lantmätare kontaktades för att ta fram förrätningskostnader, teknikleverantörer för att få prisuppgifter och annan information om de tekniklösningar som hade valts. Vilka teknikleverantörer som kontaktades berodde endast på vilken typ av produkt som var av intresse. Markentreprenörer kontaktades för prisuppgifter vid anläggning och installation av systemkomponenter. För att ta fram

information kring tillsyns- och tillståndskostnader och regler för t.ex. storlek på markbädd för efterpolering kontaktades miljöinspektörer.

3.3 STUDIEBESÖK

Ett studiebesök gjordes i Ljusdal kommun. Ljusdal besöktes för att de har reningsanläggningar för avloppsvatten av den typ och i det storleksintervall som skulle studeras. Vid studiebesöket besöktes en fällningsdamm, en öppen markbädd och ett avloppsreningsverk. Fällningsdammen ligger i Norrbyn, som tar hand om spillvatten från byn Los, med 436 personer anslutna. Kalk används som fällningskemikalie. Den öppna markbädden ligger i Nor och är dimensionerad för 150 personer men hade vid besöket 60–70 personer anslutna. Avloppsreningsverket, ett mindre SBR-verk, ligger i Nor och tar hand om spillvatten från ca 125 personer.

3.4 ANALYS OCH BEARBETNING AV DATA FÖR VeVa-UTVECKLING

Data som samlades in bearbetades för att sedan föras in i VeVa-verktyget. Schablonvärden och i vissa fall schablonekvationer togs fram för att t.ex. beskriva förrätningskostnaden för en anläggning för 25 personer.

3.4.1 Uppdelning och införande av data i VeVa

Informationen som samlades in om de studerade anläggningarna placerades i kalkylbladen *systemkomponenter miljö* och *ekonomi* i VeVa. Markbädd, infiltrationsanläggning och avloppsreningsverk delades upp i kalkylbladen i olika dimensioner för att underlätta beräkningarna. Beräkningarna i VeVa utförs per person och år varför livslängderna för varje systemkomponent samlades in.

Systemkomponenter miljö

Markbädd, infiltrationsanläggning och fällningsdamm kräver förbehandling varför slamavskiljare i lämpliga storlekar ingick i studien.

Reduktion av kväve, fosfor, BOD₇ och kadmium samlades in för de nämnda reningsteknikerna. Det finns, som tidigare nämnts, avloppsreningsverk med olika teknik för att rena avloppsvatten. I denna studie valdes ingen specifik teknik. Ett krav som däremot ställdes var att de hade ett biologiskt, kemiskt och mekaniskt steg. Den fosfor och kadmium som reduceras i anläggningarna antogs återfinnas i slammet och/eller i markbädden/infiltrationsanläggningen. För att kunna beräkna mängden kväve och BOD₇ som återfinns i slam samlades data in angående andelen som, vid reduktionen, avgår med luft.

Energianvändningen beräknas i MJ per person och år i VeVa. Den totala energianvändningen för en avloppsanläggning¹ beräknas genom att summera energi för framställning av systemkomponenter, fördelat över livslängden, och fällningskemikalier samt elförbrukning.

¹ Anläggning av anläggningen ingår inte

Data för dessa parametrar samlades därför in och sammanställdes. Om det visade sig att uppgifter saknades för energiåtgången för framställning av ett material som ingick i någon av de nya systemkomponenterna samlades dessa in. Energiåtgången vid materialframställningen delades upp utifrån energikälla då energiberäkningarna i VeVa görs fördelat på el och fossil energi. Elförbrukningen för markbädd och infiltrationsanläggning antogs vara samma då den elförbrukande processen är likadan.

Ekonomi

Drift- och underhållskostnad samt kapitalkostnad är uppdelade i kalkylbladet ekonomi. I kapitalkostnaden ingår hela investeringsbeloppet och i drift- och underhållskostnaden de löpande kostnader. Alla kostnader är beräknade per person och år där annuitetsfaktorn varierar beroende på livslängden hos systemkomponenterna. Vanligtvis sätts kalkylräntan till 4 % vid kommunala investeringar vilket den även gjorts som schablon i VeVa.

Kapitalkostnaden beräknas enligt:

$$\text{Kapitalkostnad} = \text{Annuitetsfaktor} \times \text{Investeringskostnad}$$

där annuiteten beräknas med:

$$\text{Annuitetsfaktor} = \frac{\text{Kalkylränta} \times (1 + \text{Kalkylränta})^{\text{Livslängd}}}{(1 + \text{Kalkylränta})^{\text{Livslängd}} - 1}$$

4. RESULTAT - UTVECKLING AV VeVa

I många fall behövdes antaganden göras då den insamlade datamängden inte räckte till för att utföra statistiska analyser och inte täckte alla förhållanden och parameterkombinationer. Databesamlingen resulterade även i värden som inte låg inom de satta intervallen (25–2 000 pe). De data som låg nära de satta intervallen togs ändå med för att utöka datamängden. Även information angående elförbrukningen vid vattenverk tillkom vid databesamlingen. Data för transport i VeVa utökades även ytterligare.

I de fall som information samlats in från existerande anläggningar används enheten antalet anslutna personer (ansl.). I övriga fall, d.v.s. då en anläggning är dimensionerad för ett visst antal människor används pe. I VeVa används varken ansl. eller pe utan p som står för person. p kan både vara ansl. eller pe.

4.1 REDUKTIONSNIVÅER OCH SYSTEMKOMPONENTERS LIVSLÄNGD

I kalkylbladen systemkomponenter miljö respektive ekonomi ingår livslängden på systemkomponenterna (4.6. SAMMANSTÄLLNING, figur 13 och 14). Livslängderna kan variera för en avloppsreningsteknik beroende på t.ex. olika lokala förutsättningar speciellt för de markbaserade anläggningarna. Reduktionsnivåerna kan även de variera varför schablonvärdenas intervall angavs i de fall som det var möjligt.

4.1.1 Reduktion

Reduktionsvärdena togs framför allt från litteraturen. I fallet kvävereduktion för fällningsdamm användes även värden från anläggningar i Ljusdal.

Slamavskiljare

Reduktionsförmågan hos slamavskiljare är ca 10–20 % för kväve, 5–10 % för fosfor, 10–20 % för BOD₇ (NV, 2010) och ca 25 % för Cd (Wittgren m.fl., 2003).

Avloppsreningsverk

Reduktionsnivåer för avloppsreningsverk dimensionerade för 200–2 000 pe är 50–70 % för kväve, > 90 % för fosfor och BOD₇ (NV, 2007). I en annan rapport där en sammanställning av befintliga avloppsreningsverk dimensionerade för 1–3 hushåll var det endast 3 av 117 som uppfyllde hög miljöskyddsnivå (Hübinette, 2009). Ett antagande gjordes att då verket underhålls av en kunnig person, t.ex. då kommunen står som verksamhetsutövare, kan värdena från NV (2007) användas. I andra fall bör hänsyn tas till resultaten från Hübinettes undersökning.

Markbädd

Reduktionsnivåer för BOD₇, kväve och fosfor sattes utifrån de allmänna råden 91:2 (Rening av hushållsspillvatten – infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer). Reduktionsnivåerna ska dock väljas utifrån förutsättningar i varje specifikt fall. En lägre belastning kan öka fosforreduktionen (Ridderstolpe, 2009) och enligt en

litteratursammanställning av Palm m.fl. (2002) minskar fosforreduktion i en lägre takt än angivet i de allmänna råden. Reduktionsnivån för kadmium sattes till 50 % (Wittgren m.fl., 2003).

Fällningsdamm

Reduktionsnivån för kväve i fällningsdammar är svår att fastställa då den är temperaturberoende och varierar kraftigt under året (Hanæus, 2009). Studier gjorda i andra klimat än liknande de svenska antogs därav svåra att referera till. Kvävereduktionen anges i en rapport från NV (2007) att ligga på 25–40 % för fällningsdammar. För att ha ytterligare värden att referera till kontaktades Ljusdal kommun och Hörby kommun vilka båda har ett flertal fällningsdammar. Från Ljusdal kommun kunde uppmätta värden på både in- och utgående vatten samlas in medan det från Hörby kommun endast fanns uppmätta värden på utgående vatten. De hade för att beräkna reduktionsförmågan i dammarna använt ett teoretiskt värde om 14 g kväve per pe och dygn på ingående vatten utan att ta hänsyn till hemvaro etc. varför reduktionsnivåerna antogs vara alltför höga och uteslöts vid beräkningen av medelreduktionen (tabell 7). Utöver värdena från Ljusdal användes även värden från två studerade dammar i en rapport från Johannson m.fl. (2005) i Östersunds kommun. Värdena från Ljusdal kommun och Johannson m.fl. visade på en stor variation i reduktion: 6-58 % (tabell 7). I studien av Johannson m.fl. nämns det att 13 % är väldigt lågt och 58 % exceptionellt hög. Vid insamlingen har ingen hänsyn tagits till vilken fällningskemikalie som har använts eller hur utformningen av anläggningen såg ut.

Tabell 7. Kvävereduktion från sju fällningsdammar med varierad utformning och typ av fällningskemikalier.

Anläggning	N_{in} [mg/l]	N_{ut} [mg/l]	N_{red} [%]
Tandsjöborg (Ljusdal kommun, 2010)	6,4	6	6
Harsa (Ljusdal kommun, 2010)	45	22	51
Norrbyn (Ljusdal kommun, 2010)	12	10	17
Orrviken 2001 (Johannson m.fl., 2005)			13
Orrviken 2002 (Johannson m.fl., 2005)			58
Lockne 2002 (Johannson m.fl., 2005)			33
Lockne 2001 (Johannson m.fl., 2005)			13
Askeröd 2009 (Hörby kommun)			59 ¹
Östraby 2009 (Hörby kommun)			75 ¹
Svensköp 2009 (Hörby kommun)			54 ¹
Medelvärde			27

¹Teoretiskt värde

Fosforreduktionen i fällningsdammar ligger mellan ca 85 och 90 % och BOD₇-reduktionen mellan ca 60 och 90 % (Johansson m.fl., 2005).

Reduktionsvärden för kadmium i fällningsdammar saknades från datainsamlingen. Ett antagande gjordes därför att den var lika stor som den som antagits för centrala avloppsreningsverk i VeVa (2010), då kadmium inte avgår genom biologisk rening utan

enbart genom kemisk och mekanisk. Alla reduktionsnivåer och reduktionsintervall för systemkomponenterna sammanställdes (tabell 8).

Tabell 8. Sammanställning av reduktionsnivåerna som fördes in i VeVa för respektive systemkomponent.

Anläggning	Ämne	Reduktion [%]	Referens
Slamavskiljare	N	10–20	NV (2010)
	P	5–10	NV (2010)
	BOD ₇	10–20	NV (2010)
	Cd	25	Wittgren m.fl. (2003)
Avloppsreningsverk	N	50–70	NV (2007)
	P	>90	NV (2007)
	BOD ₇	>90	NV (2007)
	Cd	91 ¹	VeVa (2010)
Markbädd	N	20–40	NV (1991)
	P	25–50	NV (1991)
	BOD ₇	90–99	NV (1991)
	Cd	50	Wittgren m.fl. (2003)
Fällningsdamm	N	27 (6–58)	tabell 7
	P	85–90	Johansson m.fl. (2005)
	BOD ₇	60–90	Johansson m.fl. (2005)
	Cd	91	Antagande från VeVa (2010)

Kväve och BOD₇ avgång till luft

I VeVa fanns information angående mängden kväve och BOD₇ som avgår till luft av den totala reduktionen i ett avloppsreningsverk för 700 pe. Ett antagande gjordes att det är samma som för avloppsreningsverk dimensionerade för 25–200 pe (tabell 9). I fällningsdammen utgör partikelavskiljning ca 20 % av den totala kvävereduktionen (Hanæus, 2009). Denna fraktion antogs ackumulera i slammet och den resterande mängden kväve som renades bort från vattnet antogs avgå till luft (tabell 9).

Tabell 9. Andelen kväve och BOD₇ som avgår till luft av den totala reduktionen för avloppsreningsverk och fällningsdamm.

Anläggning		Avgång [%]	Referens
ARV	N	47	Löfqvist (2006) i VeVa (2010)
	BOD ₇	67	Löfqvist (2006) i VeVa (2010)
Fällningsdamm	N	80	Antagande utifrån Hanæus (2009)

4.1.2 Systemkomponenters livslängd

Alla värden beräknas per person och år i VeVa varför livslängden på varje systemkomponent måste vara känd. Livslängden för avloppsreningsverk sattes till 30 år utifrån en studie av Bengtsson m.fl. (1997) av ett avloppsreningsverk för 700 pe. Eftersom livslängden på en markbädd beror mycket av belastning (Ridderstolpe, 2009) sattes ingen generell livslängd utan det ansågs att den bör bestämmas i varje enskilt fall.

Livslängden för slamavskiljare sattes till 30 år (VeVa, 2010). Pumparna att pumpa avloppsvatten till markbäddarna/infiltrationsanläggningarna sattes till 10 år (VeVa, 2010). Livslängden för en fällningsdamm eller rättare sagt fällningsenheten, som antagits utgöra den största investeringskostnaden, sattes till 20 år (Wiklund, pers. medd.).

4.2 DIMENSIONERING

Dimensionering av anläggningar måste göras för att t.ex. kunna beräkna mängden material som går åt till en markbädd eller hur ofta en slamavskiljare måste tömmas. Dimensioneringen gjordes per person i de fall det var möjligt.

Slamavskiljare och avloppsreningsverk

Då datainsamlingen från avloppsanläggningarna visade på spridda värden för slamuppkomst (tabell 10) kunde inget antagande göras angående dimensioner utifrån slammängden. Storleken på slamavskiljare användes därför utifrån antagande i en rapport av Eveborn m.fl. (2008). Avloppsreningsverk i det studerade intervallet antogs ha samma slamuppkomst som slamavskiljare med kemiskfällning. Avloppsguiden rekommenderar då en volym på 1 m³ per person. Slamuppkomst för fällningsdamm, efter förbehandling (t.ex. slamavskiljare), sattes till 2–3 L slam per m³ spillvatten (Hanæus, 2009).

Tabell 10. Slamuppkomst samt rekommenderade dimensioner för slamavskiljare och avloppsreningsverk. De värden som är fetmarkerade användes senare i studien för beräkningar.

	Mängd/dimension	[m3]	
Trekammarbrunn	200 L/pe, år	0,2	Gustafsson, pers. medd.
	117/111 anslutna, år	1,05	Holmgren, pers. medd.
	40–50 m ³ /150 anslutna, år	0,3	Holmgren, pers. medd.
	2,5 m ³ /hushåll, år	0,5	Eveborn m.fl. (2008)
Kemiskfällning	400 L/pe, år	0,4	Gustafsson, pers. medd.
	1 000 L/pe, år	1	Avloppsguiden (2010)
	120 m ³ /151 anslutna, år	0,79	Hörby kommun (2009a)
	120 m ³ /106 anslutna, år	1,13	Hörby kommun (2009b)
Biologisk och kemisk behandling	500–600 L/pe, år	0,55	Gustafsson, pers. medd.
Fällningsdamm	2–3 L/m ³	0,14	Hanæus (2009)

Markbädd/Infiltrationsanläggning

För ett hushåll krävs en yta mellan 20 och 50 m² beroende på miljö- och hälsoskydds krav samt jordens hydrauliska förmåga (Avloppsguiden, 2010). Beräknat per person gav det ett medelvärde 7 m² per person vilket användes vid dimensionering av markbäddar och infiltrationsanläggningar.

Fällningsdamm

I Ljusdals kommun ska fällningsdammar kompletteras med väggar (figur 2) för att säkert undvika kortslutningsflöden, och därigenom säkerställa den beräknade uppehållstiden, om det utgående vattnet skulle visa på för höga koncentrationer av fosfor och/eller BOD (Sjögren, S,

pers. medd.). Storleken på dammarna dimensionerades utifrån att väggar används för att öka uppehållstiden. En fällningsdamm med väggar kan även öka dess möjlighet att bli vald då den blir mindre ytkrävande. Fällningsdammarna dimensionerades till $4,5 \text{ m}^3$ per person med ett djup på 1,5 m utifrån rekommendationer av Nordin (pers. medd.).



Figur 2. Fällningsdamm med väggar för att öka vattnets uppehållstid (Järven Ecotech, 2011).

Efterpolering

Inga rekommendationer angående storlek på efterföljande markbaserad rening hittades i litteraturen. En utredning pågår dock nu vid JTI för att ta fram riktlinjer och rekommendationer angående efterpolering (Sylwan, pers. medd.). Hittills har 13 kommuner intervjuats för att se vilka krav de ställer på verksamhetsutövare och varför. Efterpoleringen har inte kopplats samman till gällande skyddsnivåer i området. Storleksmässigt har de flesta angett $10 \text{ m}^2/\text{hushåll}$. I Borgholm kommun rekommenderas $10\text{--}25 \text{ m}^2/\text{hushåll}$ (Apell, pers. medd.). Vid större reningsverk finns inte samma krav på efterpolering då koncentrationen av smittämnen har ett mer konstant värde än för ett minireningsverk om en person/familj skulle bli sjuk (Sylwan pers. medd.). Utifrån den pågående undersökningen från JTI och svaren från Apell antas en area på markbädd/infiltrationsanläggning för efterpolering på $10 \text{ m}^2/\text{hushåll}$.

Alla systemkomponenters beräknade yt- eller volymbehov sammanställdes (tabell 11).

Tabell 11. Sammanställning av dimensionering av systemkomponenter.

Anläggning	Dimensionering [/pe]	Referens
Slamavskiljare	$0,5 \text{ m}^3$	Eveborn m.fl. (2008)
ARV	1 m^3	Avloppsguiden (2010)
Markbädd	7 m^2	Antagande från Avloppsguiden (2010)
Fällningsdamm	$4,5 \text{ m}^3$	Nordin, pers. medd.
Efterpolering	$3,3 \text{ m}^2$	Sylwan, pers. medd.

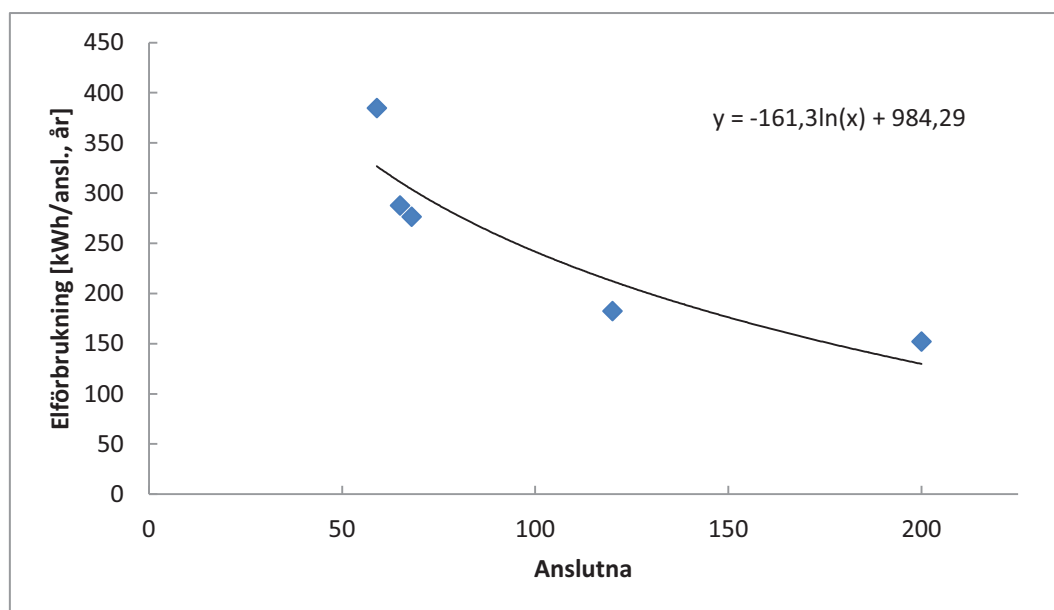
4.3 ENERGI

Schablonvärden beräknades för elförbrukning, dosering av fällningskemikalier och materialåtgången för de olika systemkomponenterna. Den del av datainsamlingen som inte presenteras här återfinns i bilaga 1. Tabeller som refererar till bilagan benämns med ”B”.

4.3.1 Elförbrukning

Avloppsreningsverk

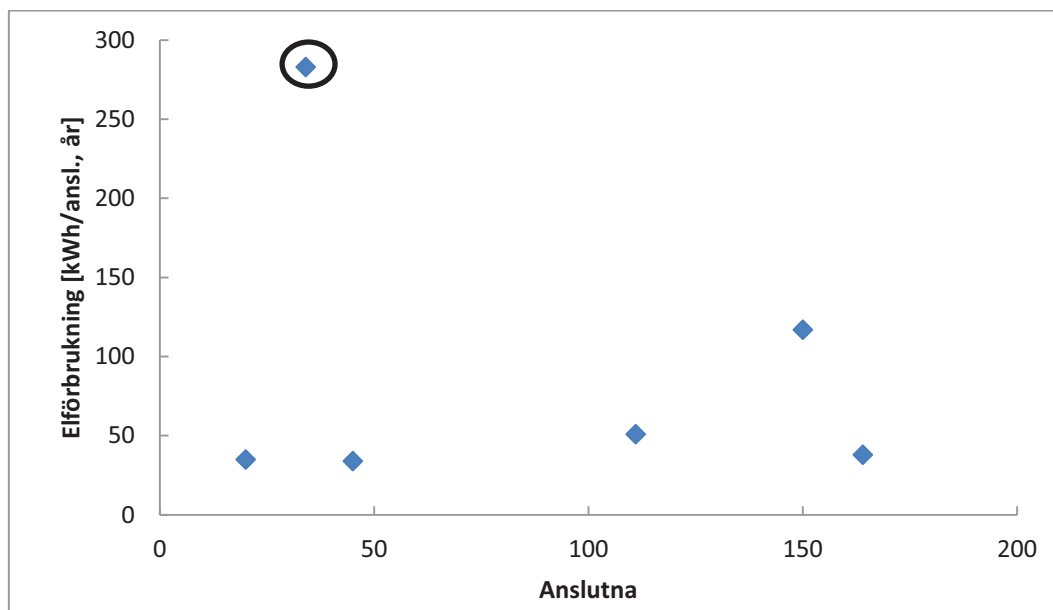
Av de tillfrågade privata verksamhetsutövarna för avloppsreningsverk var det ingen som kunde säga hur mycket el som användes av avloppsreningsverket. Från Ljusdal kommun och Örebro kommun (tabell B2) kunde däremot värden erhållas liksom från olika teknikleverantörer (tabell B1). Medelförbrukningen av värdena från teknikleverantörerna beräknades samt de från Ljusdal och Örebro kommun (tabell 12). Två medelvärden beräknades då elförbrukningen som angavs från teknikleverantörerna var avsevärt mycket lägre än för kommunernas avloppsreningsverk (tabell 12). Elförbrukningen för avloppsreningsverken i kommunalregi plottades mot antal personer anslutna där ett samband kunde ses (figur 3).



Figur 3. Elförbrukningen för avloppsreningsverk från Örebro och Ljusdal kommun i intervallet 59–200 personer anslutna.

Markbädd/Infiltrationsanläggning

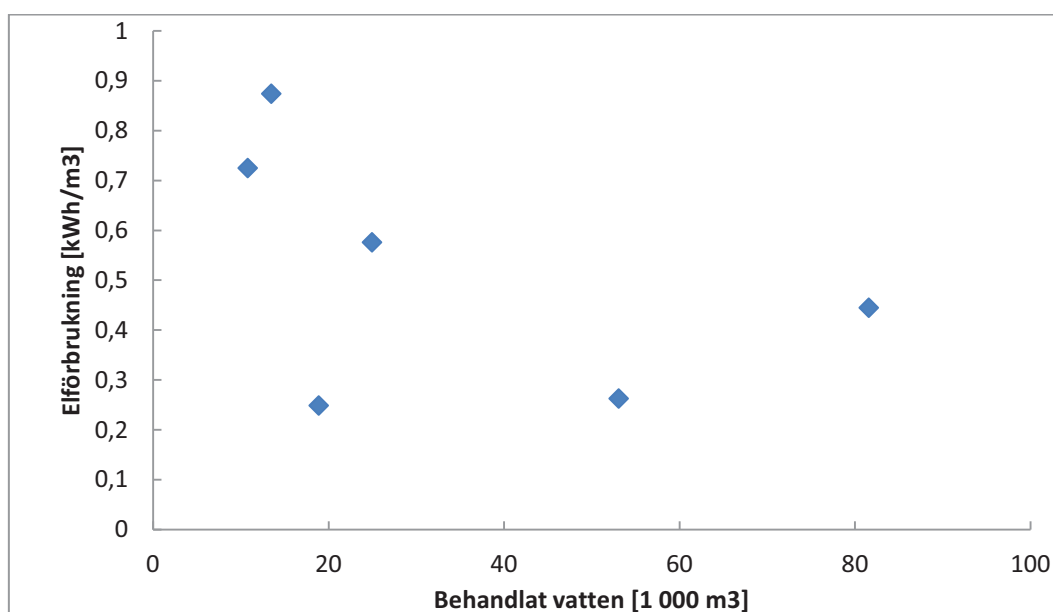
Elförbrukningen för sex markbäddar/infiltrationsanläggningar samlades in (tabell B3). Elförbrukningen plottades mot antalet anslutna personer men inget samband kunde ses (figur 4). Ett medelvärde beräknades därför från den insamlade datamängden (tabell 12). En anläggning, markerad med en cirkel i figur 4, uteslöts p.g.a. att dess värde avvek för mycket från de andra anläggningarna.



Figur 4. Elförbrukningen för markbäddar/infiltrationsanläggningar med 20–164 personer anslutna. Den markerade punkten uteslöts vid beräkning av medelvärdet p.g.a. avvikelser från de övriga anläggningarna.

Fällningsdamm

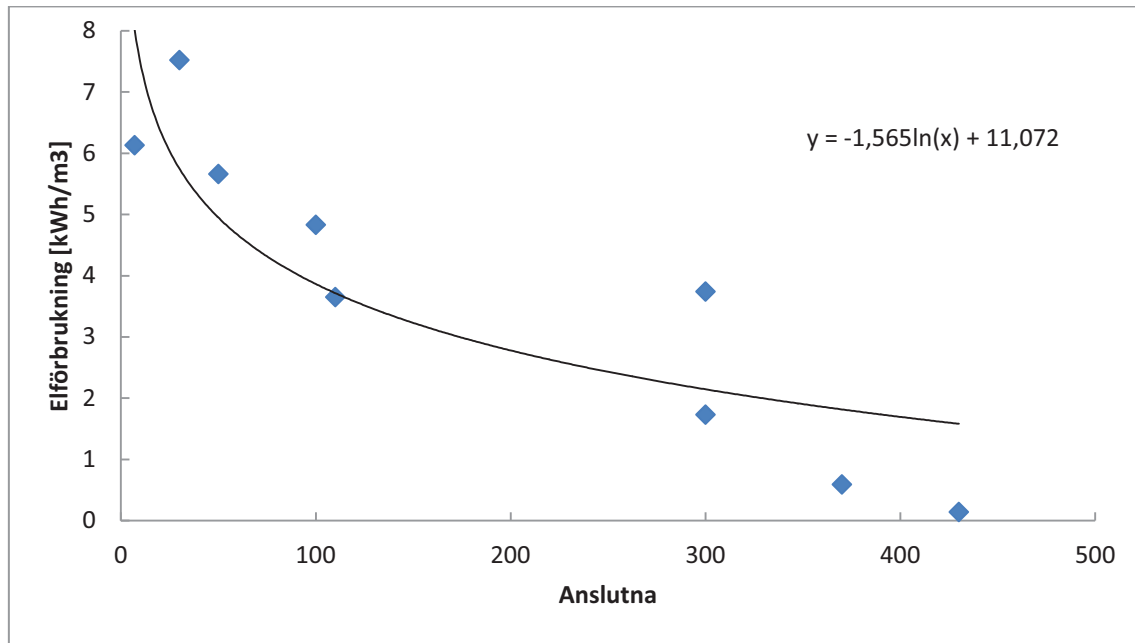
Data från två fällningsdammar i Hörby och fyra i Ljusdal användes för att beräkna förbrukningen av el per m³ behandlat vatten (tabell B4). Antalet anslutna personer var svårt att uppskatta för flera dammanläggningar, då ett flertal hade idrottsanläggningar och andra verksamheter anslutna. Därför beräknades elförbrukningen i fällningsdamm utifrån den behandlade mängden vatten istället för antalet anslutna personer. Eventuellt kan ett samband ses med en relativt minskande elförbrukning med en större mängd behandlat vatten (figur 5). Sambandet ansågs dock vara svagt varför ett medelvärde togs över alla anläggningarna (tabell 12).



Figur 5. Elförbrukning för fällningsdammar utifrån mängden behandlat vatten.

Vattenverk

Elförbrukningen för nio vattenverk med 7–430 personer anslutna samlades in (tabell B5). Ingen hänsyn togs till typ av vattenverk. Elanvändningen visade på en relativt stor minskning med ett ökat antal personer anslutna (figur 6).



Figur 6. Elförbrukningen för vattenverk med dricksvattenförsörjning i intervallet 7–430 personer.

Tabell 12. Sammanställning av elförbrukningen för avloppsreningsverk, markbädd/infiltrationsanläggning, fällningsdamm och vattenverk.

Anläggnings typ	Elförbrukning	Intervall
ARV	figur 3	29–356 kWh/pe, år
ARV (teknikleverantörer)	28,8 kWh/pe, år	28,5–29,8 kWh/pe, år
Markbädd/Infiltrationsanläggning	55 kWh/ansl., år	34–117 kWh/pe, år
Fällningsdamm	0,46 kWh/m ³	0,16–0,87 kWh/m ³
Vattenverk	figur 6	0,14–7,52 kWh/m ³

4.3.2 Materialframställning

I den totala energianvändningen per person och år tillkommer energiåtgången för materialframställning. Det är fällningskemikalier och material till att framställa de olika systemkomponenterna.

Systemkomponenter

Slamavskiljare

Slamavskiljare kan tillverkas i olika material. I denna studie har beräkningar gjorts för slamavskiljare av stålfiberbetong och mängden betong per person har antagits vara konstant. Nyströms betong tillverkar slamavskiljare i olika storlekar där dimensionerna 2, 4 och 6 m³

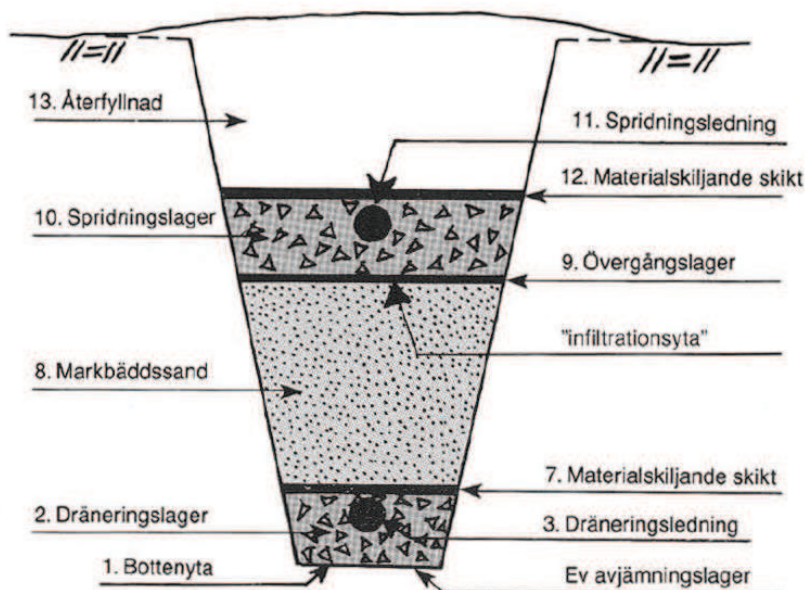
har samma vikt per volymenhet, 1 235 kg per m³. Denna vikt användes för att beräkna vikten för alla dimensionerna på slamavskiljare (tabell 13).

Avloppsreningsverk

En LCA (livscykelanalys) utfördes 1997 för ett område i Västerås med 200 hushåll med syftet att jämföra miljöpåverkan av två olika alternativ till hantering av spillvatten av Bengtsson m.fl. (1997). Ett av alternativen var ett avloppsreningsverk med biologisk och kemisk rening och material och mängd är, för alla avloppsreningsverken, beräknades utifrån denna studie (tabell 13).

Markbädd/infiltrationsanläggning

Markbäddarna och infiltrationsanläggningarna i studien antogs vara för stora för att få en fullgod fördelning av vattnet med endast självfall varför pumpning av spillvattnet antogs. Det antogs även att en pumpbrunn behövdes för att inte försämma funktionen hos slamavskiljaren. Material och tjocklek beräknades utifrån de allmänna råden 86:7 med avseende på olika skikt (figur 7). Infiltrationsanläggningen skiljer sig från markbädden då endast skikten ned till övergångslager ingår (nr 9 figur 7).



Figur 7. Genomskärningen av en markbädd (NV, 2003).

När en sammanhängande bädd utförs skall centrumavståndet mellan spridningsledningarna vara 1,0 m (NV, 2003). Detta betyder att spridningsledningarna kommer att bli lika långa som anläggningens ytstorlek d.v.s. 7 m per person. Pumpen för pumpning av spillvatten från slamavskiljaren antogs vara i gjutjärn med en vikt på ca 80–90 kg (Sjögren, L, pers. medd.). Dräneringsrören beräknades i storleken 110 mm av PE med densiteten 0,58 kg/m (Onninen, 2010).

Fällningsdamm

Material till fällningsdammen beräknades utifrån konstruktionen från Järven Ecotech (Nordin, pers. medd. och Wiklund, pers. medd.). Bortsett från att en av två containrar ersattes med slamavskiljare då det visat sig vara en ofta använd teknik.

Tabell 13. Materialfördelningen för varje systemkomponent beräknat per person eller anläggning.

Material	Mängd	Referens
Glanshammar		
Husyta	0,35 m ² /pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Betong	70 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Stål	6,8 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Trä	1,9 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Stenull	0,64 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Armerad betong	0,08 m ³ /pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Gjutjärn	0,30 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
HDPE	0,55 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Polypropylen	0,30 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Polyeten	0,03 kg/pe	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)
Markbädd		
Sand/grus	6,2 m ³ /pe	Naturvårdsverket (2003)
Makadam	3,7 m ³ /pe	Naturvårdsverket (2003)
PE	26 kg	FANN (2011)
Gjutjärn	85 kg	Sjögren, L, pers. medd.
Geotextil	10 m ² /pe	Antagande
PE	8,1 kg/pe	Onninen (2010)
Fällningsdamm		
Glasfiberarmerad plast	120 kg	Nordin, pers. medd. (400 pe)
Stål	4 ton	Wiklund, pers. medd.
Koppar	55 kg	Wiklund, pers. medd.
Polyeten	330 kg	Wiklund, pers. medd.
PVC	112 kg	Wiklund, pers. medd.
Slamavskiljare¹		
Betong	611 kg/pe	Nyströms Cement AB (2011)
Stålfiber	8,0 kg/pe	Nyströms Cement AB (2011)
Armering	2,5 kg/pe	Nyströms Cement AB (2011)

¹Materialfördelningen är från VeVa (2010)

Fällningskemikalier

Nya fällningskemikalier (fanns ej tidigare i VeVa) användes frekvent av tillfrågade verksamhetsutövare och teknikleverantörer varför energianvändningen vid framställning av dessa inventerades.

Avloppsreningsverk

PAX-21 har valts att läggas till i VeVa då denna var mest frekvent hos de tillfrågade teknikleverantörerna och enskilda verksamhetsutövarna. Av de enskilda verksamhetsutövarna kunde endast värden från två anläggningar användas. För de andra kunde inte mängden kemikalier sättas i proportion till vare sig antalet anslutna personer eller mängden behandlat

vatten. Då ingen hänsyn tas till typ av fällningskemikalie visar Ljusdal på den lägsta kemikalieanvändningen (tabell 14). De privata aktörerna visar på avsevärt högre kemikaliedosering än både teknikleverantörerna och Ljusdal kommun. Ett antagande gjordes därför att rekommendationerna från teknikleverantörerna, som angett liknande mängd, gäller vid optimala förhållanden. Därför valdes ett värde mellan det lägsta värdet från de enskilda verksamhetsutövarna och medelvärdet från teknikleverantörerna på 0,3 L/m³.

Tabell 14. Fällningskemikalieförbrukning för avloppsreningsverk enligt rekommendationer från teknikleverantörer samt användning hos privatpersoner och kommuner.

	Doseringsmängd	[L/m ³]	
Privat	10 L PAX 60 L/ 20 m ³	0,50	Karlsson, T, pers. medd.
Privat	1.2 kg ¹ PAX 21/m ³	0,91	Öhman, pers. medd.
Klargester	1.2–1.5 dl PAX 21/m ³	0,14	Andersson, pers. medd.
Evergreen Solutions	0,02 L PAX 21/pe, dygn	0,14	Bergfeldt, pers. medd.
Ecotech	0,1–0,15 L PAX 21/m ³	0,13	Ann-Marie, pers. medd.
BAGA	0,1–0,15 L PAX 21/m ³	0,13	Gustafsson, pers. medd.
Ljusdal kommun	125 ml Ecoflock 91/m ³	0,13	Sjögren, L, pers. medd.

Fällningsdammar

Av de fällningsdammar som undersöktes återfanns PAX-21, Ecoflock-91, Ecoflock-54 och bränd kalk som fällningskemikalier (tabell 15 och 16).

Tabell 15. Doseringmängd av fällningskemikalier, beräknat per kubikmeter behandlat vatten, i fem fällningsdammar i Ljusdal och Hörby kommun.

Kemikalie	Kemikalier [L/år]	Ingående vatten [m ³]	Dosering [L/m ³]	Referens
PAX-21	2 500	18 875	0,13	Hörby kommun (2009a)
PAX-21	3 300	13 468	0,25	Hörby kommun (2009c)
PAX-21	2 000	28 623	0,07	Hörby kommun (2009b)
Medel			0,15	
Ecoflock-91	5 303	53 066	0,10	Nejdmo, pers. medd.
Ecoflock-54	2 283	24 950	0,09	Nejdmo, pers. medd.
Medel			0,13	

Göran Nordin vid Järven Ecotech rekommenderade 250–300 g PAX-21/m³ d.v.s. 0,21 L/m³ vilket är högre än det beräknade medelvärdet över alla fällningsdammar. För att inte underestimera doseringsmängden användes värdet från Nordin. PAX-21 valdes som fällningskemikalie p.g.a. att den förekom mest frekvent.

Tabell 16. Doseringmängd av kalk, beräknat per m³ behandlat vatten, i två fällningsdammar i Ljusdal kommun.

Kemikalier [kg/år]	Ingående vatten [m ³]	Dosering [kg/m ³]	Referens
26 000 kg	81 571	0,32	Nejdmo, pers. medd.
7 000 kg	10 780	0,65	Nejdmo, pers. medd.
Medel		0,48	

Medeldoseringen för fällningsdammarna i Ljusdal visade sig vara lägre än rekommenderad mängd 500–1 000 g per m³ i en rapport av Hanæus m.fl. (2009). För att inte underestimera kalkanvändningen togs ett medelvärde från rapporten av Hanæus m.fl. på 750 g per m³.

Energianvändning vid framställning av fällningskemikalier

I en rapport från Hellström m.fl. (2003) används data från ett oavslutat examensarbete (Serrander), för energiåtgång för framställning av PAX-21. Energianvändningen för kalkframställning användes från en LCA-studie för vattenverk (Wallén, 1999). Specifika värden återfinns i tabell B6 och den totalaenergiåtgången fördelat på el och fossila bränslen i Tabell 17.

Tabell 17. Energianvändning vid framställning av fällningskemikalier fördelat på energikälla.

	El [kJ/kg]	Fossila bränslen [kJ/kg]	Referens
Bränd kalk	174	8 664	Wallén (1999)
PAX-21	312	4 154	Hellström m.fl. (2003)

4.3.3 Transport

Energiåtgång för transport beräknades utifrån en studie av Eveborn m.fl., 2008. I studien är energiåtgången beräknad utifrån tömning av slamavskiljare belastade med ett hushåll vardera. Eftersom anläggningarna i denna studie är större än så gjordes ett antagande att det tar kortare tid att tömma en större brunn än flera små vid fyllning av ett slamuppsamlingsfordon. Vid tömning av ett fordon med släp, 24 m³, lades 32 minuter till för tömning till tiden det antagits ta för en brunn och för endast slambil, 12 m³, lades 16 extra minuter till (tabell 18).

Ett medelvärde av fullastat och tomt fordon användes för att beräkna bränsleförbrukningen per km och ton. Slammet antogs ha en densitet på 1 ton/m³.

Tabell 18. Beräknad energianvändning vid hämtning och tömning av avloppsfraktioner för slamsugbil med respektive utan släp.

	Med släp	Utan släp
Bränsleförbrukning olastad [l/km]	0,24	0,22
Bränsleförbrukning lastad [l/km]	0,35	0,30
Bränsleförbrukning tomgång [l/h]	15	15
Storlek	24 m ³	12 m ³
Tömning av brunn [min]	16 + 32	16 + 16
Tömning av ekipage [min]	40	10
Tid för på- och avkoppling av släp [min]	15	
Tömning från fordon till släp [min]	30	
Totalt [min]	133	66
Bränsle [l]	30	17
Energitillägg [MJ]	1 197	594
Energitillägg [MJ/pe] (0,5 m³/pe, år)	25	25
Energitillägg [MJ/pe] (1m³/pe, år)	50	50

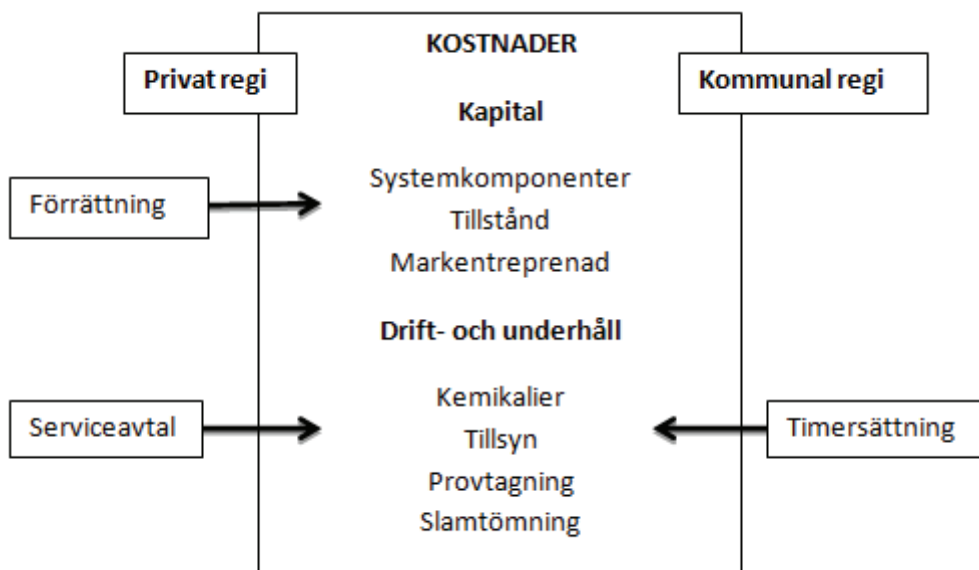
Det extra energitillägget för tomgångskörning (tabell 18) beräknades enligt:

$$\frac{\text{Totaltid [min]}}{60 [\text{min}]} \times 15 \text{ L/timme} \times 36 \text{ MJ/L} = \text{Energiförbrukningen}, \text{ där bränslet}$$

hade ett energiinnehåll på 36 MJ per liter (Eveborn m.fl., 2008).

4.4 KOSTNADER

Kostnader skiljer sig beroende på om avloppsanläggningen är i privat eller kommunal regi (figur 8). Den del av datainsamlingen som inte presenteras här återfinns i bilaga 2. Tabeller som refererar till bilagan benämns med "B".



Figur 8. Kostnadsfördelningen i studien för anläggningar i privat respektive kommunal regi där grundkostnaderna gäller för båda verksamhetsutövarna. I privat regi tillkommer, utöver grundkostnaden, kostnaden för förrättning och serviceavtal och i kommunal regi kostnaden för timersättning till personal.

4.4.1 Kapitalkostnader

I kapitalkostnader ingår kostnaden för systemkomponenter, tillstånd och markentreprenad. Om det gäller en privat verksamhetsutövare tillkommer även en förrättningskostnad (figur 9).

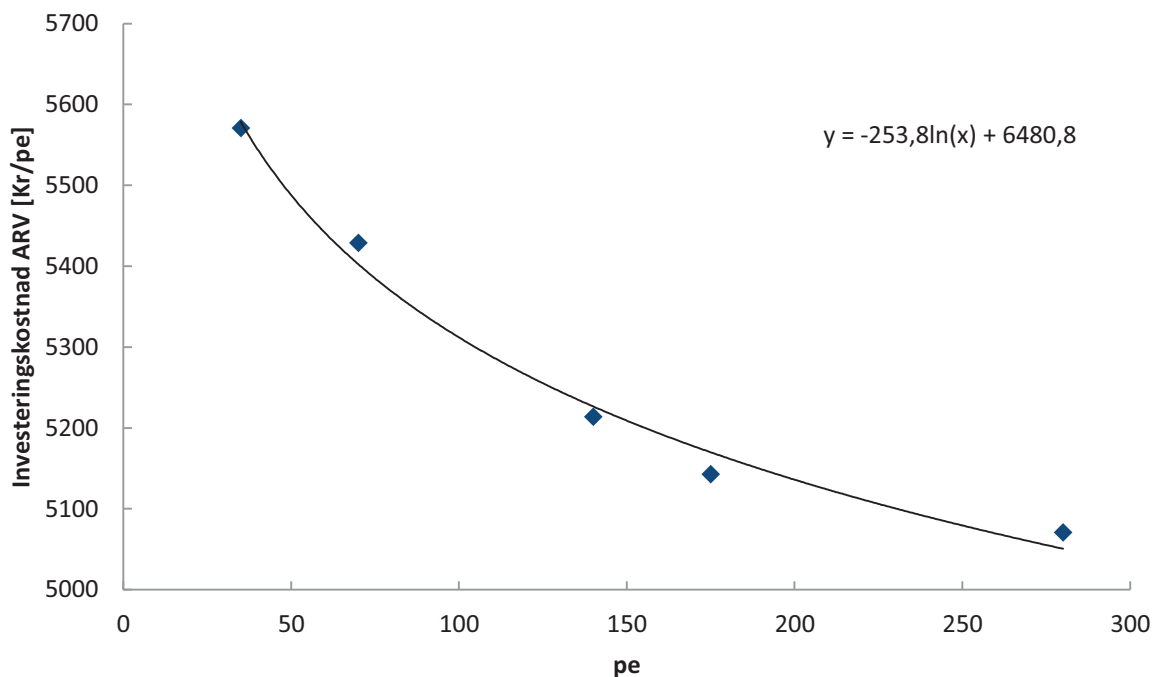
Systemkomponenter

Uppgifter angående investeringskostnaden för själva systemkomponenterna togs främst från teknikleverantörer då de flesta privatpersoner som kontaktades inte riktigt visste vad som hade kostat vad. I kapitalkostnader ingår kostnad för investering av systemkomponenter, tillstånd och förrättningskostnad då kommunen inte är verksamhetsutövare.

Avloppsreningsverk

Investeringskostnaden för avloppsreningsverk samlades in från ett flertal teknikleverantörer (tabell B8). BAGA hade anläggningar i flest dimensioner och deras kostnader låg inom

samma intervall som angivits av de andra teknikleverantörerna. Därför togs en ekvation fram som beskrev kostnadsutvecklingen som funktion av antalet pe som anläggningarna var dimensionerade för från BAGA (figur 9).



Figur 9. Investeringskostnaden för ett avloppsreningsverk utifrån antalet pe som det är dimensionerat för inom intervallet 35 -280 pe (Gustafsson, pers. medd.).

Markbädd/Infiltrationsanläggning

Utbudet från de flesta teknikleverantörer när det kommer till markbaserad rening är i form av moduler vilka kan minska ytan av anläggningen. Priset för den markbaserade reningen utgår från att sådana moduler används. Kostnaden blir ändå ungefär den samma som utan moduler, då ett system med moduler är dyrare men kräver mindre yta än en traditionell markbaserad anläggning (Ambrosson, pers. medd.). Datainsamlingen kunde endast ge kostnaden för materialet till en markbädd. För att beräkna kostnaden för material till en infiltrationsanläggning användes ett kostnadsförhållande från en rapport av Palm m.fl. (2002). Infiltrationsanläggningen utgjorde ca 67 % av priset för material till en markbädd.

Fällningsdamm

De fällningsdammar som är med i denna studie ansågs vara för gamla för att kostnaderna skulle vara relevanta. Därför användes kostnadsuppgifter från en teknikleverantör för att beräkna investeringskostnaden (tabell 19).

Endast ett grundvattenverk användes för att uppskatta kapitalkostnaden. Detta var det enda som återfanns med relevant storlek och anläggningsår (tabell 19).

Tabell 19. Beräknade investeringskostnader per pe för slamavskiljare, markbädd och fällningsdamm.

Systemkomponent	Dimension [pe]	Kostnad [kr]	Referens
Slamavskiljare	25	2 112/pe	Beräknat från Gustafsson, pers. medd.
	50	2 100/pe	Beräknat från Gustafsson, pers. medd.
Markbädd		2 500–2 900/m ²	Ambrosson, pers. medd. och Gustafsson, pers. medd.
Infiltrationsanläggning		1 675–1943/pe	Antagande utifrån Palm m.fl. (2002)
Fällningsdamm	100–1 000	3 000–2 5000/pe	Nordin, pers. medd.
Vattenverk	300	11 667/pe	Raudberget pers. medd.

Markentreprenad

Många återförsäljare av slamavskiljare, markbäddsmaterial eller reningsverk erbjuder inte installation av produkten/produkterna varför kostnaden för markentreprenad lades separat. Kostnaden för installation beror givetvis till stor del på markförhållandena men ungefärliga priser gavs av Roslagslänna Allservice AB. För att anlägga ett avloppsreningsverk, slamavskiljare plus efterföljande markbaserad rening eller avloppsreningsverk med efterföljande markbaserad rening finns det en initialkostnad. Initialkostnaden gäller för ett hushåll. Därefter tillkommer en tredjedel av initialkostnaden för varje ytterligare hushåll som ansluts till anläggningen. Initialkostnaden ligger på 65 000, 100 000 respektive 140 000 kr (Roslagslänna Allservice, pers. medd.).

Förrättningskostnad

Ett flertal av de lantmätare som kontaktades ville inte bli refererade till. En av dessa gav ett minimum på 30 000 kr för att förrätta en samfällighet. En annan gav ett startpris på 15 000 kr med tillägg om 1 500–4 000 kr för varje extra tillkommande fastighet. En tredje person gav 20 000 kr som startpris och 1 500 kr för varje extra hushåll. Han sa även att prisuppgifter innan 2008 inte var goda referensvärden då priserna stigit det senaste året bl.a. till följd av mindre statliga pengar. Tre lantmätare tillät dock att bli refererade till. Christer Lorin, lantmätare, angav från egen erfarenhet att större anläggningar går på ca 2 000–3 000 kr per deltagare och att det totala priset inte brukar gå under 20 000 till 30 000 kr. Jan Tärnemark, Länslantmätare, angav även han 2 000–3 000 kr per fastighet förutsatt att projekteringen är gjord och godkänd och att alla är överens. Om det är få deltagare, färre än 10 fastigheter, menade han att det blir det en högre kostnad per fastighet. Den totala kostnaden understiger inte ca 15 000 – 20 000 kr. Helena Lindholm, förrättningslantmätare angav ett minimum pris på 15 000 kr och att det sedan tillkommer 1 000–4 000 kr för varje ytterligare fastighet. Även hon poängterade att det kan avvika från fall till fall. Utifrån datainsamlingen sattes kostnaden för förrättning till 2 500 kr per person med förutsättningen att det gäller fler än 10 fastigheter.

Tillsyns- och tillståndskostnader

Svaren från de kontaktade privatpersonerna om kostnaden för tillståndet visade stor variation. Variationen kan bero på olika prissättningar från kommun till kommun och att många svarade var osäkra på kostnaden. Därför användes ett underlag från SKL (Sveriges Kommuner och Landsting) som ger ett ungefärligt antal timmar som normalt ska läggas ned per anläggning. Antalet timmar varierar utifrån antalet pe den är dimensionerad för. Kommunen antas ha en kostnadstäckning på 70–75 % av kostnaden för tillståndsprövning (SKL, 2010) varför en fullkostnad beräknades för kommunen som verksamhetsutövare och en reducerad kostnad för en privat verksamhetsutövare (tabell 20). Timtaxan antogs till 800 kr efter att slumpvis tittat på priset i sju² kommuner där priset visade sig ligga mellan 700 och 870 kr per timme. Endast en av kommunerna hade en kostnad på eller över 800 kr per timme. För att inte underestimera kostnaden antogs schablonvärdet 800 kr.

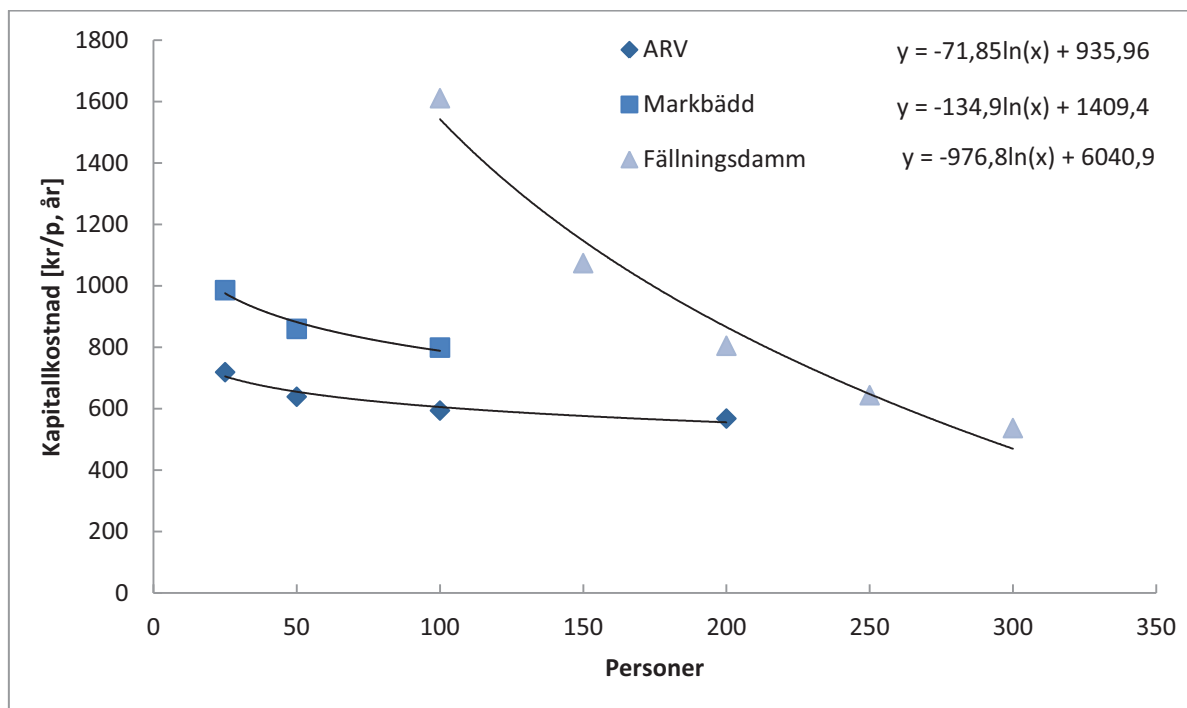
Tabell 20. Tillståndskostnad för privata verksamhetsutövare respektive kommunen som verksamhetsutövare. Kostnaderna är beräknade utifrån underlag från SKL (2010) och med en taxa på 800 kr per timme.

Dimension [pe]	Tid [timmar]	Kostnad privat [kr]	Kostnad kommun [kr]
1–24	9	7 200	9 931
25–100	15	12 000	16 552
101–200	18	14 400	19 862

Sammanställning kapitalkostnader

Kapitalkostnaderna sammanställdes och beräknades pe (figur 10). Beräkningarna gjordes utifrån att kommunen stod som verksamhetsutövare d.v.s. förrätningskostnaden ingår inte och tillståndskostnaden är den för kommunen gällande. Tillståndskostnaden för anläggningar för fler än 200 pe saknades varför kostnaden för 101–200 pe användes i dessa fall. I intervallet 25–100 pe, där markbädd ingår, visade sig avloppsreningsverk vara billigast. Avloppsreningsverk har även en lägre kostnad i intervallet 100–200 pe än fällningsdamm där endast dessa två är representerade. Kapitalkostnaden för fällningsdamm dimensionerad för 300 pe visade sig vara billigaste beräknat per person och år av de undersökta avloppsanläggningarna i varierande dimensioner. I kostnaden för markbädden ingår även kostnaden för slamavskiljaren. Ekvationer som beskriver kapitalkostnadsutvecklingen togs fram. De är till för att i framtiden underlätta beräkningar av kapitalkostnader för anläggningar som ligger i de representerade intervallen.

² Alvesta, Boxholm, Gotland, Kungälv, Notträlje, Sollentuna och Soltenäs



Figur 10. Beräknade kapitalkostnader för avloppsreningsverk i intervallet 25-200 personer, markbädd i intervallet 25-100 personer och fällningsdamm i intervallet 100-300 personer. Beräkningarna är gjorda utifrån att kommunen står som verksamhetsutövare.

4.4.2 Drift- och underhållskostnader

I drift och underhållskostnader ingår tillsyn, fällningskemikalier, el, transport, provtagning, serviceavtal, slamtömning och timersättning till anställd. Som tidigare nämnts kan kostnaderna variera utifrån vem som är verksamhetsutövare men även utifrån i vilken kommun verksamheten utövas.

Timersättning

Timersättningen för en anställd att utföra underhåll av anläggningarna beräknades utifrån det rekommenderade löneläget enligt Unionen (2010) för en serviceingenjör vilket var ca 27 000 kr. Till denna summa tillkommer arbetsgivaravgift på 31 % av lönen (Skatteverket, 2011) och allmän pension etc. Totalt antogs det bli en extrakostnad på ungefär 50 % av lönen. Vilket gav en timkostnad på 253 kr/timme för arbetsgivaren att betala.

Avloppsreningsverk

Antalet timmar som läggs ned på avloppsreningsverken för underhåll visade sig inte variera per person med antalet anslutna personer. Ett medelvärde beräknades därför över alla verken (tabell 21).

Tabell 21. Antalet timmar som läggs ned för underhåll vid några av de studerade avloppsreningsverken beräknat per ansluten person och år.

pe	Timmar/år	Timmar/ansl., år	Referens
90	52	0,58	Bohman, pers. medd.
65	17	0,26	Karlsson, T, pers. medd.
200	12	0,06	Torstensson, pers. medd.
45	52	1,16	Lövros, pers. medd.
125	39	0,31	Sjögren, L, pers. medd.
Medel	34,4	0,47	

Markbädd/Infiltrationsanläggning

Även för markbädd/infiltrationsanläggning kunde inget samband mellan antalet anslutna personer och antal timmar för underhåll ses. Ett medelvärde beräknades därför över anläggningarna (tabell 22).

Tabell 22. Antalet timmar som läggs ned för underhåll vid några av de studerade markbäddarna/infiltrationsanläggningarna beräknat per ansluten person och år.

pe	Timmar/pe, år	Timmar/ansl., år	Referens
35	12	0,34	Boman, pers. medd.
17 ¹	8	0,47	Raudberget, pers. medd.
25 ¹	16	0,64	Raudberget, pers. medd.
45 ¹	16	0,36	Raudberget, pers. medd.
35	12	0,34	Morberg, pers. medd.
33	6	0,18	Matsson, pers. medd.
65	52	0,80	Sjögren, L, pers. medd.
150	88	0,59	Holmgren, pers. medd.
34 ¹	40	1,18	Grötting, pers. medd.
Medel	27,8	0,54	

¹Beräknat utifrån hushåll med avseende på 2,8 pe/hushåll, Stockholm vatten nyckeltal

Fällningsdamm

Tiden för underhåll av fällningsdamm användes utifrån uppgifter om en fällningsdamm i Ljusdal med kalk som fällningskemikalie. Det läggs ned ca 10 timmar i veckan för underhåll av dammen (Sjögren, L, pers. medd.). Fällningsdammar med kalk som fällningskemikalie sätter igen och kräver regelbundet underhåll (Hanæus, 2009). Därför antogs det att det krävs dubbelt så mycket tid för underhåll av en damm med kalk som fällningskemikalie i jämförelse med en annan fällningskemikalie.

Vattenverk

Tiden för underhåll av vattenverk användes utifrån uppgifter från Jönköpings kommun. Där besöker de mindre vattenverken ca 1–3 gånger i veckan (Raudberget, pers. medd.). Besöken antogs motsvara en timme i veckan d.v.s. 52 timmar om året läggs ned för underhåll.

Årskostnad

Tiden för underhåll av anläggningarna multiplicerades med den beräknade timersättningen för en serviceingenjör för att ta fram årskostnaden (tabell 23).

Tabell 23. Kostnaden för att ha en anställd som utför underhåll av avloppsanläggningar och vattenverk beräknat per person och år eller anläggning och år.

Anläggningstyp	Kostnad [kr/år]
Avloppsreningsverk	120/pe
Markbädd	137/pe
Fällningsdamm kalk	131 560/anläggning
Fällningsdamm	65 780/anläggning
Vattenverk	13 156/anläggning

Slamtömning

Två typer av förbehandling, slamavskiljare eller direktfällning i damm, innan spillvattnet når fällningsdammarna återfanns under studien. Slamtömningskostnaden togs fram för tekniken med slamavskiljare som förbehandling. Kostnaden att tömma dammen visade sig vara så liten att den försumrades (bilaga 2). Volymerna för att beräkna slamtömningskostnaderna användes från de tidigare beräknade volymerna per pe (tabell 11).

Kostnader för slamtömning (tabell 24) beräknades utifrån Örebro kommuns taxa för hushållsavfall (2010) då fallstudien skulle äga rum där. Där kostar det 841 kr att tömma en tank på en volym av 0–4 m³. Därefter tillkommer ett tillägg om 224 kr per extra m³.

Kostnaden beräknades enligt:

$$\text{Tömningskostnad} = (841 \text{ kr} \times n_{\text{tömnings}}) + (\text{Volym} - 4 \text{ m}^3 \times n_{\text{tömnings}}) \times 224 \text{ kr}$$

Tabell 24. Beräknade kostnader för slamtömning av avloppsreningsverk och slamavskiljare utifrån Örebro kommuns taxa för hushållsavfall (2010).

Anläggningstyp	pe	Kostnad [kr/år]
Slamavskiljare	25	2 690
	50	5 490
	100	11 090
Avloppsreningsverk	25	5 545
	50	11 090
	100	22 180
	200	44 360
	280	62 060

Fällningskemikalier

Doseringsmängden angavs oftast i volym vid datainsamlingen varför kostnaden beräknades per volymenhet³ (tabell 25). En av de två fällningsdammarna som studerades hade kalk som fällningskemikalie. Där sker påfyllning av kalk 2–3 gånger per år på med 18 ton per gång och kostar, inklusive alla omkostnader, ca 2500 kr per ton (Sjögren, L, pers. medd.).

³ PAX-21 har en densitet på 1,31 kg/l (Brenntag Nordic AB, 2006) och Ecoflock 91 1.34 kg/m³ (Eka Chemicals AB, 2007).

Tabell 25. Kostnader i kronor per liter eller ton för fällningskemikalierna PAX-21, Ecoflock 91 och bränd kalk.

Fällningskemikalie	Kostnad [kr]	Referens
PAX-21	47,2/L	VVS-Boden, 2010
PAX-21	10/L	af Petersens, 2003
PAX-21	39,6/L	Ann-Marie, pers. med.
PAX-21	4,3/L	Persson, pers. medd. (Kommun)
PAX-21	10,6 /L	Gustafsson, pers. medd.
PAX-21	34/L	Andersson, pers. medd.
Ecoflock	2,6/L	Sjögren, L, pers. medd. (Kommun)
Ecoflock	10,4/L	af Petersens (2003)
Bränd kalk	2500/ton	Sjögren, L, pers. medd. (Kommun)

Kostnaden för kemikalierna skiljer sig beroende på leverantör och beställd kvantitet varför medelvärden av kostnader togs fram utifrån verksamhetsutövare (tabell 26).

Tabell 26. Beräknade medelvärden för kostnaden av fällningskemikalier utifrån verksamhetsutövare.

Fällningskemikalie	Verksamhetsutövare	Kostnad [kr]
PAX-21	Privat	27/L
PAX-21	Kommun	3,5/L
Kalk	Kommun	2,5/kg

Tillsynskostnad

Tillsynskostnaden (tabell 27) beräknades på samma sätt som tillståndskostnaden utifrån underlag av SKL (2010).

Tabell 27. Tillsynskostnaderna för privata verksamhetsutövare respektive kommunen som verksamhetsutövare. Kostnaderna är beräknade utifrån underlag från SKL (2010) och med en taxa på 800 kr per timme.

pe	Tid [timmar]	Kostnad privat [kr]	Kostnad kommun [kr]
25–100	12,5 (10–15)	10 000	13 793
101–200	15 (12–18)	12 000	16 552
201–500	20 (15–25)	16 000	22 069

Provtagning

Verksamhetsutövare för anläggningar med fler än 200 pe skall enligt SNFS1990:14 5 § ta prov på utgående vatten åtta gånger per år. Ett antagande gjordes att provtagning fyra gånger per år bör vara rimligt för att sköta egenkontrollen för avloppsanläggningar dimensionerade för färre än 200 pe. Kostnaden för ett prov varierar. I Ljusdal kommun betalar de 400 kr/prov som skickas till miljöförvaltningen (Sjögren, L., pers. medd.). Många av de privata verksamhetsutövare som kontaktades skickar sina prover till Alcontrol. En analys av BOD₇, fosfor och kväve hos Alcontrol kostar 1 048 kr (Vega Norell, pers. medd.). Skillnaden i pris

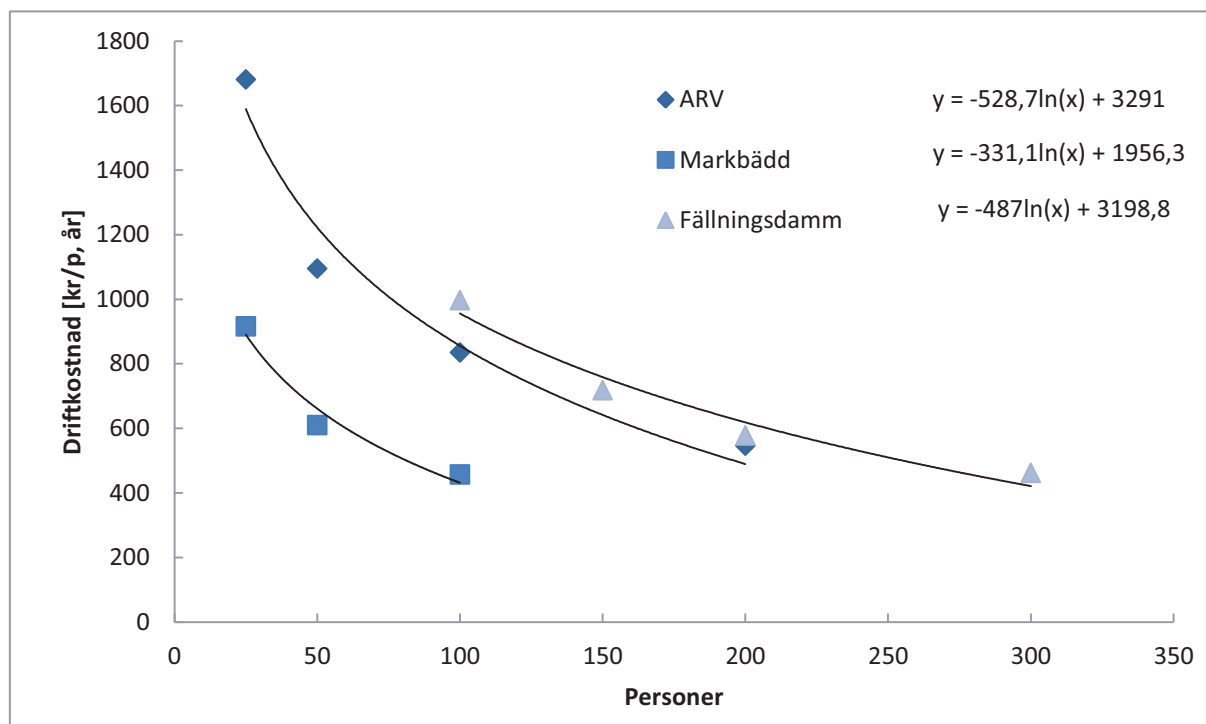
antogs bero på att det sker internt respektive externt. Två kostnader togs därför fram, en för anläggningar i kommunal regi och en i privat regi (tabell 28).

Tabell 28. Kostnad för provtagning beräknat utifrån dimension på anläggning och verksamhetsutövare.

Verksamhetsutövare		pe	Antal/år	Kostnad
Privat	Antagande	< 200	4	4 192
Kommun		< 200	4	1 600
Privat	SNFS1990:14 5 §	> 200	8	8 384
Kommun		>200	8	3 200

Sammanställning av drift- och underhållskostnader

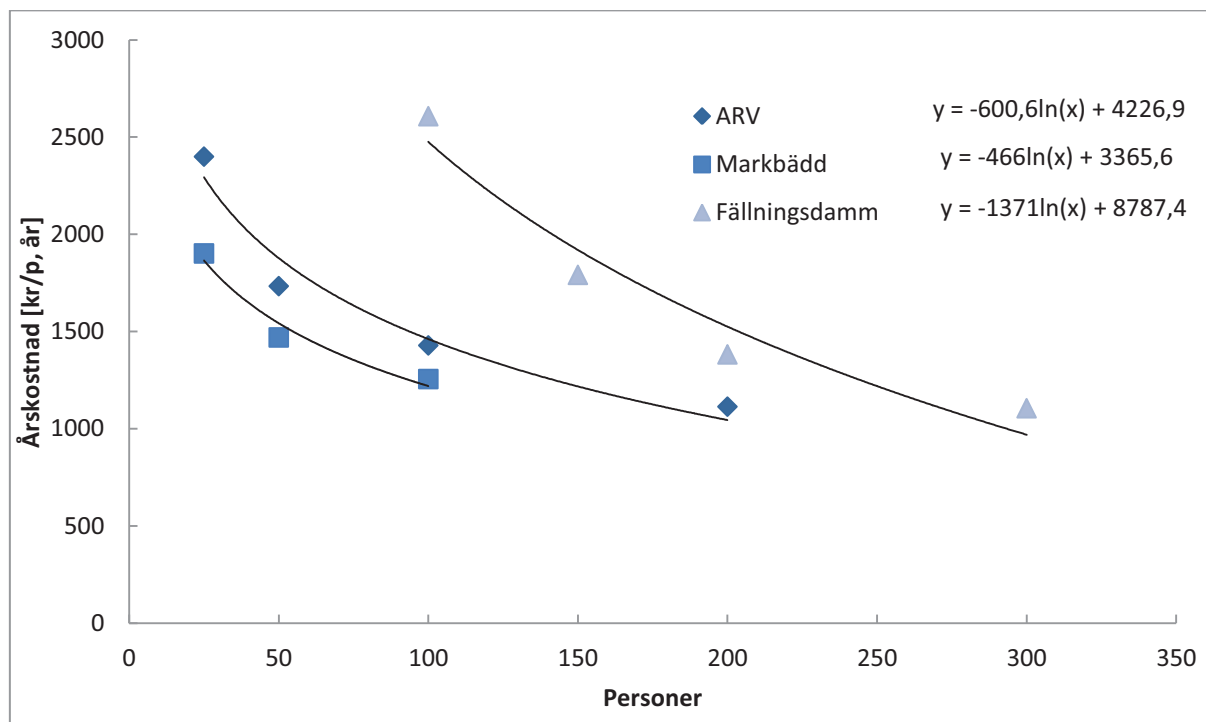
På samma sätt som kapitalkostnaderna sammanställdes, sammanställdes även drift- och underhållskostnaderna. Detta för att möjliggöra en jämförelse mellan avloppsanläggningarna. Den totala drift- och underhållskostnaden beräknades utifrån kommunen som verksamhetsutövare och att en annan fällningskemikalie än kalk användes. Drift- och underhållskostnaderna visade sig dyrast för fällningsdamm och billigast för markbädd (figur 11).



Figur 11. Beräknade drift- och underhållskostnader för avloppsreningsverk (25-200 personer), markbädd (25-100 personer) och fällningsdamm (100-300 personer). Beräkningarna är gjorda utifrån kommunen som verksamhetsutövare.

Sammanställning av årskostnader

Resultatet av kapitalkostnaderna (figur 10) och drift- och underhållskostnaderna (figur 11) summerades till en årskostnad (figur 12). Avloppsreningsverk visade sig billigare än fällningsdamm i intervallet 25–200 p. När fällningsdammen har 300 p visade sig årskostnaden per person vara ungefär samma som för markbädden för 100 p.



Figur 12. Beräknade årskostnader, summering av kapitalkostnader och drift- och underhållskostnader, för avloppsreningsverk, markbädd och fällningsdamm.

4.5 SAMMANSTÄLLNING av VeVa

Allt eftersom nya värden togs fram fördes de in i VeVa-verktyget. För att underlätta beräkningarna i VeVa delades informationen upp i kalkylarket *ekonomi* utifrån antalet pe för avloppsreningsverk och de markbaserade anläggningarna. I kalkylarket *systemkomponenter miljö* samlades alla information för respektive avloppsreningsteknik på samma ställe.

4.5.1 Systemkomponenter miljö

Värden för systemkomponenter miljö lades, om möjligt, in beräknat per person (figur 13). Den insamlade informationen för de markbaserade avloppsanläggningarna, 13 stycken, var främst från anläggningar med upp till ca 100 personer anslutna. Det ansågs att det inte fanns tillräckligt med data för att ta fram schablonvärden för större anläggningar. De schablonvärden som lades till i kalkylarket *systemkomponenter miljö* varierade inte per person utifrån storlek på anläggning. Informationen samlades därför under intervallet 25–100 personer (figur 13).

Markbädd/infiltrationsanläggning 25-100 p					
Reduktion	N		30%	20-40	Naturvårdsverket (1991)
	P		40,00%	25-50 %	Naturvårdsverket (1991)
	BOD		95,00%	90-99 %	Naturvårdsverket (1991)
	Cd		50,00%	20-55 %	Wittgren m.fl. (2003)
Livslängd			25 år		Ridderstolpe (2009)
Ingående material	Inspektionsbrunn/Utløpsbrunn	PE	26 kg		FANN (2011)
	Pump	Gjutjärn	85 kg		pers. medd. Sjögren (2010)
	Pumpbrunn				
	Slamavskiljare		0,5 m ³ /p		Eveborn m.fl. (2008)
	Spridningslager	Makadam	0,325 m	30-35 cm	Naturvårdsverket (2003)
	Övergångslager	Sand, Grus	0,04 m	3-5 cm	Naturvårdsverket (2003)
	Markbäddssand	Sand	0,8 m		Naturvårdsverket (2003)
	Materialavskiljande skikt	Sand, Grus	0,05 m		Naturvårdsverket (2003)
	Dräneringslager	Makadam	0,2 m		Naturvårdsverket (2003)
	Geotextil		10 m ² /p		Antagande
	Ytmått		7 m ² /p	20-50 m ² /hushåll	Avloppsguiden (2010)
	Efterpolering		3 m ² /hushåll	10 m ² per hushåll	
	Spridningsledning	PE	4,06 m/p	7 m/p 0,58 kg/m	Onninen (2011)
	Uppsamlingsledning	PE	4,06 m/p	7 m/p 0,58 kg/m	Onninen (2011)
Drift	EI		55 kWh/p,år	34-117 kWh/p	Petersson (2011)
Slamavskiljare	Reduktion	N	15%	10-20 %	Naturvårdsverket (2010)
		P	5%	5- 10 %	Naturvårdsverket (2010)
		BOD7	15%	10-20 %	Naturvårdsverket (2010)
		Cd	25%	ca 25 %	Wittgren m.fl. (2003)
		TS	2%	0,6-2,3 %	Almedal (1998); Wolgast (1994); Andersson (1992)
		Volym		0,5 m ³ /p	Eveborn m.fl. (2008)
	Ingående material	Betong		611 kg/p	Materialfördelning Nyman, J. pers. medd. (2006) Vikt
	Stålfiber		8,0 kg/p	Materialfördelning Nyman, J. pers. medd. (2006) Vikt	
	Armering		2,5 kg/p	Materialfördelning Nyman, J. pers. medd. (2006) Vikt	
Livslängd (slamavskiljare)			30 år	50 år	Nyman, J. pers. medd. (2006)

Figur 13. Utdrag från kalkylbladet *systemkomponenter miljö* i det nyutvecklade VeVa. Figuren visar markbädd och infiltrationsanläggning i intervallet 25–100 personer beräknat p.

Kemikalieförbrukningen visade sig inte variera med storleken för de tio undersökta avloppsreningsverken. Elförbrukningen kunde beskrivas med en ekvation och byggmaterial per person förändrades inte med dimensionen på verket då data från samma rapport användes (Bengtsson, 1997). Informationen samlades därför, på samma sätt som de markbaserade anläggningarna, men i intervallet 25–200 p. Även schablonvärdena för fällningsdammen kunde samlas under en och samma rubrik då varken materialåtgången eller el- och fällningskemikalieanvändningen förändrades per pe med större dammar. Informationen som samlades in ansågs kunna beskriva anläggningar i intervallet 100–1 000 p. Totalt undersöktes åtta fällningsdammar.

4.5.2 Ekonomi

Excel-arket ekonomi fick en något annorlunda uppdelning än systemkomponenter miljö då kostnaderna var svårare att beskriva i intervall för respektive avloppsreningsteknik. Dessa delades därför upp i olika storlekar bortsett från fällningsdamm där investeringskostnaden visade sig vara ungefär samma för anläggningar dimensionerade för 100–1 000 personer. De markbaserade avloppsanläggningarna delades upp i dimensionerna 25, 50 och 100 p och avloppsreningsverk i dimensionerna 25, 50, 100, 200 och 280 p (figur 14).

Avloppsreningsverk 25 p				
Investering			25	
Reningsverk			141 596	kr/anläggning $y=-253,8*\ln(x)+6480,8$ (Petersson, 2011)
Markentreprenad			151 667	kr/anläggning 60 000-70 000 + 1/3 per hushåll (Roslagslännä Allservice AB, pers. medd., 2010)
Summa investering			309 815	kr/anläggning
Livslängd			12 393	kr/p, år
Annuitet			30	år
Annuitet			0,058	
Kapitalkostnad			719	kr/p, år
Drift och underhåll				
EI			8 324	kr/anläggning $y=-161,3*\ln(x)+984,29$ (Petersson, 2011)
Kemikalier			1 457	kr/anläggning, år
Tid			8703	kr/anläggning Medelvärde Petersson (2011)
Serviceavtal			3050	kr/år Bergfeldt, pers. medd. och Andersson, pers. medd. (2010)
Slamtömning			5545	kr/tömning 1 ggr/år. Beräknat utifrån Taxa för hushållsavfall Örebro kommun, 2010 (Petersson, 2011)
Summa drift och underhåll			42 014	kr/anläggning
			1681	kr/p, år
				Tillbaka till start

Figur 14. Utdrag över kostnader för avloppsreningsverk för 25 p från kalkylbladet *ekonomi* i det nytvecklade VeVa.

Många kostnader som var gemensamma för alla anläggningarna som t.ex. tillsynskostnad. Dessa lades därför tillsammans som *allmänna kostnader för gemensamhetsanläggningar* (figur 15).

ALLMÄNNA KOSTNADER FÖR GEMENSAMHETSANLÄGGNINGAR				
Elkostnad			1,019	kr/kWh Kostnad vid bindningstid om tre år (Vattenfall, 2010)
Fällningskemikaliekostnad				
Privat			26,83	kr/l 10,00-47,17 kr/l (VVS-Boden, BAGA, Ecotech, 2010)
Kommunalt			3,47	kr/l 2,64 -4,30 kr/l (Hörby och Ljusdal kommun, 2010)
Spillvattenpump			600 000	kr/anläggning Inkl. installation (Leif Sjögren, muntligen 2010)
Förrättningskostnader			2 500	kr/p > 10 fastigheter samt godkänd projektering och att al
Tillsyn		25-100 p.	13 793	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
		101-200 p	16 552	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
		201-500 p	22 069	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
Tillstånd		1-24 p	9931,000	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
		25-100 p.	16552	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
		101-200 p.	19 862	kr/anläggning Beräknat utifrån SKL, 2010. Privat verksamhetsutöva
Provtagni	Privat	< 200 p	4 192	kr/anläggning Antagande om att 4 prov/år bör tas. Kostnad (Alcon
		> 200 p	8 384	kr/anläggning 8 prov/år enligt MB. Kostnad (Alcontrol, 2010).
	Kommunalt	< 200 p	1 600	Antagande om att 4 prov/år bör tas. Kostnad (Ljusdal
		> 200 p	3 200	8 prov/år enligt MB. Kostnad (Ljusdal kommun, 2010)
Timkostnad			253	kr/timme Beräknat utifrån rekorderad lön serviceingenjör (Unic
Slambehandling				
Kapitalkostnad			29	kr/person, år Antagande om kapitalkostnad för slambehandling i S
Drift- och underhållskostnad			68	kr/person, år Antagande om drift- och underhållskostnad för slamb
				Tillbaka till start

Figur 15. Utdrag över allmänna kostnader för gemensamhetsanläggningar från kalkylbladet *ekonomi* i det nytvecklade VeVa.

Utöver de nya schablonvärden som beräknades utökades även VeVa med kostnader för lågtrycksavlopp (LTA), rörläggning och serviceavtal (bilaga 2). Tidsbrist gjorde att kostnaden för serviceavtal inte lades till som en parameter.

5. FALLSTUDIE

Det nyutvecklade VeVa implementerades under en fallstudie i ett omvandlingsområde i Örebro kommun. Fyra av de tio systemlösningar som togs fram för jämförelse innehöll reningsteknikerna i de undersökta intervallen från den tidigare delen av studien. De övriga sex systemlösningarna, scenarierna, var önskemål från referensgruppen i Örebro kommun. Åtta av scenarierna som undersöktes hade antingen urin- eller klosettavvattning.

5.1 BAKGRUND

En fallstudie utfördes i Örebro kommun där en jämförelse av tio scenarier för VA gjordes. Sex av scenarierna var önsknings från referensgruppen i Örebro. Referensgruppen bestod av en VA-ingenjör, en miljöinspektör och en VA-strateg. De övriga fyra scenarierna var systemlösningar där de studerade avloppsanläggningarna under VeVa-utvecklingen ingick. Fallstudien syftade till att jämföra för de utvalda scenarierna efter en miljö- och kostnadssystemanalys i VeVa.

Referensgruppen var mån om att kommunen skulle stå som huvudman då detta innebär att boende i området kan kräva att kommunen bär ansvar för VA i området enligt lagen om allmänna vattentjänster.

Systemgränserna i systemanalyserna börjar vid produktion av dricksvatten och slutar när spillvattenfraktionerna når recipient, luft eller mark i form av gödsel, jordförbättring eller deponitäckning. Viktigt att tillägga är att eventuella kostnader för omhändertagande, t.ex. till lantbrukare för mottagande av avloppsprodukter inte ingår. I materialtillverkningen ingår heller inte tillverkning av toalettstolar, skrotning av systemkomponenter eller slitage etc. på maskiner som används inom systemen.

5.2 OMRÅDESBESKRIVNING

Det studerade området består av tre sammanhängande bostadsområden: Fiskartorpet, Väringsbricka och Opphammar med 139 tomter varav 18 är obebyggda. Området är relativt bergigt och avgränsas av skog och av sjön Väringen i (figur 16). I nuläget är ca 25 % av de boende i området åretruntboende men man räknar med att det i framtiden kommer att vara ca 50 %.



Källa⁴: Strömberg, pers. medd.

Figur 16. Det studerade området bestående av Fiskartorpet, Väringsbricka och Opphammar.

En inventering av avloppen i området hade precis gjorts när fallstudien påbörjades (tabell 29). För hälften av dem skall förbud införas, en ny avloppslösning måste installeras, och 14 av de 121 avloppen fick krav på åtgärkning. Av de godkända avloppen blev 15 av de totalt 46 godkända inte inventerade vid detta tillfälle då de godkännts inom en tioårsperiod. Det är oklart hur dricksvattenförsörjningen ser ut i området men det är antagligen främst en enskild brunn per hushåll. Det fanns inga kända klagomål på dricksvattenkvaliteten (Sjögren, S, pers. medd.).

Tabell 29. Status på avloppslösningar i området (Sjögren, S, pers. medd.).

Typ av VA	Förbud skall införas	OK nyare < 10 år)	Åtgärdskrav	Totalt
Sluten tank	22	7 (4)	3	32
WC	13	9 (2)	4	26
Okänd lösning		9 (9)		9
Inget vatten		6		6
Endast BDT	26	15	7	48
Totalt	61	46	14	121

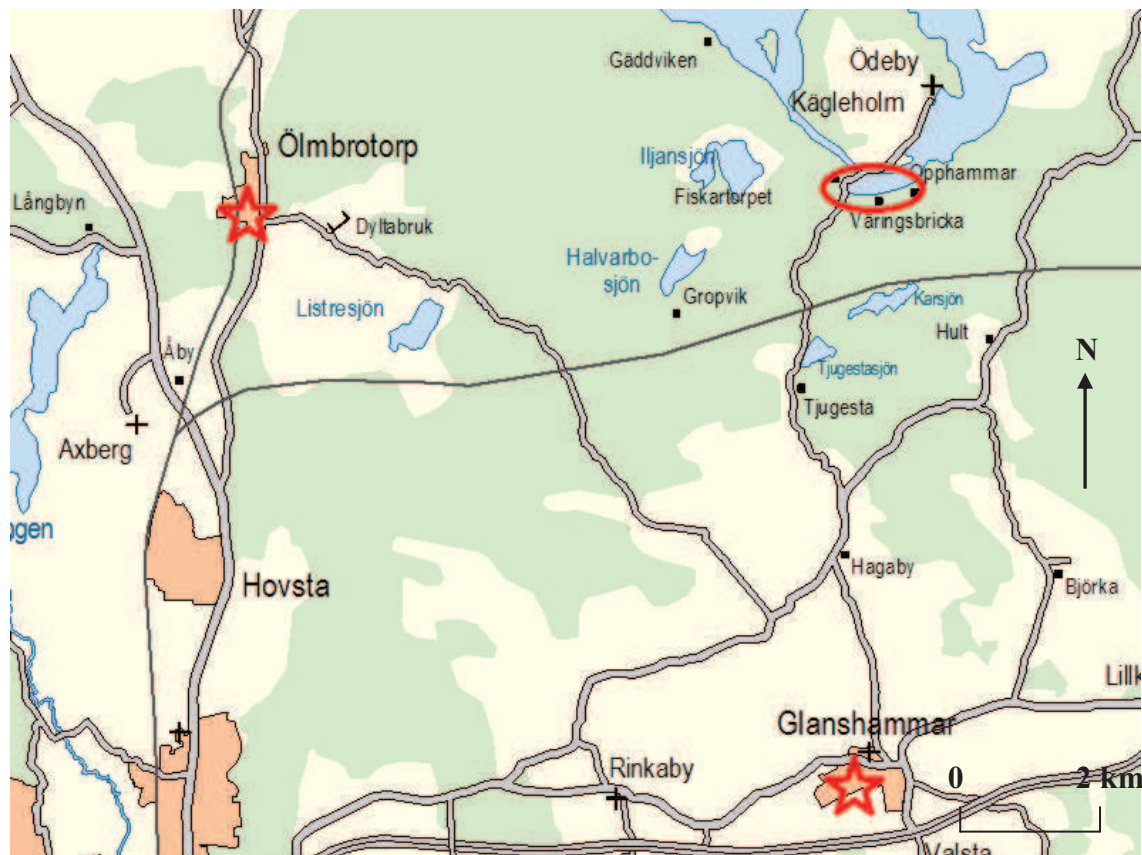
Slam och klosettwater från de enskilda anläggningarna går för tillfället till det centrala reningsverket Skebäckverket via en rensningsanläggning med galler och sandfång som är placerad vid kommunens avfallsanläggning. Detta minskar transporter av slam genom staden då reningsverket ligger mer centralt än avfallsanläggningen (Karlsson, K, pers. medd.). Reningsverksslammet har tidigare används för spridning på energiskog och andra odlingar samt för täckning av deponi. För tillfället pågår ett arbete med att REVAQ-certifiera slammet för att kunna återföra näringsämnen till jordbruksmark. Det finns även en dialog med LRF angående omhändertagande av klosettwater och urin för användning som gödselmedel.

⁴ Originalkarta innehöll inte skala och norrpil

Väringen, som är recipienten för området, har höga koncentrationer av näringsämnen, främst fosfor (Strömberg pers. medd.). Väringen är av länsstyrelsen i Örebro län klassad till hög skyddsnivå med avseende på fosfor (Mårtensson, 2010).

5.3 BESKRIVNING AV SCENARIER

I systemlösningarna, scenarierna, ingår två kommunala avloppsreningsverk: Skebäcksverket med 110 526 anslutna (Örebro kommun, 2008a) och det betydligt mindre verket i Glanshammar dimensionerat för 1 500 pe med 667 anslutna (Örebro kommun, 2008b). Till Skebäcksverket finns en kommunal anslutning från Ölmbrotorp som ligger ca 10 km från det studerade området (figur 14). Det behandlade vattnet från Skebäcksverket leds ut i Svartån som sedan mynnar ut i Hjälmaran. Slammet rötas för att sedan, i dagsläget gå till deponitäckning, spridas på åkermark. Slam från Glanshammars reningsverk transporteras på samma sätt som slammet från det studerade området med slamsugbil till avfallsanläggningen och sedan med rör till Skebäcksverket. Glanshammar ligger ca 10 km från omvandlingsområdet (figur 17).



Källa⁵: Strömberg, pers. medd.

Figur 17. Ölmbrotorp och Glanshammar är markerade med stjärnor och omvandlingsområdet är inringat. Om anslutningsledning dras till det befintliga nätet kan Gropvik som ligger strax sydväst om det studerade området anslutas.

⁵ Originalkartan innehöll inte skala och norrpil

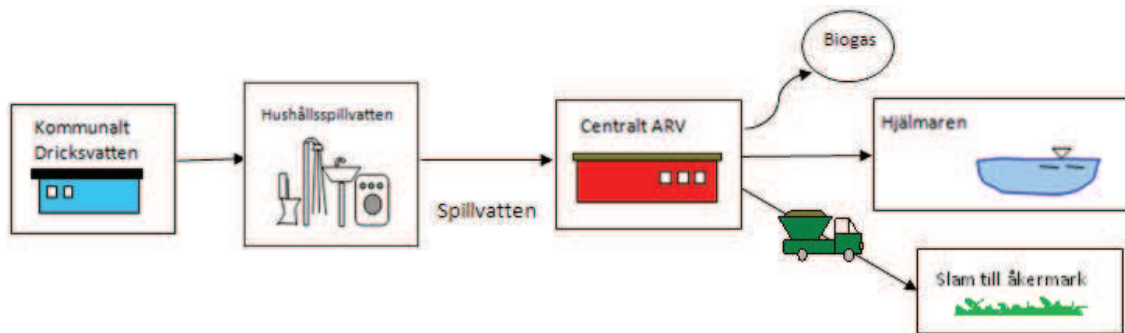
Scenario 1

I scenarierna 1–6 med anslutning till de befintliga ledningarna i Ölmbrotorp eller avloppsreningsverket i Glanshammar kan Gropvik, 75 hushåll, komma att dela på ledningarna (Strömberg, pers. medd.).

Fastigheterna ansluts till det redan befintliga kommunala VA-nätet i Ölmbrotorp för vatten- och avloppsförsörjning. Spillvattnet leds till Skebäckverket där det behandlas och slammet går till biogasproduktion och rötslammet sprids på jordbruksmark (figur 18).

Scenario 2

Fastigheterna ansluts till det redan befintliga kommunala VA-nätet i Glanshammar för vatten- och avloppsförsörjning. Slammet transporteras till Skebäckverket för biogasframställning och rötslammet sprids på jordbruksmark (figur 18).



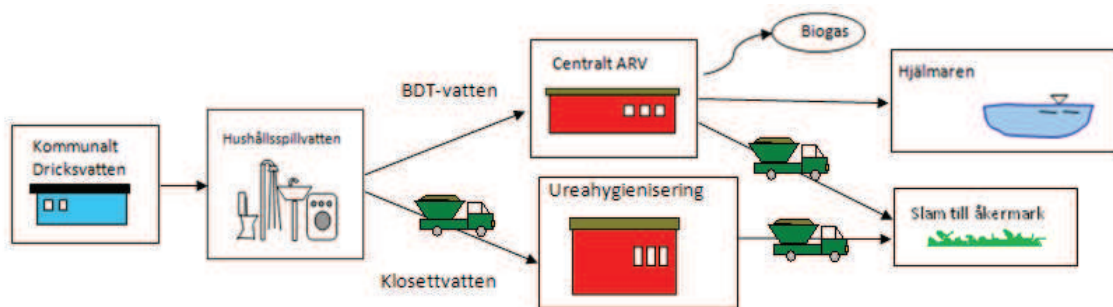
Figur 18. Systembild för scenario 1 och 2 där hela spillvattenfraktionen leds till ett centralt avloppsreningsverk, Skebäckverket respektive Glanshammars reningsverk, och försörjningen av dricksvatten kommer från ett centralt vattenverk.

Scenario 3

Fastigheterna ansluts till det redan befintliga kommunala VA-nätet i Ölmbrotorp för vattenförsörjning och behandling av BDT-vattnet. Slammet från BDT-vattenbehandlingen går till biogasproduktion och rötslammet sprids på jordbruksmark. Klosettvattnet källsorteras och går till slutentanken och körs sedan till en lagringstank i närheten av jordbruksmark för ureahygenisering och sedan spridning på jordbruksmark (figur 19).

Scenario 4

Som Scenario 3 förutom att anslutning sker till det befintliga kommunala VA-nätet i Glanshammar för vattenförsörjning och behandling av BDT-vattnet (figur 19).



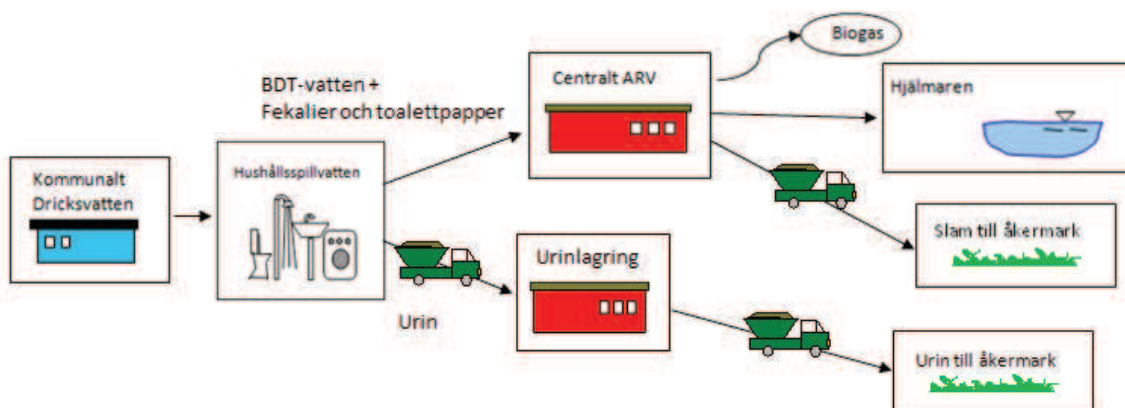
Figur 19. Systembild för scenario 3 och 4 med klosettavattensortering och BDT-vatten till centralt avloppsreningsverk med central dricksvattenförsörjning.

Scenario 5

Urinen källsorteras till uppsamlingstank och transporteras sedan till en lagringstank i närheten av jordbruksmark för hygienisering och sedan spridning på åker (figur 20). Fastigheterna ansluts till det redan befintliga kommunala VA-nätet i Ölmbrotorp för vattenförsörjning och behandling av BDT- och fekalievatten. Slammet från behandling av fekalier och BDT-vatten går till biogasproduktion och rötslammet sprids på jordbruksmark.

Scenario 6

Som Scenario 5 förutom att anslutning sker till det befintliga kommunala VA-nätet i Glanshammar för vattenförsörjning och behandling av BDT- och fekalievatten (figur 20).

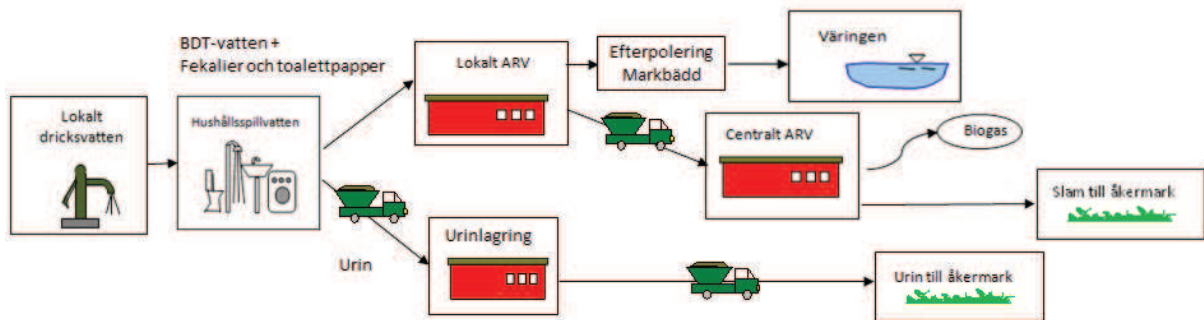


Figur 20. Systembild för scenario 5 och 6 med urinsortering och BDT- och fekalievatten till centralt avloppsreningsverk och med dricksvattenförsörjning från ett centralt dricksvattenverk.

Scenario 7

Lokal dricksvattenförsörjning från en gemensam eller flera brunnar/vattenverk. Urinsortering och ett lokalt avloppsreningsverk som tar emot fekalier och BDT-vatten med en efterföljande polering i markbädd för att normal hälsoskydds nivå skall uppnås (Avloppsguiden, 2009). Urinen samlas in och transporteras till lagringstank i närheten av jordbruksmark för spridning.

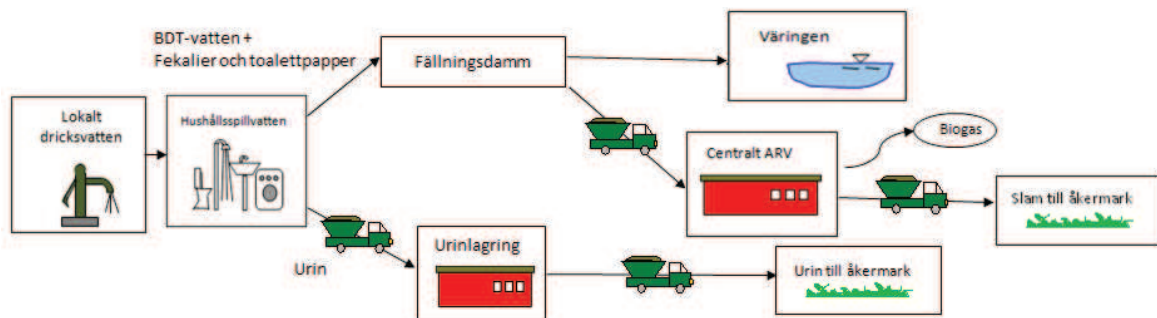
Slammet från det lokala avloppsreningsverket samlas in och körs till Skebäckverket för biogasframställning och rötslammet går till åkermark (figur 21).



Figur 21. Systembild för scenario 7 med urinsortering och fekalier och BDT-vatten till ett lokalt avloppsreningsverk och dricksvattenförsörjning från ett lokalt grundvattenverk.

Scenario 8

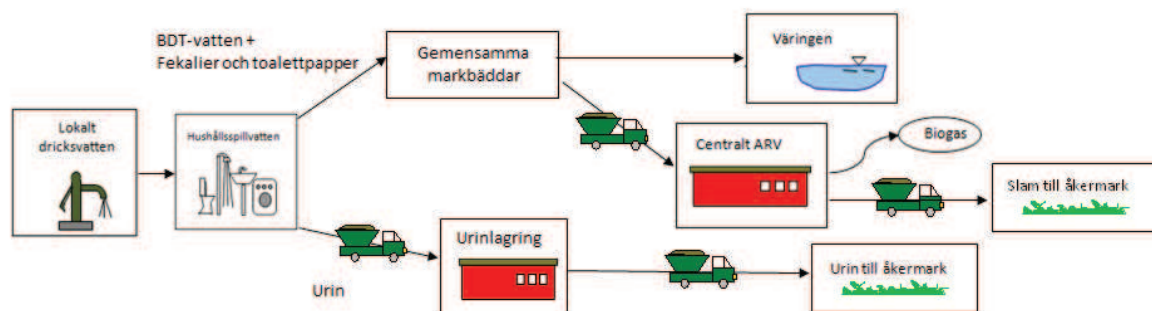
Lokal dricksvattenförsörjning från en gemensam eller flera brunnar/vattenverk. Urinsortering och behandling av fekalier och BDT-vatten i en fällningsdamm med kalk som fällningskemikalie för att normal hälsoskyddsnivå ska uppnås. Urinen samlas in och transporteras till lagringstank i närheten av jordbruksmark för spridning. Slammet från fällningsdammen tas upp och körs till Skebäckverket för biogasframställning och rötslammet går till åkermark (figur 22).



Figur 22. Systembild för scenario 8 med urinsortering och fekalier och BDT-vatten till en fällningsdamm. Dricksvattenförsörjning från ett lokalt grundvattenverk.

Scenario 9

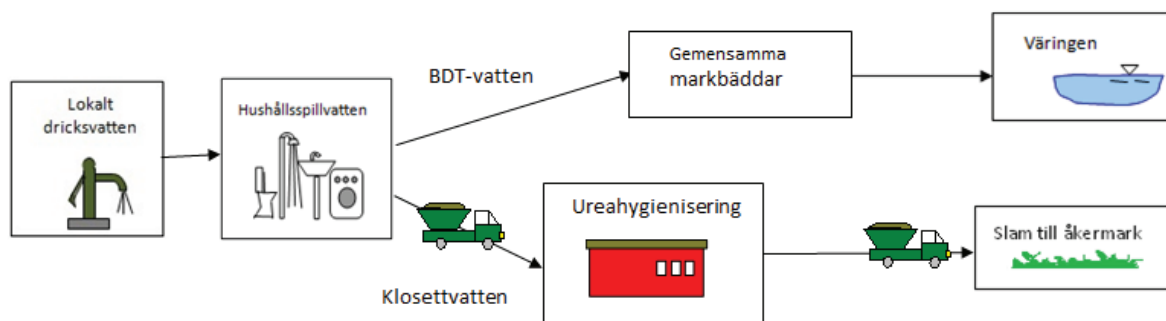
Lokal dricksvattenförsörjning från en gemensam eller flera brunnar/vattenverk. Urinsortering och en eller flera gemensamma markbäddar behandlar fekalier och BDT-vatten. Urinen samlas in och transporteras till lagringstank i närheten av jordbruksmark för spridning. Slammet från slamavskiljaren samlas in och körs till Skebäckverket för biogasframställning varefter rötslammet går till åkermark (figur 23).



Figur 23. Systembild för scenario 9 med urinsortering och behandling av fekalier och BDT-vatten i gemensamma markbäddar och dricksvattenförsörjning från ett lokalt grundvattenverk.

Scenario 10

Lokal dricksvattenförsörjning från en gemensam eller flera brunnar/vattenverk. BDT-vatten går till en eller flera gemensamma markbäddar. Slammet från BDT-vattnet samlas upp och körs till Skebäcksverket för biogasproduktion varefter rötslammet sprids på jordbruksmark. Klosettvattnet källsorteras till slutan tank och körs därefter till lagringstank i närheten av jordbruksmark för ureahygienisering och sedan spridning på jordbruksmark (figur 24).



Figur 24. Systembild för scenario 10 med klosettvattnensortering och behandling av BDT-vattnet i markbädd. Dricksvattenförsörjningen sker genom ett lokalt grundvattenverk.

5.4 ANTAGANDEN

En del av de antagande som var tvungna att göras återkommer i både miljö- och kostnadsanalysen varför dessa tas upp här. Utöver antagandena ges även en del kriterier som var tvungna att uppfyllas som t.ex. kraven på rening.

5.4.1 Antal boende i området

Ett antagande gjordes att ingen nyanläggning av tomter skulle göras i den närmsta framtiden utan boende skulle endast tillkomma på redan existerande tomter. Det gav, med Örebros

nyckeltal om tre personer per hushåll, 417 personer boende i området i de framtida scenarierna. I Örebro är nyckeltalet tre personer per hushåll. Enligt de allmänna råden ska avloppssystem dimensioneras, om det inte finns starka skäl däremot, för 5 personer per hushåll. I detta fall finns starka skäl däremot. Andelen åretruntboende i området är låg, idag 25 % och kanske 50 % i framtiden.

Antalet boende i området är större än vad avloppsanläggningarna som studerades i arbetet med att utveckla VeVa var dimensionerade för. Värden, beräknade per person, användes därför utifrån det största studerade avloppsreningsverket för 280 personer. Detta kan ha lett till en överskattning av kostnaderna då en minskning av kostnaden per person setts då antalet anslutna ökar (figur 15). Värden per person för markbäddar dimensionerade för 100 pe användes vid beräkningarna. Även här kan kostnaden vara överskattad då en minskning setts per person med större anläggningar (figur 15). Fällningsdammen kunde beräknas för 417 personer då data fanns samlad för denna dimensionering.

5.4.2 Hemvaro

Beroende på hur stor andel av dagen och året som tillbringas i hemmet varierar uppkomsten av avloppsfractioner i hushållet. I VeVa har fastigheter delats upp i heltidsboende och fritidsboende (tabell 30) och för dessa har antaganden gjorts för andelen hemvaro.

Tabell 30. Den antagna andelen hemvaro för permanentboende respektive fritidsboende uppdelat på klosettfraktioner och BDT-vatten (VeVa, 2010).

	Andel [%]	
Hemvaro permanent	90	Permanentboende bor hemma ca 11 månader per år
Besöksfrekvens fritidsboende	25	De boende spenderar ca 3 månader i fritidshuset
Permanenthushåll (klosett)	60	De permanentboende är hemifrån ca 10 h per dag
Permanenthushåll (BDT)	100	Antar att permanentboende duschar, tvättar och diskar hemma
Fritidsboende (klosett + BDT)	100	Antar att fritidsboende är hemma hela dagen

I fallstudien gjordes beräkningen utifrån det framtida scenariot med 50 % permanenthushåll och 50 % fritidshushåll. Den totala hemvaron beräknades genom:

$$Hemvaro_{Klosett} = (Andel_{permanent} \times 90 \% \times 60 \%) + (Andel_{fritidsboende} \times 25 \%))$$

$$Hemvaro_{BDT} = (Hushåll_{permanent} \times 90\%) + (hushåll_{fritidsboende})$$

vilket gav en hemvaro på 46 % och 64 % för klosettfraktioner respektive BDT-vatten.

Andelen hemvaro användes vid beräkningen av substansflöden

5.5 SUBSTANSFLÖDEN

Resultaten från utvecklingen av lokala avloppslösningar i VeVa användes i fallstudien. I fallstudien ingår vissa specifika anläggningar varför de reduktionsvärden och energiförbrukning som fanns tillgängliga från dessa användes.

5.5.1 Dagens VA-status

Utvärderingen av de befintliga avloppssystemen gjordes endast med avseende på mängden substansflöden till recipient. Reduktionsnivåerna som användes vid beräkningen utgick från antaganden från VeVa (tabell 31).

Tabell 31. De antagna reduktionsnivåerna för de befintliga avloppslösningarna i området (VeVa, 2010).

VA-standard	Antagen reduktion	Värde
Övrig toalösning	50 % urin+ fekalier återförs till trädgård	50 %
WC-standard	Antagen reduktion	Värde
Godkänd sluten tank	100 % urin + fekalier förs till centralt verk	100 %
Ej godkänd sluten tank ¹	90 % urin + fekalier förs till centralt verk	90 %
Godkänd slamavskiljare + MB	"Markbäddsystemet"	100 %
Slamavskiljare + MB utan tillstånd	50 % av reningen i "Markbäddsystemet"	50 %
Undermålig slamavskiljare/MB	50 % renas i "Slamavskiljare"	50 %
BDT-standard	Antagen reduktion	Värde
Godkänd anläggning	"Markbäddsystemet"	100 %
Slamavskiljare + MB utan tillstånd	"Markbäddsystemet"	50 %
Undermålig slamavskiljare/MB	"Slamavskiljare"	50 %
Stenkista	Ingen rening	100 %

¹Sjögren, 2011

Eftersom de fastigheter som saknade vatten antogs vara obebodda beräknades substansflöden för de som hade WC eller annan toalettlösning. För att kunna göra en likvärd jämförelse med det framtida scenariet gjordes beräkningarna utifrån 50 % åretruntboende trots att det egentligen var uppskattat till 25 %.

5.5.2 Reduktionsnivåer

Skebäcksverket antogs klara en reduktion av kväve på 60 % vilket är ett framtida scenario efter en planerad ombyggnad. I dag klarar det endast en reduktionsnivå på 12 %. Reduktionsnivåerna för fosfor och BOD₇ på 95 % från 2008 användes vid beräkningen. Även värden för Glanshammar från 2008 användes med en kvävereduktion på 20 % och för fosfor och BOD₇ på 94 %. Det saknades information angående reduktionsnivåer för kadmium både för Skebäcksverket och för Glanshammar varför reduktionsnivån från Käppala miljörapport (2004) på 91 % användes (VeVa, 2010).

Reduktionsvärdena från VeVa utvecklingen användes (tabell 8). I de fall som ett intervall angetts användes medelvärdet. Reduktionen av fosfor i markbädden sattes dock något högre än medelvärdet till 40 % p.g.a. en lägre belastning då sortering tillämpats i scenarierna med markbädd. Livslängden sattes av samma anledning till 25 år.

5.5.3 Substansflöden till åkermark

Vid beräkningen av reduktion av fosfor, kväve, BOD₇ och kadmium togs ingen hänsyn till eventuell utlakning från jordbruksmark eller från annan användning till recipient. Den reducerade mängden fosfor och kadmium antogs hamna i slammet och/eller i urin- eller klosettwaterfraktionerna.

De växttillgängliga fraktionerna av näringsämnen beräknas genom att summera mängden i jonform och den mängd av de organiskt bundna näringsämnen som kunde antas mineraliseras. Av den organiskt bundna mängden näringsämnen beräknades det att 15 % och 50 % var växttillgängligt för kväve respektive fosfor (Tidåker m.fl., 2006).

Det är endast hanteringen av den urinsorterade fraktionen som antogs att minska i mängd vid uppsamlingen från själva toaletten (Jönsson m.fl., 2000). Det beräknades även att 5 % av kvävet avgick till luft vid hantering och 5 % vid spridning av urinen (Tidåker m.fl., 2006). Andelen växttillgänglig fosfor och kväve i urin beräknades utifrån 91 % respektive 95 % (Jönsson m.fl., 2005).

Vid hanteringen och spridningen av slam antogs 5 % respektive 35 % av kvävet att avgå till luft (Tidåker m.fl., 2005). Fosfor antogs vara 100 % kemfäligt⁶ och 27 % av kvävet antogs återfinnas i jonform i slammet (VeVa, 2010).

För klosettwaterfraktionerna antogs samma värden för kväveavgång till luft vid lagring och spridning som för urin båda har höga andelar kväve i jonform. Andelen näringsämnen i jonform användes utifrån värden för våtkompost med 70 % av kvävet jonform (Holm m.fl., 2009 i VeVa, 2010) 100 % för fosfor (Tidåker m.fl., 2006).

Spillwaterfraktionerna (urin, klosettwater och rötslam) från både de lokala och centrala lösningarna antogs kunna spridas på åkermark p.g.a. att de behandlats/hygieniserats, det planerade avtalet med LRF och att det i Örebro kommun pågår ett arbete med avlopp i kretslopp. Det antas att sanden från markbädden inte kommer att återföras utan istället användas till vägfyllning eller dylikt.

5.6 ENERGI

I den totala energianvändningen för scenarierna ingår elförbrukning, materialframställning, anläggning och transport. Från den totala energianvändningen dras energi för den potentiella biogasproduktion och energin för ersatt handelsgödsel bort. Energianvändningen i scenarierna beräknades per person och år fördelat på energikällan (fossil och el).

⁶ Kemfäligt fosfor antogs här ha samma egenskaper som organisktbundet fosfor.

5.6.1 Elanvändning

I flera fall är elförbrukningen beräknad i förhållande till mängden vatten som behandlas eller pumpas. Vattenförbrukningen per person för respektive scenario beräknades utifrån tabell 3. Vattenförbrukningen i scenarier med urinsortering beräknades med urin- och fekalieskålspolning, i scenarierna med klosettvattnensortering med vakuumtoalett och för de övriga med konventionell snålspolande toalett. Mängden vatten i urin, fekalier och BDT-vatten lades även till den totala vattenförbrukningen där det inte var någon skillnad mellan scenarierna. Mängden klosettwater och BDT-vatten multiplicerades även med respektive andelen hemvaro.

Pumpning i ledningar

Inom området valdes LTA-system p.g.a. det kuperade landskapet. Energiåtgången för pumpning av spillvatten och centralförsörjning av dricksvatten i ledningar beräknades med data från VeVa (tabell 32). Pumpning av vatten från det lokala grundvattenverket beräknades utifrån resultatet från VeVa utvecklingen (figur 9). I alla scenarier ingår energi för pumpning från fastigheten (E-pump), uppvärmning av ledningsnätet i området och lokal pumpstation. För de scenarierna med centralanslutning tillkommer även pumpning till centralt avlopp.

Tabell 32. Beräknad elförbrukning för pumpning, uppvärmning etc. för spill- och dricksvatten per år eller kubikmeter vatten.

Anläggning	Energi [MJ]	Referens
C-Avlopp	48/pe, år	VeVa (2010)
C-Vatten	0,69/m ³	VeVa (2010)
E-pump (LTA)	180/hushåll, år	VeVa (2010)
L-pumpstation (LTA)	720/pumpstation, år	VeVa (2010)
Ledningsuppvärmning (LTA)	14,4 /m ledning, år	VeVa (2010)
L-vatten	2/m ³	Antagande

Avloppsanläggningar

Eftersom slam från de lokala scenarierna, bortsett från scenario 10, går till rötning och biogasframställning lades energianvändningen till för dessa processer (tabell 33).

För elförbrukningen för Skebäckverket och Glanshammar användes data från respektive miljörapporten (2008). Förbrukningen räknades om till energi per mängd behandlat vatten vilket gav 1,80 MJ/m³ respektive 4,88 MJ/m³. Utöver energianvändningen vid avloppsvattenbehandling tillkommer även energianvändningen för biogasproduktion, 36,3 MJ per person och år (Löfqvist, 2006 i VeVa, 2010).

Elförbrukningen för ureahygienisering lades till de klosettsortande scenarierna utifrån antagande i VeVa (2010) och elförbrukningen för urinsorteringen försumrades, även det utifrån antagande i VeVa (2010).

Tabell 33. Elanvändning vid behandling av avloppsfraktioner beräknat per person och år eller kubikmeter vatten.

Anläggning	Process	Energi [MJ]	Referens
Centralt vattenverk		1, 4/m ³	VeVa (2010)
Skebäcksverket		1,8/m ³	Örebro kommun (2008a)
Glanshammar		4,9/m ³	Örebro kommun (2008b)
Processande i C-ARV	Förtjockning	0,3/pe, år	VeVa (2010)
	Avvattning	11,6 pe, år	VeVa (2010)
	Biogasproduktion	24,5/pe, år	VeVa (2010)
Ureahygienisering		79/pe, år	VeVa (2010)

5.6.2 Användning av fällningskemikalier

Doseringen av fällningskemikalier för Glanshammar och Skebäcksverket användes från värden i VeVa (2010) från avloppsreningsverk med ungefär samma dimensioner (tabell 34). För att hålla en god kvalitet på dricksvattnet från det lokala vattenverket antogs det att klor tillsattes (tabell 34).

Tabell 34. Beräknad kemikaliedosering, för VA-anläggningarna som ingick i fallstudien, per person och år eller kubikmeter vatten.

Anläggning	Dosering	Referens
Skebäcksverket	5 kg/p, år	Löfqvist (2006) i VeVa (2010)
Glanshammar	7,3 dm ³ /p, år	Bengtsson m.fl. (1997)
Ureahygienisering	20 kg/m ³	Ej publicerad Richert i VeVa (2010)
L-Grundvattenverk	50 kg NaCl/p, år	Norman, pers. medd. (2007) i VeVa (2010)

5.6.3 Transport

Energiåtgången vid transporterna beräknades utifrån resultaten av VeVa-utvecklingen (tabell 18). Det extra energitillägget multipliceras med fraktionens volym, alla avloppsfraktioner antogs ha samma densitet, 1 ton/m³. Energitillägget lades till alla transporter då fyllning och tömning av ekipage alltid ingick. Transportsträckorna återfinns i tabell 35.

Tabell 35. Avstånd där avloppsprodukter antas behöva transporteras i fallstudien.

Avstånds beskrivning	[km]	Referens
Sammanlagt avstånd inom område	5	Uppmätt
Avstånd mellan område och jordbruk	5	Karlsson, K, pers. medd.
Avstånd mellan område och C-ARV 1	28,2	Eniro
Avstånd mellan område och C-ARV 2	13	Eniro
Avstånd mellan L-ARV och C-ARV 1	16,4	Eniro
Avstånd mellan C-ARV 1 till jordbruk	10	Antagande
Avstånd mellan område och ureahygienisering	5	Karlsson, K, pers. medd.
Avstånd mellan ureahygienisering till jordbruk	1	Antagande
Avstånd mellan område och urinlager	5	Karlsson, K, pers. medd.
Avstånd mellan urinlager och jordbruk	1	Antagande

Till transport hör även spridningen av fraktionerna. Data saknades för spridning av klosettatten varför värden för spridning av våtkompost (tabell 36) användes då de antogs ha ungefär samma egenskaper vid spridning.

Slamuppkomsten efter behandling i Skebäckverket antogs vara ungefär samma för fekalie- och BDT-vatten som för spillvatten, 87, 6 kg (VeVa, 2010).

Tabell 36. Energianvändning vid lastning, transport och spridning av avloppsprodukter beräknat per person och år (VeVa, 2010).

Avloppsfraction	Energianvändning [MJ/pe, år]
Slamavskiljarlam	0,23
Slamavskiljarlam (med urinsortering)	0,12
Urin	6,5
Lokalt ARV-slam	3,1
Centralt ARV-slam	3,2
Våtkompost	6,0

5.6.4 Anläggning av ledningar och systemkomponenter

Energi för anläggning av de redan befintliga avloppsanläggningarna som antagits användas i några av scenarierna försumrades. Däremot lades energin för de befintliga ledningarna till i de scenarier där de användes.

Ledningar

Energianvändning för de scenarier som använde det centrala nätet lades till den totala energianvändningen. De befintliga rören antogs vara självfallsledningar (tabell 37). Energitillägget för de befintliga ledningarna beräknades utifrån den totala längden på de befintliga ledningarna i kommunen, 1 215 km (Strömberg pers. medd., 2010), multiplicerad med energianvändningen per meter (tabell 37). Den totala energin fördelades sedan på antalet boende i Örebro kommun och livslängden på ledningarna för att få energitillägget per person och år. Livslängden på ledningarna sattes till 50 år (Tillman m.fl., 1996 i VeVa, 2010).

Alla scenarierna krävde även nyanläggningar av VA-ledningar. I Scenarierna 7–10 behövdes det endast inom fastigheten och området medan det för de andra scenarierna även krävdes till det befintliga nätet. Längden på ledningarna inom området antogs vara det totala avståndet mellan alla tomter (tabell 35). Livslängden på ledningarna var samma som för de befintliga ledningarna. Energianvändningen vid ledningsanläggning på tomt försumrades.

Tabell 37. Energianvändning anläggning av ledningar och annan markentreprenad (VeVa, 2010).

	Energi typ	Energi [MJ]	Referens
Grävmaskin	Fossil	2,8/m ³	Tillman m.fl. (1996)
Vältare, jordpackning	Fossil	0,53/ m ³	Tillman m.fl. (1996)
LTA-ledningar	El	0,02/m	
	Fossil	1,6/m	
Självfäll	El	0,1/m	Tillman m.fl. (1996)
	Fossil	5,5/m	Tillman m.fl. (1996)

Systemkomponenter

Energiåtgång för installation av tankar och andra systemkomponenter beräknades utifrån deras volym multiplicerat med energiåtgång för grävning och jordpackning (tabell 37). En del av de data som fanns i VeVa var i andra dimensioner än per person varför dessa beräknades om (tabell 38). För Scenario 7 antogs det att uppsamlings-, lagrings-, och behandlingstanken lades under marknivå och att grunden lades på 1 meters djup för det lokala avloppsreningsverket. Brunnar och tankar antogs ha samma livslängd som slamavskiljaren d.v.s. 30 år.

Tabell 38. Systemkomponenternas volym, beräknad per person, som användes för att beräkna av energianvändningen vid anläggningen.

Systemkomponent	Dimension	[m³]	[m³/pe]	Referens
Hygieniseringsbrunn	493 pe	206	2,34	VeVa (2010)
Urinlagringsbrunn	200 pe	330	1,7	VeVa (2010)
Urin tank			2,8	VeVa (2010)
Sluten tank			6,7	VeVa (2010)
Slamavskiljare			0,5	Eveborn m.fl. (2008)
Markbädd			11,6	Avloppsguiden (2010) och NV (1990)
Markbädd som efterpolering			4,7	pers. medd., Sylwan (2010) och NV (1990)
Fällningsdamm			4,5	Nordin pers. medd.
L-ARV	400 pe	70 ¹ + 31,63 ²	0,25	Beräknat utifrån Bengtsson m.fl. (1997)

¹ Grunden, ² Tankar

5.6.5 Materialframställning

Mängden material för alla systemkomponenter som används i scenarierna utöver de som studerades i VeVa utvecklingen återfinns i bilaga 3 (tabell B11 och tabell B12). Energin som beräknats gå åt vid materialframställningen kan ses i samma bilaga (tabell B13).

Ledningar

Som tidigare nämndes beräknades de nyanlagda ledningarna vara LTA-ledningar. På tomt och användes samma ledningar bortsett från scenarierna med klosettatten- och urinsortering då

speciella ledningar användes för vakuumsystem (tabell B12). Längden på ledningar inom tomt beräknades utifrån värden från VeVa (tabell 39).

Tabell 39. Antagna längder på ledningar för dricks- och avloppsvatten inom tomt som användes vid beräkningarna (VeVa, 2010)

	Längd [m]	Referens
Dricksvattenledning i hus	10	
Dricksvattenledning från tomtgräns/brunn till hus	15	
Avloppsledningslängd i hus	10	Tillman m.fl. (1996)
Avloppsledningslängd från hus till tomtgräns/slamavskiljare	15	Tillman m.fl. (1996)
Ledningslängd urinledning/svartvatten (toalett till tank)	15	Tillman m.fl. (1996)

Systemkomponenter

Materialiet i de redan befintliga reningsverken Skebäckverket och Glanshammars reningsverk uppskattades genom att jämföra med ett avloppsreningsverk för 550 000 (Tillman m.fl., 1996 i VeVa, 2010) respektive ett verk för 400 personer (Bengtsson m.fl., 1997). Livslängderna antogs vara 30 år (Bengtsson m.fl., 1997).

Material och mängder för Skråmsta vattenverk som är det centrala vattenverket i fallstudien beräknades utifrån avloppsreningsverket för 550 000 men med halva material mängden utifrån att vatten har halva uppehållstiden i jämförelse med avloppsvatten (VeVa, 2010). Livslängden antogs vara samma som för avloppsreningsverk d.v.s. 30 år.

Vid beräkningarna av materialåtgången för det lokala vattenverket användes information från VeVa (2010). Informationen var för en brunn som kan förse 50 personer med dricksvatten. Information hade även samlats in för ett vattenverk med 430 personer. Denna information användes dock inte p.g.a. att den var knapphändig. Det kunde dock ses att utformningen av anläggningarna var liknande bortsett från att anläggningen för 430 pe hade en dricksvattenreservoar. Denna togs ingen hänsyn till vid materialberäkningarna.

5.6.6 Energi för ersatt handelsgödselproduktion och biogasframställning

Växttillgänglig fosfor och kväve beräknades om till vilken mängd gödsel det utgjorde. T.ex. så motsvara 280 g växttillgängligt kväve ett kilo gödsel (tabell 40). Energiåtgången för att tillverka den potentiella mängden handelsgödsel som avloppsfraktionerna motsvarade beräknades som energivinst.

Tabell 40. Energianvändning vid framställning av handelsgödsel (Davis och Haglund, 1999).

Gödsel	Energityp	Energi [MJ/kg]
N28 (28 % Kväve)	El	0,47
	Fossil	13,4
P20 (20 % Fosfor)	El	1,8
	Fossil	4,7

Även biogasproduktionen i Skebäcksverket beräknades som energivinst där kvaliteten på fraktionen avgjorde den potentiella biogasproduktionen (tabell 38). Möjligheten för slam att bli biogas antogs för fällningsdammen vara den samma som för lokala anläggningar, lagrat och flyttat (tabell 41). Samma sak gällde även för slammet från Glanshammar och det lokala avloppsreningsverket.

Tabell 41. Andelen, av den potentiella energimängden biogas som kan framställas ur avloppsslam, utifrån behandling och innehåll (VeVa, 2010).

Slam från	[%]	Referens
C-ARV	100	Antagande enligt Hellström, pers. medd. (2006)
L-anl. lagrat och förflyttat	80	
C-ARV exkl. klosettvaatten	50	Antagande enligt Kärrman, pers. medd. (2010)
Enskilda anläggningar	0	

Energi för att uppgradering av biogasen till fordonsgas drogs ifrån energivinsten vid beräkningarna (tabell 42).

Tabell 42. Potentiell biogasproduktion av avloppsslam och energianvändning vid uppgraderingen av biogas till fordonsgas (VeVa, 2010).

		MJ/p, år	Referens
Potentiell energiproduktion	El	180	Löfqvist (2006)
Driftenergi uppgradering av gas	El	10,65	Löfqvist (2006)

5.7 KOSTNADER

På samma sätt som energiberäkningarna beräknades även ett tillägg för de befintliga avloppsreningsverken och ledningarna som användes i några av scenarierna.

5.7.1 Kapitalkostnader

I alla scenarier med ny ledningsdragning var kapitalkostnaden för ledningar på tomt och inom området samma förutom att det i scenarierna 1–6 tillkom även ledningsdragning till det befintliga kommunala nätet.

Kapitalkostnaden för anläggningen av ledningar inom tomt beräknades utifrån uppgift om vattenledningsdragning i samband med anläggning av enskild brunn, som var antaget till 10 000 kr (VeVa, 2010). Kapitalkostnaden för LTA-ledningsläggning inom området beräknades med en investeringskostnad på 4000 kr/m (Antagande från Resarö och Mellansjö, i VeVa, 2010). Även utbyggnaden till det befintliga nätet beräknades med 4 000 kr/m (VeVa, 2010).

Kapitalkostnad för det befintliga VA- ledningsnätet beräknades utifrån nyckeltalet 1,95 kr/m³ BDT-vatten (Stockholm Vatten, 2006 i VeVa, 2010). BDT-vattnet utgör huvuddelen av spillvattnet varför de andra fraktionerna försumades.

I Örebro kommun ligger kapitalkostnaden för kommunalt dricksvatten per person på ca 115 kr/år (Strömberg, pers. medd.). Denna kapitalkostnad även för det lokala dricksvattenverket trots att det dimensionerades för endast för 300 personer.

Det antas att slam från de lokala lösningarna transporteras till Skebäcksverket för rötning. Slammet kommer inte att gå igenom alla reningsprocesser varför hela kapitalkostnaden för avloppsreningsverket inte ska belasta men ett antagande gjordes att en fjärdedel av kostnaden skulle kunna motsvara kostnaden för rötningen.

Kapitalkostnaden för Skebäcksverket är i dagsläget ca 115 kr/person, år (Strömberg, 2010) med en extra kostnad om 19 kr/person, år för den planerade ombyggnationen för en ökad kvävereduktion. Beräkningarna gjordes utifrån det framtida scenariot. Glanshammar har i princip inga kapitalkostnader, endast 2 000 kr på 680 anslutna (Österman, pers. medd.) vilket gav ca 3 kr per person i kapitalkostnad.

Systemkomponenter för urin- och klosettavsortering har som tidigare nämnts inte studerats i denna rapport utan data från VeVa (2010) användes vid beräkningen. Kapitalkostnaden per person för systemkomponenterna för urinsortering respektive klosettavsortering beräknades till 1 844 kr/år och 2 178 kr/år.

Kostnaden för efterpolering i form av markbädd lades till i scenario 7. Kostnaden för ett nyanlagt (2008) vattenverk i Jönköping för 300 personer användes för att beräkna investeringskostnaden som var ca 3,5 miljoner kronor (Raudberget, 2011).

5.7.2 Drift- och underhållskostnader

För de scenarier som beräknades ansluta till det befintliga nätet tillkom drift- och underhållskostnad för dessa. Kostnaden beräknades utifrån den totala längden på de befintliga ledningarna i kommunen, 1 215 km (Strömberg pers. medd., 2010), multiplicerad med nyckeltalet 20,50 kr per meter och år (VeVa, 2010). Den totala kostnaden fördelades sedan på antalet boende i Örebro kommun för att beräkna kostnaden per person.

På samma sätt beräknades kostnaden för drift- och underhållskostnader av de nya ledningarna i området. Då med en total ledningslängd på 5 km och 417 personer som delar på kostnaden.

Drift- och underhållskostnaden per person för kommunal dricksvattenvatten försörjning i Örebro är ca 300 kr per person och år (Strömberg pers. medd.). Drift- och underhållskostnader för det lokala vattenverket användes från VeVa-utvecklingen anger en kostnad strax under den kommunala, 235 kr per person och år. Då ingår dock endast tillsyns- och elkostnader.

Skebäcksverket har drift- och underhållskostnader på 270 kr/person och år (Strömberg pers. medd.). Glanshammar har drift- och underhållskostnader på ca 560 000 kr per år, där 250 000 är anställningskostnader (Österman, pers. medd.). Med 680 anslutna gav det en drift- och underhållskostnad på ca 824 kr/person och år vilken användes vid beräkningen.

Eftersom slammet från de lokala anläggningarna tas omhand och rötas vid Skebäcksverket antogs det att en tilläggskostnad motsvarande en tredjedel av normal drift- och underhållskostnaderna skulle tillkomma, 68 kr/år och person.

5.7.3 Årskostnad

I en studie av Palm m.fl. (2002) ansågs den kommunala anslutningsavgiften och brukningsavgiften vara en jämförbar kostnad för investeringskostnaden respektive drift- och underhållskostnaden. Anslutningsavgifter och brukaravgifter användes från en sammanställning över Sveriges kommuner av Svenskt Vatten (2010). Medianvärdet för anslutningsavgiften och brukaravgiften för typhus A var 91 885 kr respektive 5505 kr per fastighet. Med typhus A menas en friliggande källarlös villa på 150 m² och en tomtyta på 800 m² med en vattenförbrukning på 150 m³ per år. För att kunna jämföra kostnaderna med resultaten i fallstudien beräknades anläggningkostnaden om kapitalkostnad. Livslängden för ett avloppsreningsverk är ca 30 år (Bengtsson m.fl., 1997) och för rör ca 50 år (Tillman m.fl., 2006 i VeVa 2010). Då den största kostnaden i fallstudien kommer vara rörläggning, p.g.a. avståndet, antogs den att utgöra 80 % av den totala anslutningskostnaden.

6. RESULTAT - FALLSTUDIE

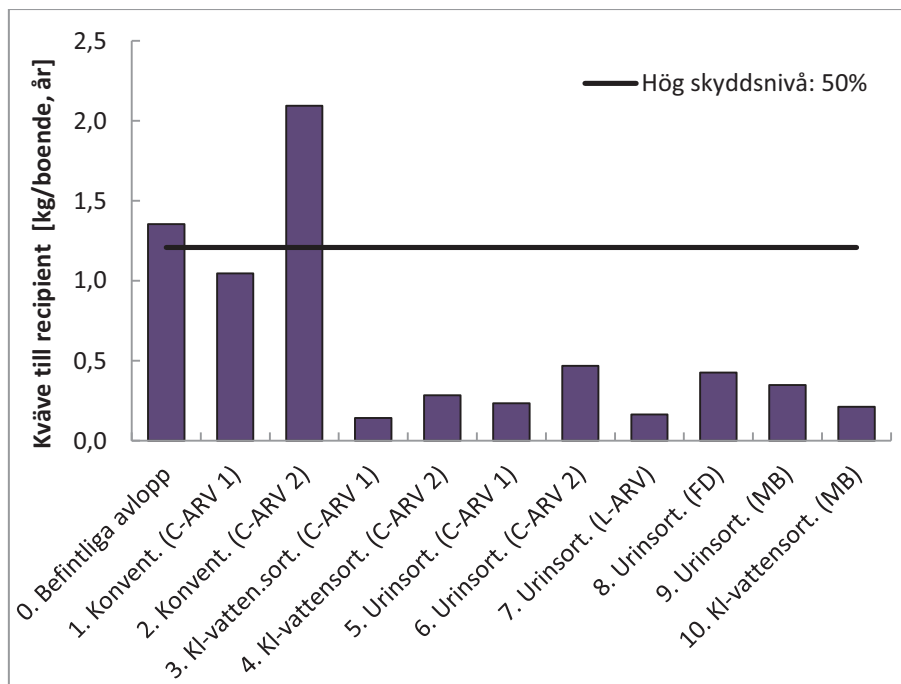
Jämförelser av scenarierna gjordes för flödet av kväve, fosfor, BOD₇ och kadmium till recipient. Även det potentiella flödet av näringsämnen och andelen som var växttillgänglig beräknades och jämfördes för varje scenario. De beräknade flödena från de befintliga avloppen stämmer inte med verkligheten, då de beräknades utifrån 50 % åretruntboende i området. Detta gjordes för att jämförelsen med de nya scenarierna skulle visa en rättvis bild av VA-standarden och dess förbättring.

I figurerna som beskriver resultaten av miljö- och kostnadsanalysen har förkortningar används enligt: Sk (Skebäcksverket), Gl (Glanshammar), KS (klosettsortering), US (urinsortering), L-ARV (lokalt avloppsreningsverk), FD (fällningsdamm) och MB (markbädd).

6.1 SUBSTANSFLÖDEN

Flöden av kväve, fosfor, BOD₇ och kadmium till recipient

De totala flödena av näringsämnen, BOD₇ och kadmium som beräknats nå recipienten beräknades för 50 % åretruntboende i området (figur 25–28). Skyddsnivåer för normal- och hög miljöskyddsnivå finns markerade i figurerna.

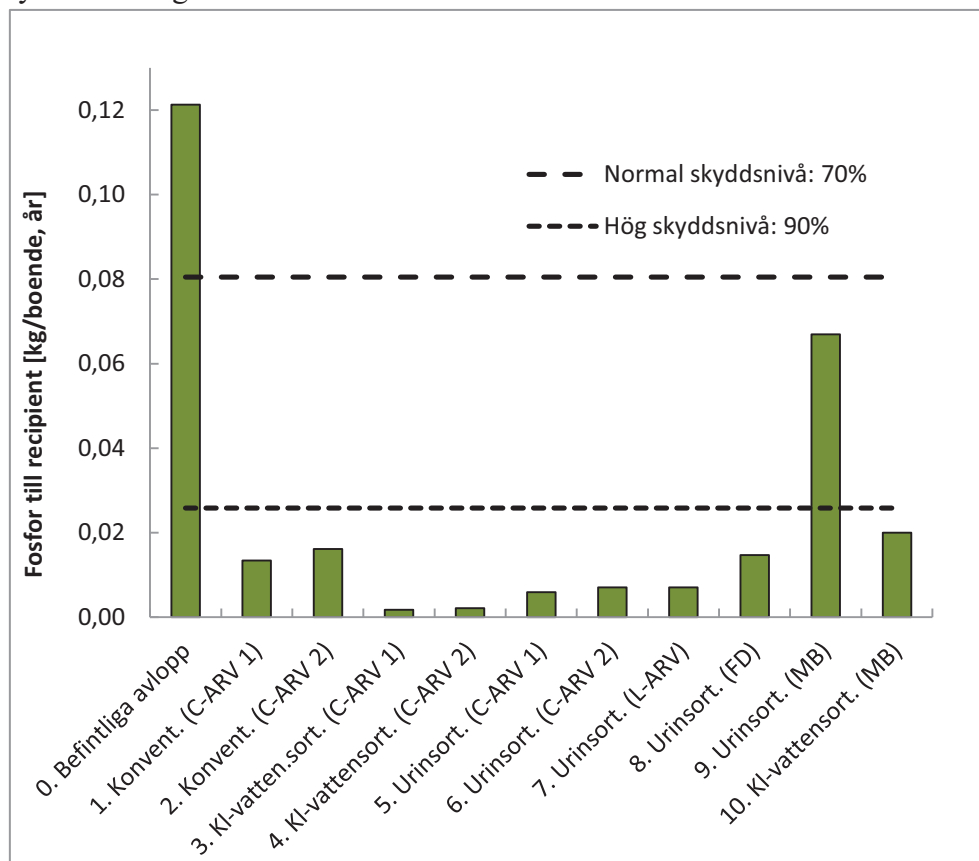


Figur 25. Flöde av kväve från respektive systemlösning med utgående vatten från anläggningen.

Scenario 3, där hela spillvattenfraktionen går till Glanshammar, uppfyllde inte reduktionskravet för hög miljöskyddsnivå för kväve (figur 25). I dagsläget skulle heller inte scenario 1 uppfylla reduktionskravet för hög skyddsnivå då Skebäcksverket i dagsläget har en

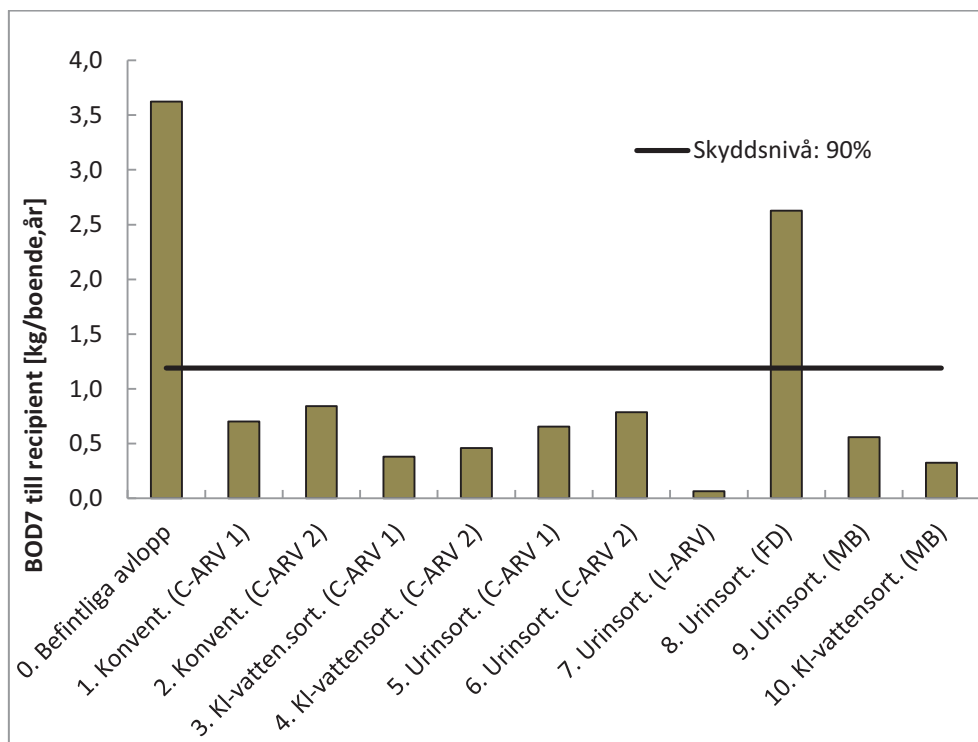
kvävereduktion på endast 12 %. Vid beräkningarna har ett framtida scenario med utbyggd kväverening och 60 % reduktionsnivå använts.

Den förhållandevis låga andelen kväve som når recipient från scenario 0, de befintliga avloppen beror till stor del på att många av de inventerade avloppssystemen klassades till *övrig toalettlösning*. För övrig toalettlösning antogs det vid beräkningarna att 50 % av kvävet skulle återföras i trädgården. I jämförelse med Glanshammars reduktionsnivå av kväve på 20 % är det högt. Scenario 3–10 klarade med mycket god marginal hög skyddsnivå med avseende på kväve p.g.a. att sorteringen av avloppsfraktioner tillämpats för dessa systemlösningar.



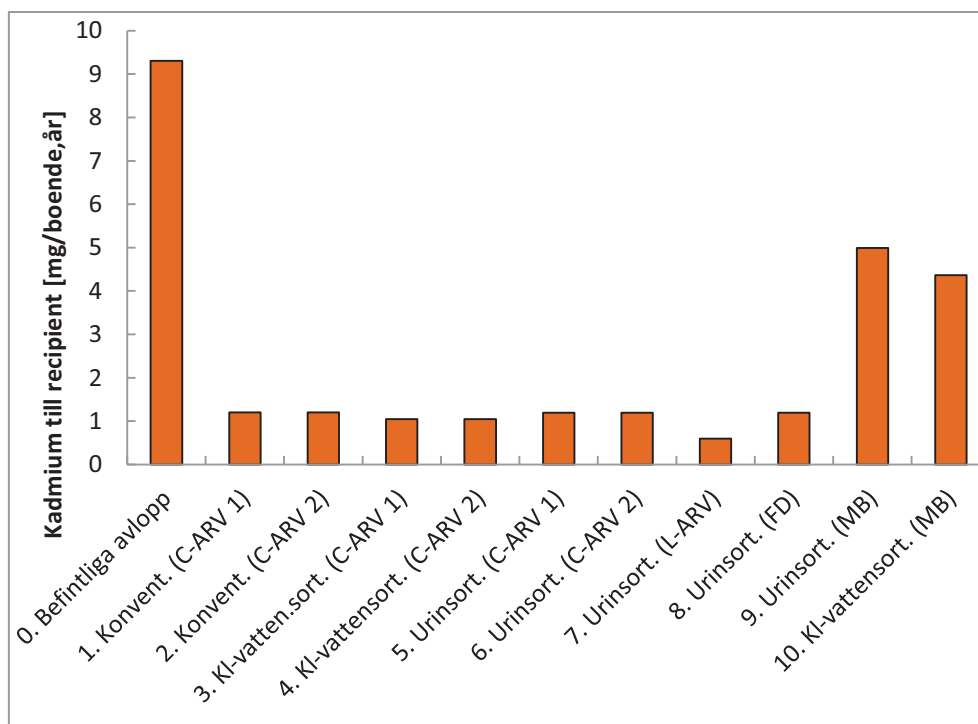
Figur 26. Flödet av fosfor från respektive systemlösning med utgående vatten från anläggningen.

I stort sett alla scenarierna klarade kravet på hög skyddsnivå. De klosettvatensorterande systemen anslutna till centralt avloppsreningsverk klarade sig allra bäst (figur 26). Markbädden med urinsortering var det enda av de undersökta scenarierna som inte uppfyllde reduktionskraven för hög skyddsnivå och detta berodde på den låga fosforreduktionen i markbädden.



Figur 27. Flödet av BOD₇ från respektive systemlösning med utgående vatten från anläggningen.

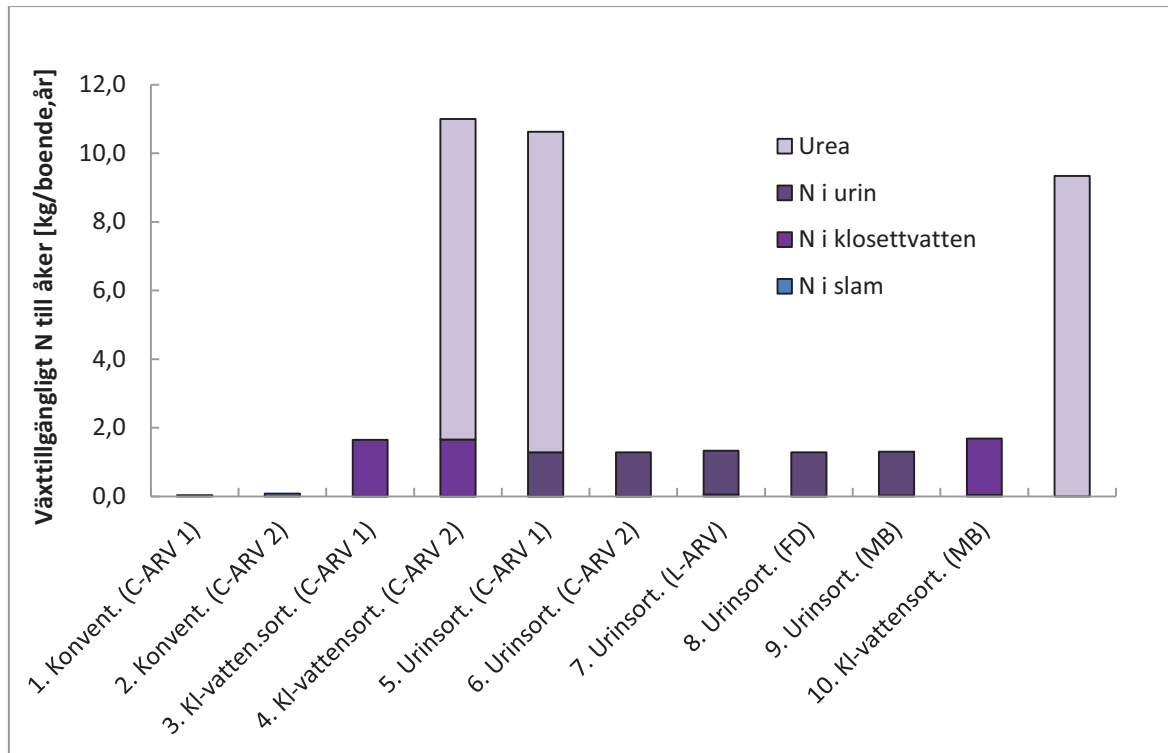
Bortsett från de befintliga avloppen är det bara scenario 8 som inte klarar reduktionskravet för BOD₇ (figur 27). Mängden BOD₇ påverkas inte på samma sätt av urinsorteringen som fosfor och kväve då endast ca 8 % av den totala mängden BOD₇ i avloppsfraktioner återfinns i urinen.



Figur 28. Flödet av kadmium från respektive systemlösning med utgående vatten från anläggningen.

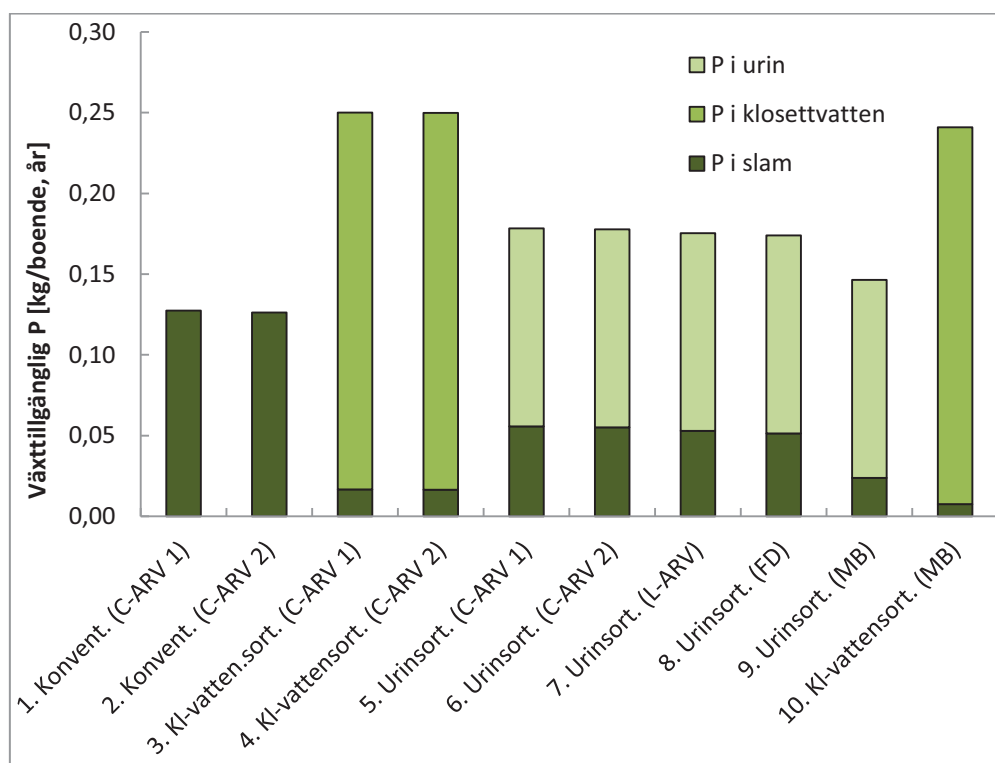
Utsläppen av kadmium med utgående vatten visade sig högst från scenarierna med markbädd (figur 28). Skillnaden mellan scenario 9 och 10 var liten. Detta beror på att största delen av kadmiumet finns i BDT-vattnet.

Flöden av kväve, fosfor och kadmium till åkermark



Figur 29. Flöden av växttillgängligt kväve till åkermark.

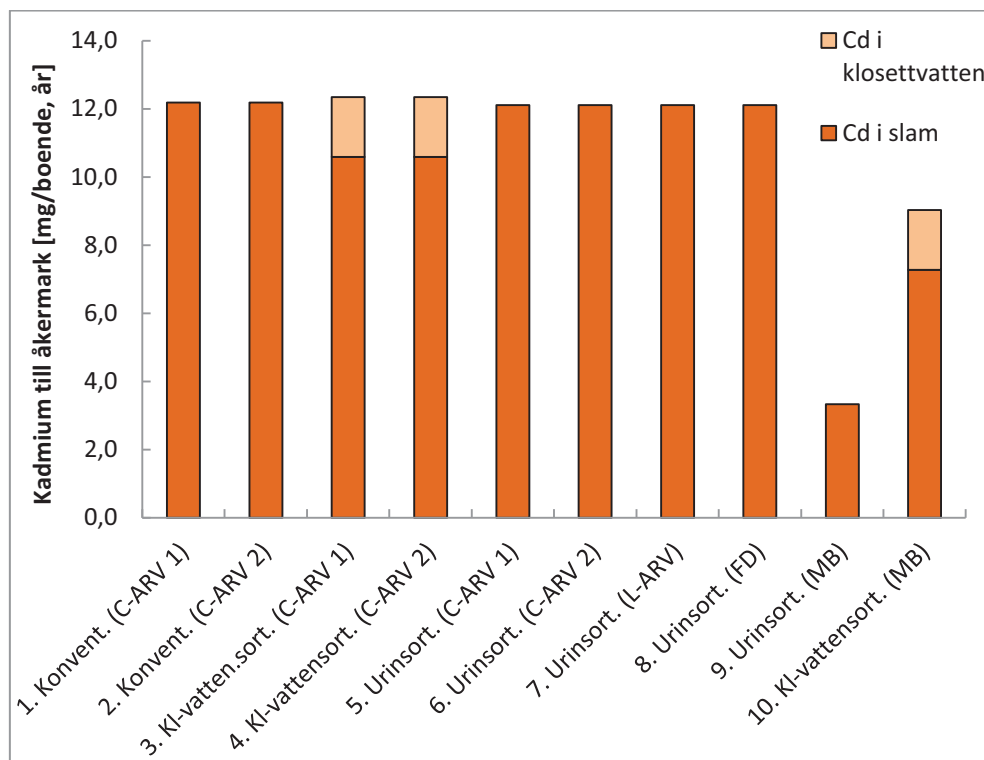
Flödet av växttillgängligt kväve till åker var för de konventionella systemen nästan obefintlig för att i de sorterande systemen vara höga (figur 29). Att flödena var så låga i de konventionella systemen beror på att det mesta kvävet i Glanshammarsverket följer med det utgående vattnet ut och i Skebäckverket går det mesta av det reducerade kvävet till luften i form av kvävgas. De klosettwater-sorterande systemen visade på en högre återföring av kväve än det urinsorterande vilket beror på kvävet i fekalierna, det svinn som antagits finnas vid urinsortering i form av felsorterad urin men främst på ureatillsatsen.



Figur 30. Flöden av växttillgänglig fosfor till åkermark.

Det största flödet av växttillgänglig fosfor till åkermark återfanns i de klosettsorterande systemen följt av de urinsorterande och sist kom de konventionella systemen (figur 30).

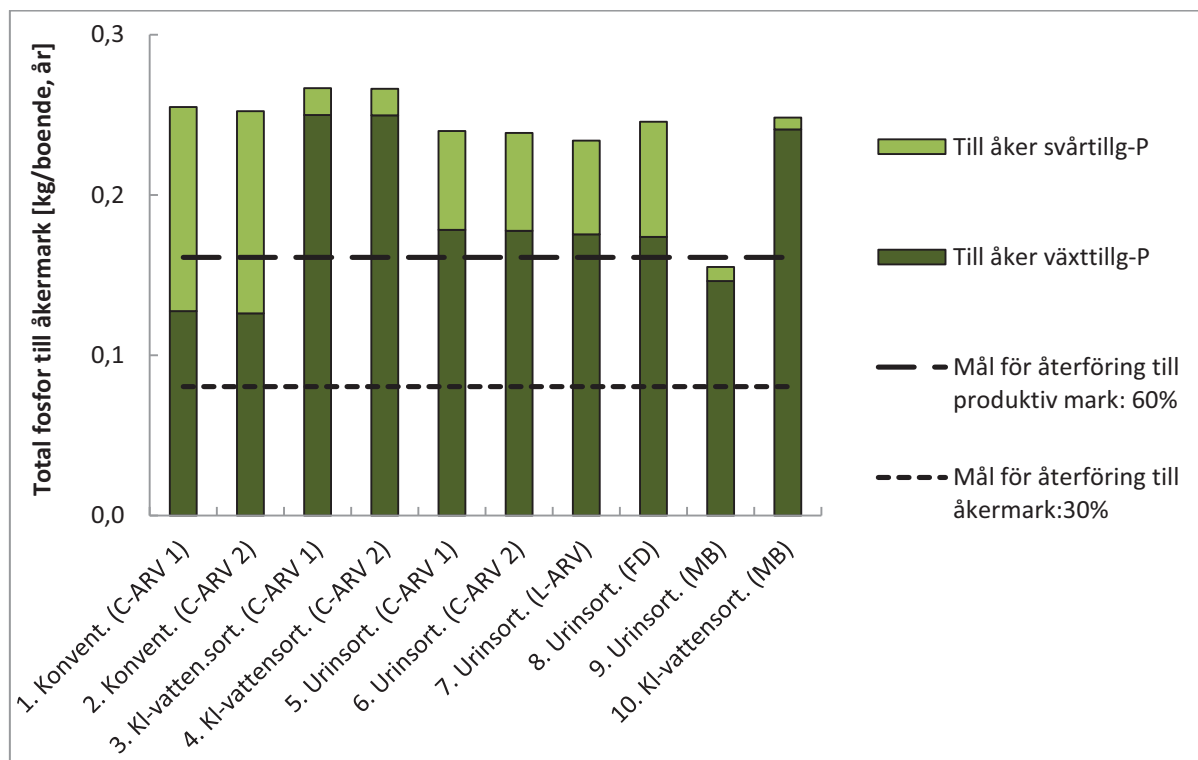
Vad gäller återflöde av växttillgängligt fosfor ligger inte scenario 1 och 2 lika långt ifrån de sorterande systemlösningarna som de gjorde för kväve. Detta beror av den höga andelen fosfor som reduceras och ansamlas i slammet. Mängden fosfor i BDT-vatten är liten i jämförelse med de andra avloppsfraktionerna varför scenario 3 och 4 i jämförelse med scenario 10 inte skiljer mycket även om fosforreduktionen är högre i de förstnämnda scenarierna.



Figur 31. Flöden av kadmium till åkermark.

Flödet av kadmium till åkermark är lägst för scenarierna 9 och 10 medan flödet är högre i övriga scenarier och inbördes lika högt (figur 31).

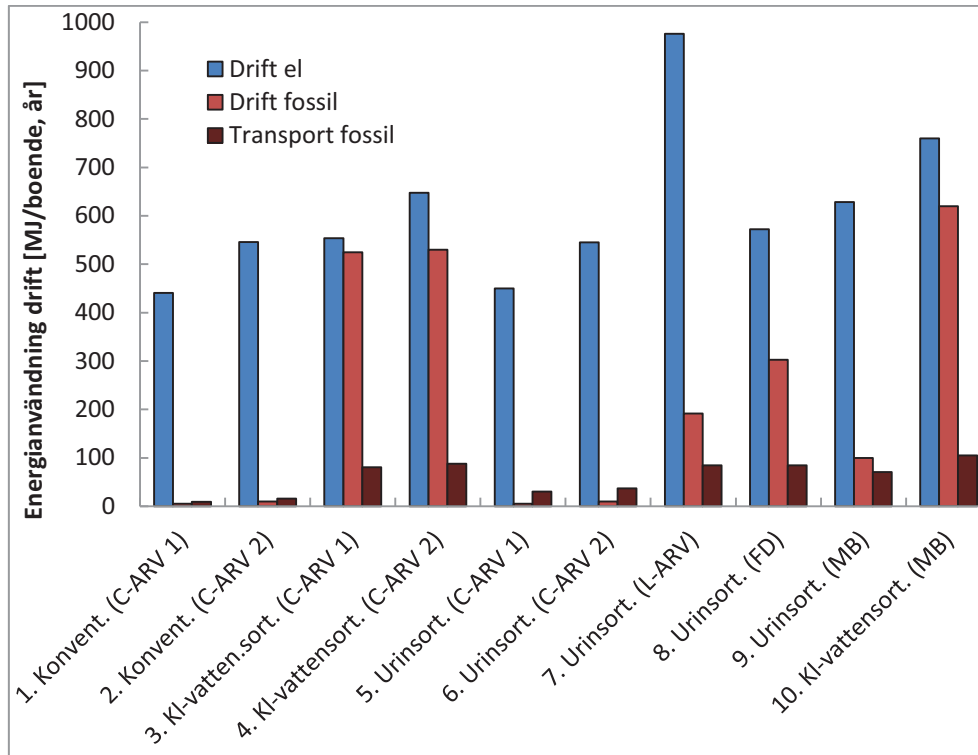
Urin innehåller små mängder kadmium i jämförelse med de andra avloppsfraktionerna vilket även framgår av figur 31. Eftersom kadmiumreduktionen är hög i alla systemlösningar och allt reducerat kadmium återförs utom i scenarierna med markbädd blir återflödet av kadmium klart lägre i scenarierna med markbädd. I figur 31 syns också tydligt att den största kadmiumkällan till spillvattnet är BDT-vattnet.



Figur 32. Fördelningen mellan växt- och svårtillgänglig fosfor till åker från de olika scenarierna.

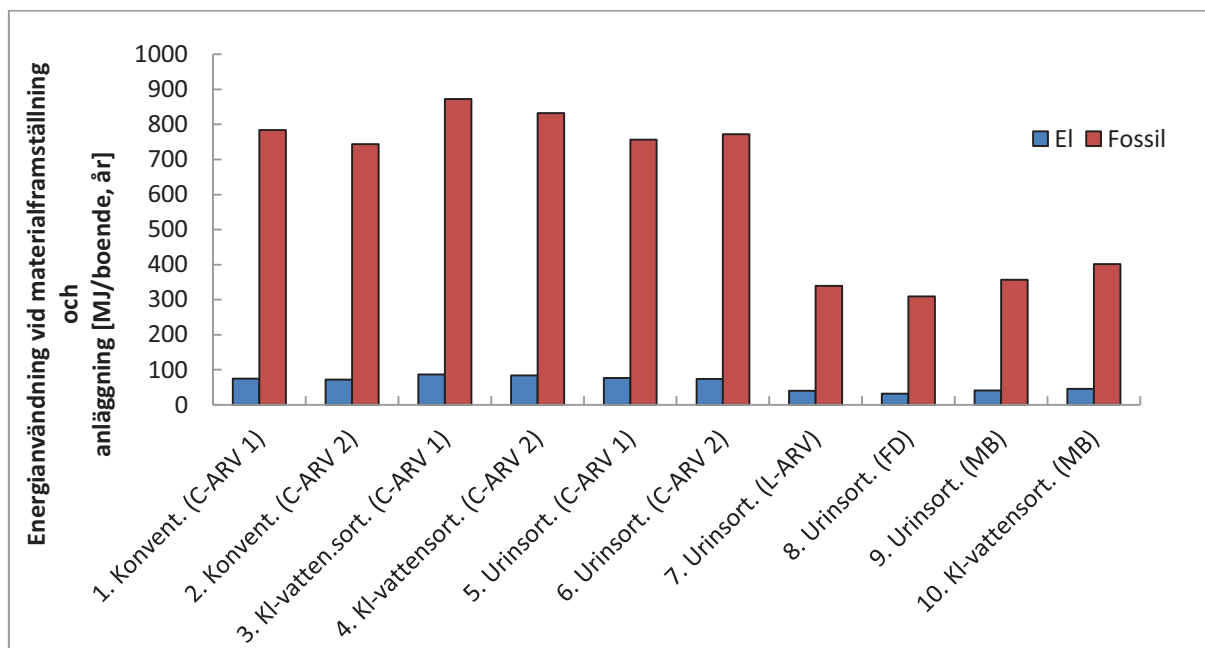
Alla scenarier utom scenario 9 uppfyllde målet om återföringen av 60 % fosfor till produktiv mark. Däremot uppfyllde alla scenarier målet på 30 % till åkermark (figur 32). Kvaliteten är dock högre för de sorterande systemen då de har en större andel växttillgänglig fosfor. Detta gäller även för scenario 9.

6.2 ENERGI



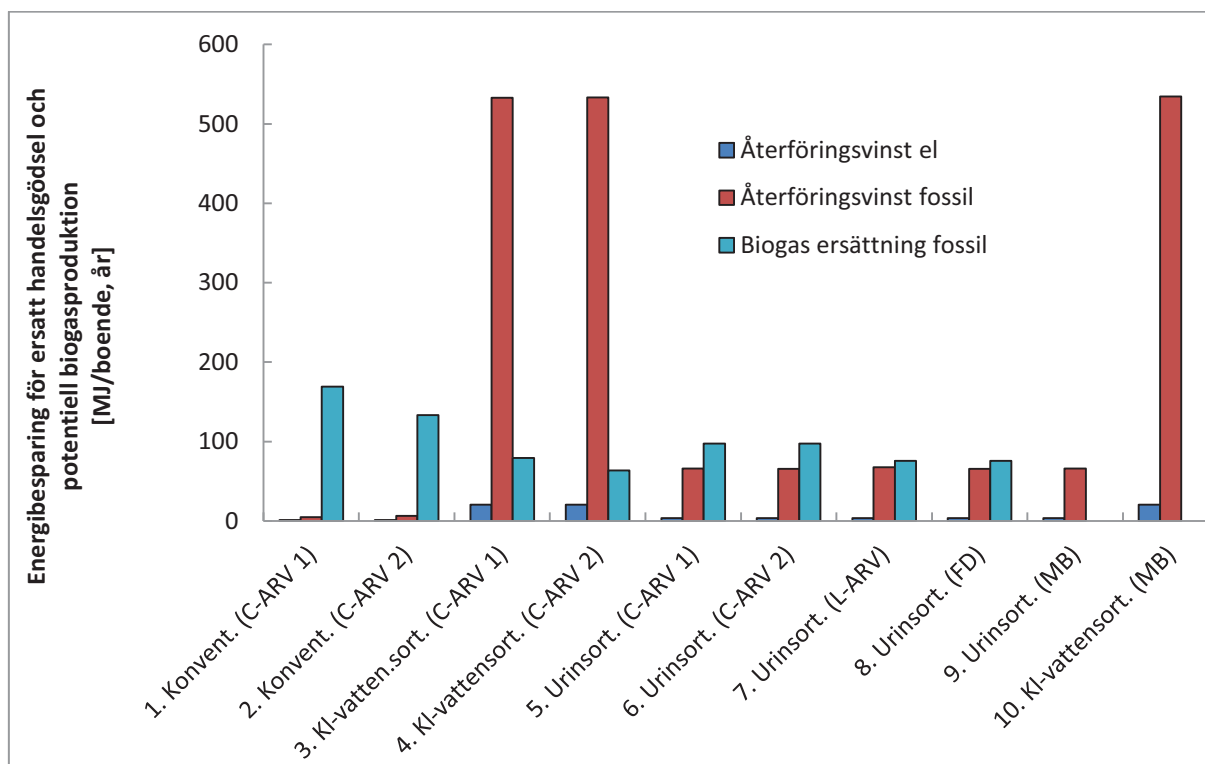
Figur 33. Energianvändning för drift av de olika systemlösningarna fördelade utifrån energikälla: el, fossil och transport fossil.

Scenarierna 7 och 10 hade den högsta elanvändningen och scenario 10 också den högsta fossila energianvändningen (figur 33). Det ska observeras att det lokala vattenverket utgör en stor del av elanvändningen, ca 220 MJ/pe och år, i jämförelse med den centrala vattenproduktionen på ca 68 MJ/pe och år. Jämförelsen mellan scenarierna 9 och 10 visar på den extra elförbrukningen som tillkommer med klosettsortering. Den höga fossila driften i scenario 3, 4 och 10 beror av tillsatsen av urea vid klosett-vattenbehandlingen. Mycket fossil energi används vid tillverkning av urea. I scenario 8 beror den stora användningen av fossil energi på användningen av kalk.



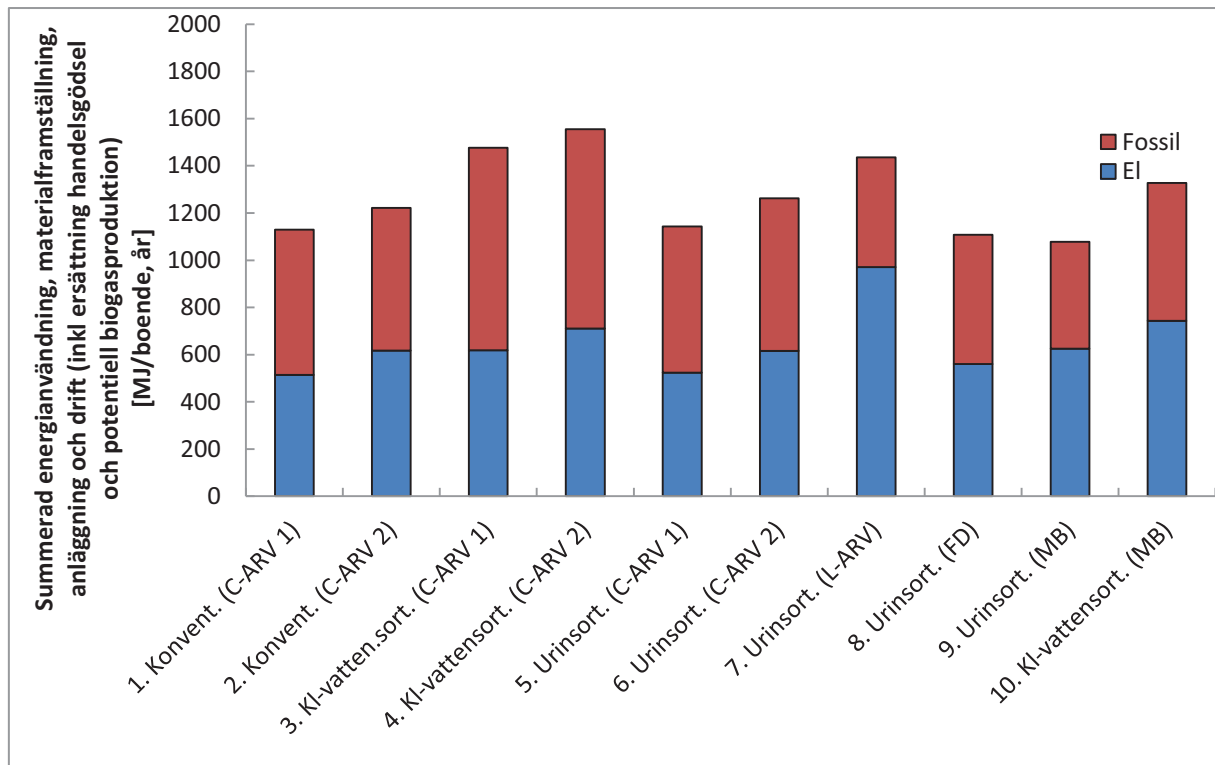
Figur 34. Energianvändning vid materialframställning och anläggning uppdelade på respektive energikälla.

Energianvändning för anläggning och material är högst för de centralt anslutna systemen (figur 34). Den betydligt högre energianvändningen beror på den stora mängden rör som behövs, vilket ger en energianvändning på ca 450 MJ per person och år. Elförbrukningen blir även högre än för de andra systemen av samma anledning.



Figur 35. Energibesparing för ersatt handelsgödsel och potentiell biogasproduktion.

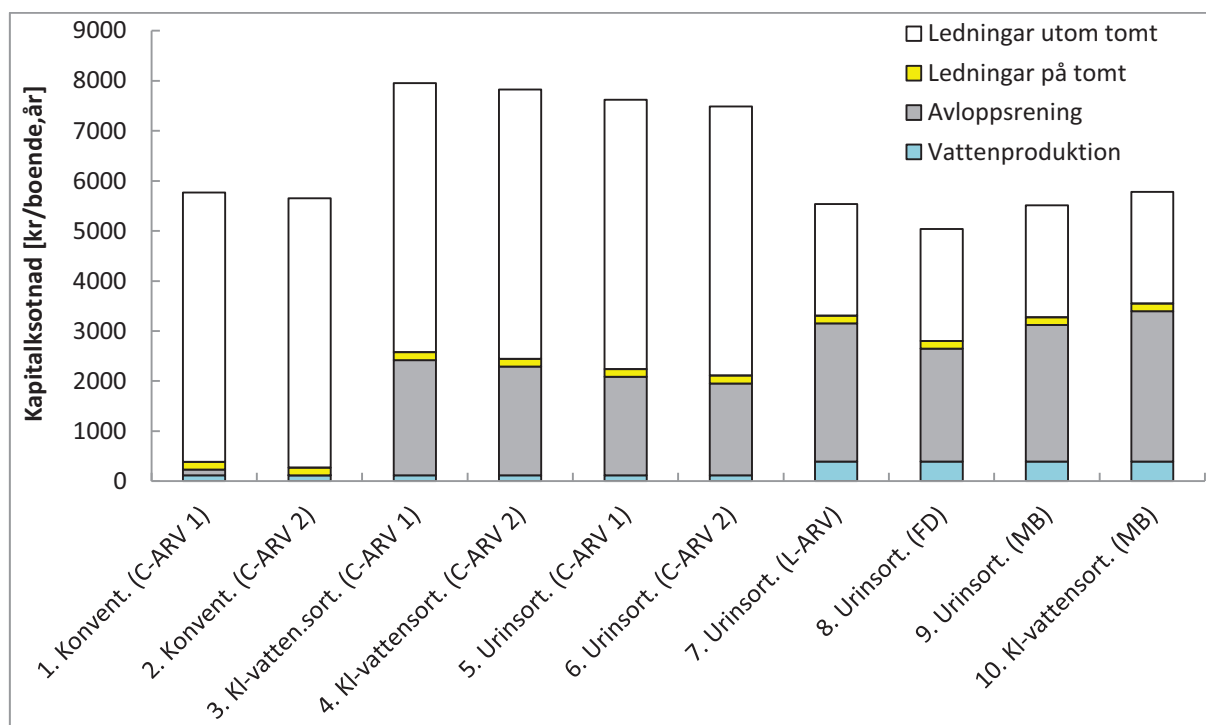
Biogasproduktion är högst för scenario 1 (figur 35) där 100 % av fraktionen antogs kunna bli till biogas. Den lite mindre mängden som visas för scenario 2 beror av antagandet om att kvaliteten försämras med 20 % vid transport och lagring (VeVa, 2010). Energibesparingen för ersatt gödsel är högst för de sorterande systemen, mycket högre än för de konventionell. Den stora skillnaden beror på kväveinnehållet då framställningen av kvävegödsel kräver stora mängder energi.



Figur 36. Den summerade mängden energi för materialframställning, anläggning, och drift där den ersatta mängden energi i och med potentiell biogasproduktion och ersatt handelsgödsel dragits ifrån.

Efter en sammanställning av all energianvändning där den potentiella biogasproduktionen och minskade handelsgödsel framställning dragits bort visar scenario 4 på den högsta energianvändningen (figur 36). De klosettsorterande lösningarna visar på högst energianvändning för de centralanslutna scenarierna. Detta beror på ureaframställningen där en viss del av kvävet försvinner vid hanteringen och den el som går åt vid blandning. Lägst energianvändning visar scenario 9 med urinsortering och markbädd.

6.3 KOSTNADER

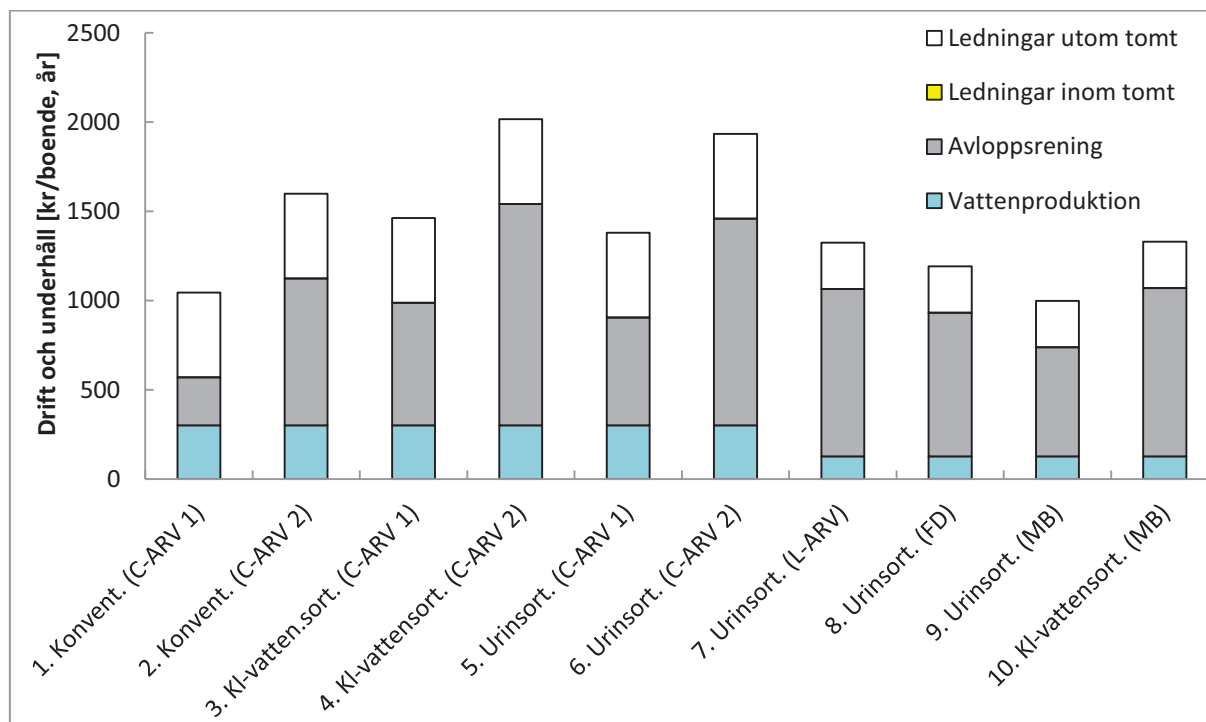


Figur 37. Kapitalkostnaden för alla systemlösningar fördelade på respektive utgiftspost.

Den högsta kapitalkostnaden har de centralanslutna scenarierna som också har källsortering (figur 37). Billigast var scenario 8 med urinsortering och fällningsdamm.

För scenarier som centralansluts står ledningsdragnings utom tomt för den största delen av kapitalkostnaden. Kapitalkostnaden för rening av avloppsvatten är lägst för de konventionella systemen. Kapitalkostnaden för vattenproduktion är så liten att den inte syns i diagrammet. De lokala systemlösningarna hamnade strax under eller på samma kapitalkostnad som de konventionella scenarierna. I scenarierna 3–6, 9 och 10 kan det ses att urinsortering och klosettvatensortering inte skiljer sig mycket i kapitalkostnad. Sortering medför dock en kostnadsökning om ca 2 000 kr per person och år vid jämförelse med de konventionella systemen.

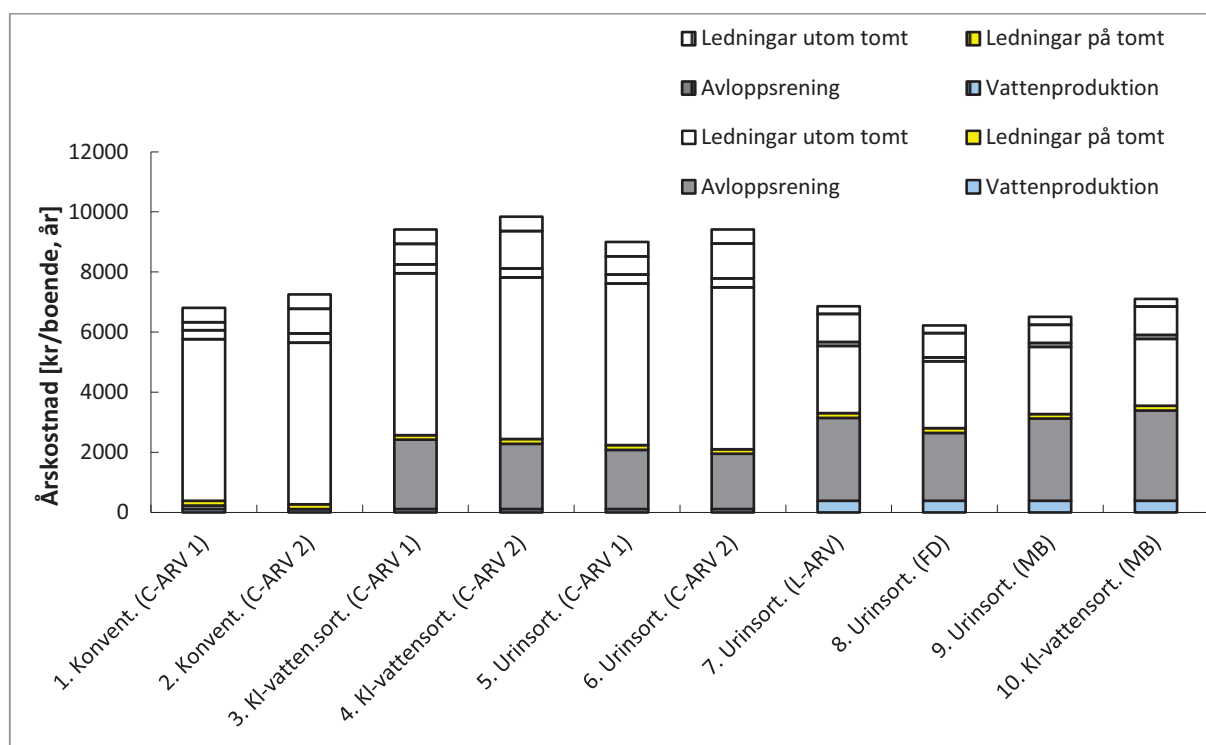
Kapitalkostnaden utifrån anläggningskostnaden (Svenskt Vatten, 2010) hamnade på 1 507 kr per person. En avsevärt lägre kostnad än för alla scenarierna.



Figur 38. Drift och underhållskostnader uppdelade på respektive utgiftspost.

Elanvändningen är högre i Glanshammarsverket än i Skebäckverket vilket framgår av jämförelse av scenario 1 och 2 (figur 38). Den höga kostnaden för fällningsdammen kommer främst av underhållskostnad i tid vilken skulle vara lägre med fler anslutna och med en annan fällningskemikalie än kalk.

Brukningsavgiften (Svenskt Vatten, 2010) beräknat per person gav 1 835 kr. Det är bara scenario 4 och 6 som visar en högre kostnad.



Figur 39. Den totala årskostnaden för respektive system fördelat på utgiftspost samt om det är en drift- och underhållskostnad (randig) eller kapitalkostnad (omönstrad).

Vad gäller total årskostnad är de centrala lösningarna med sortering de dyraste scenarierna och det billigaste är scenariot med urinsortering och fällningsdamm (figur 39). De lokala lösningarna har ungefär samma eller lägre kostnad än de kommunalt anslutna scenarierna.

Årskostnaden, anläggningskostnaden och brukningskostnaden, utifrån rapporten från Svenskt Vatten (2010) beräknades till 3 342 kr/pe. I jämförelse med resultaten från fallstudien är det en avsevärt lägre kostnad.

7. DISKUSSION

7.1 UTVECKLING AV VeVa

De studerade reningsteknikerna måste tillämpas med ytterligare reningssteg och/eller funktioner för att uppfylla de miljö- och hälsoskyddsnivåer som återfinns i de allmänna råden. Samband mellan energianvändningen och antalet anslutna personer kunde ses för vattenverk och avloppsreningsverk. Mätvärdena ansågs dock vara för få för att sambanden skulle vara statistiskt förklaringsbara. Den beräknade årskostnaden visade sig lägst för markbädd men med anläggningar för fler personer anslutna visar fällningsdammen som reningsteknik på störst prisreduktion. Dock anses nya beräkningar och uppskattningar behöva göras för att få en mer rättvis jämförelse där samma krav ska uppfyllas av alla reningsteknikerna.

7.1.1 Reduktion av BOD₇, kväve och fosfor

Efter sammanställningen av reduktionsnivåerna för de valda reningsteknikerna visade sig ingen av dem uppfylla både normal miljö- och hälsoskyddsnivå enligt de allmänna råden. Markbädd visade på en låg reduktion av kväve men framför allt fosfor (tabell 8). Normal miljöskyddsnivå för fosfor uppfylls inte med blandat spillvatten ens i kombination med slamavskiljare. Sortering av avloppsfraktioner eller tillsatts av fällningskemikalier måste tillämpas för att kraven för normal eller hög skyddsnivå ska uppnås. Däremot klarar markbädd som reningsteknik reduktionskraven för BOD₇. Behandling av spillvatten i avloppsreningsverk anses uppfylla hög miljöskyddsnivå för kväve, fosfor och BOD₇ (tabell 8). Däremot krävs ytterligare behandling för att minska mängden smittämnen för att kraven för normal hälsoskyddsnivå ska uppfyllas. Detta kan t.ex. göras genom implementering av ett efterföljande markbaserat reningssteg. Fällningsdamm som behandlingsmetod visade på låg reduktion av BOD₇ (tabell 8). För att höja reduktionsnivån, så att kraven för normal skyddsnivå uppfylls, skulle syre kunna tillsättas för att öka nedbrytningen av organiskt material. Det utgående vattnet från fällningsdammen bör, om inte kalk använts som fällningskemikalie, även genomgå efterbehandling för att minska mängden smittämnen. En efterföljande behandling t.ex. i form av en våtmark skulle även kunna vara ett bättre alternativ än fällning med kalk då kalk har flera negativa egenskaper. Kalk är energikrävande att framställa, det kräver mer underhåll än om en annan fällningskemikalie används och det förhöjda pH-värdet kan även påverka andra mikroorganismer.

7.1.2 Energi

Energianvändningen per person eller mängd vatten som plottades mot antalet anslutna visade på vissa samband. En minskande energianvändning för vattenverk och avloppsreningsverk kunde ses med fler personer anslutna. De genom logaritmering anpassade regressionslinjerna som togs fram för avloppsreningsverk (figur 3) och vattenverk (figur 6) anses kunna användas vid beräkning av energianvändning. Antalet mätvärden anses dock vara för få för att kunna säga något om förklaringsgraden. Ett samband mellan antalet anslutna till fällningsdamm och energiförbrukning hade förväntats då uppvärmning av byggnader drar mycket energi

(Hanæus, 2009). Ett sådant kunde också skönjas efter att en fällningsdamm uteslutits p.g.a. mycket hög energianvändning i en cirkulationspump. Det krävs dock mer information innan det går att dra några slutsatser.

Elanvändningen visade sig vara högst för avloppsreningsverk och lägst för fällningsdamm räknat per person år av de studerade reningsteknikerna. Om däremot reduktionsnivån för BOD₇ skulle höjas t.ex. genom luftning, för att uppfylla normal skyddsnivå, skulle fällningsdammen eventuellt visa på högst elanvändning. Även elförbrukningen med markbädd som behandlingsmetod skulle höjas om kemiskfällning tillämpades för att uppfylla skyddsnivån med avseende på fosfor. Tillägget av en fällningsenhet skulle dock ge en försumbar ökning av elanvändningen på 3,6 MJ per hushåll och år (Avloppsguiden, 2010).

Den elanvändning som teknikleverantörerna angav (tabell B1) skiljde sig avsevärt från den givna energianvändningen hos de studerade avloppsreningsverken (tabell B2). Teknikleverantörerna angav endast en åttondel av den energianvändning som kunde ses hos de studerade verken. Detta kan eventuellt förklaras med att energianvändningen som angavs från teknikleverantörerna gäller vid optimala förhållanden och/eller att nyare verk drar mindre el än äldre. Även med dessa förklaringar är den stora skillnaden att betrakta som anmärkningsvärd.

7.1.3 Kostnader

I fallstudien jämförs de beräknade kapitalkostnaderna samt drift- och underhållskostnaderna med medianvärden av anslutningsavgift respektive brukningsavgift för Sveriges kommuner. Denna jämförelse kunde utföras i denna del av studien då inte hela systemet ingår här, endast avloppsreningsanläggningarna. Någon annan studie hittades heller inte med värden som skulle kunna användas för jämförelse.

Investeringskostnaden per person för avloppsreningsverk från BAGA bedömdes som tidigare nämdes vara representativa efter jämförelse av prisuppgifter från andra teknikleverantörer (tabell B8). Regressionskurvan över kostnadsutvecklingen med antalet anslutna som efter anpassning genom logaritmering anses kunna användas för att skatta investeringskostnader för avloppsreningsverk inom det undersökta storleksintervallet (figur 9).

Även regressionslinjerna för de beräknade kapitalkostnaderna samt drift- och underhållskostnaderna anpassades genom logaritmering till de beräknade värdena. Ekvationerna anses kunna användas för att beräkna kapitalkostnaden för anläggningar i de undersökta intervallen. Dock bör det tas i beaktning att de beräknats utifrån att kommunen står som verksamhetsutövare.

Den sammanlagda årskostnaden visade sig lägst med markbädd som reningsteknik i intervallet 25–100 personer anslutna och fällningsdamm dyrast. Fällningsdammen visade dock på störst kostnadsreducering med antalet anslutna för såväl drift- och underhållskostnad som för kapitalkostnaden (figur 10 och 11). En av de högsta kostnaderna för fällningsdammen är antalet timmar som anses behövas för underhåll. Investeringskostnaden påverkas endast

litet av antalet anslutna, då fällningsenheten utgör den största kostnaden och utformningen på fällningsenheten påverkas knappt alls av antalet anslutna.

Jämförelsen av teknikerna för avloppsrening bör dock utföras på nytt med kriterier för miljö- och hälsoskyddsnivåer som måste uppfyllas. Nu måste de tillämpas med ytterligare behandling för att ge samma resultat. Avloppsreningsverket måste t.ex. tillämpas med efterpolering med avseende på smittskydd, som uppfylls för markbädd, och markbädd med t.ex. en fällningsenhet för att uppfylla samma fosforreduktion som de andra reningsteknikerna.

7.1.4 Effekter av förändrade förutsättningar

De förutsättningar som anses skulle kunna påverka resultaten från denna del av studien märkbart är livslängden på systemkomponenterna. Detta diskuteras mera under fallstudien.

7.2 FALLSTUDIE

Tre av scenarierna visade sig inte uppfylla hög eller normal skyddsnivå med avseende på kväve, fosfor eller BOD₇ utan ytterligare tillämpning genom t.ex. efterbehandling. Alla scenarier uppfyller miljömålet om återföring av 60 % till produktivmark förutom ett. De sorterande systemen ger störst andel växttillgänglig fosfor.

7.2.1 Substansflöden

Reduktionskraven vid hög skyddsnivå för kväve uppfylldes av alla scenarier bortsett från scenario 2 där hela spillvattenfraktionen går till Glanshammarsverket (figur 25). I dagens situation skulle inte heller scenario 1, där hela spillvattenfraktionen går till Skebäcksverket, uppfylla detta krav. För att scenario 2 ska vara ett alternativ bör Glanshammar byggas om för att kunna minska sina kväveutsläpp.

Väringen har redan höga värden av fosfor varför det bör vara en förutsättning att det scenario som ska implementeras uppfyller hög miljöskyddsnivå för reduktion med avseende på fosfor. Av scenarierna är det endast scenario 9 som inte uppfyller detta krav (figur 26). Även om fosforreduktion hade satts till 70 %, vilket kan vara möjligt vid låg belastning (Ridderstolpe, 2009), hade inte hög skyddsnivå uppfyllts. Om scenariot hade kompletterats med en fällningsenhet skulle reduktionskravet för fosfor kunna uppnås.

Scenariot med fällningsdammen är det enda scenario som inte uppfyller normal och då inte heller hög miljöskyddsnivå för reduktion av BOD₇ (figur 27). Reduktionsnivån för fällningsdammen sattes vid beräkningarna till 80 % vilket inte är den högsta möjliga reduktionsnivån. Om fällningsdammen fungerar utmärkt skulle en reduktionsnivå på 90 % kunna uppfyllas (Johansson m.fl., 2005). Ingen efterbehandling som diskuterades under *utvecklingen av VeVa* finns implementerad. Anledningen är att det är brist på fria ytor i området. Kalk valdes därför som fällningskemikalie för att ändå klara hygienkraven.

Återföringen av växttillgänglig fosfor var högst för de sorterande systemen och allra högst med klosettvattnersortering. Vid jämförelse av de centralt anslutna systemlösningarna hade de urinsorterande 38 % högre mängd växttillgänglig fosfor och de klosettsorterande hela 92 % högre (figur 30).

En faktor som inte tagits hänsyn till i studien är hur vatten med förhöjt pH-värde från fällningsdammen skulle kunna påverka Värings status. Om detta scenario väljs bör denna aspekt undersökas.

7.2.2 Energi

Transporterna visade sig ha en väldigt liten, nästan försumbar, påverkan av energianvändningen i jämförelse med elförbrukningen och materialframställning för systemkomponenterna (figur 33). Energianvändningen för anläggning och materialframställning är avsevärt mycket högre för de centralanslutna systemen p.g.a. de långa ledningar som behövs.

En beräkning av energianvändning som kan vara missvisande är energin för framställning av NaCl för dricksvattenbehandling. I scenarierna med centralt vattenverk finns energianvändningen för saltframställningen för vattenberedningen endast presenterad som elenergi (figur 33). För de lokala vattenverken har i stället elanvändningen och saltframställningen en varsin post. Mängden fossilenergi för NaCl-framställningen beräknades till 100 MJ per person och år för det lokala vattenverket vilket bör tas hänsyn till vid jämförelse.

Vid jämförelsen av den totala energianvändningen hade de klosettsorterande centralanslutna systemlösningarna högst energianvändning (figur 36), ca 17 % högre än de andra scenarierna.

7.2.3 Kostnader

Kapitalkostnad

Kapitalkostnaden ökade avsevärt med anläggning av ledningar för de centralanslutna systemen. Kostnaden för reningen av avloppsvattnet är däremot låg för de konventionella systemen (figur 37). Lägsta kapitalkostnaden hade scenariot med fällningsdamm. I jämförelse med kapitalkostnaden som beräknades utifrån median anslutningskostnaden för Sveriges kommuner är den dock tre gånger högre. Anledningen att de konventionella centralt anslutna systemen har en högre kapitalkostnad än vad som beräknades utifrån Sveriges kommuner beror antagligen på avståndet till närmsta befintliga nät och avstånden mellan fastigheter i området. Ledningar, som visat sig vara den största utgiftsposten, som behövs per person är högre än medellängden av ledningar per person i resten av landet. I scenariot med fällningsdamm ingår inte ledningar till det befintliga nätet men ledningar i området. Utesluts kostanden för ledningsdragning i området är den totala kapitalkostnaden fortfarande strax 1,5 ggr så hög än den beräknade utifrån anslutningsavgiften i Sveriges kommuner. Detta beror på att urinsortering tillämpats, vilket utgör den största delen av kapitalkostnaden (75 %), vilket inte är vanligt i resten av landet.

Drift- och underhållskostnad

Det är framför allt de klosettsorteringssystemen som har stora utgifter för drift och underhåll (figur 38). I jämförelse med medianvärdet av brukningsavgiften i Sveriges kommuner är det endast scenario 1 och 9 som har en lägre drift- och underhållskostnad per person.

Anledningen till att scenario 2 hamnar högre är nog p.g.a. den anmärkningsvärt höga elförbrukningen i Glanshammarsverket. De urinsorteringssystemen, bortsett från scenario 9, hamnar över brukningsavgiften per person av samma anledning som kapitalkostnaden.

Årskostnad

Årskostnaden, vilken även är den viktigaste kostnaden att titta på, visar på lägst kostnad för de lokala scenarierna tätt följt av de konventionella systemen och avsevärt dyrast är de centralt anslutna systemen med sortering av klosettfraktioner (figur 39). Även om de lokala lösningarna är billigare än de andra scenarierna så är det billigaste av dem, scenario 8, fortfarande nästan dubbelt så dyrt som den summerade anslutnings- och brukningsavgiften för Sveriges kommuner. De lokala lösningarna har en avsevärt mycket högre kostnad för behandling av avloppsvatten än de konventionella scenarierna. Den höga kostnaden för ledningsdragning i de konventionella systemen gör dock de lokala scenarierna till alternativ kostnadsmässigt.

7.2.4 Effekter av förändrade förutsättningar

Många av de antaganden som användes vid beräkningarna var för framtida scenarier. Dessa kanske inte uppfylls varför det är viktigt att diskutera vilken effekt på resultaten det skulle kunna ge.

Systemkomponenters livslängd

Varje systemkomponent har vid beräkningarna getts en livslängd. Livslängden på systemkomponenten är en förutsättning för att kunna beräkna kapitalkostnaden per år och även för att kunna jämföra t.ex. kostnader mellan systemkomponenter. Livslängderna har satts efter rekommendationer från teknikleverantörer och litterära källor. De valda livslängderna kan givetvis bli längre om anläggningen tas väl omhand och anläggs på rätt sätt. Det omvända kan självklart också inträffa, att systemkomponenten måste bytas ut innan den uppskattade livslängden gått ut. För att illustrera den inverkan som livslängden har på kapitalkostnaden ges här ett exempel. En markbädd dimensionerad för 25 personer är beräknad att fungera i 25 år men det kanske visar sig att den måste bytas ut redan efter 15 år. Kapitalkostnaden förändras då från 961 kronor per person och år till 1352 kronor per person och år vilket är en ökning med ca 41 %. Markbädden togs upp som exempel då livstiden i flera studier visat sig variera p.g.a. ett flertal faktorer som anläggning, placering samt skötsel och underhåll (Ridderstolpe, 2009).

Antal boende i området

Dimensioneringen av avloppsanläggningarna gjordes utifrån ett antagande om antalet boende i området i framtiden. Om det skulle visa sig att det bor färre än det antagna antalet i området kommer den totala drift- och underhållskostnaden men framför allt kapitalkostnaderna att vara samma eller något lägre. Däremot kommer kostnaderna bli högre än de beräknade räknat per boende i området. Ett lägre antal boende i området skulle inte påverka kapitalkostnader eller drift- och underhållskostnader för rening av avloppsvatten i Skebäcksverket eller Glanshammar. Detta p.g.a. att de boende i området utgör en så liten del av det totala antalet personer anslutna till dessa verk. Scenariot med fällningsdamm skulle antagligen påverkas mest av ett färre antal boende än beräknat i området. Detta p.g.a. det höga antalet timmar för underhåll och skötsel som antagits inte kommer att minska med ett färre antal personer anslutna. Annars kommer nog alla scenarier att kostnadsmässigt påverkas ungefär lika mycket av ett färre än antaget antal boende i området.

Återföring av avloppsfraktioner

I dag sker ingen återföring av avloppsfraktioner till produktiv mark i Örebro kommun. I scenarierna har beräkningarna gjorts utifrån antagandet att 100 % ska kunna återföras. Skulle det visa sig att återföringen inte kommer vara möjlig, t.ex. att det saknas en mottagare av avloppsfraktionerna, måste resultaten från fallstudien omvärderas.

Utbyggnad av Skebäcksverket

Om utbyggnaden av Skebäcksverket inte sker som planerat kan inte scenario 1 ses som ett hållbart alternativ då kväveflödet till recipient skulle vara alldeles för högt. De andra scenarierna med fraktioner till Skebäcksverket påverkas inte på samma sätt då de källsorterar de näringsrika fraktionerna, vilka alltså inte går till Skebäcksverket.

Hygien

Urin innehåller en mindre mängd smittämnen än fekalier. Vid urinsortering kan dock urinen kontamineras av fekalier. Detta har tagits hänsyn till och följer man de lagrings- och användningsrekommendationer som finns, så skall urinen vara hygieniskt säker att använda (NV, 2009). Det finns också ett flertal exempel på lyckad urinhantering. Från klosettvattnensortering med tillsatt urea för behandling finns mindre erfarenhet vilket kan vara en anledning till att vara extra försiktig och noggrann.

7.2.5 Val av scenario/scenarier

För att kunna ange ett eller flera scenarier som mer/mera lämpliga än de andra kan en eliminering göras. Elimineringen sker då utifrån bestämda parametrar i fallande ordning utifrån hur betydelsefulla de anses vara. I denna studie sattes reduktionsnivåer upp som den viktigaste viktigast följt av kostnader och sedan återföring av fosfor.

Normal hälsoskyddsnivå ansågs kunna uppfyllas i alla scenarier varför hygien inte var en parameter vid elimineringen. Kadmium i klosettfraktioner till åkermark sattes inte heller som

en parameter p.g.a. att mängden inte överstiger gränsvärdet för spridning. Slammängden från reningsverk är ca 87,6 kg per person och år och mängden kadmium ca 22 mg per person och år⁷. Detta ger ca 0,25 mg per kg vilket understiger 2 mg per kg vilket enligt lag ej får överstigas vid användning på jordbruksmark.

Kadmium till recipient ansågs inte kunna sättas till en parameter då det inte finns reglerat hur stor mängd som får/bör släppas ut från hushållsavlopp. Det är även en komplex fråga då den mängd kadmium som inte går till recipienten ansamlas i slammet (för markbädd och infiltrationsanläggning sker det även i anläggningsmaterialet) som sedan ska spridas på åkermark. Dock bör substansflödet av kadmium till vattendrag, trots att det inte är en parameter, vägas in vid val av scenario just p.g.a. att det inte finns reglerat. För att minska tillförsel av kadmium till vattendrag och produktiv mark anses det att framför allt källorna till tillförseln i BDT-vattnet bör minskas.

Inte heller energianvändningen för de olika scenarierna sattes som en parameter. Detta p.g.a. att det inte var någon större skillnad scenarierna emellan. Dock skulle fördelningen av energianvändningen på respektive energikälla, el eller fossil, kunna vara en parameter då den skiljde sig mellan scenarierna. Detta gjordes inte då det ansågs vara för komplext. El kan t.ex. framställas av kol, slambilar kan köras på biobränslen o.s.v.

Hög reduktionsnivå för kväve, fosfor och BOD₇ sattes till den mest betydelsefulla parametern vid elimineringen. Det var alltså det första kriterium scenarierna var tvungna att uppfylla för att inte elimineras. Valet att sätta hög reduktionsnivå först var p.g.a. att det inte är hållbart att släppa ut större substansmängder då reduktionsnivåernas syfte är att skydda recipienten. Det känns även onödigt att införa en systemlösning som har en negativ inverkan på recipienten när det skulle kunna förhindras genom att välja en annan lösning. Scenario 8 med urinsortering och fällningsdamm hade för låg BOD₇-reduktion, scenario 9 med urinsortering och markbädd för låg fosforreduktion och scenario 2 där hela avloppsfraktionen går till Glanshammar för låg kvävereduktion. Dessa tre scenarios eliminerades därför i det första steget (tabell 43).

Årskostnaden för scenarierna sattes som parameter nummer två. Detta kan tyckas konstigt då scenariernas inverkan på miljön, som återföring av fosfor, borde komma före. Anledningen till att kostnaden sattes först var p.g.a. att det i slutändan, hur mycket det än värnas om miljön, kommer att vara en mer avgörande faktor. Trots att det finns många som vill betala mer för att ha ett uthålligt system med exempelvis urinsortering så gäller det inte majoriteten. Därför är kostnaden, jämförd systemen emellan, den andra parametern i elimineringsprocessen. De sorterande centralanslutna system är avsevärt dyrare än de övriga scenarierna varför dessa eliminerades (tabell 43).

Som tredje och sista parameter sattes återföring av fosfor till produktivmark, även här utifrån en jämförelse scenarierna emellan. De konventionella scenarierna visade på en lägre total mängd fosfor men framförallt en lägre andel växttillgänglig fosfor än de sorterande systemen bortsett från scenario 9. De konventionella scenarierna eliminerades därför.

⁷ I studien är det 12 mg per person och år då det är beräknat utifrån medel hemvaro i området.

Kvar finns då scenario 7 med urinsortering och ett lokalt avloppsreningsverk med efterföljande markbädd och scenario 10 med klosettvattnensortering och efterföljande markbädd (tabell 43).

Tabell 43. Eliminering av scenarios utifrån reduktionsnivåer, en kostnadsjämförelse dem emellan och potentiell återföringen av fosfor utifrån mängd men även kvalitet (andel som finns växttillgänglig). Ifylld ruta betyder att scenariot inte eliminerats.

Scenario	Reduktion av kväve, fosfor och/eller BOD ₇	Kostnad	Återföring av fosfor
1. Konventionellt C-ARV 1			
2. Konventionellt C-ARV			
3. Klosettvattnensortering C-ARV 1			
4. Klosettvattnensortering C-ARV 2			
5. Urinsortering C-ARV 1			
6. Urinsortering C-ARV 2			
7. Urinsortering L-ARV			
8. Urinsortering Fällningsdamm			
9. Urinsortering Markbädd			
10. Klosettvattnensortering Markbädd			

8. SLUTSATSER

8.1 UTVECKLING AV VeVa

- Flera av slutsatserna handlar om framtiden för VeVa varför dessa återfinns under uppföljningsarbete.
- Ekvationerna som togs fram för beräkning av energiförbrukning och kostnader anses kunna användas för att beräkna värden för anläggningar inom det intervall varifrån data hämtades.
- En ny jämförelse av reningstekniker bör göras där samma krav på miljö- och hälsoskydd måste uppfyllas.

8.2 FALLSTUDIE

- Scenario 2, 8 och 9 (inte heller scenario 1 i dagsläget) klarade inte hög reduktionsnivå med avseende på kväve, fosfor eller BOD₇.
- Största återföringen av växttillgänglig fosfor fås med ett sorterande systemalternativ.
- De lokala sorterande scenarierna kan vara ett alternativ ur kostnadssynpunkt p.g.a. att området ligger långt ifrån det befintliga ledningsnätet.
- Kadmiumtillförseln till åkermark minimeras i de sorterande systemen då den största delen återfinns i BDT-vattnet.
- Systemlösningarna med ureabehandling av klosettvattnen kan eventuellt kännas osäkra. Detta p.g.a. av att tekniken i nuläget endast finns på forskningsnivå.

9. UPPFÖLJNINGSSARBETE

VeVa kan alltid förbättras genom att mer data samlas in. Både för att ytterligare precisera befintliga schablonvärden men även för att ta fram helt nya värden. Växthusgaser har en avsevärd inverkan på miljön varför dessa borde läggas till i miljösystemanalysen. Även hantering av farliga ämnen t.ex. vid materialframställning eller som uppkommer vid förbränning kan vara önskvärda att lägga till.

Kostnaden för ledningssystemen visade sig utgöra en stor del av den totala kostnaden i flera av systemalternativen i fallstudien. Mer data kring denna kostnad borde därför samlas in där markförhållanden och andra faktorer som kan påverka priset tas med. VeVa bör förbättras för att öka tillgängligheten då det nu krävs förhållande vis god kunskap om hur verktyget är uppbyggt. En kvalitetssäkring bör även göras. Denna skulle kunna utgöras av ett dokument där alla beräkningar och data som förs in i VeVa dokumenteras kontinuerligt. För att minska antalet beräkningar och minska risken för felberäkningar i VeVa bör funktioner införas som sedan ska kunna återanvändas. Den insamlade datamängden för kostnaden av serviceavtal bör bearbetas och föras in som schablonvärde. Ytterligare data angående kostnad för olika användningsområden av slam, urin och klosettwater⁸ bör samlas in och läggas till som en parameter i kostnadsanalysen.

⁸ När data finns tillgänglig

10. REFERENSER

af Petersens, E. (2003). Småskaliga avloppsreningsanläggningar– marknadsöversikt över prefabricerade produkter för behandling “i slutet av röret”. VA-Forsk, rapport nr 7.

Avloppsguiden (2009). Systemlösningar för enskilt avlopp - en översiktlig jämförelse.
http://husagare.avloppsguiden.se/attachments/download/9/avloppsguiden_jamforelseolikaavloppssystem.pdf
Hämtad 2011-03-04.

Avloppsguiden (2010a). Markbädd. <http://husagare.avloppsguiden.se/markbadd.html>
Hämtad 2010-11-03.

Avloppsguiden (2010b). Kemiskfällning. <http://husagare.avloppsguiden.se/kemisk-fallning.html>
Hämtad 2010-11-11.

Baky, A., Brown, N. och Sundberg, M. (2010). Kartläggning av jordbruksverkets energianvändning. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI, Uppsala.

Bengtsson, M., Lundin, M. och Molander, S. (1997). Life cycle assessment of wastewater systems. ISSN: 1400-9560. Chalmers University of technology. Rapport 1997:9.

Christensen, J., Johansson, M. och Palmér Rivera, M. (2008). Planera vatten och avlopp. Vad lagen säger och hur den kommunala planeringen kan gå till. Länsstyrelsen i Skåne län, Länsstyrelsen i Stockholm och Länsstyrelsen i Västra Götaland. Länsstyrelserapport nr (Skåne) 2008:44. ISBN 978-91-86079-27-7.

Davis, J., och Haglund, C. (1999). Life Cycle Inventory of fertilizer production. SIK-Report No 654 1999. SIK, Göteborg.

Eka Chemicals AB (2010). Eka Facts Ecoflock 91.
http://www.akzonobel.com/ic/system/images/AkzoNobel_Ekoflock91EF20070901SP1_tcm18-10167.pdf
Hämtad 2010-01-03.

Eveborn, D., Baky, A., Noren, A. och Palm, O. (2008). Erfarenheter och kunskapsläge vid tömning av slamavskiljare. JTI rapport kretslopp och avfall 41.

Eveborn, D., Malmén, L. Persson, L., Palm, O. och Edström, M. (2007). Våtkompostering för kretsloppsanpassning av enskilda avlopp i Norrtälje kommun. JTI-rapport 38, ISSN 1401-4955.

FANN VA-teknik (2011). UB, utloppsbrunn.
http://www2.fann.se/index.php?option=com_content&view=article&id=71&Itemid=7
Hämtad den 2011-03-22.

Johansson, E., Hanæus, J. och Grönlund, E. (2005). Fällningsdamm och biodamm – fällningsdammar med avstängd dosering sommartid. VA-Forsk., nr 2005-18.

Hallström, E. (2004). Tekniska förvaltningen, Bromölla kommun. Lågtrycksanläggning, Förslag till utbyggnad av det kommunala Va-nätet i Grödbby/Håkanryd.
http://www.bromolla.se/Global/Bo%20bygga%20och%20milj%C3%B6/Dokument/LTA_Grodby-Hakanryd.pdf
Hämtad 2011-01-10.

Hanæus, J., Hanæus, Å. och Zhang, W. (2009). Fällningsdammar – nuläge och framtid. VA-Forsk., nr 2009-1.

Hellström, D., Jonsson, L., och Sjöström M. (2003). Bra små avlopp – slut rapport. Stockholm Vatten.
http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Bra_sma_avlopp/bsa_slutrapport.pdf

- Hernández, T., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Perez Murcia, M.D. och Garcia, C. (2002). Nitrogen mineralization potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*. Volume 83. Issue 3. s. 213-219.
- Hübinette, M. (2009). Sammanställning av utsläppsvärden från avloppsanläggningar för 26-2000 pe . Rapporten ingår i rapportserien för Västra Götalands län. Rapport: 2009:74. ISSN: 1403-168X.
- Hjelmqvist, J. och Gårdstam, L. (2010). Reningseffekter i vissa typer av småskaliga anläggningar. Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamhetermed-miljopaverkan/Avlopp/Enskilda-avlopp/Reningseffekter---smaskaliga-anlaggningar/>
- Hörby kommun (2009a). Askeröds reningsverk, årsrapport 2009.
- Hörby kommun (2009b). Askeröds reningsverk, årsrapport 2009.
- Hörby kommun (2009c). Östraby reningsverk, årsrapport 2009.
- IFA (2000). The fertilizers industry's manufacturing processes and environmental issues. Part 1. Technical report No 26- Part1. IFA, UNEP and UNIDO. Paris, Frankrike.
- ITT Water & Wastewater (2010). Flygt LTA - lätt trycksatta avloppssystem. <http://www.flygt.se/3094978.pdf>
Hämtad 2011-02-01.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D., och Kärrman, E. (2005). Composition of urine, greywater, faeces and biowaste for utilisation in the URWARE model. The Mistra Programme Urban Water. Urban Water report 2005:6. ISSN 1650-3791.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Haglund, C., Stenström, T.A., Dalhammar, G. och Kirchmann, H. (2000). Källsorterad huamurin i kretslopp. VA-FORSK rapport 2000:1.
- Kemikalieinspektionen (2006). Varför är kvicksilver, kadmium och bly utfasningsämnen? <http://www.kemi.se/templates/PRIOpage.aspx?id=4052>
Hämtad 2011-02-28.
- Mårtensson, D. (2010). Länsstyrelsen Örebro län, 2010. Enskilda avlopp- Planeringsunderlag för skydds nivåer och inventering. Publ. Nr. 2010:6.
- Miljömål (2010). Vem gör vad? – Kommunerna. <http://www.miljomal.se/Undre-meny/Vem-gor-vad/Kommunerna/>
Hämtad 2011-03-04.
- Miljömål (2011). Avfall (2005-2015). <http://www.miljomal.se/15-God-bebyggd-miljo/Delmal/Avfall-2005-2015/>
Hämtad 2011-03-04.
- Naturvårdsverket (1991). Rening av hushållspillvatten – infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer. Allmänna råd 91:2.
- Naturvårdsverket (1995). Vad innehåller avlopp för hushåll? Rapport 2425. ISBN 91-620-2425-7.
- Naturvårdsverket (2002a). Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp, rapport 5214. ISBN 91-620-5214-4.
- Naturvårdsverket (2002b). Samhällsekonomisk analys av system för återföring av fosfor från avlopp. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5222-5.pdf>
- Naturvårdsverket (2003). Faktabald till de allmänna råden 87:6.

<http://www.horby.se/moh/Documents/Fakta1.pdf>
Hämtad 2010-11-10.

Naturvårdsverket (2006). Rening av avloppsvatten i Sverige-2006.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-8372-4.pdf>

Naturvårdsverket (2007). Faktablad om reningsverk – 200-2 000 pe. Rapport 8286.

Naturvårdsverket (2010). Reningseffekter i vissa typer av småskaliga anläggningar.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Enskilda-avlopp/Reningseffekter--smaskaliga-anlaggningar/>
Hämtad 2010-11-05.

Naturvårdsverket (2011). Miljö kvalitetsmål och riktlinjer för avlopp.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Miljokvalitetsmal-och-riktlinjer/>
Hämtad 2011-03-04.

Nyström Cemenet (2011). <http://www.nystromscement.se/produkter.php?show=11>
Hämtad den 2011-01-26.

Odlara, M. (2007). Biogödsel och kompost - en resurs för jordbruket. Institutionen för samhällsteknik, Mälardalens högskola, Västerås. Forskningsrapport MDH Ist 2007:1. ISBN 978-91-85485-37-6.

Onninen (2010). Övriga plaströr.
http://www.onninen.com/sweden/tjanster/retailers/kampanjervillkor/Documents/Flik%2006_VVS-09.pdf
Hämtad 2011-01-10.

Palm, O., Malmén, L. och Jönsson, H. (2002). Robusta, uthålliga små avloppssystem - en kunskapsmanställning (Robust, sustainable small sewage systems - a knowledge survey). Report 5224, ISBN 91-620-5224-1

Mårtensson, D. (2010). Enskilda avlopp – Planeringsunderlag för skydds nivåer och inventering. Länsstyrelsen Örebro län. Publ. nr. 2010:6.

Palmér Rivera, M. (2006). Avloppsanläggningar för 25–2 000 pe – En nationell översikt. VA-forsk rapport Nr 2006-21.

Ridderstolpe, P. (2009). Markbaserad rening – en förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. WRS Uppsala AB och Länsstyrelsen Västra Götalands län., nr 2009:77.

Sveriges kommuner och landsting (2010). Taxa inom miljöbalkens område – utifrån risk och erfarenhetsbedömningar.
http://brs.skil.se/brsbibl/kata_documents/doc39829_1.pdf
Hämtad 2011-03-01.

Svenskt Vatten (2007). Dricksvattenförsörjning i förändrat klimat, underlagsrapport till klimat- och sårbarhetsutredning. Meddelande M135.
http://www.svensktvatten.se/web/Klimat-_och_sarbarhetsutredningen_2.aspx
Hämtad 2011-02-01.

Svenskt Vatten (2011). REVAQ-Certifieringssystem för reningsverk.
http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx
Hämtad 2011-02-28.

Tidåker, P., Sjöberg C., och Jönsson, H. (2007). Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland- A Swedish scenario study. *Resources, conservation and recycling*. Volume 49, Issue 4, s. 388–405.

Tidåker, P., Kärrman, E., Baky A. och Jönsson, H. (2006). Wastewater management integrated with farming – an environmental systems analysis of a Swedish country town. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 47, Issue 4, s. 295–31.

VVS-Boden (2010). Brenntag PAX-21 fällningskemikalie.
<http://www.vvs-boden.se/brenntag-pax-21-fallningskemikalie-p-8474.html>.
Hämtad 2010-11-24.

Vinnerås, B. (2005). Hygienisering av klosettatten för säker växtnäringåterföring till livsmedelsproduktionen. *Institutionsrapport miljö- teknik och lantbruk 2005:4*. SLU, Uppsala. ISSN 1652-3237.

Wallén, E. (1999). Livscykelanalys av dricksvatten – en studie av ett vattenverk i Göteborg. *Chalmers tekniska högskola. Examensarbete 1999:3*, ISSN 1400-9560.

Wittgren H. P. och Baky, A., Palm, O. (2003) . Environmental systems analysis of small-scale sanitation at Solutions. 2nd international symposium on ecological sanitation, april 2003. s. 371.

Värmdö kommun (2010). Trovill på Sandön.
<https://www2.varmdo.se/Resource.phx/plaza/publica/invanare/va/sandon.htx?aps=invanare>
Hämtad 2011-01-10.

Weglin, J (2004). Hanteringskostnader för slam. *Svenskt Vatten*.
http://www.svensktvatten.se/web/Hanteringskostnader_for_slam.aspx
Hämtade 2011-01-10.

Örebro kommun (2008a). Miljörapport Skebäckverket.
<http://www.orebro.se/download/18.5b96647312226a30526800014410/Skeb%C3%A4cksverket+-milj%C3%B6rapport.pdf>
Hämtad 2011-02-09.

Örebro kommun (2008b). Miljörapport Glanshammar avloppsverk.
<http://www.orebro.se/download/18.122c442311cd2c59fd1800015374/Glanshammar+avloppsverk+-milj%C3%B6rapport.pdf>
Hämtad 2011-02-09.

Örebro kommun (2008c). Miljörapport Ervalla avloppsverk.
<http://www.orebro.se/download/18.122c442311cd2c59fd1800015367/Ervalla+avloppsverk+-milj%C3%B6rapport.pdf>
Hämtad 2011-02-22.

Örebro kommun (2008d). Miljörapport Avdala avloppsverk.
<http://www.orebro.se/download/18.122c442311cd2c59fd180006349/Avdala+avloppsverk+-milj%C3%B6rapport.pdf>
Hämtad 2011-02-22.

Örebro kommun (2008e). Miljörapport Närkes kil avloppsverk.
<http://www.orebro.se/download/18.122c442311cd2c59fd180006384/N%C3%A4rkes+Kil+avloppsverk+-informationsblad.pdf>
Hämtad 2011-02-22.

Personliga meddelanden

- Ambrosson, Joakim (2010). Teknikleverantör, FANN VA-Teknik. Telefonkontakt (2010-11-24).
- Andersson, Berne (2010). Teknikleverantör, Klargester. Telefonkontakt (2010-11-09).
- Apell, Veronica (2010). Miljöinspektör, Borgholm kommun. Mejlkontakt (2010-12-23).
- Ann-Marie (2011). Teknikleverantör, Skandinavisk Ecotech AB. Telefonkontakt (2011-01-04).
- Bergfeldt, Robert (2010). Teknikleverantör, Evergreen Solutions. Mejlkontakt (2010-11-29) och telefonkontakt (2010-11-26).
- Boman, Krister (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-11-10).
- Bohman, Ulf (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-12-04).
- Enfors, Anders (2010). Teknikleverantör, EkoTreat. Telefonkontakt (2010-11-) och mejlkontakt (2010-11-23).
- Eriksson, Ulf (2009). Ramböll. Dricksvattenrening. Föreläsning på kursen vattenreningsteknik vid Uppsala universitet.
- Gustafsson, Bert (2011). BAGA Water Technology. Telefonkontakt (2011-01-13).
- Grötting, Kristian (2010). VA-chef, Alingsås. Mejlkontakt, (2010-11-03).
- Holmgren, Karin (2011). Söderhamn NÄRA. Mejlkontakt, (2010-11-09 – 2011-01-24).
- Lövros, Jan (2010). Privat verksamhetsutövare. Mejlkontakt (2010-11-24 – 2010-11-25).
- Jönsson, Håkan (2010-2011). Professor i energi och teknik samt kretsloppsteknik, SLU, Uppsala. Personligt möte, mejl- och telefonkontakt (2010-09 – 2011-03).
- Karlsson, Karin (2010-2011) VA-ingenjör, Örebro kommun. Personligt möte, mejl- och telefonkontakt (2010-12-21 – 2011-02-03).
- Karlsson, Torbjörn (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-11-15).
- Lindblad, Gunnar (2011). Affärschef Salix energi Europa. Telefonkontakt (2011-01-10).
- Lorin, Christer (2010). Lantmätare, Göteborg. Telefon- och mejlkontakt (2010-11-11 - 2010-12-06).
- Lindholm, Helena (2010-2011). Förrättningslantmätare, Västerås. Mejlkontakt (2010-11-12 – 2011-01-11).
- Matsson, Patrick (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-12-04).
- Morberg, Bertil (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-11-05).
- Nejdmo, Anna-Karin (2010). VA-ingenjör, Ljusdal Vatten. Mejlkontakt (2010-11-16).
- Nordin, Göran (2010-2011). VD Järven Ecotech AB. Telefonkontakt (2010-10–2011-01).
- Persson, Maria (2010-2011). VA-ingenjör, Hörby kommun. Mejlkontakt (2010-10-29 – 2011-01-07).
- Raudberget, Charlotta (2010-2011). Utredningsingenjör, Jönköping kommun. Mejlkontakt (2010-11-18 – 2011-01-02).
- Roslagslännen Allservice AB (2010). Telefonkontakt (2010-11-18).

Sjögren, Leif (2010). Driftansvarig, Ljusdal kommun. Personligt möte, mejl- och telefonkontakt (2010-11-16 – 2010-12-27).

Sjögren, Stefan (2010-2011). Miljöinspektör, Örebro kommun. Personligt möte, mejl- och telefonkontakt (2010-12-21 - 2011-02-03).

Strömberg, Kent (2010-2011). VA-strateg, Örebro kommun. Personligt möte, mejl- och telefonkontakt (2010-12-21 - 2011-02-03).

Strömner, Lisa (2011). Mejlkontakt (2011-02-14 – 2011-02-17).

Sylwan, Ida (2010). Biträdande forskare vid avdelningen för avlopp och avfall, JTI, Uppsala. Telefonkontakt (2010-12-22).

Torstensson, Hans. Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010- 11-16).

Tärnemark, Jan (2010). Länslantmätare, Kungsbacka. Mejlkontakt (2010-12-17).

Vega Norell, Carola (2010). Alcontrol. Mejlkontakt (2010-10-11).

Wiklund, Andreas (2011). Marknadsansvarig Järven AB. Mejlkontakt (2011-02-22).

Öhman, Kaj (2010). Privat verksamhetsutövare. Telefonkontakt (2010-11-10).

Österman, Lisa (2011). Mejlkontakt genom Strömberg, Kent (2011-01-31).

Bilaga 1. Analys och bearbetning av data – Energi

Elförbrukning

Avloppsreningsverk

Tabell B1. Beräknad medelelanvändning för avloppsreningsverk utifrån uppgifter från teknikleverantörer. Vid beräkningarna ingick inte värden från Ecotech p.g.a. att de var mycket lägre än de övriga.

Pe	Elförbrukning [kWh/år]			Medel elförbrukning [kWh/år]	
	Evergreen Solution	Klargester	Ecotech	/anläggning	/pe
25	875	550		713	28,5
50	1834	1100	500	1467	29,3
100	3668	2300	600	2984	29,8
200	7337	4600		5967	29,8
Medel					28.8

Tabell B2. Beräknad elanvändning, per person och år, utifrån fem avloppsreningsanläggningar i Örebro och Ljusdal.

Anläggning	Anslutna	Typ av rening	Elförbrukning [kWh/anl., år]	Elförbrukning [kWh/år, ansl.]
Hidingsta	59	Mek./Kem./Bio.	22 700	385
Avdala	65	Mek./Kem./Bio.	18 700	288
Närkes-Kils ARV	68	Mek./Kem./Bio.	188 000	277
Ervalla	120	Mek./Kem./Bio.	219 000	183
Kårböle	200	Mek./Kem.	30 428 ¹	152

¹Omräknat från kr till kWh utifrån kostnad 1,0188 kr/ kWh.

Även om inte elförbrukningen för avloppsreningsverken från Ecotech, som var betydligt lägre än de andra, togs med vid beräkningen av medelelförbrukningen angivet av teknikleverantörer (tabell B1) var förbrukningen mycket lägre i jämförelse med anläggningarna i Ljusdal och Örebro kommun (tabell B2).

Markbädd/Infiltrationsanläggning

Inget samband mellan storlek och elförbrukningen per person kunde ses för markbäddarna. Därför togs ett medelvärde över alla anläggningar där Hemsjö Hulkås uteslöt p.g.a. ett avsevärt mycket högre elanvändning än de andra (B5).

Tabell B3. Beräknad elanvändning per person och år utifrån sex markbäddar/infiltrationsanläggningar.

Anläggning	Anslutna	Elförbrukning [kWh/år]	[kWh/år, ansl.]
Hemsjö Hulkås	34 ¹	9500	283
Södra Rörum Hörby kommun, 2009	111	5729	51
Åkerby Avloppsförening	20	687 ²	35
Järnsnäs Ryd	45 ¹	1526	34
Önnköping 2009 Hörby kommun	164	6276 ³	38
Holmgren, 2011 Söderhamn Trönö	150	17 000–18 000	117
Medel			55⁴

¹Beräknade utifrån hushåll med antagandet om 2,8 pe/hushåll (Stockholm vattens nyckeltal).

²Beräknat utifrån 700 kr och elpriset från vattenfall.

³Elförbrukning till kemikaliepumpen ingår.

⁴HemsjöHulkås ingår ej

Fällningsdamm

Uppgifterna kring belastning på fällningsdammarna var osäker då det i vissa fall var idrottsföreningar eller andra verksamheter anslutna. Energianvändningen beräknades därför för mängden behandlat vatten (tabell B4).

Tabell B4. Beräknad elanvändning, per kubikmeter behandlat vatten, för sex stycken fällningsdammar i Ljusdal och Hörby kommun.

Anläggning	Elförbrukning [kWh/år]	[m ³]	[kWh/m ³]	Referens
Askeröd	4 694	18 875	0,25	Hörby kommun (2009a)
Östraby	11 768 ¹	13 468	0,87	Hörby kommun (2009c)
Norrbyn	36274	81 571	0,44	Nejdmo, pers. medd.
Hennan	14 368	24 950	0,58	Nejdmo, pers. medd.
Tandsjöborg	13 940	53066	0,26	Nejdmo, pers. medd.
Harsa	7 813	10 780	0,72	Nejdmo, pers. medd.
Medel			0,52	

¹Hög elförbrukning p.g.a. cirkulationspump

Inget samband mellan antalet personer anslutna och elanvändningen kunde ses för fällningsdammar varför ett medelvärde beräknades över alla dammar (tabell B4).

Elförbrukningen stämmer ganska väl överens med 0,04 – 1,1 kWh/m³ från en rapport av Hanæus (2009).

Vattenverk

Elförbrukningen i ett vattenverk i Västerås kommun med 430 personer anslutna har två

pumpar som vardera har en kapacitet på 133 L/min och en effekt på 1,10 kW (Strömner, pers. medd.). Elförbrukningen beräknades per m³ dricksvatten enligt:

$$\frac{1,10 \text{ kWh}}{(133 \text{ l}/1000) \times 60} = 0,138 \text{ kWh/m}^3$$

Tabell B5. Beräknad elanvändning, per kubikmeter dricksvatten, för vattenverk med ca 7 till 430 personer anslutna.

Anläggning	Ansl.	Vatten [m ³ /år]	El [kWh/år]	El [kWh/m ³]	Referens
N. Unnaryd	100	4 689	22655	4,8	Raudberget, pers. medd.
Ryd	110	7 020	25621	3,7	Raudberget, pers. medd.
Ödestugu	50	2 539	13361	5,7	Raudberget, pers. medd.
Svarttorp	30	1 649	12393	7,5	Raudberget, pers. medd.
Angerdshestra	7	1 067	6539	6,1	Raudberget, pers. medd.
Visingsö	300	67 111	116093	1,7	Raudberget, pers. medd.
Örserum	370	25 408	14989	0,59	Raudberget, pers. medd.
Vätterleden VV	300	5 360	20062	3,7	Raudberget, pers. medd.
	430				Beräknat utifrån
				0,14	Strömner, pers. medd.
Medel				3,8	

Energiförbrukningen för vattenverken visade på ett samband mellan antalet personer anslutna och energianvändningen (tabell B5).

Tabell B6. Beräknad mängd energi för framställning av bränd kalk och PAX-21 fördelat på el, olja och kol.

	El [MJ/kg]	Olja [MJ/kg]	Kol [MJ/kg]	
<i>Kalk</i>				
Brytning	0,008 × 2 ¹	0,02 × 2 ¹		Wallèn, 1999
Transport		0,05		Wallèn, 1999
Kalcinering	0,16	0,40	8,2	Wallèn, 1999
Totalt	0,17	0,49	8,2	Hellström, 2003
<i>PAX-21</i>	0,31	4,2 ³		

¹Det går åt två kilo kalk till ett kilo släkt kalk.

²Transport av kalk från Norge till Köping, uppskattat till 300 km.

³Fossila ämnen

Bilaga 2. Analys och bearbetning av data – Kostnader

KAPITALKOSTNADER

Systemkomponenter

Slamavskiljare

Tabell B7. Investeringskostnaden för slamavskiljare i olika storlekar.

Teknikleverantör	Storlek	Kostnad [kr]	Referens
BAGA	14 m ³	105 000	Gustafsson, pers. medd.
FANN	6 m ³ , 25 pe (tömning 3 ggr/år)	29 300	Ambrosson, pers. medd.
BAGA	8–9 m ³	52 800	Gustafsson, pers. medd.
BAGA	3–6 hushåll 6,5 m ³	36 700	Gustafsson, pers. medd.

Markbädd

En markbädd (Hemsjö Hulkås) dimensionerad för 72 pe i Alingsås kostade 1 146 000 kr att anlägga. Drift- och underhåll av markbädden ligger på 50 000 kr/år. I dag är det 12 stycken villor anslutna till markbädden (Grötting, pers. medd.). Den totala investeringskostnaden beräknades om till kapitalkostnaden per pe. Livslängden var 25 år vilket gav en annuitet på 0,064. Kapitalkostnaden per pe och år blev 1019 kr per pe och år. Med dagens antal anslutna hade det blivit 2037⁹ kr per person och år. Av de 50 000 kr som går till drift- och underhåll är 20 000 för tillsyn. Tillsynskostnaden antogs inte förändras med antalet anslutna. De övriga drift- och underhållskostnaderna antogs dock att de förändras. Därför fördubblades de övriga kostnaderna och tillsynskostnaden behölls oförändrad enligt:

$$((30\,000 * 2) + 20\,000)/72 = 1\,111 \text{ kr}$$

Infiltrationsanläggning

Materialet infiltrationsanläggningen kostade 23 862 kr. Arbetet att anlägga 18 170 kr. Grus 35 500. Projektering 19 823.

Avloppsreningsverk

För att göra en fullgod jämförelse beräknades medelvärden fram för de anläggningar som låg närmst varandra i storlek (tabell B).

⁹ Örebros nyckeltal om 3 personer per hushåll

Tabell B8. Kostnadsuppgifter för avloppsreningsverk i olika storlekar, beräknade per pe, från teknikleverantörer.

Hushåll	pe		Kr/anläggning	Kr/pe	Referens
	25	Klargester	200 000	8 000	Andersson, pers. medd.
		Evergreen Solutions	170 000	6800	Bergfeldt, pers. medd.
10	35	BAGA	195 000	5571	Gustafsson, pers. medd.
Medel				6790	
	50	Klargester	308 000	6160	Andersson, pers. medd.
		Ecotech	246 400	4928	Ann-Marie, pers. medd.
20	70	BAGA	380 000	5429	Gustafsson, pers. medd.
Medel				5506	
	80	Ecotech	356 600	4458	Ann-Marie, pers. medd.
	100	Klargester	440 000	4400	Andersson, pers. medd.
Medel				4429	
40	140	BAGA	730 000	5214	Gustafsson, pers. medd.
50	175	BAGA	900 000	5143	Gustafsson, pers. medd.
80	280	BAGA	1 420 000	5071	Gustafsson, pers. medd.

Priserna skiljer sig mellan teknikleverantörer vilket kan ses när medelvärdet av priset inte minskar med antalet pe. Vid jämförelse av vartdera märket kan denna trend dock ses. Därför användes BAGA:s prisuppgifter då dessa fanns för flest dimensioner och ligger i ungefär samma prisklass som de andra, kanske lite billigare.

Tabell B9. Ungefärliga kostnader, per meter, för ledningsläggning i några kommuner.

Markförhållande	Kostnad [kr]	Kommun	Referens
Jord	3 500	Alingsås	Grötting, 2010
Åkermark	1 500	Hörby	Persson, pers. medd.
Berg	7 000	Alingsås	Grötting, pers. medd.
Väg	5 000	Hörby	Persson, pers. medd.
	1 000	Ljusdal	Sjögren, pers. medd.
	1 250	Jönköping	Jönköpings kommun, 2011

Lars Holmqvist har, 2004, gjort en kostnads kalkyl för införandet av LTA-system i ett bostadsområde i Bromölla kommun på ca 150 fastigheter med ett nyckeltal på 3 personer per hushåll. Han räknade där med att varje tomt har en pump som pumpar vattnet till en gemensam pump utanför tomtgränsen. I ett annat område som skulle använda LTA-ledningar valde man istället självfallsledningar inom tomten (Värmdö kommun, 2010). Kostnaden för pumpenheten på fastigheten beräknades till 30 000 kr och ett underhåll på 500 kr/år. Den gemensamma pumpen från området beräknades kosta 300 000 kr (Hallström, 2003).

DRIFTKOSTNADER

Omhändertagande av avloppsfraktioner

Salix energi tar emot slam även örötat men det ska uppfylla en viss torrs substans och innehålla en viss mängd fosfor. Torrs substans och fosforhalt som gick till salixodling 2007 låg på 29 % respektive 17 g fosfor per kg TS. Salix energi fick då 300 kr per ton slam de tog hand om

(Lindblad, 2010). I Ljusdal kommun betalar man 300 kr per kg slam som går till jordtillverkning och från Sundsvall har man erbjudit en summa om 500 kr för att ta emot slam till biogasproduktion.

Serviceavtal

Tabell B10. Kostnaden för serviceavtal utifrån storlek på avloppsreningsverk. Prisuppgifterna kommer ifrån fyra teknikleverantörer.

Anläggningstyp	Dimensionering	kr/år	Referens
Avloppsreningsverk	25 pe	4 600	Bergfeldt, pers. medd.
	45 pe	2 800	
	50 pe	6 500	Bergfeldt, pers. medd.
	90 pe	3 000–4 000	
		1 500	Andersson, pers. medd.
	200 pe	10 000	Bergfeldt, pers. medd.
	30 – 40 hushåll	1 000–1 500/hushåll	Gustafsson, pers. medd.
	1 hushåll	3 900/hushåll	Gustafsson, pers. medd.
Fällningsenhet	1 hushåll/enhet	400	Enfors, pers. medd.

¹Oberoende av storlek på anläggning, priset ökar med avstånd.

Bilaga 3. Fallstudie

SUBSTANSFLÖDESBERÄKNINGAR

Mängd kväve till recipient, där N_{tot} är mängden i urin, fekalier, toalettpapper och BDT-vatten:

$$N_{recipient} = N_{tot} \times (1 - N_{red})$$

Mängd kväve till luft:

$$N_{luft} = (N_{tot} - N_{recipient}) \times N_{till\ luft}$$

Mängd kväve i slam:

$$N_{slam} = N_{tot} - N_{recipient} - N_{luft}$$

Växttillgänglig N i slam:

$$N_{jonform} \times N_{slam} (1 - N_{hantering} - N_{spridning}) + (N_{tot} - N_{jonform}) \times N_{växttillgängligt}$$

BOD beräknade på samma sätt som kväve och även fosfor- och kadmiumflödena bortsett från att ingen fraktion avgick till luft.

ENERGIBERÄKNINGAR

Material

Tabell B11. Mängd material som ingick i de systemkomponenter som användes vid beräkningarna i fallstudien. Informationen kommer ifrån VeVa (2010).

Ingående material		Enhet	Referens
C-dricksvattenverk			
Betong	21 320	m ³	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
Armeringsjärn	1 950 000	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
PVC	7 700	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
PE	12 800	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
Glasfiber	6 500	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
Gjutjärn	23 8000	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
rostfritt stål	43 000	kg	Beräknat utifrån Tillman m fl. (1996)
Skebäckverket			
Betong	42 640	m ³	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
Armeringsjärn	3 900 000	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
PVC	15 400	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
PE	25 600	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
Glasfiber	13 000	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
Gjutjärn	476 000	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
rostfritt stål	86 000	kg	Tillman m.fl. (1996), ARV för 550 000 pe
Vakuumrator		kg	CombuTech AB, 2009-10
Stål	7,2	kg	Pers. medd. Ehnhage, L. (2009)
Brons	10,8	kg	Pers. medd. Ehnhage, L. (2009)
Polyeten (PEH)	120	kg	CombuTech AB, 2009-10
Hygieniseringsbrunn			
Armerad betong	138	m ³	Abetong, pers. medd. Axelsson, T
Betong	18	m ³	Abetong, pers. medd. Axelsson, T
Stålfiber	5	m ³	Abetong, pers. medd. Axelsson, T
Stål	0,03	m ³	Abetong, pers. medd. Axelsson, T
PVC-tak	175	kg	Abetong, pers. medd. Axelsson, T
Urinlager			
Betong	109 760	kg	pers. medd. Gadd, T. (2006)
Armering	2 240	kg	pers. medd. Gadd, T. (2006)

Tabell B12. Ledningar, material och massa som användes vid beräkningar av energianvändningen vid materialframställningen i fallstudien (VeVa, 2010).

Avloppsvatten		Material	Massa
<i>Tomt</i>	LTA-ledning		1 kg/m
	Vakuum inomhus	PEM	0,75 kg/m
	Vakuum utomhus	PEM	0,5 kg/m
	Frostskydd LTA-ledning	Extruerad polystyren	0,04 /m ³
	Pumpsump (en/hushåll)	PE	70 kg
<i>Område</i>	Pump (1/hushåll)	Gjutjärn	38 kg
	Pumpstation (25/1 hushåll)	glasfiberarmerad polyester	200 kg
	Pump (1/25 hushåll)	Gjutjärn	152 kg
	LTA	PEM	3 kg/m
<i>Centralt</i>	Frostskydd LTA-ledning	Extruerad polystyren	0,08kg/ m ³
	180–200 mm	PE	7 kg/m
Dricksvatten			
<i>Tomt</i>	32 mm	PEM	0,5 kg/m
<i>Område</i>	150–160 mm	PEM	3 kg/m
<i>Centralt</i>	180–200 mm	PEM	4,5 kg/m

Tabell B13. Energianvändning fördelat på energikälla vid framställning av olika material samt materialens densitet (VeVa, 2010).

Material			Enhet	Referens
Rostfritt Stål	El	15	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	Fossil	34	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	Densitet	8000	kg/m ³	
Armering	Fossil	21	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	El	1,8	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
Gjutjärn	Fossil	19	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	El	75	MJ/ton	Tillman m fl. (1996)
Betong	Fossil	774	MJ/ton	Tillman m fl. (1996)
	Densitet	2,4	ton/m ³	www.grusochbetong.se
	El	11	MJ/m ³	Tillman m fl. (1996)
Makadam	Fossil	9,0	MJ/m ³	Tillman m fl. (1996)
	Densitet	1,9	ton/m ³	Tillman m fl. (1996)
	El	1,2	MJ/m ³	Tillman m fl. (1996)
Grus och sand	Fossil	0,44	MJ/m ³	Tillman m fl. (1996)
	Densitet	2,2	ton/m ³	Tillman m fl. (1996)
	El	1,9	MJ/m ²	Tillman m. fl. (1996)
Geotextil	Fossil	0,43	MJ/m ²	Tillman m. fl. (1996)
	El	8,6	MJ/kg	Bengtsson m.fl. (1997)
PVC	Fossil	26	MJ/kg	Bengtsson m.fl. (1997)
PVC-rör	El	3,4	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	Fossil	59	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
Glasfiberarmerad plast	El	3,1	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	Fossil	61	MJ/kg	Tillman m fl. (1996)
	Densitet	1800	kg/m ³	Wennhage (2003)
Polyeten	El	7,9	MJ/kg	Boustead (1993)
	Fossil	78	MJ/kg	Boustead (1993)
Polypropylen	El	6,9	MJ/kg	Boustead (1993)
	Fossil	73	MJ/kg	Boustead (1993)
HDPE	El	5,8	MJ/kg	Boustead (1993)
	Fossil	75	MJ/kg	Boustead (1993)
EPS Polystyren	El	6,6	MJ/kg	Tillman m.fl. (1996)
	Fossil	49	MJ/kg	
	Densitet	30	kg/m ³	TermiSol, Säkerhetsdatablad, EPS
PIX 111	El	1,7	MJ/kg	Frohagen (1997)
	Fossil	0,97	MJ/kg	Frohagen (1997)
	Densitet	1,4	ton/m ³	Bengtsson m.fl. (1997)
	Fe-innehåll	0,14		Bengtsson m.fl. (1997)
Urea (N 46 %)	El	0,67	MJ/kg	Davis och Haglund (1999)
	Fossil	23	MJ/kg	Davis och Haglund (1999)
NaCl	El	0,08	MJ/kg	Beräknat från Wallén (1999)
	Fossil	2,0	MJ/kg	Beräknat från Wallén (1999)

Transport

$$Transport_{Total} = Transport_{avloppsfraktioner} + Spridning_{avloppsfraktioner}$$

$$Transport_{avloppsfraktioner} = (V_{Klosett} \times Hemvar_{Klosett} + V_{BDT} + Hemvar_{BDT}) \\ \times E_{Transport} \times Avst\ddot{a}nd + (V_{Klosett} \times Hemvar_{Klosett} + V_{BDT} \\ + Hemvar_{BDT}) \times E_{Till\ddot{a}gg}$$

Total energianv\ddot{a}ndning

Den totala energianv\ddot{a}ndningen ber\ddot{a}knades genom:

$$E_{Total} = E_{Material} + E_{Drift} + E_{Transport} + E_{Kemikalier} + E_{Anl\ddot{a}ggning} - E_{Biogas} - \\ E_{Ersatt\ g\ddot{o}dsel}$$

d\ddot{a}r:

$$E_{Material} = E_{Systemkomponenter} + E_{F\ddot{a}llningskemikalier} + E_{Urea},$$

$$E_{Biogas} = E_{Potentiell\ biogas} \times M\ddot{o}jlig\ biogasproduktion,$$

$$E_{Anl\ddot{a}ggning} = V_{Systemkomponent} \times (E_{Gr\ddot{a}vmaskin} + E_{V\ddot{a}ltare}),$$

E_{Drift} \ddot{a}r elf\ddot{o}rbrukningen f\ddot{o}r respektive avloppsanl\ddot{a}ggning och pumpning av spill- och dricksvatten och $E_{Kemikalier}$ \ddot{a}r b\ddot{a}de f\ddot{o}r behandling av spillvatten och beredning av dricksvatten.

KOSTNADSBER\ddot{A}KNINGAR

Kapitalkostnad

$$K_{Kapital} = K_{Tillst\ddot{a}nd} + K_{F\ddot{o}rr\ddot{a}ttning} + K_{Anl\ddot{a}ggning} + K_{Systemkomponenter}$$

Drift- och underh\ddot{a}llskostnader

$$K_{Drift\ och\ underh\ddot{a}ll} \\ = K_{Tillsyn} + K_{El} + K_{Slamt\ddot{o}mning} + K_{El} + K_{Urea} + K_{Timers\ddot{a}ttning} \\ + K_{Kemikalier} + K_{Serviceavtal}$$

Total \ddot{a}rskostnad

$$K_{Total\ \ddot{a}rskostnad} = (K_{Kapital} * Annuitetsfaktorn) + K_{Drift\ och\ underh\ddot{a}ll}$$