

Enskilda avloppsanläggningar med fosforbindning i Stockholms län

- En miljösystemanalys med metodik från livscykelanalys

Phosphorus sorbing small-scale wastewater treatment plants in the county of Stockholm

- An environmental systems analysis using life cycle
assessment methodology

Philipp Weiss

REFERAT

Enskilda avloppsanläggningar med fosforbindning i Stockholms län – En miljösystemanalys med metodik från livscykelanalys

Philipp Weiss

Modern, småskalig avloppsreningsteknik står inför två utmaningar. Å ena sidan har kraven från lagstiftaren på rening av eutrofierande ämnen ökat. Problemet är akut i Stockholms län där det finns ca. 34 000 hushåll som inte anses uppfylla reningskraven. Å andra sidan minskar fosforförekomsterna av hög kvalitet i allt större takt, vilket har väckt krav på ökad återföring av växtnäring. I detta examensarbete undersöktes fyra olika reningstekniker, varav tre har en viss återföringspotential, med hjälp av metodik från livscykelanalys. Systemen som undersöktes var infiltration, filterbäddar dels med Filtralite[®] P och dels med Filtra P som filtermaterial, samt ett kemikaliefällningssystem. Systemgränserna omfattade extraktion av råmaterial, produktion av anläggningsmaterial och –komponenter, uppförande och drift av systemen samt avveckling av anläggningarna och återföring av restmaterial. Förutom påverkan på mänsklig hälsa och försurningspotential, som visade sig vara mindre relevanta för slutresultaten, omfattade analysen även en undersökning av energianvändning, förbrukning av abiotiska resurser, potential för global uppvärmning och eutrofieringspotential.

Infiltrationslösningen fick de mest fördelaktiga resultatvärden i alla kategorierna förutom eutrofieringspotential, vilket kan förklaras med systemets låga energi- och resursbehov samt dess höga livslängd. Filterbädden med Filtralite[®] P som filtermaterial uppvisade den största förmågan att reducera eutrofierande substanser. Systemets energibehov och utsläpp av växthusgaser översteg dock de andra systemens resultat i dessa kategorier kraftigt. Både anläggningen med Filtra P och kemikaliefällningslösningen fick liknande resultat, med måttlig påverkan i alla kategorier. Systemets återföringspotential visade sig vara begränsad av restprodukternas höga tungmetallhalt. Kemikaliefällt slam hade högre återföringspotential än filterbäddsmaterial.

Kemikaliefällning klarade sig totalt sett bäst i studien. Den relativt obeprövade tekniska utformning och det osäkra dataunderlaget ledde till att Filtra P hamnade i rangordningen efter kemikaliefällning. Infiltrationssystemets begränsade reningsförmåga och den obefintliga återföringspotentialen ledde till att alternativet hamnade näst sist. Filtralite[®] P-alternativet blev placerat sist i rangordningen på grund av dess stora påverkan på förbrukning av fossila bränslen och global uppvärmning. Baserat på rangordningen utfärdades rekommendationer.

Trots att filtermaterialen som undersöktes i denna studie har en utmärkt fosforreningsförmåga, kommer det att krävas fler studier med avseende på alternativa filtermaterial, eftersom materialens användning av icke-förnybara energikällor är mycket stor vid tillverkningen. Fokus borde ligga på återvunna eller naturliga material (som t.ex. snäcksand) med låg miljöpåverkan vid tillverkning. Om återföring av växtnäring ska bli ett mål inom småskalig avloppsvattenrening, måste effektiva sätt att separera tungmetaller från växtnäringsämnen utforskas. Denna studie visade att goda fosforavskiljningsegenskaper kan medföra att andra typer av miljöpåverkan ökar, vilket i vissa fall kan leda till att de negativa konsekvenserna överväger nyttan av minskad eutrofiering.

Nyckelord: Småskalig reningsteknik, miljösystemanalys, livscykelanalys, LCA, övergödning, eutrofiering, fosforrening, filterbäddsteknik, kemikaliefällning, infiltration.

*Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, Box 337, 751 05 Uppsala.
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Phosphorus sorbing small-scale wastewater treatment plants in the county of Stockholm – An environmental systems analysis using life cycle assessment methodology *Philipp Weiss*

Modern, small-scale wastewater treatment faces a twofold challenge: On the one hand requirements from legal authorities regarding removal of eutrophying substances have become more demanding. On the other hand high-quality phosphorus reserves are dwindling, which has raised calls for increased recycling. The problem is acute in the county of Stockholm where about 34 000 households are identified to not possess adequate wastewater treatment facilities. In this master's thesis, four treatment systems, of which three had some phosphorus recycling potential, were compared using life cycle assessment methodology. The small-scale treatment systems analyzed were infiltration, filter beds with Filtralite[®] P and Filtra P respectively as filter material and a chemical precipitation system. The system boundaries included the extraction of raw materials, production of materials and components, the construction and operation of the systems as well as deconstruction and recycling of the treatment plants. Apart from impacts on human health and acidification potential, which both proved to be of less relevance to the final results, energy usage, consumption of abiotic resources, global warming potential and eutrophication potential were taken into account in this study.

The infiltration system attained the most favourable results in all impact categories save eutrophication potential, which was due to both the low usage of energy and resources as well as the system's high life expectancy. The filter bed system using Filtralite[®] P demonstrated the best performance in reduction of eutrophying substances. However, the system's energy demand and emissions of greenhouse gases by far exceeded the other systems' results in these categories. Both the filter bed system using Filtra P and the chemical precipitation system fared relatively equal in the overall analysis, with moderate impacts in all categories. The nutrient recycling potential was shown to be limited by the waste products' relatively high heavy metal content. Sludge from chemical precipitation had higher potential for replacement of fertilizer than filter bed material.

The chemical precipitation system fared best in the overall assessment. Its technical immaturity and limited data foundation put the alternative using Filtra P into second place. The infiltration system's limited treatment performance and inexistent recycling potential put this alternative into third place. The alternative using Filtralite[®] P was ruled out entirely because of its high impact on fossil fuel consumption and global warming. Based on this ranking recommendations were made.

Even though the filter bed materials in this study showed excellent phosphorus removal capacity, further research into alternative filter bed materials will have to be made due to the materials' environmental impacts in other areas. Focus should be on waste material and natural products (such as shell sand) with low environmental impacts from production. Ways of separating heavy metals from plant nutrients need to be explored if nutrient recycling is to be an aim. This study showed that good phosphorus removal characteristics can lead to an increase in other environmental impacts, which in some cases even may outweigh the positive effects of decreased eutrophication.

Keywords: Small-scale wastewater treatment, environmental systems analysis, life cycle assessment, phosphorus removal, filter beds, chemical precipitation, infiltration.

*Department of Information Technology, Uppsala University, Box 337, 751 05 Uppsala.
ISSN 1401-5765*

ZUSAMMENFASSUNG

Kleinkläranlagen mit Phosphorbindung im Verwaltungsbezirk Stockholm – Eine Umweltsystemstudie mit Methodik der Ökobilanzierung.

Philipp Weiss

Moderne, dezentrale Abwassertechnik steht zwei großen Herausforderungen gegenüber. Zum einen sind die Ansprüche von Seiten des Gesetzgebers gestiegen, die effektivere Abwasserreinigungstechniken erfordern. Zum andern werden Phosphorvorkommen von hoher Qualität zunehmend knapper, was Rufe nach verstärkter Rückführung von Phosphor hat laut werden lassen. Im Verwaltungsbezirk Stockholm, in dem es ungefähr 34 000 Haushalte mit unzureichender Abwasserreinigung gibt, ist das Problem von besonderer Bedeutung. In dieser Diplomarbeit wurden vier Abwasserreinigungssysteme, wovon drei ein gewisses Potential für Phosphorrückführung haben, mit Hilfe einer Ökobilanzierung untersucht. Folgende Systeme wurden untersucht: Eine Infiltrationsanlage, zwei Filterbettsanlagen, eine mit Filtralite[®] P und eine mit Filtra P als Filtermaterial sowie ein System mit Chemikaliefällung. Die Systemgrenzen umfassten die Gewinnung und Verarbeitung von Rohstoffen, das Errichten der jeweiligen Anlage, deren Betrieb sowie Rückgewinnung und Entsorgung von Restmaterialien. Neben Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Versauerungspotential, die sich im Nachhinein als weniger relevant erwiesen, wurden Energiebedarf, Verbrauch abiotischer Ressourcen, Potential für globale Erwärmung und Eutrophierungspotential untersucht.

Die niedrigsten Resultate in allen Kategorien außer Eutrophierungspotential wurden vom Infiltrationssystem erreicht. Filtralite[®] P erwies sich als am leistungsstärksten, was die Reduktion von eutrophierenden Substanzen angeht. Der Energiebedarf und die Emissionen von Treibhausgasen dieser Alternative überstieg die Ergebnisse der anderen Alternativen in diesen Kategorien doch bei weitem. Filtra P und Chemikaliefällung erzielten moderate Auswirkungen in allen Kategorien. Das Potential für die Rückführung von Pflanzennährstoffen wird, wie die Ergebnisse zeigen, vom relativ hohen Schwermetallhalt in den Restprodukten begrenzt.

Chemikaliefällung ist in dieser Studie die beste Alternative. Filtra P zeigte sich als technisch noch zu wenig ausgereift und die Datenunterlage als zu unvollständig, weswegen diese Alternative an zweiter Stelle steht. Die begrenzte Reinigungsfähigkeit des Infiltrationssystems und das nicht vorhandene Potential für Rückführung von Phosphor führten dazu, dass diese Lösung an dritter Stelle steht. Das System mit Filtralite[®] P als Filtermaterial wurde wegen seines großen Verbrauchs von fossilen Brennstoffen für wenig brauchbar befunden und steht damit an letzter Stelle.

Trotz ihrer hervorragenden phosphorreduzierenden Eigenschaften, wird weitere Forschung im Bereich alternativer Filtermaterialien notwendig werden. Hierbei sollten natürliche Materialien (wie Muschelsand) oder Restprodukte im Mittelpunkt des Interesses stehen, um die Umweltauswirkungen gering zu halten. Wenn die Rückführung von Phosphor ein Ziel der Abwasserreinigung sein soll, müssen Lösungen, Schwermetalle von Pflanzennährstoffen zu trennen, gefunden werden. Diese Studie hat gezeigt, dass gute phosphorreduzierende Eigenschaften zu verstärkten Umweltauswirkungen in anderen Bereichen führen können, welche in manchen Fällen sogar die Vorteile einer verringerten Eutrophierung übersteigen können.

Stichworte: Kleinkläranlagen, Umweltsystemstudie, Ökobilanzierung, Phosphorreduktion, Filterbetten, Chemikaliefällung, Infiltration.

*Department of Information Technology, Uppsala University, Box 337, 751 05 Uppsala.
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete har finansierats med bidrag från Miljöanslaget i Stockholm län och Lantbrukarnas Riksförbund (LRF). Filterbäddsgruppen (en regional arbetsgrupp om utveckling av filterbäddsteknik) har fungerat som referensgrupp. Examensarbetet omfattar 20 poäng och har utförts inom civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Projektet ägs av Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI) i Uppsala och Ecoloop AB i Stockholm och utfördes på Ecoloops kontor i Stockholm.Handledaren är Erik Kärrman på Ecoloop med stöd av Ola Palm på JTI. Universitetets ämnesgranskare är Bengt Carlsson på Institutionen för informationsteknologi. Examinatorn är Allan Rodhe på Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet.

Jag vill tacka Regionplane- och trafikkontoret (RTK) och LRF som har möjliggjort mitt examensarbete. Filterbäddsgruppen har varit till stor hjälp, i synnerhet riktar jag min tacksamhet till David Eveborn som med stort tålamod har hjälpt mig förstå många av de små detaljer i småskalig avloppsreningsteknik, till Elisabeth Kvarnström som har korrekturläst rapporten och hjälpt mig med frågor kring växttillgänglighet, till Pernilla Tidåker som hjälpte mig på vägen till att utforma olika återvinningsscenarioer och till Daniel Hellström som hjälpte med frågor kring kemikaliefällning. Tack också till tillverkarna, i synnerhet Magnhild Føllesdal på Maxit Group och Axel Alm på Nordkalk, som har försett mig med information om deras produkter.

Ett stort tack till min handledare Erik Kärrman som har lagt ned mycket tid och möda för att hjälpa mig hitta den röda tråden i den småskaliga avloppsreningsteknikens stora och översiktliga värld. Tack till Ola Palm och Bengt Carlsson för sina värdefulla synpunkter och kommentarer. Tack till Rebecka Törnqvist, Tommy Törnqvist och Anders Axén för att de kämpade sig igenom min uppsats och hjälpte mig med språket och argumentationen.

Sist men inte minst vill jag tacka alla på Ecoloop för fyra riktigt roliga månader!

Stockholm, januari 2007

Philipp Weiss

Copyright © Philipp Weiss och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

UPTEC W07 001, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, 2007.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Referat	I
Abstract	II
Zusammenfassung	III
Förord	IV
Innehållsförteckning	V
Figurer	VII
Tabeller	VIII
1 Inledning	1
1.1 Mål och syfte med examensarbetet	1
1.2 Avgränsning	2
1.3 Disposition	2
2 Metodbeskrivning livscykelanalys	3
2.1 Målbeskrivning och omfattning	4
2.2 Inventeringsanalys	5
2.3 Miljöpåverkansbedömning	6
2.4 Tolkning	8
3 Småskalig avloppsreningsteknik	9
3.1 Tidigare LCA-studier inom området	9
3.2 Formella krav och regler	13
3.2.1 Avloppsanläggningar	13
3.2.2 Slamomhändertagande	14
3.2.3 Miljömålen	16
3.3 Reningsmetoder och -komponenter	17
3.3.1 Slamavskiljare	18
3.3.2 Infiltrationsanläggningar och markbäddar	19
3.3.3 Filterbäddstekniken	21
3.3.4 Kemisk fällning i slamavskiljare och efterföljande biologisk rening	23
3.3.5 Rötning	23
3.4 Fysikaliska och kemiska mekanismer bakom reningsmetoderna	24
3.4.1 Utfällning	24
3.4.2 Jonbyte	24
3.4.3 Ytkomplexbildning	24
3.5 Dagens situation och undermåliga avlopp	26
4 Omfattning, modellering och avgränsning	27
4.1 Modellerna	27
4.1.1 Scenario 1: Infiltrationsanläggning	29
4.1.2 Scenario 2: Filterbäddstekniken	30
4.1.3 Scenario 3: Kemikaliefällning	32
4.2 Antaganden i modellerna och ytterligare avgränsningar	33
4.2.1 Generella antaganden	33
4.2.2 Specifika antaganden	39
4.3 Datakvalitetskrav	42
4.4 Implementering av modellerna	42
5 Resultat och tolkning	43
5.1 Reduktionsförmåga av fosfor och andra eutrofierande utsläpp	43
5.2 Utsläpp av tungmetaller	44
5.3 Ersättning av handelsgödsel	44
5.4 Urval av resultat från inventeringsanalysen	46

5.4.1	Energianvändning.....	46
5.4.2	Resursförbrukning	48
5.5	Definition av miljöpåverkanskategorier, klassificering och normalisering.....	49
5.5.1	Resultat efter karakterisering	49
5.5.2	Normalisering.....	56
5.5.3	Finns det ett mönster i resultaten?	59
5.6	Resultatens robusthet.....	60
5.6.1	Känslighetsanalys	60
5.6.2	Variationsanalys	63
6	Diskussion	65
6.1	Felkällor och osäkerheter.....	65
6.1.1	Reduktion av eutrofierande ämnen och spridning av tungmetaller.....	65
6.1.2	Komponenternas livslängd.....	65
6.1.3	Driftstörningar	65
6.1.4	Återvinning eller deponering av PE-komponenter?	66
6.1.5	Bedömning av påverkan på mänsklig hälsa	66
6.2	Datasäkerhet.....	66
6.3	Fossila resurser och transporter.....	67
6.4	Återvinning av restprodukter	67
6.5	Möjligheter för avsättning av växtnäring	68
6.6	Utsläpp av tungmetaller.....	68
6.7	Ekonomi.....	69
6.8	Vilket alternativ är bäst?.....	69
7	Slutsatser och rekommendationer	72
8	Referenser.....	73
Bilaga 1	Förkortningar	82
Bilaga 2	Ordlista	83
Bilaga 3	Karta över Stockholms län	84
Bilaga 4	Beräkning av fosforutsläpp.....	85
Bilaga 5	Återföring av växtnäring	89
Bilaga 6	Basdata till inventeringsanalysen.....	90
Bilaga 7	Basdata till modellkomponenterna.....	106
Bilaga 8	Energiinnehåll.....	119
Bilaga 9	Modellöversikt infiltration.....	120
Bilaga 10	Modellöversikt Filtralite® P.....	121
Bilaga 11	Modellöversikt Filtra P.....	122
Bilaga 12	Modellöversikt kemfällning.....	124
Bilaga 13	Resultat från inventeringsanalysen	126
Bilaga 14	Klassificering i miljöpåverkanskategorier.....	128
Bilaga 15	Karakteriseringsresultat.....	129
Bilaga 16	Resultat efter normalisering.....	131
Bilaga 17	Känslighetsanalys – Identifikation av relevanta modellkomponenter	133

FIGURER

Figur 1	Struktur för livscykelanalysen	3
Figur 2	Miljöpåverkansbedömningens olika faser	6
Figur 3	Tolkningsfasen i förhållande till andra LCA-faser	8
Figur 4	Översikt över småskaliga avloppsreningstekniker	17
Figur 5	Principskiss för trekammarbrunnen	18
Figur 6	Principskiss för infiltrationsanläggning	19
Figur 7	Principskiss för markbädd	20
Figur 8	Generellt flödesschema över avloppsreningssystemen	27
Figur 9	Modell över infiltrationsanläggningen	29
Figur 10	Modell över filterbäddsanläggningen med Filtralite [®] P som filtermaterial. 30	
Figur 11	Modell över filterbäddsanläggningen med Filtra P som filtermaterial.	31
Figur 12	Modell över fosforfällning med hjälp av kemikalier.	32
Figur 13	Reduktionsförmåga av eutrofierande substanser hos de olika systemen.	43
Figur 14	Inventeringsresultat för energianvändningen.	46
Figur 15	Energianvändning under livscyklernas olika faser.	47
Figur 16	Transporternas procentuella andel av den totala energianvändningen.	48
Figur 17	Urval av inventeringsresultat – resursförbrukning	48
Figur 18	Bedömning av förbrukning av abiotiska resurser enligt metod A.	49
Figur 19	Bedömning av förbrukning av abiotiska resurser enligt metod B.	50
Figur 20	Potential för global uppvärmning för de olika reningsteknikerna.	51
Figur 21	Resultat efter karakterisering för påverkan på mänsklig hälsa.	52
Figur 22	Resultat efter karakterisering för försurningspotential.....	53
Figur 23	Resultat efter karakterisering för eutrofieringspotential.	54
Figur 24	Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för världen.	57
Figur 25	Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för Västeuropa.	57
Figur 26	Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för Sverige.	58
Figur 27	Normaliseringsresultaten för de relevanta påverkanskategorierna.	59
Figur 28	Modellkomponenternas bidrag till infiltrationens totala energianvändning. 60	
Figur 29	Resultat för variationsanalysen för återföring av PE.	64
Figur 30	Samband mellan tillsyn och miljöbelastning.....	70

TABELLER

Tabell 1	Reduktionsgrad för enskilda avloppsanordningar	14
Tabell 2	Gränsvärden för slamtillförsel till åkermark	15
Tabell 3	Slutsatser från Johansson Westholms (2005) litteraturstudie.	22
Tabell 4	Reningseffektivitet för olika avloppsvattensfraktioner.....	23
Tabell 5	Procentuell fördelning av olika reningstekniker	26
Tabell 6	Antagen reningsförmåga hos komponenterna.....	33
Tabell 7	Avloppsvattnets sammansättning	34
Tabell 8	Åkerareal som används för odling av spannmål per kommun.	37
Tabell 9	Tungmetallsammansättning hos filterbäddsmaterial och kemsam.....	38
Tabell 10	Fosforutsläpp från de olika reningssystemen	44
Tabell 11	Reningsförmåga och utsläpp av kadmium till recipient.	44
Tabell 12	Halt växttillgänglig fosfor och mängden handelsgödsel som kan ersättas .	45
Tabell 13	Karakteriseringsfaktorer för de valda miljöpåverkanskategorierna	55
Tabell 14	Faktorerna som användes vid normalisering.....	56
Tabell 15	Resultat från känslighetsanalysen.....	62
Tabell 16	Resultat för variationsanalysen för återföring av växtnäring.....	63

1 INLEDNING

I Sverige finns det cirka en miljon enskilda avlopp. Enligt Naturvårdsverket (Palm 2005) uppfyller ca. 40 procent av dessa inte reningskraven som ställs i miljöbalken. Utsläppen från Sveriges enskilda avlopp beräknas vara lika stora som utsläppen från alla kommunala reningsverk tillsammans och motsvarar ungefär 19 procent av alla antropogena utsläpp av fosfor (Ejhed et al. 2004). Problemet är stort i Stockholms län, där det finns nästan 90 000 enskilda avlopp. Cirka 35 procent av dessa avser permanentbebodda fastigheter (a.a.). Dessutom omvandlas enligt Regionplane- och trafikkontoret, RTK (2003) varje år cirka 750 hus till permanentbostäder. Reningsanläggningarna i dessa så kallade omvandlingsområden är ofta inte dimensionerade för permanent bruk, vilket medför stora belastningar för vattendragen i och runt omkring Stockholms län. RTK (2003) konstaterar att sammanlagt nästan 40 procent av de enskilda avloppen i Stockholm län har en icke godtagbar eller okänd avloppslösning.

Men vattenreningstekniken ställs inför ytterligare en utmaning. Hur länge de lättutvinnbara fosforförekomsterna kommer att räcka råder det oenighet om i litteraturen, uppgifter varierar mellan 40 och 140 år (Herring & Fantel 1993, Balmér et al. 2002, Fredrikson 1994), men faktum är att de lättbrytbara fosfortillgångarna är ändliga. Detta samtidigt som den globala efterfrågan efter fosforprodukter ökar i genomsnitt med 2 procent per år (IFA 2006). Problemet har lett till att nya krav ställs på återföring av växtnäring, framförallt fosfor, till jordbruket. Behovet att utveckla, utvärdera och implementera innovativa avloppsreningstekniker är därför av stor vikt.

I denna studie utvärderas fyra lovande alternativ för fosforrening av avloppsvatten; ett konventionellt som inte tillåter någon återföring av växtnäring och tre icke konventionella, som har viss återföringspotential, ur miljö- och resurshushållningssynpunkt. Utifrån studiens resultat ska bättre beslut kring enskilda avloppsreningsanläggningar kunna fattas.

1.1 MÅL OCH SYFTE MED EXAMENSARBETET

Syftet med detta examensarbete är att ur miljö- och resurshushållningssynpunkt utvärdera fyra småskaliga system för rening av avloppsvatten från fosfor; infiltrationsanläggningar, två olika filterbäddsanläggningar och anläggningar där fosforreningen utförs med hjälp av fällningskemikalier. Datakategorier som anses vara intressanta i sammanhanget är energianvändning, resursförbrukning samt utsläpp till luft och vatten, eftersom dessa kategorier förväntas bidra mest till den totala miljöpåverkan (se även avsnitt 5.5). Målet är att kunna ge rekommendationer till beslutsfattare både i Stockholms län, som studien fokuserar på, och resten av Sverige vad gäller avloppsvattenrening för enskilda avlopp, i synnerhet i omvandlingsområden, dvs. områden som omvandlas från tillfälligt boende till permanent boende. Fokus i studien sätts också på omhändertagande av restmaterial från vattenreningsanläggningarna. Frågor som förhoppningsvis kommer att kunna besvaras är: Vilken metod är den bästa ur miljö- och resurshushållningssynpunkt? Vad är priset i miljömässiga termer för låga utsläpp av fosfor? Finns det potential för återföring av växtnäring från enskilda avlopp?

1.2 AVGRÄNSNING

Studien avgränsas till Stockholms län (se Bilaga 3 för en karta över länet och dess kommuner). Resultaten kan dock även vara relevanta för andra regioner, både i Sverige och i utlandet. Dessutom betraktas endast enskilda avlopp med småskaliga avloppsreningsmetoder. Gemensamhetsanläggningar betraktas inte. De valda reningsteknikerna måste relativt enkelt kunna användas som uppgradering på befintliga avloppsreningsanläggningar som redan har en viss infrastruktur. Dessutom måste de uppfylla reningskraven som ställs av Naturvårdsverket (jämför avsnitt 3.2.1). Så kallade high-tech-lösningar som kräver stora finansiella investeringar utvärderas inte i detta examensarbete (se avsnitt 3.3).

I studien undersöks tre system för rening av avloppsvatten som har återföringspotential; Fosforfällning med hjälp av kemikalier och bindning av fosfor med hjälp av två olika filterbäddar. Dessa jämförs både med varandra och med en konventionell lösning, en infiltrationsanläggning, som inte har någon återföringspotential.

Påverkan av de undersökta systemen på mänsklig hälsa betraktas endast översiktligt. Resultat i detta område anses inte vara säkra eftersom samverkan mellan olika kemikalier är dåligt undersökta och resultaten inte skulle ge en pålitlig bild av de verkliga hälsofaraerna. Även ekonomiska aspekter betraktas översiktligt. Fokus ligger på miljöpåverkan och strategier för omhändertagande av restprodukter.

Metodik från livscykelanalys (LCA) har valts för att utföra jämförelsen.

1.3 DISPOSITION

Examensarbetet är uppdelat i sju huvuddelar. Efter denna inledande del ges i Kapitel 2 en överblick över livscykelanalysens metodik. I Kapitel 3 görs en bakgrundsbeskrivning, både vad gäller de tekniska systemens uppbyggnad, fysikaliska och kemiska mekanismer bakom reningssmetoderna samt formella krav och regler som berör de studerade systemen. Dessutom redovisas andra studier som har genomförts inom området. I Kapitel 4 beskrivs de studerade systemen med hjälp av flödesscheman och en detaljerad systemavgränsning görs, baserat på metodiken som beskrevs i Kapitel 2. I Kapitel 5 redovisas resultat, som bl.a. omfattar ett urval av resultat från inventeringsanalysen och resultat efter karakterisering och normalisering samt känslighets- och variationsanalyser. Resultaten samt felkällor och osäkerheter diskuteras i Kapitel 6 och i sista kapitlet, Kapitel 7, dras slutsatser och rekommendationer ges utifrån resultaten som har fått fram. En lista över förkortningar som förekommer i rapporten återfinns i Bilaga 1. Begrepp som kan vara okända för läsaren förklaras i Bilaga 2. Livscykelanalysens inventeringstabell återfinns i Bilaga 6. Övriga bakgrundsdata, beräkningar och resultat redovisas i de övriga Bilagorna. Observera att beräkningarna inte alltid redovisas i detalj. Filerna som ligger till grunden för alla beräkningarna kan dock fås av examensarbetaren på begäran.

2 METODBESKRIVNING LIVSCYKELANALYS

Jämförelsen mellan infiltrationsanläggningar, filterbäddstekniken och fosforfällning med hjälp av kemikalier utfördes med metodik från livscykelanalys (LCA). I följande avsnitt ska en grundläggande översikt över metoden ges, innan de enskilda LCA-faserna beskrivs i detalj.

Livscykelanalyser började utföras redan i början på 1970-talet. Då användes metodiken främst för utvärdering av förpacknings- och avfallslösningar inom industrin (Baumann & Tillman 2004). Metoden vidareutvecklades under energikrisen till att omfatta fler aspekter, så som energianvändning, naturresursförbrukning, avfall och emissioner. Från början av 1990-talet började metodiken formaliseras mer och mer i och med att konferenser om LCA började hållas årligen. Detta ledde slutligen till att en första gemensam standard för LCA formulerades år 1997.

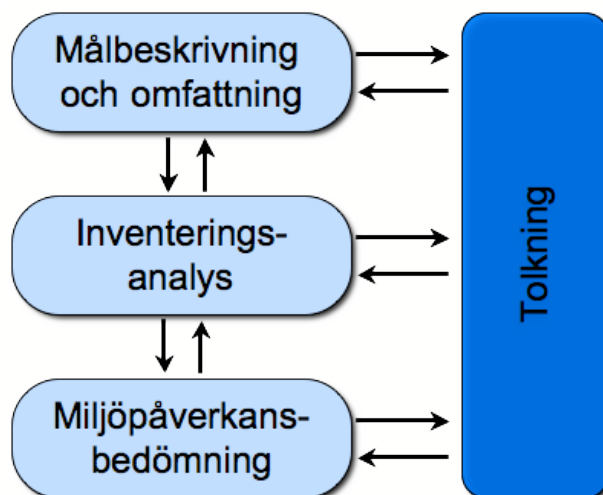
Metodiken är numer definierad i ISO 14040-serien, som är en del av ISO 14000-serien för området miljöledning (Weiss & Bentlage 2006). ISO 14040-serien har omarbetats under senare tid och omfattar idag standarderna

- ISO 14040, Livscykelanalys – Principer och struktur,
- ISO 14044, Livscykelanalys – Krav och vägledning,
- ISO/TR 14047, Illustrative Examples on How to Apply ISO 14042,
- ISO/TS 14048, LCA Data Documentation Format samt
- ISO/TR 14049 Illustrative Examples on How to Apply ISO 14041.

De tidigare existerande standarderna ISO 14041, 14042 och 14043 upphävdes år 2006 (SIS 2006).

En livscykelanalys omfattar fyra faser: Målsättning och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning samt tolkning av resultaten. Utförandet av en LCA-studie är oftast en iterativ process (Baumann & Tillman 2004). Detta kan förklaras med att det ofta visar sig i ett senare skede av LCA-studien att t.ex. studiens omfattning måste anpassas, att det behövs mera data till inventeringsanalysen för att kunna utföra miljöpåverkansbedömningen osv. Figur 1 illustrerar det iterativa sambandet mellan de fyra faserna.

De fyra faserna beskrivs i de följande avsnitten.



Figur 1 Struktur för livscykelanalysen visar att LCA är en iterativ process (delvis modifierad från ISO 14040:1997).

2.1 MÅLBESKRIVNING OCH OMFATTNING

I den första fasen av en LCA-studie sätts studiens mål upp (jämför avsnitt 1.1 ovan) och dess omfattning bestäms. Enligt ISO 14040:1997 ska målsättningen ”entydigt beskriva den avsedda tillämpningen samt skälen för studiens genomförande” och beskriva ”till vilka resultaten av studien ska förmedlas”.

En tydlig beskrivning av studiens omfattning är nödvändig för att kunna uppnå studiens målsättning. Enligt ISO 14040:1997 är det framförallt funktionerna hos de studerade systemen, funktionell enhet, systemgränser och datakvalitetskrav som ska definieras (se avsnitt 4). Den funktionella enheten kan anses vara den ”gemensamma nämnaren” (Rydh et al. 2002) som alla in- och utflöden relateras till. Vid jämförande studier (som denna) ska den funktionella enheten vara samma för alla systemen som betraktas och är ”ett mått på systemens prestanda eller funktion” (ibid.). I denna studie är den funktionella enheten exempelvis *miljöbelastning per personequivallent under ett år*, dvs. alla in- och utflöden som berör de studerade systemen räknas om till belastningen från en person under ett år (se avsnitt 4.1).

Definitionen av systemgränserna avgör vilka delar av det studerade systemet som tas med i studien. Detta görs både för att minska studiens komplexitet och för att anpassa studien till målsättningen, den avsedda målgruppen och andra antaganden som gjorts. Ofta fokuseras studien på relevanta typer av miljöpåverkan, dvs. på de typer av miljöpåverkan som har störst påverkan på miljön (Rydh et al. 2002, se även avsnitt 5.5). Vanligen görs följande avgränsningar (a.a., jämför med avsnitt 4):

- Avgränsningar mot natursystem, dvs. det bestäms hur långt material- och energiflöden ska följas.
- Avgränsningar mot andra produkters livscyklar. Ofta genomgår olika produkter samma process i en fas av sin livscykel, men inte alla dessa biprodukter är relevanta för studien.
- Geografiska avgränsningar. Olika områden kan vara specifika i många avseenden. Detta måste tas hänsyn till. Exempel kan bl.a. vara typ av elproduktion, regionspecifika produktionsförfaranden och skillnader i infrastruktur.
- Tidsmässiga avgränsningar. Här ställs frågan om hur långsiktigt studien ska utföras, om den ska sträcka sig ett par år eller ett par decennier in i framtiden. Det måste även avgöras om dagens läge ska gälla som referens för antaganden om framtiden eller om egna framtidsscenarier ska utarbetas (Baumann & Tillman 2004).

Vid jämförande studier är det dessutom viktigt att systemen inte bara ger samma funktion utan att också samma metodik används för båda systemen för att säkerställa jämförbarheten (Rydh et al. 2002).

Även vad gäller datakvalitetskraven är det viktigt att de definieras så att LCA-studiens målsättning och omfattning kan uppfyllas (ISO 14040:1997). Krav ställs främst på följande dataegenskaper (Rydh et al. 2002, se avsnitt 4.3):

- Tidsrelaterad täckning. Definierar hur gamla data får vara.
- Geografisk täckning. Definierar området som data ska samlas in för.
- Teknologisk täckning. Definierar den tekniska statusen på tekniken som används i systemet. Exempel för detta kan bl.a. vara ”bästa tillgängliga teknik, uppskattad framtida prestanda, medelvärden av flera enhetsprocesser” (ibid.).

Vid behov kan målsättning och omfattning modifieras under LCA-studiens lopp.

2.2 INVENTERINGSANALYS

Inventeringsanalysen är i de flesta fall den mest tidskrävande fasen i en LCA-studie. Den innebär för det första att konstruera flödesscheman över de tekniska systemen som undersöks (se avsnitt 4.1). Flödesscheman ska omfatta material- och energiflöden, både in i och ut ur systemen, givet att de är relevanta för miljön. Andra flöden av material och energi, som inte påverkar miljön nämnvärt, som t.ex. vattenånga eller värme, tas inte hänsyn till (Baumann & Tillman 2004). Det är därför viktigt att en klar avgränsning av studien har gjorts i den första fasen.

I det följande steget behöver data samlas in om de flöden av material och energi som har bedömts som relevanta (se Bilaga 6). Både kvalitativa data och numeriska data behövs. Flödena ordnas i datakategorier (Rydh et al. 2002), vilka omfattar olika typer av miljöpåverkan som bl. a. resursanvändning, utsläpp till luft, mark och vatten, markanvändning och buller (Baumann & Tillman 2004). Vilka datakategorier som väljs, bestäms redan i målbeskrivningen och måste motiveras (Rydh et al. 2002, se avsnitt 1.1). Kvalitativa data som kan vara intressanta att samla in är t.ex. detaljerade processbeskrivningar, hur och när emissioner mättes, geografiska data osv. (Baumann & Tillman 2004).

Efter att systemet har modellerats och alla relevanta data har samlats in, kan beräkningar utföras. Beräkningarna utförs i fyra steg (Baumann & Tillman 2004):

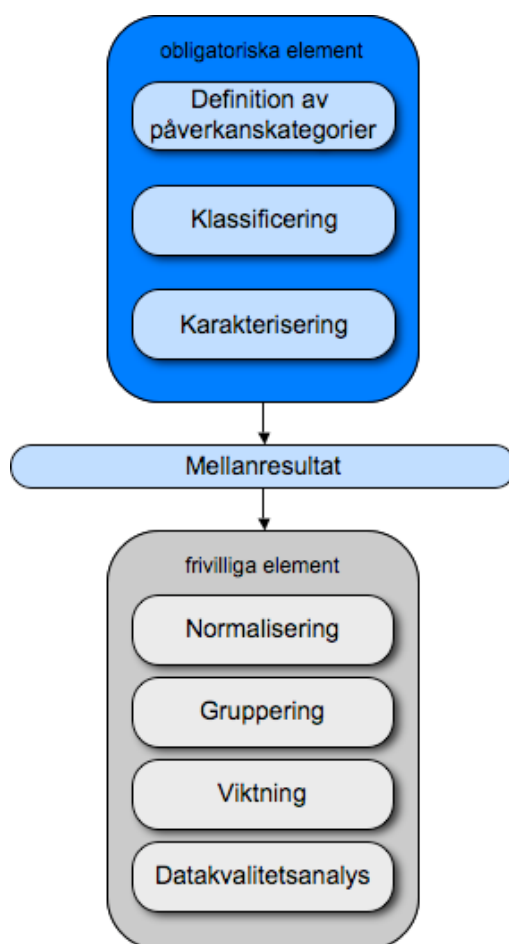
- Normalisering av data för alla steg i processen. I detta steg sätts inte flödena för ett enskilt processteg i förhållande till den funktionella enheten utan vanligtvis i förhållande till stegets utflöde, dvs. produkten. På så sätt konverteras enheterna i datasamlingen och blir mer lätthanterliga.
- Beräkning av de flöden som länkar ihop de olika stegen i flödesschemat. Här sätts inflöden i förhållande till utflöden, vilket ger ett ekvationssystem som även innehåller ekvationen för den funktionella enheten.
- Beräkning av de flöden som passerar systemgränserna, återigen i förhållande till den funktionella enheten.
- Summering av resursanvändning och utsläpp till miljön för hela systemet.

Dessutom ska alla beräkningar dokumenteras (se bilagorna).

Vid beräkning av energiflöden är det viktigt att tänka på att energi kan härstamma från en rad olika källor, både vad gäller bränslen och elektricitet (Rydh et al. 2002, se avsnitt 4.2.1, Elproduktion). Livscykelanalyser kan då få olika resultat beroende på i vilket land de har utförts, eftersom elproduktionens sammansättning – och därmed utsläppen och resursanvändningen – varierar starkt mellan länderna.

2.3 MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING

Inventeringsanalysen leder till en samling av svårtolkade siffror (se avsnitt 5.4). För att ge mer överskådliga och lättolkade resultat används olika förenklingsmetoder som ska leda till en rimlig miljöpåverkansbedömning (Life Cycle Impact Assessment, LCIA). I ett första steg definieras olika miljöpåverkanskategorier, följd av klassificering och karakterisering (Baumann & Tillman 2004, se även Figur 2). Dessa tre steg är obligatoriska enligt ISO 14042:2000. Utöver detta kan normalisering, gruppering, viktning och datakvalitetsanalys utföras (a.a.), som är frivilliga steg i miljöpåverkansbedömningen.



Figur 2 Miljöpåverkansbedömningens olika faser i enlighet med ISO 14042:2000. Modifierat från Baumann & Tillman (2004).

Klassificering innebär att resultaten från inventeringsanalysen sorteras efter respektive miljöpåverkanskategori. Olika förslag på påverkanskategorier har gjorts i litteraturen (a.a.), men vanligt förekommande exempel kan vara global uppvärmning, försurning, eutrofiering eller påverkan på människors hälsa (se avsnitt 5.5).

Karakterisering är ett kvantitativt steg i miljöpåverkansbedömningen och innebär att data från inventeringen multipliceras med en karakteriseringsfaktor (Rydh et al. 2002, se avsnitt 5.5.1). Denna faktor är specifik för varje ämne och är baserad på naturvetenskaplig kunskap och är på så sätt objektiv. Ett enkelt exempel är att mäta global uppvärmning i förhållande till koldioxid. Koldioxid har karakteriseringsfaktorn 1 medan andra, mer potenta växthusgaser har faktorer större än 1. Metan har en faktor på 23 och svavelhexafluorid en faktor på 23900 (tidshorisont 100 år, UNFCCC 2006). Resultaten

från karakteriseringen ska påvisa hur enskilda substanser bidrar till de olika miljöpåverkanskategorierna. Det bör dock nämnas att resultaten enbart visar substansernas potentiella miljöpåverkan och inte den faktiska, eftersom geografiska faktorer och dylikt inte alltid kan tas hänsyn till (Baumann & Tillman 2004).

I normaliseringen (se avsnitt 5.5.2) relateras värdena för systemets miljöpåverkans-kategorier till de sammanlagda värdena av miljöpåverkanskategorierna av t.ex. hela landet. Detta kan göras bland annat för att identifiera de miljöpåverkans-kategorier som har stor andel av det totala värdet för respektive kategori. Ofta kan det vara intressant att fokusera på just dessa kategorier i processförbättringar (a.a.).

Gruppering kan göras för att få ännu tydligare resultat. Värdena för miljöpåverkans-kategorierna kan då grupperas geografiskt eller efter prioritet (a.a.).

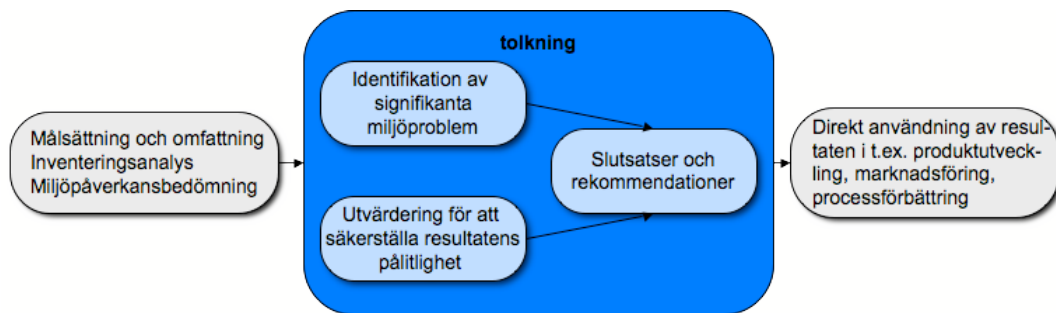
Viktning är ytterliggare en metod för att få mer översiktliga resultat. Metoden är dock omstridd och baseras på subjektiva antaganden. Viktningsmetoder lägger ihop inventeringsresultat till en enda siffra och viktar enskilda typer av miljöpåverkan mot varandra (Rydh et al. 2002, Baumann & Tillman 2004). Enligt ISO 14042 (som nu ingår i ISO 14040 och ISO 14044) får viktning inte användas i jämförande studier som görs tillgängliga för offentligheten. Därför genomfördes ingen viktning i denna studie.

Slutligen kan datakvaliteten undersökas. Detta görs vanligtvis med hjälp av osäkerhets-, känslighets- och variationsanalyser. Osäkerhetsanalyser används för att få fram på vilket sätt studiens resultat kan variera beroende på variationerna i inventeringsdata (genomfördes inte i detta arbete). Känslighetsanalyser å andra sidan används för att bedöma vilka effekter ”som valda metoder och data har på studiens resultat” (Rydh et al. 2002, se avsnitt 5.6.1). Variationsanalyser visar hur resultaten påverkas om vissa grundläggande antaganden varieras (se avsnitt 5.6.2). Ett exempel på en variationsanalys kan vara att grundantagandet är att vissa komponenter tillverkas av plast, medan det i variationsanalysen antas att dessa komponenter istället tillverkas av betong.

Miljöpåverkanbedömningens olika faser som visas i Figur 2 är ofta mycket tidskrävande. För att underlätta arbetet finns det en rad färdiga metoder för miljöpåverkanbedömning (LCIA-metoder). Används sådana metoder fås som resultat ett antal indikatorer eller rentav en enda siffra. I alla LCIA-metoder sätts miljöpåverkan från ett ämne i förhållande till miljöpåverkan av ett annat ämne (Baumann & Tillman 2004). Detta medför att alla typer av miljöpåverkan mäts med samma mått. Vanliga metoder är Eco-indicator'99, EPS, Environmental themes, EDIP och Eco Scarcity. Metoderna används dock inte i denna studie, eftersom de subjektiva antaganden som görs i dem inte anses vara anpassade till det geografiska området som denna studie avser.

2.4 TOLKNING

Tolkningsfasen omfattar både analys och presentation av resultaten (se avsnitt 5). Här förenas resultaten från både inventeringsanalysen och miljöpåverkansbedömningen (ISO 14040:1997). Ofta dras i denna fas slutsatser och rekommendationer ges till mottagarna av studien (se avsnitt 7). Enligt ISO 14040:1997 ska tolkningsfasen utföras i enlighet med studiens målsättning och omfattning. Oväntade resultat kan dock ofta vara mycket intressanta och bör också betraktas (Baumann & Tillman 2004). Dessutom bör tolkningsfasen ”avspegla resultaten av varje genomförd känslighets- och osäkerhetsanalys” (ISO 14040:1997). Även tolkningsfasen är en del av den iterativa LCA-processen och kan ofta medföra att målsättning och omfattning av studien uppdateras i efterhand (Baumann & Tillman 2004). Figur 3 illustrerar hur tolkningen förhåller sig till de andra stegen i livscykelanalysen.



Figur 3 Tolkningsfasen i förhållande till andra LCA-faser. Modifierad från ISO 14043:2000.

I denna studie gjordes ett försök att under de givna förutsättningarna (se avsnitt 4 och följande) så noggrant som möjligt följa ISO-standardernas krav som har beskrivits i detta kapitel. En oberoende granskning av studien enligt ISO-standarderna har dock inte genomförts.

3 SMÅSKALIG AVLOPPSRENINGSTEKNIK

I detta kapitel ges en översikt över tidigare LCA-studier inom området, formella krav och regler, de tekniska systemen samt en översikt över mekanismer bakom reningsmetoderna. Denna bakgrundsbeskrivning till småskalig avloppsreningsteknik ska ge förståelse för olika aspekter som måste tas hänsyn till i miljösystemanalysen.

3.1 TIDIGARE LCA-STUDIER INOM OMRÅDET

Det finns förhållandevis få LCA-studier inom VA-området. De flesta av dem berör storskaliga avloppssystem, endast ett fåtal har gjorts på småskaliga avloppsanläggningar. En av de första LCA-studien inom VA-området gjordes av Tillman et al. (1996). Studien var en del av ECO-GUIDE-projektet med målet att bedöma miljökonsekvenser och naturresursbehov av olika samhällsbyggnadsprojekt. I studien jämfördes tre olika möjligheter för omhändertagande av avloppsvatten. I nollalternativet betraktades det dåvarande konventionella reningsförfarandet. Alternativ 1 omfattade utnyttjande av befintliga installationer i hushåll och alternativ 2 omfattade sortering av avloppsfraktionerna i hushåll. Ett viktigt resultat från studien var att driftfasen av systemen har större miljökonsekvenser än deras uppförande. Uppförandefasen är i hög grad relaterad till fossila bränslen.

Bengtsson et al. (1997) genomförde en LCA-studie där konventionella vattenreningsmetoder jämfördes med alternativa lösningar i två fallstudier. I en tredje fallstudie utvärderades två strategier för slamomhändertagning. I alla scenarierna antogs att slammet skulle spridas på åkermark och eventuella vinster genom reducerad insats av handelsgödsel räknades in. Den viktigaste slutsatsen var att utökade systemgränser är viktiga för att kunna ge en trovärdig bild av miljöpåverkan.

Balmér et al. (2002) undersökte sex system för återföring av fosfor i en studie på uppdrag av Naturvårdsverket. Studien var omfattande och många olika aspekter togs hänsyn till vid bedömning av systemen. Dessa omfattade bl.a. införandet, organisation, ekonomi, brukaraspekter, hygienaspekter, miljöpåverkan, resurshållning samt produktkvalitet och –marknad. De sex systemen som undersöktes var separat uppsamling av urin, separat uppsamling av klosettwater, direkt användning av hygieniserat slam, utvinning av fosfor från avloppsvatten, utvinning av fosfor från slam och utvinning av fosfor från aska efter slamförbränning. Dessa jämfördes med ett referenssystem; konventionell avloppsvattenrening där slammet förbränns. Studien visade att den största miljöpåverkan erhålls av utsläpp av kväve och fosfor till vattendrag samt utsläpp av tungmetaller. En slutsats var att inte bara fosfor utan även andra näringsämnen bör återvinnas ur avloppsvatten.

Lundin (2003) jämförde olika avloppssystem med ökad återföring av växtnäring. Även denna studie fokuserade på storskaliga, urbana avloppsanläggningar. Utöver urin-sorterande system undersöktes här även lösningar på slamomhändertagande med bl.a. LCA-metodik. Studien omfattade även en utvärdering med ett värderingsverktyg som bygger på LCA-metodik.

En LCA-studie av småskaliga avloppssystem genomfördes av Dixon et al. (2003) där en vassbädd och ett luftat biologiskt filter undersöktes under uppförande- och driftfasen. I studien betraktades endast energianvändning, CO₂-utsläpp och utsläpp av fast material. Transporter visade sig bidra mest till CO₂-utsläppen.

Wittgren et al. (2003) jämförde fem småskaliga avloppssystem med hjälp av LCA-metodik och med avseende på eutrofiering, kadmiumflöden till jordbruksmark och vatten, återföring av kväve och fosfor till jordbruksmark samt energiomsättning. I studien ingick även en jämförelse med avseende på smittskydd, ekonomiska aspekter och ro-

busthet. De system som jämfördes var: Standardlösningar med slamavskiljare eller slamavskiljare och markbädd, våtkompostering, urinsortering samt fekaliesortering kombinerad med urinsortering. De alternativa lösningarna ansågs vara varken mer energieffektiva eller mer robusta, vilket motiverades med att teknikerna inte var mogna ännu.

Ytterligare en studie om småskaliga avloppssystem är Karlssons (2005) miljösystemanalys av småskaliga avlopp i Stockholms län. I studien undersöktes kretsloppsanpassade filterbäddar med olika filtermaterial ur miljösynpunkt. Som referens valdes vanliga markbäddar och systemen utvärderades med avseende på energianvändning, flöden av metall till vatten, naturresursanvändning, smittskydd, växtnäring återföring och övergödning. Studien visade att markbäddar utan längre gående rening inte uppfyller reningskraven (se Tabell 1) för avloppsvatten. Däremot hade filterbäddar med Filtralite[®] som filtermaterial en mycket bra fosforsorberande förmåga. Dessutom undersöktes filterbäddar med hyttsand som filtermaterial. Dessa var främst lämpade för fastläggning av kadmium.

Erlandsson (2006) utvecklade ett verktyg för bedömning av sex olika avloppsreningsystem ur miljösynpunkt. Avloppsreningsystemen var anpassade till kustnära omvandlingsområden och Värmdö kommun valdes som referenskommun i fallstudien. I studien undersöktes utsläpp av kväve, fosfor, COD och kadmium. Dessutom betraktades återföring av avloppsprodukter till jordbruksmark. Studiens resultat visade att alla anläggningarna som undersöktes – markbädd, filterbädd, urinsortering i kombination med filterbädd, lokalt avloppsreningsverk, minireningsverk med membranbioreaktor och omvänd osmos samt centralt avloppsreningsverk – förutom markbäddsanläggningen uppfyller Naturvårdsverkets reningskrav. Energianvändningen visade sig utgöra inte mer än några procentenheter av den genomsnittliga energianvändningen per person i Sverige. Dessutom fanns återföringspotential för fosfor hos alla systemen förutom markbäddsanläggningen.

Omhändertagande av restprodukter från avloppsrening har undersökts ur miljösynpunkt i en rad studier. En av de första LCA-studierna gjordes av Jonsson (1996), där slamupptagningsprojektet KREPRO på Helsingborgs reningsverk jämfördes med konventionell slamhantering.

Kärman et al. (1999) använde analysverktyget ORWARE (Organic Waste Research Model) för att analysera massflöden, miljöpåverkan, energiomsättning och resursförbrukning av fyra olika system för att hantera avloppsvatten och organiskt avfall. Det antogs att avloppsvatten och organiskt avfall av 20.000 människor behandlades av systemen. Systemen som studerades var ett konventionellt system där avloppsvattnet renas i reningsverk med mekanisk, biologisk och kemisk behandling, ett system för bevattning av energiskog, ett våtkomposteringssystem samt ett urinseparerande system.

Suh och Rousseaux (2001) använde LCA-metodik för att undersöka fem olika scenarier för slamomhändertagande i ett europeiskt sammanhang. Scenarierna som jämfördes bestod av en huvudprocess, en stabiliseringsprocess och transporten av slammet. Huvudprocesserna å ena sidan omfattade förbränning, slamspridning på åkermark samt deponering. Stabiliseringsprocessen å andra sidan omfattade kalkstabilisering, kompostering och rötning. Resultaten visade att en kombination av rötning och slamspridning på åkermark var det mest miljövänliga alternativet. Både förbränning och slamspridning på åkermark ledde dock till spridning av tungmetaller till luft, mark och vatten.

I ett examensarbete av Pettersson (2001) utvärderades fyra olika slamhanteringstekniker med hjälp av LCA-metodik: Slamspridning på åkermark, samförbränning av slam med avfall, förbränning och avskiljning av fosfor från aska – Bio-Con och fraktionering

av slam med Cambi-KREPRO-processen. Alternativ där förbränning användes visade sig vara mest effektiva ur energisynpunkt. Spridning på åkermark var den minst fördelaktiga omhändertagandemetoden.

Lundin et al. (2003) genomförde en ekonomisk och miljömässig utvärdering av fyra metoder för slamomhändertagande: Spridning på åkermark, samförbränning med avfall, förbränning kombinerad med fosforåtervinning och fraktionering med fosforåtervinning. Slamspridning på åkermark hade störst miljöpåverkan, eftersom energi behövdes för transport, spridning och pastörisering av slammet. Dessutom frigjordes näringsämnen och försurande ämnen och metaller ackumulerades i åkermarken. De andra strategierna för omhändertagande gav en nettoenergivinst.

En annan studie genomfördes av Houillon och Jolliet (2004) där sex olika scenarier för slamomhändertagande jämfördes för ett reningsverk med en kapacitet på 300 000 pe med hjälp av LCA-metodik. Resultaten visade att förbränning av slam och slamspridning på åkermark hade den lägsta förbrukningen av fossila bränslen. Deponering och spridning på åkermark bidrog däremot mest till växthuseffekten. Andra omhändertagandemetoder som undersöktes var förbränning i fluidiserad bädd, superkritisk våtoxidation, pyrolys samt förbränning i cementugnar. De senare visade sig ha bäst balans vad gäller global uppvärmning.

I en studie av Svanström et al. (2004) undersöktes fyra alternativ på slamhantering med LCA-verktyg. Växthuseffekt, försurning, övergödning, resursförbrukning och åtgång av primärenergi för slam användning inom restaurering av gruvområden, tillverkning av slamprodukter för användning på golfbanor, spridning av slam på åkermark och oxidation av slam under superkritiska förhållanden med efterföljande fosforextraktion utvärderades i studien. Utvärderingen delades upp i tre delar: Nollalternativet, ersatt konstgödning och ersatt konstgödning med emissioner från slam. Resultaten ansågs dock vara mycket osäkra och ingen rangordning av slamhanteringsalternativen gjordes.

Tidåker et al. (2005) undersökte tre möjliga scenarier för återföring av växtnäring till lantbruk i Surahammar i Västmanland. I det första scenariot bibehölls det ursprungliga systemet där komposterbart matavfall och avloppsslam användes för att producera en jordprodukt som sedan spreds i kommunala parker och dylikt. Det andra scenariot omfattade en separat omhändertagande av matavfall och avloppsslam. Matavfallet komposterades och användes som jordförbättrare medan slammet användes direkt som gödsel i jordbruk. I det tredje scenariot användes ett svartvattensystem. BDT-vatten behandlades som vanligt i reningsverket medan svartvattnet och organiskt avfall hygieniserades och rötades för att kunna användas som gödsel i jordbruk. Miljöpåverkan och resursanvändning av systemen undersöktes. Svartvattensystemet visade sig ha större primärenergianvändning än de andra systemen, utsläpp av eutrofierande substanser var dock lägst. Emissionen av kväveföreningar var högst för svartvattensystemet. En viktig miljöfaktor var substitution av mineralgödsel.

Tidåker et al. (2006) genomförde en studie om lokal återföring av växtnäring från tre småskaliga avloppssystem. Det undersöktes både urinsortering, svartvattensortering och kemikaliefällning i slamavskiljaren. Systemen betraktades med avseende på energiomställning ur ett livscykelperspektiv, återvinningspotential och potentiell reduktion av både kväve- och fosforutsläpp. Hygienisering av systemens restprodukter undersöktes också. Studien avgränsades till driftfasen samt uppgraderingen av befintliga reningsanläggningar. Urinsorteringssystemet visade sig vara energisnålast, fosforreningsförmågan var dock låg jämfört med de andra systemen. Svartvattensorteringen hade stor effekt vad gäller rening av kväve och fosfor. Energianvändningen, framförallt i hygieniseringssteget med våtkompostering, var dock mycket hög. Energianvändningen kunde förbättras genom ersättning av våtkompostering med behandling av urea. Slutligen vi-

sade sig kemikaliefällningen vara effektiv i avseende på fosforrening. Kvävereringsgraden var dock låg.

En gränsöverskridande studie genomfördes av Vleuten-Balkema (2003) där hon utvärderade hållbarheten hos olika avloppsreningsystem inte bara ur miljösynpunkt utan också under användande av både ekonomiska och sociala utvärderingsverktyg. Modellerna som användes omfattade även småskaliga avloppslösningar, som komposttoaletter, torrtoaletter och urinsorterande system samt konstruerade våtmarker, membranfilter och droppfilter. Studiens styrka är dess utvidgade gränser, som ger resultaten mer tillförlitlighet. Utifrån resultaten rekommenderades fraktionerande system för att skapa ett bättre fungerande kretslopp av näringsämnen. Konventionella system rekommenderades inte. Det bör dock nämnas att strategier för slamomhändertagande, som skulle kunna förbättra resultaten för konventionella system, till stor del försumrades i studien.

3.2 FORMELLA KRAV OCH REGLER

I följande avsnitt ges en översikt över de formella krav och regler som gäller för enskilda avlopp, både vad gäller själva avloppsanläggningarna och omhändertagande av restprodukter från dessa anläggningar. Dessutom ges en översikt över de nationella miljömål som berör enskilda avloppsanläggningar.

3.2.1 Avloppsanläggningar

Formella krav och regler för avloppsanläggningar sätts i Miljöbalken (1998:808) och Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Allmänna hänsynsregler finns i miljöbalkens andra kapitel. Dessa omfattar krav på att verksamhetsutövaren (dvs. i det här fallet ägaren av avloppsanläggningen) ska känna till riskerna *”för miljön och människors hälsa som verksamheten kan tänkas orsaka, att man utför de skyddsanordningar och försiktighetsmått som inte är orimliga för att undvika olägenhet för människors hälsa eller miljön och att man för verksamhetens lokalisering väljer den lämpligaste platsen”* (Naturvårdsverket 2006:a). Vidare krävs hushållning med råvaror och energi, först och främst ska förnybara energikällor användas. Återanvändning och återvinning ska utnyttjas så mycket som möjligt (5 §). En särskild regel för avloppsanläggningar återfinns i 9 kapitlet 7 §: Olägenheter för miljön eller människors hälsa ska undvikas, vilket ska säkerställas genom val av lämpliga avloppsanläggningar. För sådana avloppsanläggningar krävs det ett tillstånd, både vad gäller inrättning och ändring.

Fler regler finns i Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH). Enligt 12 § (1998:899) är det *”förbjudet att i vattenområden släppa ut avloppsvatten från vattentoalett eller tätbebyggelse, om avloppsvattnet inte har genomgått längre gående rening än slamavskiljning”*. Vidare råder alltid tillstånds- och anmälningsplikt för enskilda avlopp (13-16 §§). Tillstånd krävs för avloppsanordningar med WC-anslutning, anmälan krävs för sådana anläggningar utan WC-anslutning eller om ändringar på befintliga avloppsanläggningar ska utföras (Naturvårdsverket 2006:b).

Utöver Miljöbalken och FMH har Naturvårdsverket gett ut nya allmänna råd som gäller sedan 1 augusti 2006. Råden berör 2 och 26 kapitlet miljöbalken samt 12-14 och 19 §§ FMH. De förtydligar tillämpningen av dessa regler med avseende på *”avloppsanordningar för behandling av hushållspillvatten från enstaka hushåll och från gemensamhetsanläggningar dimensionerade för upp till 25 personequivallenter”* (Naturvårdsverket 2006:a). Till skillnad från Naturvårdsverkets allmänna råd från 1987 läggs nu större tonvikt på avloppsanläggningarnas funktion, snarare än deras konstruktion (Naturvårdsverket 2006:b). Detta innebär att fokus ligger på själva reningsprocessen. Det ställs olika krav beroende på vilken miljöskyddsnivå som gäller. I allmänna rådet till 2 kapitlet 3 § miljöbalken står det att hög skyddsnivå bör gälla om *”[d]en sammanlagda belastningen i området är eller riskerar att bli, hög på grund av antalet utsläppskällor; exempelvis inom s.k. omvandlingsområden...och där detta kan medföra successivt försämrad vattenkvalitet eller -kvantitet”*. Det är dock kommunerna som bestämmer vilka krav som ska ställas på avloppsreningsanläggningar och än har det inte fattats några beslut inom Stockholms län. Det har dock rekommenderats att hög skyddsnivå ska gälla i hela länet (Kärrman, personligt meddelande). Reningskraven för både normal och hög miljöskyddsnivå framgår ur Tabell 1. Enligt Naturvårdsverket (2006:b) gäller dessa reningskrav dock endast nya anläggningar eller anläggningar som ska byggas om.

Tabell 1 Reduktionsgrad för enskilda avloppsanordningar enligt Naturvårdsverkets (2006:a) allmänna råd.

Ämne	Reningsgrad	
	Normal skyddsnivå	Hög skyddsnivå
org. ämnen (BOD ₇)	minst 90 %	minst 90 %
fosfor (tot-P)	minst 70 %	minst 90 %
kväve (tot-N)	-	minst 50 %

3.2.2 Slamomhändertagande

Enligt Naturvårdsverket (2006:c) bygger dagens regler om slamhantering på EU-direktivet om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (86/278/EEG). Ett nytt direktiv ("Slamdirektivet") håller på att utarbetas, men det kommer att dröja ett flertal år innan direktivet kommer att implementeras i nationell lagstiftning.

Det finns en rad förordningar som berör omhändertagande av avloppsslam (Naturvårdsverket 2006:c). FMH (1998:899) innehåller två relevanta paragrafer i detta sammanhang. Båda ger tillstånd att införa speciella regler och föreskrifter, 40 § ger tillstånd åt kommunfullmäktige, 47 § gör detsamma för Naturvårdsverket. Gränsvärden för metallhalt för avloppsslam för jordbruksändamål sätts i 20 § Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Avfallsförordningen (2001:1063) reglerar frågor angående tillstånd för yrkesmässig transport av avfall och protokollering av avfallsflöden. Förbudet att deponera brännbart och organiskt avfall som avloppsslam återfinns i 9-10 §§ Förordning om deponering av avfall (2001:512). Slutligen regleras "utformning, drift och utsläpp till luft och vatten vid förbränning av avfall, däribland avloppsslam" (Naturvårdsverket 2006:c) i Förordning om avfallsförbränning (2002:1060).

Naturvårdsverket har dessutom i en bilaga till "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp" (Naturvårdsverket 2002) lagt fram ett förslag på en ny förordning med skärpta regler för användning av avloppsfraktioner på åkermark. Förordningen ska samla alla generella krav på detta på ett enda ställe. Ur Tabell 2 framgår gränsvärden för slamutförsel till åkermark för ett antal metaller. Både aktuella gränsvärden från 2000 och förslag för nya gränsvärden anges i tabellen. Skulle de föreslagna gränsvärdena bli verklighet, skulle detta innebära höga krav på avloppsanläggningars reningsförmåga eller minska mängden slam som kan återföras till jordbruk (se avsnitt 4.2.1, 5.3 och 6.4).

Utöver förordningarna finns det ett antal föreskrifter och råd angående slamanvändning (Naturvårdsverket 2006:c). Kungörelse SNFS (1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket är baserad på ovan nämnda EU-direktiv och reglerar i detalj "vilka typer av slam som får användas inom jordbruket, vilka kontroller som ska göras och hur slamspridningen får gå till" (Naturvårdsverket 2006:c). Föreskrifter om deponering av avfall (NFS 2001:14) innehåller bestämmelser för verksamhetsutövare vid deponier. I vissa fall är avloppsslam undantaget från deponeringsförbud. Bland annat detta och sortering av brännbart avfall regleras i Föreskrifter (NFS 2004:4) och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall. För fall där avloppsslammet ska förbrännas finns det gränsvärden för utsläpp till luft och vatten i Föreskrifter om avfallsförbränning (NFS 2002:28). Vägledning om försiktighetsmått vid tillämpning av metoder för bl.a. mellanlagring, rötning

och kompostering av avloppsslam ges i Naturvårdsverkets allmänna råd (NFS 2003:4) till 2 kapitlet 3 § miljöbalken (1998:808). Ytterligare regler för användning av avloppsslam i jordbruk anges i Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 1999:79) om miljöhänsyn i jordbruket.

Tabell 2 Gällande gränsvärden för slamtillförsel till åkermark och förslag på framtida gränsvärden som har framlagts av Naturvårdsverket (2002).

	Gränsvärden för slamtillförsel till åkermark (g/ha, år)	
	2000	förslag för framtiden
Bly	25	25
Kadmium	0,75	0,55 (2010) 0,45 (2015) 0,35 (2020)
Koppar	300	300
Krom	40	40
Kvicksilver	1,5	1 (2005)
Nickel	25	25
Silver	-	8 (2005)
Zink	600	600

I detta sammanhang bör också nämnas ett frivilligt avtal mellan Naturvårdsverket, Lantbrukarnas riksförbund (LRF) och Svenskt Vatten – ”Slamöverenskommelsen om kvalitetssäkring vid användning av slam i jordbruket” – som undertecknades 1994. I detta avtal har parterna förbundit sig till en rad åtgärder för att förbättra kvaliteten på slammet och för att bygga upp ett uthålligt kretslopp för återföring av slam till jordbruk (Naturvårdsverket 2003:b). Hur överenskommelsen bör tillämpas har fastslagits i Naturvårdsverkets rapport 4418, ”Användning av avloppsslam i jordbruket”, som gavs ut 1995. På senare tiden har överenskommelsen dock inte följts. Däremot finns det en rad utredningar, pilotförsök och kvalitetsarbete. Ett exempel på detta är projektet ”Ren växtnäring från avlopp”, ReVAQ, som har utvecklats parallellt till Slamöverenskommelsen (Kärroman, personligt meddelande). Syftet med projektet är att undersöka på vilka sätt avloppsslam kan användas på odlad mark ur ett hållbart perspektiv och med hänsyn till de nationella miljömålen (se följande avsnitt). Målsättningen är att genom kvalitetssäkring inom avloppsreningen få slam som kan användas inom jordbruket. Projektet genomförs av olika intressegrupper som bl.a. kommuner, livsmedelsindustri, LRF, miljöorganisationer och konsumenter. (ReVAQ 2006, Kärroman et al. 2006).

3.2.3 Miljömålen

Sveriges nationella miljömål skapades i hopp om att de ska leda till ett mer hållbart samhälle. De femton miljömålen antogs av riksdagen år 1999, i november 2005 antogs ytterliggare ett miljömål, ”Ett rikt växt- och djurliv”. Konkret syftar miljömålen till att (Miljömålsportalen 2006:a):

- främja människors hälsa
- värna den biologiska mångfalden och naturmiljön
- ta till vara kulturmiljön och de kulturhistoriska värdena
- bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga
- trygga en god hushållning med naturresurserna.

De generella miljömålen specificeras i 72 nationella delmål. Dessutom kan enskilda miljömål regionaliseras, dvs. anpassas till regionala betingelser. Miljömålen är inte rättsligt bindande, men de bör hänvisas till vid beslutsfattande (Avloppsguiden 2006:f).

Avloppsanläggningar och omhändertagande av restprodukter berörs av tre av dessa 16 miljömål. I miljömålet ”Ingen övergödning” framläggs att ”*[h]alterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.*” (Miljömålsportalen 2006:c). Ett delmål är att vattenburna utsläpp av fosfor från mänsklig verksamhet år 2010 ska ha minskat med 20 procent jämfört med 1995 års nivå. Dessutom ska under samma tidsperiod de vattenburna kväveutsläppen till haven söder om Ålands hav minskas med minst 30 procent.

Miljömålet ”Grundvatten av god kvalitet” medför att enskilda avlopp inte får bidra till att grundvattenkvaliteten försämras (Avloppsguiden 2006:f). Detta är särskilt relevant i samband med infiltrationsanläggningar (se avsnitt 3.3.2).

Miljömålet ”God bebyggd miljö” kräver bland annat att ”*en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas*” (Miljömålsportalen 2006:c). Ur ett delmål framgår att 60 procent av fosforföreningar från avlopp ska återföras till produktiv mark. Detta ska ske senast år 2015 och hälften av materialet bör återföras till åkermark. Miljömålet är följaktligen mycket viktigt i samband med detta examensarbete, eftersom olika återföringsstrategier ska belysas.

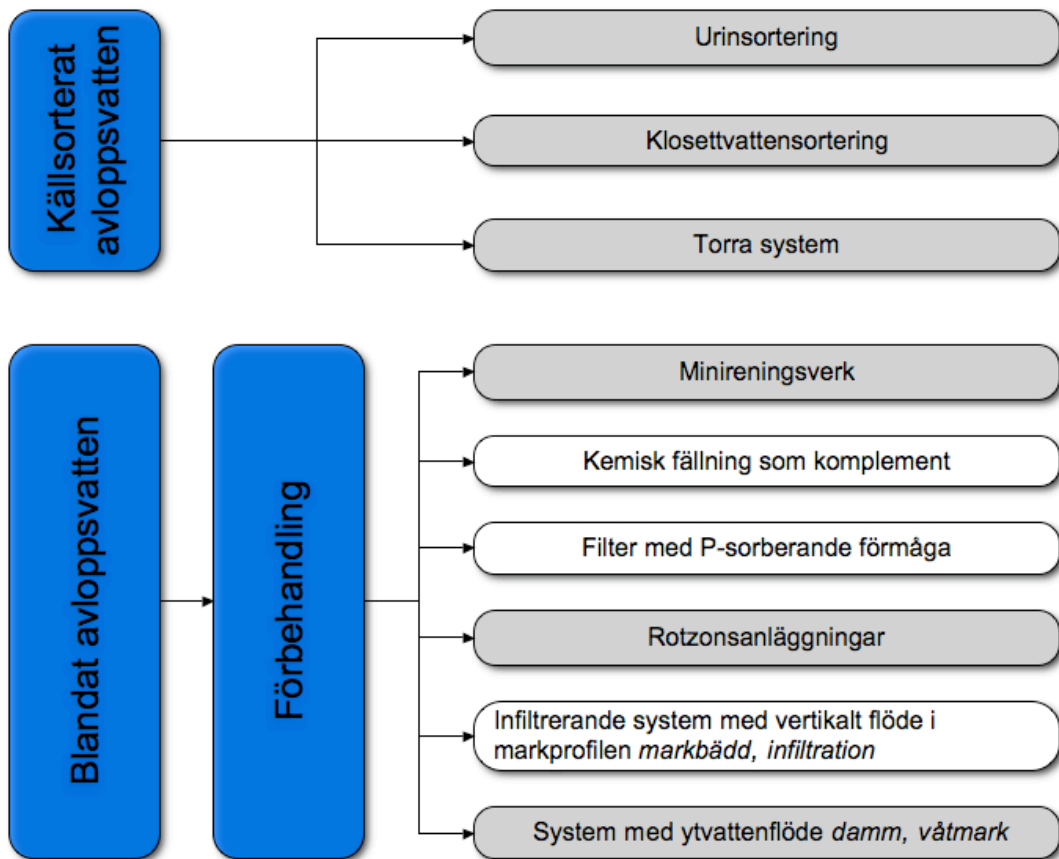
Omhändertagande av avloppsslam från enskilda avlopp och dess utspridning på åkermark berörs dessutom av miljömålet ”Giftfri miljö”. Målet gäller främst förekomst av skadliga ämne i slammet eftersom ”*[m]iljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden*” (Miljömålsportalen 2006:c).

I Stockholms län har vissa av miljömålen regionaliserats. Vad gäller övergödning har följande mål för enskilda avloppsanläggningar formulerats (Miljömålsportalen 2006:b):

- Utsläppen av fosfor från mänskliga aktiviteter till länets kustvatten ska minskas med 15 procent från 1995 års nivå till 90 ton år 2010.
- Fosforutsläppen från enskilda VA-anläggningar ska minskas med 15 procent från 1995 års nivå till 16 ton år 2010.
- Från länets samtliga avloppsreningsverk, oberoende av storlek, ska utgående fosforhalt i det behandlade avloppsvattnet normalt inte överstiga 0,3 mg/l.
- Utsläppen av kväve från mänskliga aktiviteter till länets kustvatten ska minskas med 45 procent från 1995 års nivå till 2900 ton år 2010.

3.3 RENINGSMETODER OCH -KOMPONENTER

Som nämndes tidigare är kravet på anläggningarna som ingår i studien att de lätt ska kunna användas som uppgradering av befintliga anläggningar. Andra tekniska lösningar har därför valts bort. En klassificering av de olika småskaliga metoderna som används idag inom avloppsvattenrening har gjorts av Palm et al. (2002) och redovisas i Figur 4 nedan. Källsorterande avloppsvattensystem förutsätter omfattande ombyggnationer i hushållen där de ska användas och har därför valts bort. Minireningsverk är mycket dyra alternativ i både uppförande och drift och har visat sig vara mycket känsliga för störningar (a.a.). Rotzonsanläggningar uppfyller inte kraven som ställs på fosforreduktionsförmågan – reningsgraden ligger på 50 procent (a.a.), jämför även med Tabell 1. Detsamma gäller för system med ytvattenflöde – fosforreningsförmågan är låg (kring 50 procent) och på vintern fungerar den biologiska reningen mycket dåligt (a.a.). De övriga systemen har god reningspotential och har därför undersökts i denna studie. I de följande avsnitten beskrivs de komponenter och reningstekniker som ingår i systemen. Beskrivningen ska illustrera funktion och uppbyggnad hos komponenterna och ska ge läsaren förståelse för de antaganden och avgränsningar som görs nedan.

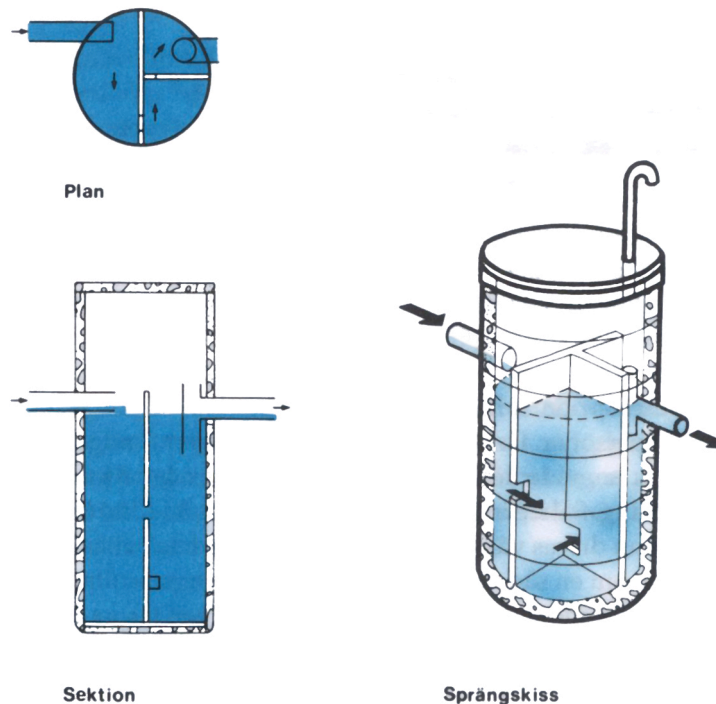


Figur 4 Översikt över småskaliga avloppsreningstekniker. Modifierat från Palm et al. 2002.

3.3.1 Slamavskiljare

Slamavskiljarens uppgift är att avlägsna grövre partiklar ur avloppsvattnet så att senare reningssteg inte sätter igen. De flesta föroreningarna är dock lösta i vattnet och därför måste slamavskiljning enligt 12 § Förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd kompletteras av ”längre gående rening än slamavskiljning”.

Den vanligaste slamavskiljaren för enskilda fastigheter är trekammarbrunnen (Figur 5). Trekammarbrunnar dimensioneras till 400-500 liter volym för varje ansluten person. En enskild avloppsanläggning dimensioneras normalt för fem personer (Palm, personligt meddelande), vilket i vanliga fall innebär en slamavskiljarvolym på 2 m³. Detta leder till att vattnets uppehållstid blir ett dygn och att slam kan avlagras i ett år innan trekammarbrunnen måste tömmas (Svenska Kommunförbundet 1996). Tömning måste dock ske oftare om trekammarbrunnen används i samband med kemikaliefällning. Dessutom borde i sådana fall trekammarbrunnen också dimensioneras större. Avloppsguiden (2006:e) rekommenderar en volymökning till 3 m³ per hushåll. Slamavskiljare för enskilda hushåll tillverkas vanligtvis av polyeten, PE (Hellström et al. 2003, Uponor 2006:b, Pipelife 2006). För information om slamavskiljarens reningseffektivitet, se Tabell 4 på sida 23.



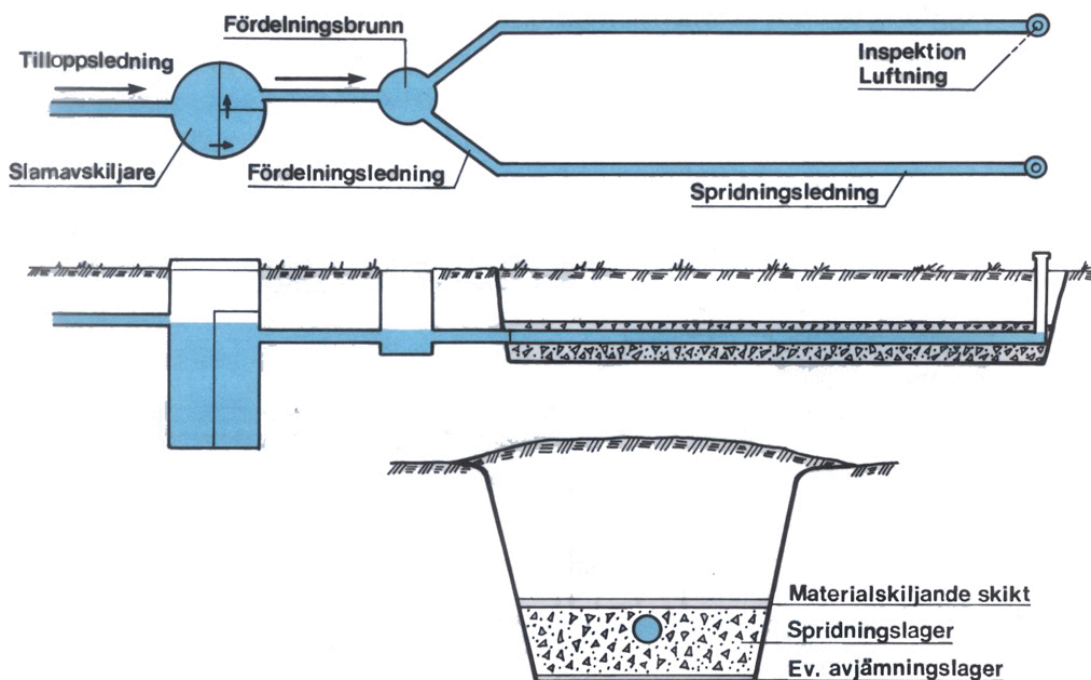
Figur 5 Principskiss för trekammarbrunnen. Modifierad från Svenska Kommunförbundet (1996).

3.3.2 Infiltrationsanläggningar och markbäddar

I samband med enskilda avlopp används vanligen två olika typer av vidare gående rening: Infiltrationsanläggningar och markbäddar (se även Tabell 5 på sida 26). Infiltrationsanläggningar kräver speciella förutsättningar vad gäller markstruktur. Huvudkriterierna är enligt Naturvårdsverket (2003:a):

- rätt kornstorleksfördelning,
- tillräcklig mäktighet på jordlagret,
- tillräckligt vertikalt avstånd till grundvattnenytan,
- tillräckligt horisontellt avstånd till vattentäkter,
- tillräcklig kapacitet hos jordlagret att transportera bort tillfört vatten.

Vattnet renas genom att rinna vertikalt genom naturliga jordlager, där rening sker genom fysikaliska, biologiska och kemiska processer (se Figur 6). På så sätt sker även en spridning av avloppsvattnet innan det når grundvattnet (Avloppsguiden 2006:b). Problemet med infiltrationsanläggningar är att det är mycket svårt att mäta utflöden, eftersom det saknas en lämplig mätpunkt. Därför är det svårt att skydda grundvattnet, då dålig reningsförmåga upptäcks först när det är för sent och föroreningar har nått grundvattnet (Palm et al. 2002). Ett annat problem är att ingen växtnäring kan återföras från infiltrationsanläggningar (a.a.). Dessutom kräver infiltrationsanläggningar speciella förhållanden, som inte alltid är givna (se huvudkriterierna ovan). Infiltrationsanläggningar bör inte belastas med dag- eller dräneringsvatten. Stora flöden kan överbelasta eller till och med förstöra anläggningen (Naturvårdsverket 2003:a).

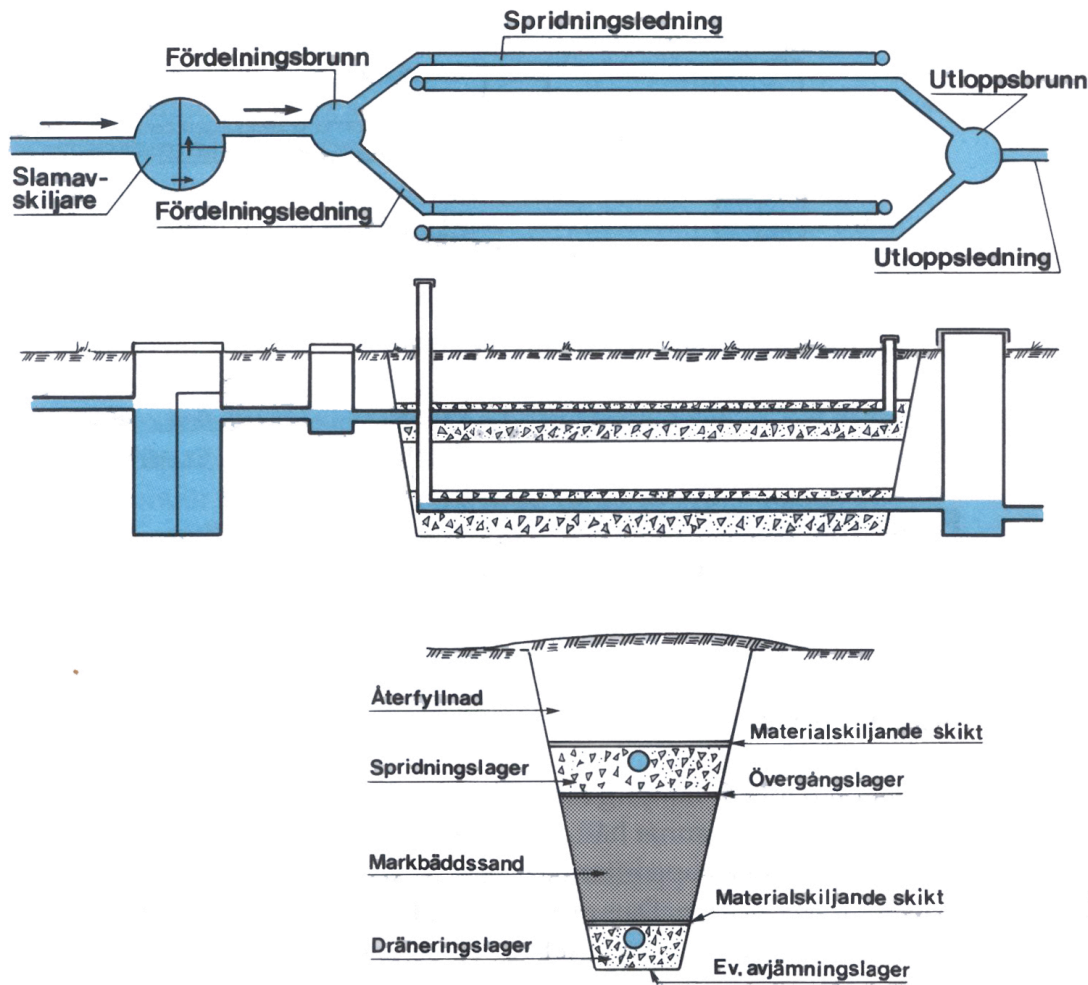


Figur 6 Principskiss för infiltrationsanläggning. Modifierad från Svenska Kommunförbundet (1996).

När förutsättningarna för infiltrationsanläggningar saknas byggs istället markbäddar (Figur 7). Dessa består av konstgjorda lager av jord och sand. Avloppsvattnet sprids på markbäddens översta skikt och renas allteftersom det rinner genom markbädden. Markbäddens botten bör vara helt tät. Det reade vattnet tillåts således inte nå grundvatten-

yta. Istället samlas vattnet upp efter reningen och leds till lämpade recipienter, som diken, åar, sjöar eller havet (Avloppsguiden 2006:d). I verkligheten är det dock vanligt att markbäddar inte är täta i botten, vilket leder till att de i princip fungerar som infiltrationsanläggningar (Palm, personligt meddelande) med grundvattnet som recipient. Detta bör undvikas.

Reningsgraden av såväl infiltrationsanläggningar som markbäddar ges i Tabell 4 på sida 23. Ska markbäddar användas i kombination med känsliga filtermaterial (som Filtra P, se nedan), måste även markbäddens yta vara helt tät. Annars kan regnvatten tränga in och förstöra filtret (Palm, personligt meddelande).



Figur 7 Principskiss för markbädd. Modifierad från Svenska Kommunförbundet (1996).

3.3.3 Filterbäddstekniker

Filterbäddar kan ha en liknande uppbyggnad som markbäddar (jämför Figur 7), med skillnaden att det även tillsätts ett skikt med ett fosforsorberande material. Problemet med sådana anläggningar är dock att det är komplicerat att byta förbrukat material och återföra växtnäring (Hedström 2006:b). Därför används det mer kompakta anläggningar (jämför Figur 10 och Figur 11). Avloppsvattnet passerar en slamavskiljare och pumpas sedan till ett förbehandlingssteg innan det når det reaktiva filtret. I detta steg binds en stor andel av fosfor i avloppsvattnet till filtermaterialen (se Tabell 4). Förbehandlingen har som syfte att avlägsna organiskt material och suspenderade substanser som kan konkurrera om sorptionsytor i filtermaterialen (a.a.). Filterbäddar är slutna system och det reade vattnet samlas innan det leds till lämpade recipienter (Avloppsguiden 2006:a).

Val av filtermaterial

Det finns ett stort antal olika filtermaterial som kan användas i filterbäddsanläggningar. I en litteraturstudie av Johansson Westholm (2005) jämfördes dessa material med avseende på deras fosforbindande förmåga och antalet studier utförda på materialet. Utifrån detta gavs rekommendationer. Studiens resultat sammanfattas i Tabell 3. Som framgår av tabellen är det största problemet att det saknas studier på filtermaterial. Många filtermaterial har gett lovande resultat, men fler undersökningar krävs för att kunna utfärda rekommendationer. Utifrån litteraturstudiens resultat kommer i dagens läge endast tre filtermaterial i betraktande: Wollastonit, Filtralite[®] P och Hyttsand. Dessutom skulle två material som inte nämns i litteraturstudien kunna användas: Filtra P (en kalkprodukt) och Polonit (som tillverkas av mineralet opoka). Andra material uppfyller antingen inte kraven på fosforreningsförmåga eller har inte undersökts tillräckligt.

I en vidare avgränsning valdes hyttsand bort i denna studie trots att dess fosforbindande förmåga verkar vara hög. Huvudanledningen är att tillverkaren Merox inte tänker fortsätta utvecklingen av hyttsand som fosforbindande filtermaterial efter dåliga resultat från fältförsök där den initialt höga fosforbindande förmågan klingade av för fort (Stråe, personligt meddelande). Dessutom har det visat sig att materialet har höga halter av lösligt vanadin, som skulle kunna laka ur vid återanvändning på jordbruksmark (Gustafsson, personligt meddelande, Hedström 2006:b). Få data finns om anläggningar där wollastonit användes som filtermaterial, vilket för tillfället inte tillåter några LCA-studier på materialet. Även materialet Polonit kunde väljas bort, eftersom utvärderingar av materialet ur miljösynpunkt fortfarande pågick när denna studie påbörjades (Renman, personligt meddelande). Vid ett senare tillfälle kan det dock bli intressant att utvärdera materialet.

De återstående filtermaterialen är intressanta ur flera synpunkter. Filtralite[®] P har i fältförsök på kompakthanläggningar uppvisat en fosforsorptionsförmåga nära 100 procent under de första två åren i drift. Större anläggningar hade en kontinuerlig fosforsorptionsförmåga på 90 procent under över 10 år (Hedström 2006:b). Jensen et al. (2005) visade att lättviktsaggregat som Filtralite[®] P har förmågan att ackumulera zink, nickel, krom, kobalt och vanadium, men att halterna är relativt låga och materialet därför lämpar sig för återföring till jordbruk. Även materialets höga pH-värde (>12, Saltnes & Føllesdal 2005) underlättar återföringen till jordbruk, eftersom ingen hygienisering krävs. Filtralite[®] P består av lera som bränns i en lång, roterande ugn. När materialet passerar genom ugnen torkas, granuleras och expanderas det. Detta sker vid temperaturer av ca. 1200°C. Expansionen av materialet sker genom att det organiska materialet i lera förbränns, varvid förbränningsgaserna bildar små porer (Filtralite 2006:a).

Tabell 3 Slutsatser från Johansson Westholms (2005) litteraturstudie om olika filterbäddsmaterial.

Filtermaterial	Slutsatser
Dolomit och dolomitsand	Det finns indikatorer som tyder på att dessa eventuellt kan fungera bra. Rekommenderas ej.
Kalksten	Låg fosforsorberande förmåga i både laboratorie- och fältförsök. Rekommenderas ej.
Opoka	Inga fältstudier om fosforsorberande förmåga. Cementerar vid metallsorbering. Rekommenderas ej.
Wollastonit	De studier som har utförts har gett lovande resultat. Hög fosforreningsförmåga. Rekommenderas.
Bauxit	För lite data. Rekommenderas ej.
Zeoliter	För få resultat. Rekommenderas ej.
Laterit	Få, men lovande studier på materialet. Kan inte rekommenderas ännu , pga. för få studier.
Marl	För få resultat. Rekommenderas ej.
Spodosoler	Uppvisade hög fosforrenande förmåga vid försök, men allt för få studier ännu. Rekommenderas ej.
Maerl	Uppvisade bra fosforrenande förmåga vid försök, men för få studier för att kunna dra slutsatser. Rekommenderas ej.
Snäckor och snäck-sand	Inga fältstudier på materialet, därför kan inga slutsatser dras. Rekommenderas ej.
Hyttsand	Hög fosforrenande förmåga. Relativt få fältstudier. Rekommenderas.
Bränt oljeskiffer	Låg fosforrenande förmåga. Rekommenderas ej.
Flygaska och bottenaska	Har förmåga att binda fosfor till viss grad. Kan inte rekommenderas i dagens läge.
Lättviktsaggregat (t.ex. Filtralite [®] P, Leca)	Många studier har utförts på sådana material. Både på labb och i fält har materialen, med Filtralite [®] P i spetsen uppvisat stor fosforreningsförmåga. Produktionen av substraten är dock mycket energikrävande. Rekommenderas.

Filtra P å andra sidan är ett relativt nytt granulärt material som innehåller huvudsakligen kalk och järnhaltig gips. Tillverkning sker genom blandning av bränd kalk med järnhaltig gips och vatten (Alm, personligt meddelande). Idag finns det i Finland 70 till 80 kompakthanläggningar med Filtra P som filtermaterial. De som undersöktes uppvisade en reduktionsförmåga på över 90 procent under ett till två år (Hedström 2006:b). Därefter måste filtermaterialet bytas. Återföringspotentialen med avseende på fosfor verkar dock vara begränsad, eftersom det under filtermaterialets korta livstid inte kan ackumuleras särskilt mycket fosfor.

Kalk från filterbäddsmaterial

Eftersom både Filtralite[®] P och Filtra P innehåller kalk, kan en viss kalkningseffekt uppnås vid spridning av materialen på åkermark. Vid spridning av 6 till 10 ton Filtralite[®] P per hektar skulle en kalkningseffekt ekvivalent 1,5 till 2,5 ton uppnås (Nyholm et al. 2005). Detta betraktas dock inte närmare i fortsättningen. För Filtra P kunde kalkningseffekten inte kvantifieras.

3.3.4 Kemisk fällning i slamavskiljare och efterföljande biologisk rening

Kemisk fällning av avloppsvatten från enskilda avlopp har stor potential eftersom det är en reningsmetod som lätt kan användas på befintlig infrastruktur, framförallt i områden där hög skyddsnivå gäller och där rening med slamavskiljare följt av markbädd inte är tillräcklig längre (jämför avsnitt 3.2.1). Kemisk fällning i slamavskiljare innebär att en fällningskemikalie, som t.ex. aluminiumsulfat doseras kontinuerligt till ledningssystemet. Doseringen sker vanligtvis i tvättstugan, under diskbänken eller i toaletten (Avloppsguiden 2006:c). När vattnet har passerat ledningssystemet och hamnat i slamavskiljaren börjar fosfor fällas ut, eftersom vattnet passerar slamavskiljaren mycket långsamt. Slambildningen ökar således och slamavskiljaren måste tömmas oftare än vid vanligt bruk. Kemikaliefällning måste kompletteras med t.ex. en infiltrationsanläggning eller markbädd (a.a.), se avsnitt 3.3.2. Slammet från slamavskiljningen kan efter hygienisering återföras till jordbruket, möjliga scenarier för detta diskuteras nedan.

Tabell 4 visar reningsgraden för kemikaliefällning. Den stora fördelen med kemikaliefällning är att det inte krävs stora ombyggnationer i befintliga anläggningar, förutsatt att både slamavskiljare och markbädd existerar. Dessutom kan slammet som bildas pumpas bort. För detta finns det redan idag fungerande tekniska lösningar (Palm et al. 2002). Återföringen av fosfor från fosforsorberande system, som t.ex. ovan beskrivna filterbäddar, är mycket svårare. Nackdelar med kemikaliefällning är dock att doseringen måste ske på rätt sätt för att systemet ska fungera som önskat (Tidåker et al. 2006). Dessutom är miljöbelastningen vid tillverkning av fällningskemikalier mycket stor, vilket också ställer krav på effektiv dosering.

Tabell 4 Reningseffektivitet för olika avloppsvattensfraktioner för de i avsnitt 3.3 beskrivna systemen (*Palm et al. 2002, **Hellström & Jonsson 2005, ***Avloppsguiden 2006:c, ****Karlsson 2005). Reningsförmågan för kadmium för infiltration och filterbädd har antagits vara samma som för markbädd. Kemfällningens kadmiumreduktionsförmåga har antagits vara något högre än slamavskiljarens.

Rening av	Reningsmetod				
	Slamavskiljare (%) [*]	Infiltration (%) [*]	Markbädd (%) [*]	Filterbädd (%) ^{**}	Kemfällning (%) ^{***}
BOD	10-20	90-95	85-97	>90	>90
COD	10-20	80-90	85-95	>90	>90
tot-N	10-20	20-95	10-80	50-80	låg
tot-P	10-20	25-100	50	>90	70-95 [*]
Cd	20-40 ^{****}	20-40	20-40 ^{****}	20-40 ^{****}	30-50 ^{****}

3.3.5 Rötning

Rötning används inom avloppsvattenrening både för att stabilisera avloppsslam och för att utvinna energi i form av metangas. Processen som används är en anaerob nedbrytningsprocess där bakterier omvandlar det organiska, nedbrytbara materialet i slammet till främst metan, koldioxid och vatten. Röttningsprocessen utgörs av de fyra delstegen hydrolys, syrabildning, ättiksyrabildning och metanbildning. Det sista steget brukar vara det begränsande, eftersom de metanogena bakterierna som utför metanbildningen har långsam tillväxt. Processens effektivitet är mycket beroende av faktorer som pH, temperatur, näringsinnehåll i materialet, materialets vattenhalt, uppehållstiden i bioreaktorn, optimal tillförsel av nytt organiskt material och omblandning av röttningsmassan (Carlsson 2005). Se avsnitt 4.2.1, Rötning, för information om det möjliga energiutbytet.

3.4 FYSIKALISKA OCH KEMISKA MEKANISMER BAKOM RENINGSMETODERNA

Reningsmetoderna som ingår i studien är utformade för att fastlägga fosfor. Detta sker med hjälp av olika fysikaliska respektive kemiska mekanismer. I princip sker fastläggningen på tre olika sätt (Eveborn 2003): Utfällning, jonbyte och ytkomplexbildning (se nedan). I filterbäddsanläggningar förekommer alla tre fastläggningsmekanismerna, dominanta är dock utfällning och ytkomplexbildning (a.a.). Vid avloppsrening med hjälp av fällningskemikalier sker dock endast utfällning. För alla tre mekanismer kan det sägas att fosforreningsgraden ökar med ökad kontakttid (Karlsson 2005).

3.4.1 Utfällning

Fällningskemikalier tillsätts för att flocka och sedan avskilja fosfor ur avloppsvatten. Fosfor i avloppsvatten förekommer som ortofosfat (PO_4^{3-}). Fällningskemikalierna består av metalljoner som reagerar med ortofosfat och bildar flockar. Dessutom bildar metalljonerna en fällning med hydroxidjoner i vattnet. Denna hydroxidfällning fungerar som flockningsmedel som fosfatflockningen klumpar ihop med. Klumparna kan sedan relativt lätt avlägsnas från vattnet (Svenska Kommunförbundet 1996). Vanliga fällningskemikalier är (a.a.):

- Järn(III)klorid: Säljs som en mycket korrosiv lösning.
- Järn(II)sulfat: Säljs i kristallform, måste lösas upp före bruk.
- Aluminiumsulfat (AVR): Innehåller förutom Al^{3+} även Fe^{3+} . Andelen Al^{3+} är dock dubbelt så stor som andelen Fe^{3+} . Säljs i granulform.
- Polyaluminiumprodukter: Innehåller polymeriserade former av aluminium, där aluminium erhåller högre laddningar än +3 för att förbättra flockbildningen.

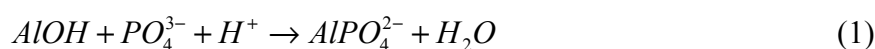
Flockningseffekten är beroende av vattnets pH. För bästa effekt bör pH-värdet ligga under 7. Fällningskemikalierna i sig frigör vätejoner när de löser sig i vattnet och sänker på så sätt vattnets pH-värde. I vissa fall kan en överdosering krävas för att få ned pH-värdet tillräckligt (a.a.).

3.4.2 Jonbyte

Jonbyte är en elektrostatisk mekanism. Den innebär att en katjon löst i vattnet binds till en negativt laddad yta på filtermaterialet. Enligt Eveborn (2003) påverkas denna bundna katjon lätt av yttre omständigheter och mekanismen har därför ingen större betydelse för fosforfastläggning.

3.4.3 Ytkomplexbildning

I samband med ytkomplexbildning är det främst aluminium- och järnoxider, respektive -hydroxider som deltar. Typiskt byts en hydroxidjon mot en fosfatjon varvid en vätejon konsumeras. Eveborn (2003) ger följande formel som exempel på en ytkomplexbildande reaktion. Observera att reaktionsformeln är kraftigt förenklad.



Som framgår av Ekvation 1 gynnas reaktionen av ett lågt pH-värde, eftersom det då finns fler H^+ -joner tillgängliga. Vid det lägre pH-värdet binds vätejonerna i högre grad till partikelytor och negativt laddade fosfatjoner attraheras på så sätt starkare till ytorna. Dessutom minskar antalet hydroxidjoner, som annars skulle konkurrera med fosfatjo-

nerna om plats på partikelytor (a.a.) Ytkomplexbildning och utfällning går hand i hand och det är ofta svårt att skilja mellan dem. Ytkomplex kan bildas i flera lager. De inre lagren liknar klassiska ytkomplex, medan de yttre lagren mer liknar utfällningar (a.a.).

I filterbäddsmaterial är det dock inte aluminium- och järnkomplex som dominerar utan kalciumhaltiga sorbenter. Filterbäddsmaterialet Filtralite[®] består av kalciumhaltiga lecagranuler (Stark 2004) och Filtra P består till en stor del av kalk (Nordkalk 2006). Här är fastläggningsmekanismen en annan och det är oklart om det sker utfällning eller ytkomplexbildning, även om det är mycket som talar för att utfällning dominerar (Eveborn 2003). Bränd kalk (CaO) verkar ha störst fastläggningspotential och ju högre koncentrationen CaO är, desto mer fosfor kan fastläggas.

3.5 DAGENS SITUATION OCH UNDERMÅLIGA AVLOPP

Enligt en enkätundersökning av Regionplane- och trafikkontoret (RTK 2003) finns det i Stockholms län 15 632 fastigheter med icke godtagbar avloppslösning. Dessutom finns det 18 086 fastigheter med okänd reningsgrad. Med tanke på försiktighetsprincipen antas båda grupperna i denna studie vara undermåliga och det är dessa 33 718 fastigheter som beräkningarna i denna studie utförs på. De undermåliga avloppsanläggningarna antas bestå av endast slamavskiljare (Karlsson 2005) och deras genomsnittliga reningsförmåga för både kväve, fosfor, BOD och COD uppskattas till 10 till 20 procent (Palm et al. 2002, se även Tabell 4).

I ovan nämnda enkätundersökning uppskattas andelen permanentbebodda fastigheter uppgå till totalt 35 procent. Med detta som underlag kan den årliga fosforbelastningen till vattendragen i Stockholms län beräknas (se avsnitt 5.1). Dessutom kan mängden fosfor som kan återföras till jordbruk uppskattas. Här spelar dock även växttillgängligheten en stor roll (se resultaten i avsnitt 5.3 och diskussionen kring växttillgänglighet i avsnitt 4.2.1 nedan).

Dagens situation har inte undersökts med LCA-metodik. Men den är ändå intressant som referens för utsläppsnivåerna. I dagens situation används det en del olika reningstekniker. Fördelningen av dessa för både Sverige och Stockholms län framgår av Tabell 5. Denna fördelning kommer förmodligen att vara representativ även i framtiden, trots att reningsteknikerna inte alltid uppfyller reningskraven, som har diskuterats i avsnitten 3.2.1 och 3.3. Anledningen till detta är att Naturvårdsverket (2006:a) anser det vara orimligt att vidta försiktighetsmått enligt 2 kapitlet 3 § Miljöbalken ”om avloppsanordningen redan är inrättad i enlighet med tillståndet och om den fungerar som det ursprungligen var avsett; exempelvis kan krav på långtgående fosforreduktion bli orimligt kostnadskrävande i förhållande till den miljönytta som en uppgradering av en i övrigt väl fungerande anordning skulle medföra”. Detta innebär att många avloppsanläggningar inte kommer att förbättras, trots att de inte uppfyller reningskraven.

Tabell 5 visar även att andelen infiltrationsanläggningar i Stockholms län är stor. I studien antas att dessa kommer att användas även i fortsättningen och att alla befintliga, undermåliga anläggningar kommer under scenario 1 (se nedan) att ersättas av nya infiltrationsanläggningar när detta är möjligt. Under scenario 2 ersätts alla undermåliga anläggningar av filterbäddsanläggningar och under scenario 3 ersätts de av kemikaliefällning i kombination med markbädd.

Tabell 5 Procentuell fördelning av olika reningstekniker i både Stockholms län och Sverige (Ejhed et al. 2004). Alla tekniker har inte tagits med i tabellen.

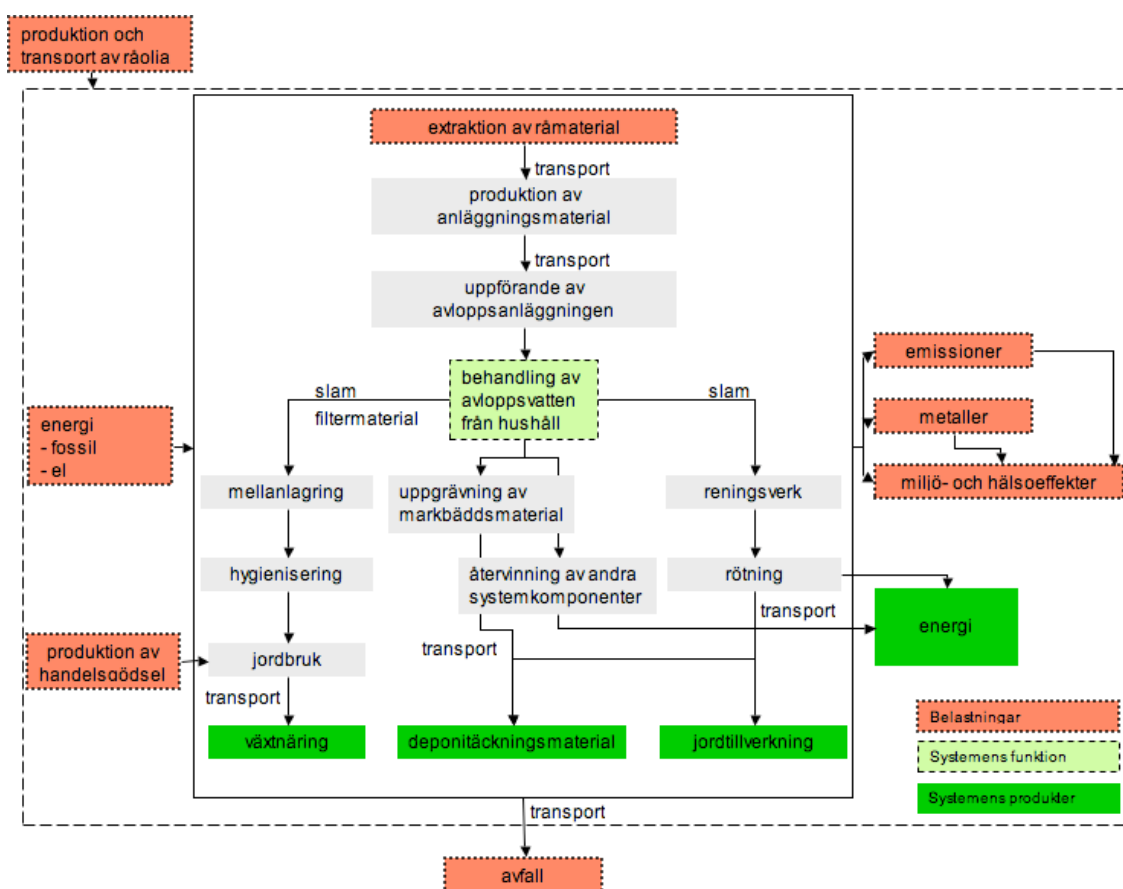
	Infiltrations- anläggning	Markbädd	Endast Slam- avskiljare	Sluten tank
Stockholms län	43 %	5 %	27 %	25 %
Sverige	40 %	18 %	24 %	13 %

4 OMFATTNING, MODELLERING OCH AVGRÄNSNING

Med beskrivningen av de ingående komponenterna kan vi nu betrakta modellerna över de fyra scenarier som har undersökts i denna studie och klargöra studiens omfattning. Fler antaganden och avgränsningar som har gjorts redovisas i de följande avsnitten.

4.1 MODELLERNA

Figur 8 visar ett grundläggande flödesschema som tydliggör studiens detaljeringsgrad. Schemat visar både flöden inom systemet och flöden ut ur systemet. Den ljusgröna (streckade) rutan visar systemens funktion, som är behandling av avloppsvatten. Mörkgröna (mörkgrå) rutor visar systemens produkter som kan påverka miljön positivt. Röda (prickade) rutor representerar systemkomponenter som påverkar omgivningen negativt, som uttag eller förbrukning av råmaterial samt utsläpp av gaser och metaller. Komponenter som ligger utanför den streckade ramen ingår inte i systemet.



Figur 8 Generellt flödesschema över avloppsreningsystemen.

Som framgår av schemat betraktas i denna studie energi- och resursanvändning för alla steg i livscykeln som har identifierats som relevanta, förutom produktion och transport av råolja samt avfallshantering, där endast transporten till deponien ingår. Emissioner av olika substanser till luft och vatten tas återigen hänsyn till i alla led, dvs. för extraktion av råmaterial, elproduktion, transporter, tillverkning av drivmedel, materialproduktion, anläggningsuppförande, drift, underhåll, produktion av handelsödsel samt återvinning och omhändertagande av restprodukter. Nedre delen i Figur 8 illustrerar olika återvinnings- respektive omhändertagningsmetoder. Dessa diskuteras i detalj i de

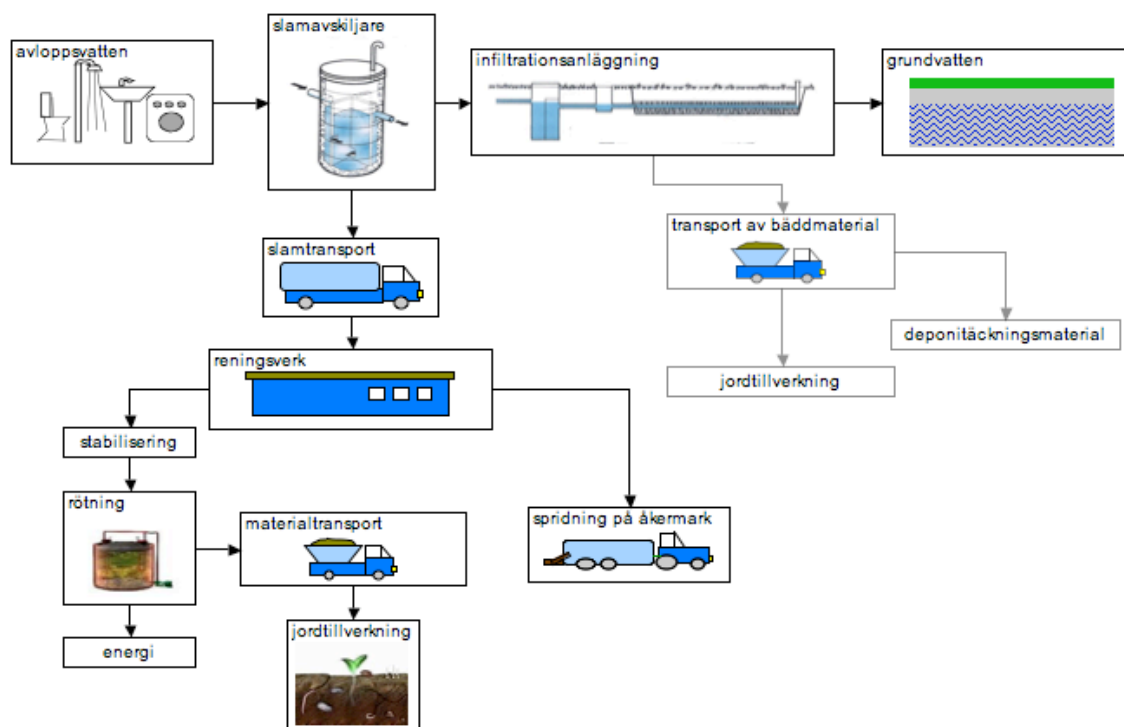
följande avsnitten. Som exempel på påverkan som inte har tagits hänsyn till kan bl.a. nämnas påverkan som uppstår vid:

- produktion av dricksvatten.
- bygge och underhåll av vägarna och järnvägarna som används vid materialtransporter.
- tillverkning av maskiner och transportmedel som grävmaskiner, hjullastare, lastbilar eller tåg.
- tillverkning och drift av omhändertagningsanläggningar som reningsverk, förbränningsanläggningar och deponier.
- arbetarnas resor från eller till arbetsplatsen under uppförandet av anläggningarna.
- eventuella driftstörningar hos avloppsanläggningarna.
- uppförande och drift av hushållen som betjänas av avloppsanläggningarna.

Som funktionell enhet i studien valdes *miljöbelastning från en personekvivalent under ett år*. Detta gör studien lätt att jämföra med andra studier, där det kan ha valts en annan tidshorisont eller ett annat antal personekvivalenter. Dessutom blir resultaten relativt lättbegripliga. Tidshorisonten som betraktas är en fullständig livscykel för de mest långlivade komponenterna, dvs. slamavskiljare, brunnar och dylikt, i respektive anläggning. Tidshorisonten blir således 30 år (se Bilaga 7). Dessutom antas i beräkningarna att dagens teknik kommer att användas även i fortsättningen. Antaganden om framtida teknikförbättringar görs inte.

4.1.1 Scenario 1: Infiltrationsanläggning

Som diskuterades ovan (avsnitt 3.3.2) ställs det många krav på infiltrationsanläggningar. I denna studie har beräkningarna utförts på en genomsnittlig, konventionell infiltrationsanläggning enligt Naturvårdsverkets (2003:a) rekommendationer för planering och dimensionering (se Figur 9). Infiltrationsanläggningar anses enligt Naturvårdsverket (2006:a) uppfylla de nya reningskraven för normal skyddsnivå (se Tabell 1) och har därför tagits med som alternativ i denna studie.



Figur 9 Modell över infiltrationsanläggningen.

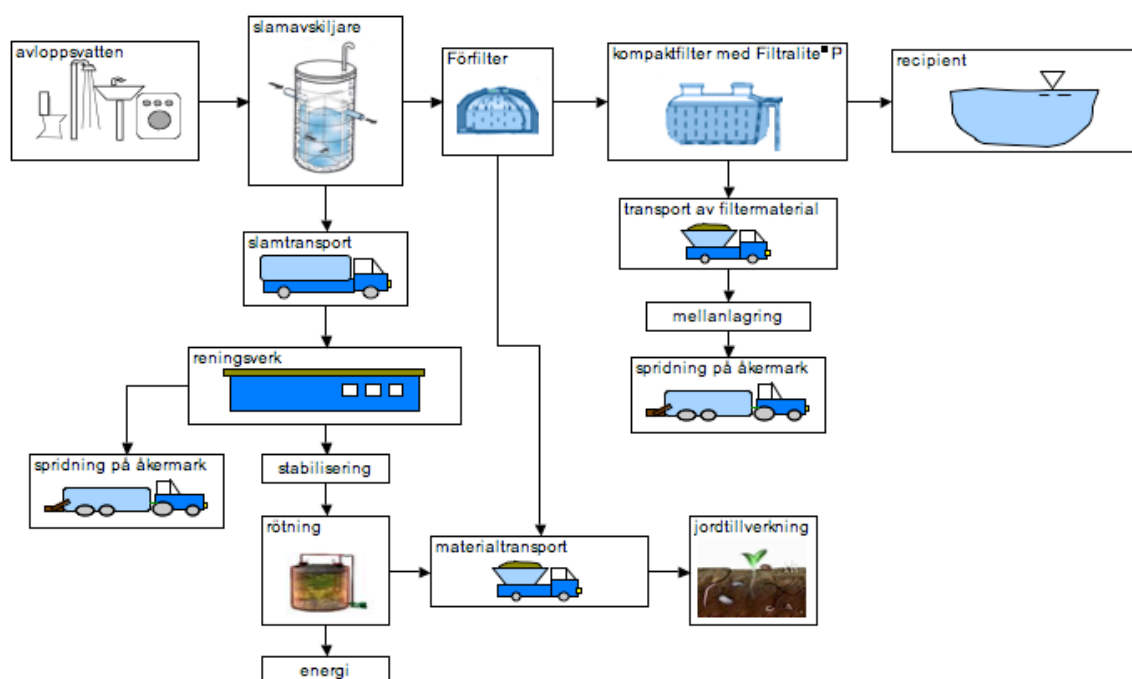
Avloppsvattnet leds först genom en slamavskiljare (se avsnitt 3.3.1) innan det sprids på infiltrationsbädden. Recipienten för det renade avloppsvattnet är grundvattnet. Slam från slamavskiljaren transporteras med slamtömningsbil till ett kommunalt reningsverk där slammet blandas med vanligt slam från reningsverket, stabiliseras och rötas innan det används till jordtillverkning. Runt 10 procent av slammet från det kommunala reningsverket går direkt till jordbruket (Hellström, personligt meddelande). I sådana fall där infiltrationsbädden inte kan ligga kvar i marken i slutet av dess livscykel, t.ex. vid brist på utrymme, transporteras infiltrationsbäddsmaterialet med lastbil till Norrköping där det används för tillverkning av jord och deponitäckningsmaterial. Detta antas ske för 30 procent av anläggningarna i Stockholms län.

4.1.2 Scenario 2: Filterbäddstekniken

Den andra reningstekniken som undersöks i systemstudien är filterbäddstekniken (se avsnitt 3.3.3). Två olika lösningar har betraktats: Filterbäddsanläggningar med Filtralite® P som filtermaterial (scenario 2 A) och anläggningar med Filtra P som filtermaterial (scenario 2 B).

A: Filterbädd med Filtralite® P som filtermaterial

En modell av scenario 2 A framgår av Figur 10. Modellen är baserad på en anläggning som finns i Norderås i Norge (Vråle et al. 2005). För det första reningssteget i slamavskiljaren och transporten av slammet till reningsverk för vidare bruk gäller samma antaganden som för scenario 1, infiltrationsanläggning (se ovan). Efter att avloppsvattnet har passerat slamavskiljaren leds det genom ett droppfilter fyllt med Filtralite® NR 2-4 mm som ger biologisk rening. Fosforfastläggning sker främst i kompaktfiltret som är fyllt med 6 m³ Filtralite® P. Vattnet strömmar uppåt i filtret och leds slutligen till en lämplig recipient.

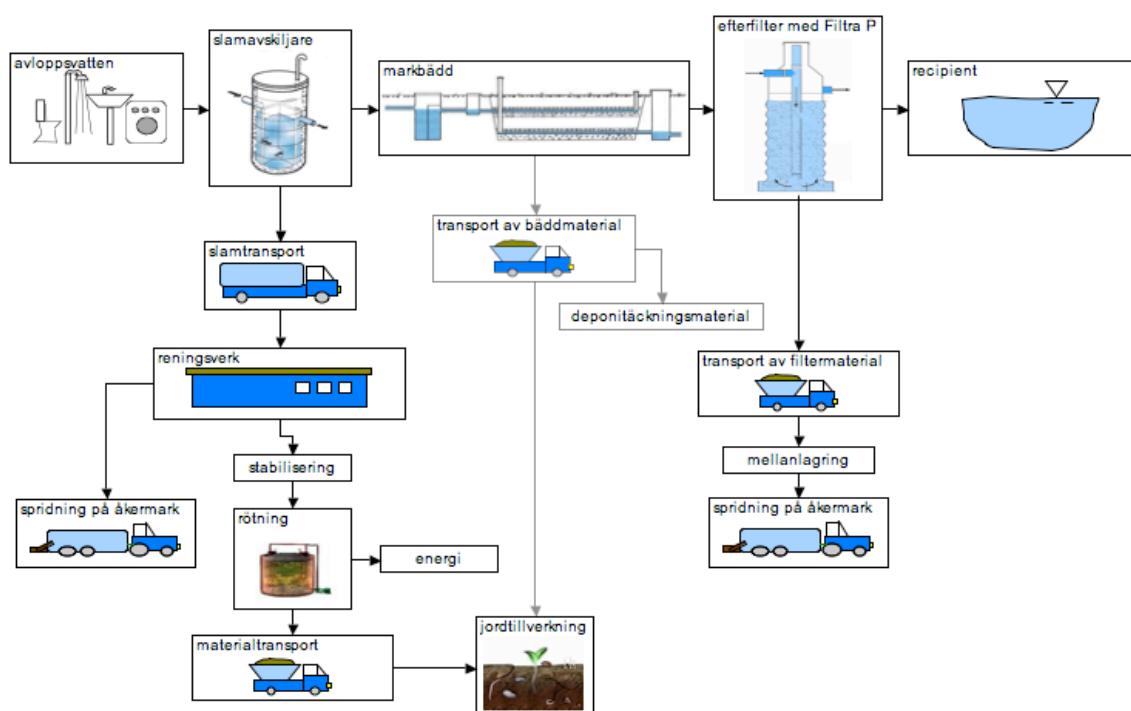


Figur 10 Modell över filterbäddsanläggningen med Filtralite® P som filtermaterial.

Vad gäller omhändertagande av gammalt bäddmaterial antas att det fosforbindande materialet grävs upp, mellanlagras och krossas hos jordbrukaren innan det sprids på åkermark. Ett hygieniseringssteg anses inte vara nödvändigt eftersom pH-värdet i materialet ligger på ungefär 12 (Filtralite 2006:b). Filtermaterial från förfiltret används inom jordtillverkning eftersom dess fosforbindande förmåga är låg. Filtermaterialet antas behöva bytas efter 5 år (Hedström 2006:b).

B: Filterbädd med Filtra P som filtermaterial

Anläggningar med Filtra P som filtermaterial kan utformas på en rad olika sätt. Här har en relativt enkel variant valts som modell (se Figur 11), som är baserad på Nordkalks rekommendationer (Nordkalk 2006, Alm, personligt meddelande). För det första reningssteget i slamavskiljaren gäller samma som i scenario A ovan. Sedan leds vattnet till en vanlig markbädd (se avsnitt 3.3.2) och vidare till ett efterfilter av betong som är fyllt med 1 m³ Filtra P. Som nämnts ovan måste markbädden vara helt tät både på över- och undersidan. Inträngande regnvatten skulle förstöra det känsliga filtret och läckage till grundvattnet från markbädden skulle göra filtret närmast överflödigt. Liksom gamla infiltrationsbäddar ligger gamla markbäddar i regel kvar i marken. Där detta inte är möjligt, t.ex. vid brist på utrymme, transporteras markbäddsmaterialet med lastbil till Norrköping där det används för tillverkning av jord och deponitäckningsmaterial. Detta antas ske för 30 procent av anläggningarna i Stockholms län.

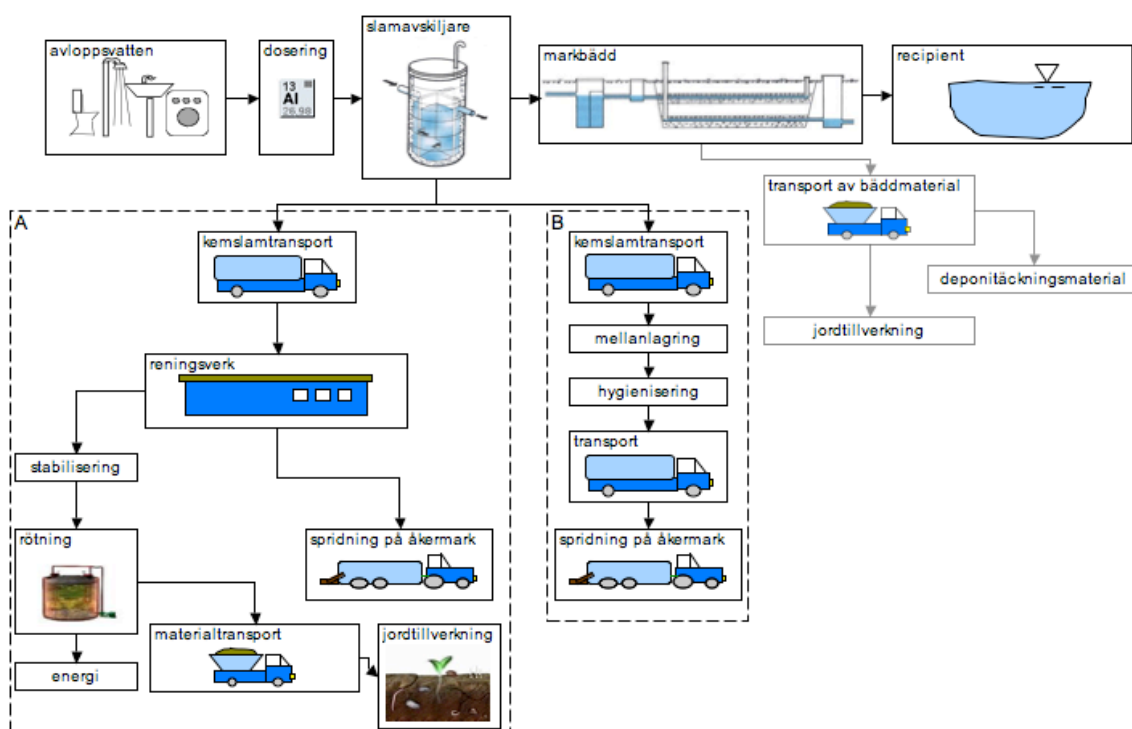


Figur 11 Modell över filterbäddsanläggningen med Filtra P som filtermaterial.

Filtermaterialet antas bytas efter två år. Materialet transporteras då direkt till lantbrukaren, där det också krossas innan det kan spridas på åkermark. Hygienisering anses inte vara nödvändig eftersom materialets pH ligger kring 12 (Hedström 2006:b). Det reade vattnet leds till en lämplig recipient.

4.1.3 Scenario 3: Kemikaliefällning

Den tredje reningstekniken som ingår i systemstudien är fosforfällning med hjälp av kemikalier (se avsnitt 3.3.4). Modellen över systemet framgår av Figur 12. Systemet skiljer sig från de andra systemen i och med att en kemikalielösning innehållande en fällningskemikalie bestående av polyaluminiumklorid (PAX-21) doseras kontinuerligt och automatiskt till utgående avloppsledning, beroende på flödet. Utfällning av fosfor sker i slamavskiljaren (se avsnitt 3.3.1) vid tillräckligt stor uppehållstid. Insats av fällningskemikalien leder också till medfällning av andra suspenderade substanser och adsorption av lösta ämnen (Hellström et al. 2003). Som nämnts ovan leder detta till ökade slammängder. Därför antas slamavskiljaren behöva tömmas två gånger per år vid permanentbebodda fastigheter. Efter utfällning av fosfor leds vattnet till en markbädd där vattnet renas ytterligare. Det rena vattnet samlas upp och leds till en lämplig recipient.



Figur 12 Modell över fosforfällning med hjälp av kemikalier.

Slammet kan omhändertas på två olika sätt. Å ena sidan (A) kan slammet avhämtas liksom vanligt trekammarbrunnsslam och hanteras av kommunala reningsverk som det beskrivs i föregående avsnitt. Å andra sidan (B) kan slammet direkt transporteras till jordbruket där det hygieniseras och mellanlagras före spridning på åkermark. Hygieniseringen kan antingen ske genom tillsats av urea (B.1) eller genom lagring i ett år (B.0), se nedan.

För gamla markbäddar gäller samma antaganden som i scenario 2 B ovan.

4.2 ANTAGANDEN I MODELLERNA OCH YTTERLIGGARE AVGRÄNSNINGAR

Nedan redovisas de antaganden som har gjorts utöver de antaganden om modellstrukturen som har diskuterats i de föregående avsnitten. Dessa antaganden är mycket viktiga och vissa kan påverka resultaten kraftigt. För att kunna bedöma vilka antaganden som har stor relevans har det utförts känslighets- och variationsanalyser som redovisas i avsnitt 5.6.

4.2.1 Generella antaganden

I de följande avsnitten redovisas antaganden som gäller generellt för alla systemen. I avsnitt 4.2.2 redovisas antaganden som gäller specifikt för de olika systemen. Många detaljer redovisas inte i texten, dessa framgår av Bilaga 6, Bilaga 7, och Bilaga 8.

Utsläpp

Följdeffejder av utsläppen eller resursförbrukningen som uppstår under de olika scenariernas livscyklar försummas ur livscykelperspektiv. Detta innebär t.ex. att varken resursåtgången för skyddsåtgärder mot en stigande havsnivå förorsakat av en ökad växthus-effekt eller utsläpp som uppstår under kalkning av försurade områden tas hänsyn till.

Elproduktion

För produkter som tillverkas i Sverige och Finland har genomsnittsvärden för svensk elproduktion använts i inventeringen, baserat på Stripple (2001). Några produkter tillverkas i Västeuropa och där har motsvarande data för elproduktionen använts, baserat på Baumann & Tillman (2004). Effektiviteten för elproduktionen har antagits vara 33 procent för elproduktion från olja, kol, lignit och naturgas, 35 procent för kärnkraft och 100 procent för vattenkraft (Stripple 2001), dvs. för att producera t.ex. 1 MJ el krävs det olja motsvarande ett energiinnehåll av 3 MJ. Se inventeringstabellen i Bilaga 6 för detaljer.

Reningsförmåga hos komponenterna

Baserad på värdena som redovisades i Tabell 4, sida 23, har det i beräkningarna antagits en viss reningsförmåga hos de olika komponenterna som ingår i systemen, se Tabell 6. Med dessa värden som underlag kan sedan den totala reningsförmågan hos de olika systemen beräknas (se avsnitt 5.1). Reningsförmågan hos Filtralite[®] P-anläggningen avser den kombinerade reningsgraden av både för- och efterfiltret. Kvävereningsförmågan hos Filtra P är känd endast i samband med andra komponenter (Hedström 2006:a) och har därför satts till noll.

Tabell 6 Antagen reningsförmåga hos komponenterna som ingår i de olika systemen, baserat på Tabell 4.

	Antagen reningsgrad (%)					
	Slamavskiljare	Infiltration	Markbädd	Filtralite [®] P	Filtra P	Kemfällning
BOD	15	90	90	90	90	90
COD	15	85	90	90	90	90
N_{tot}	15	30	50	80	0	15
P_{tot}	15	70	50	90	90	85
Cd	25	30	30	30	30	35

Fosforreningsförmågan hos kemfällning ligger något under det optimala värdet (90 procent), som sällan uppnås i praktiken (se även avsnitt 4.2.2). Antaganden kring reduktionsförmågan av kadmium (Cd) är baserade på antaganden av Erlandsson (2006).

Avloppsvattnets sammansättning

Avloppsvattnets sammansättning framgår av Tabell 7. Tabellen visar genomsnittliga värden som används i materialflödesmodellen URWARE, som utvecklades inom Urban water-projektet. Eftersom denna studie avser hela Stockholms län och inte ett enskilt hushåll, anses värdena vara rimliga genomsnittsvärden. Alla beräkningar med avseende på reningsförmåga baseras på avloppsvatten med denna sammansättning.

Tabell 7 Avloppsvattnets sammansättning (Jönsson et al. 2005).

Parameter	Totalt för hushållet	Enhet
TS	144,30	
TSS	66,36	
COD _{tot}	135,00	
BOD ₇	72,90	
N _{tot}	14,03	g pe ⁻¹ dag ⁻¹
P _{tot}	2,08	
S _{tot}	1,33	
K _{tot}	4,09	
Pb	1,35	
Cd	0,06	
Hg	0,01	
Cu	11,50	mg pe ⁻¹ dag ⁻¹
Cr	1,44	
Ni	1,80	
Zn	24,00	

Materialtransporter

Långdistanstransporter över land antas ske med moderna tunga lastbilar med trailer enligt beräkningar av Nätverket för Transporter och Miljön, NTM (2006). Fyllnadsgraden i dessa beräkningar antas vara 70 procent, vid en maximal lastförmåga av 26 ton. Transporter över sträckor kortare än 100 km antas ske med moderna, medeltunga lastbilar med en fyllnadsgrad på 50 procent och en maximallastförmåga av 14 ton. Data för bränsleförbrukning och utsläpp har beräknats enligt gällande metoder för certifiering. I emissionsdata ingår utsläpp vid bränsleproduktion.

Markarbeten

Vid markarbeten antas det att för varje kubikmeter som installeras måste det grävas ut 1,2 m³ och läggas tillbaka 0,2 m³, det flyttas således sammanlagt en volym av 1,4 m³ jordmaterial per installerad m³. Exempelvis skulle installationen av en brunn med en volym på 3 m³ kräva att 4,2 m³ jordmaterial förflyttas. Alla komponenterna i systemen antas grävas ned i marken.

Polyeten

Polyeten (PE) tillverkas i Stenungssund av råolja och naturgas som transporteras dit med båt. Tillverkaren anger livslängden till 100 år (Uponor 2006:a), men det antas att PE-rör i markbädd eller infiltrationsanläggning byts ut vid nyanläggning, dvs. efter 10, 15 respektive 25 år. Andra PE-komponenter, som rörledningar mellan hus och trekammarbrunn och alla brunnarna byts ut först efter 30 år. I källorna som användes (Stripple 2001, Tillman et al. 1996) räknas olje- och naturgasanvändning alltid som en energianvändning, även om resurserna används som råmaterial till t.ex. polymerisering. Detta gjordes inte i denna studie, i stället redovisas enbart faktisk energianvändning. Används olja eller naturgas i annat syfte redovisas användningen som resursförbrukning, se inventeringstabellen i Bilaga 6. Detta tillvägagångssätt förutsätter att produkterna omhändertas på lämpligt sätt efter användning. Lämpliga omhändertagningsmöjligheter kan vara återvinning av materialet eller förbränning, där energin i materialet utnyttjas till t.ex. produktion av fjärrvärme. Deponeras materialet utan att användas på lämpligt sätt är detta likvärdigt en energiförlust (se variationsanalysen i avsnitt 5.6.2).

Slamavskiljare, filter och pumpar

Alla behållare som slamavskiljare, brunnar och filter antas vara tillverkade av PE. De tillverkas i Fristad nära Borås där en av de ledande tillverkarna har sina produktionsanläggningar. De transporteras med lastbil till Stockholms län. Behållarnas livslängd är 30 år. Slamavskiljare rymmer 2 m³ och töms en gång per år om inget annat anges i avsnitt 4.2.2.

Energiåtgången och emissioner vid tillverkningen av komponenter som slamavskiljare, pumpar och filter försummas. I dessa fall överväger energiåtgången vid materialproduktionen kraftigt. Till exempel är energiåtgången för produktion av PE drygt 30 gånger större än energiåtgången vid själva tillverkningen av slamavskiljare (Uponor 2006:a). Dessutom är det mycket svårt att få fram LCA-data för sådana specialkomponenter medan det finns mycket data om de ingående materialen.

Kommunala avloppsreningsverk

Trots att kommunala avloppsreningsverk ingår som komponent i systemen, försummas deras uppförande och drift ur ett livscykelperspektiv eftersom andelen av deras verksamhet som berör enskilda avlopp är mycket liten.

Rötning

Energiutbytet vid rötning varierar för olika material. Vanligt trekammarbrunnsslam kan antas ha en torrsbstans(TS)-halt på 0,6 procent, varav cirka 65 procent utgörs av organiskt material (VS), som har ett energiinnehåll av 2 kWh per kg (Eveborn, personligt meddelande). Kemsam antas ha en VS-halt på 50 procent, varvid energiutbytet blir något lägre, se Bilaga 7 för detaljer. Koldioxidutsläpp under rötning har försumrats.

Växttillgänglighet av fosfor

Det är av intresse, vad gäller växttillgänglighet av fosfor och kväve i restprodukter från avloppsrening, hur mycket handelsgödsel som kan ersättas. Fosfor måste vara i fosfatform (H_2PO_4^- och HPO_4^{2-}) för att kunna tas upp av växterna (Bengtsson et al. 1997). Växttillgängligheten varierar därför mellan kemsam och filterbäddsmaterial. Fosfor bunden i filterbäddsmaterialet Filtralite[®] har enligt krukförsök gjorda av Kvarnström et al. (2004) hög växttillgänglighet. Försöken visade att växttillgängligheten ligger vid 100 procent och materialet är i detta avseende fullt jämförbart med vanlig handelsgödsel.

Det nyare materialet Filtralite® P har i omättat tillstånd en fosforhalt på 2 g per kg material (Nyholm et al. 2005). Denna fosfor antas inte vara växttillgänglig. All fosfor som ackumuleras utöver detta antas dock vara till 100 procent växttillgänglig.

I filtermaterialet Filtra P fälls fosfor ut som kalciumfosfat (CaHPO_4) som inte är direkt växttillgängligt (Alm, personligt meddelande). Vid pH under 6 löser kalciumfosfat dock upp sig och fosfor blir växttillgänglig. Denna process är relativt långsam, därför kommer materialet eventuellt inte i fråga som gödningsmedel. Det krävs undersökningar kring växttillgängligheten hos materialet, men baserad på rekommendationer av Kvarnström (personligt meddelande) har det antagits att 100 procent av den fastlagda fosfor i materialet är växttillgänglig.

Fosfor i slam från kemikaliefällning å andra sidan uppvisar en växttillgänglighet på 87 procent i genomsnitt enligt en doktorsavhandling av Guivarch (2001) där 80 olika slamprover från franska reningsverk undersöktes. I en studie av Tidåker et al. (2006) antogs baserat på Otabbong (2003) att 50 procent av fosfor är växttillgänglig. Här antas växttillgängligheten vara 87 procent eftersom Guivarchs (2001) studie är baserad på fler försök. Det bör dock nämnas att kemslam från franska avloppsreningsverk har en annan sammansättning än det svenska, eftersom det används andra fosforreduktionsmetoder i Frankrike som kan göra fosfor mer lättillgänglig (Palm, personligt meddelande).

Växttillgänglighet av kväve

Kväve blir växttillgängligt efter mineralisering av andra kväveföreningar till NH_4^+ och NO_3^- . I avloppsslam förekommer kväve dock främst i organiskt bunden form (Tidåker, personligt meddelande), som måste mineraliseras i jorden till de växttillgängliga kväveföreningarna (Brady & Weil 2002). Risken är stor att kvävet förloras eftersom ammoniak är i gasform. Andra mekanismer som denitrifikation eller nitrifikation följt av läckage av nitrat kan öka kväveförlusterna. Även vid lämplig slamlagring och hantering kan ammoniak avgå. Därför är det mycket svårt att kvantifiera hur mycket kväve som skulle kunna återföras till åkermark från trekammarbrunnsslam. Produktkvaliteten varierar mycket och det blir således mycket svårt för lantbrukarna att kunna ersätta några nämnvärda mängder kvävegödsel (Tidåker, personligt meddelande). Därför försummas kvävetillförseln från trekammarbrunnsslam i denna studie.

För filterbäddsanläggningar antas att mycket av det kväve som renas ur avloppsvattnet (jämför Tabell 4) avgår och att det därför inte finns någon potential för kväveåterföring.

Åkermark i Stockholms län och spridning av växtnäring

Enligt SCB (2006:b) fanns det år 2003 drygt 85 000 hektar åkermark i Stockholms län. På knappt 38 000 hektar odlades det spannmål. Fördelningen av åkermark över kommunerna i länet framgår av Tabell 8. Åren 2004/2005 applicerades i Stockholms län i snitt 14 kg ren fosfor per hektar och år på åkermark (Strömberg, personligt meddelande). Med värdena för växttillgängligheten (se ovan) kan det därmed beräknas hur mycket handelsgödsel som kan ersättas med filtermaterial respektive kemslam (se avsnitt 5.3).

Det vanliga gödningsmedlet trippelsuperfosfat (TSP) består till 48 procent av P_2O_5 (Davis & Haglund 1999). Med hänsyn till respektive ämnets molmassa motsvarar en tillförsel av 14 kg ren fosfor en mängd av 32 kg P_2O_5 eller 67 kg TSP.

Både filtermaterial och kemslam transporteras med traktor till åkern. Avståndet antas vara 1 km och traktorn antas kunna köra med en hastighet av 10 km i timmen (Sjöberg 2003). Det kan transporteras 7,5 ton filtermaterial och 15 m^3 kemslam per lass (Lindgren et al. 2002). Lastning av filtermaterial sker med en hastighet av 0,6 m^3 (motsva-

rande 330 kg Filtralite® P eller 600 kg Filtra P) per minut (Tidåker et al. 2005) och fyllning av kemslam tar ca. 2,5 minuter per lass (Erlandsson 2006).

Tabell 8 Åkerareal som används för odling av spannmål per kommun i Stockholms län (SCB 2006:a).

Kommun	Åkerareal (spannmål) i ha	Antal en- skilda av- lopp
Botkyrka	1 413	750
Danderyd	0	5
Ekerö	2 942	3 800
Haninge	1 084	9 000
Huddinge	88	811
Järfälla	48	100
Lidingö	0	160
Nacka	0	2 485
Norrtälje	10 702	30 000
Nykvarn	734	800
Nynäshamn	2 450	4 000
Salem	364	156
Sigtuna	5 090	2 000
Sollentuna	90	160
Solna	0	1
Stockholm	26	210
Sundbyberg	0	1
Södertälje	4 501	4 750
Tyresö	27	2 100
Täby	322	120
Upplands-Bro	2 654	2 550
Upplands Väsby	573	300
Vallentuna	3 602	1 900
Vaxholm	75	2 500
Värmdö	256	13 000
Österåker	684	5 000
Summa	37 725	86 659

Filtermaterialet Filtralite® P blir på grund av sin något längre livslängd tillgängligt som gödsel först efter 5 år. Det antas dock att det på sikt sker en utjämning, som leder till ett konstant flöde av filterbäddsmaterial. Materialet sprids som fastgödsel. I vanliga fall måste det spridas mängder runt minst 5000 kg per hektar (Erlandsson 2006), men här är tungmetallhalten begränsande för vilken mängd som kan spridas (se nedan). Vad gäller flytande gödselmedel, som i det här fallet kemslam, kan det utan problem spridas 100 m³ gödselmedel och mer per hektar och giva (Palm, personligt meddelande). Förutsättningen är även här att den tillåtna tillförseln av tungmetaller inte överskrids (se nedan).

Lastning, fyllning, transport och spridning av filtermaterial respektive kemslam utförs med en traktor av typen Valtra 6650 enligt mätningar utförda av Lindgren et al. (2002).

Detaljer angående energi- och resursanvändning samt utsläpp vid lastning, transport och spridning framgår av Bilaga 6.

Spridning av tungmetaller

Kvaliteten spelar en stor roll för avsättning av restprodukter från avloppsvattenrening. Tungmetallsammansättningen hos Filtralite[®] (föregångarprodukten till Filtralite[®] P, som har liknande sammansättning) och kemsлам i förhållande till 1 kg material respektive 1 m³ slam, som har antagits för beräkningar, framgår av Tabell 9. Dessutom visas vilken mängd tungmetaller som skulle tillföras åkermarken om en årgiva fosfor (14 kg i Stockholms län, se ovan) spreds på en hektar. Givornas storlek beräknades baserad på anläggningarnas fosforreningsförmåga (jämför avsnitt 5.1), avloppsvattnets sammansättning (se Tabell 7 ovan) och fosfors växttillgänglighet i de olika restprodukterna (se ovan). Med dessa som underlag beräknades givan Filtralite[®] P, som krävs för att ersätta en vanlig giva handelsgödsel, till 4200 kg per hektar och givan kemsлам till 68 m³ per hektar. Observera att halten tungmetaller i både Filtralite[®] P och kemsлам är baserade på verkliga mätvärden och inte på avloppsvattnets sammansättning som visades i Tabell 7. Massbalansen för in- och utgående tungmetallhalt stämmer därför inte helt överens mellan de uppmätta och de hypotetiska värdena.

Vad gäller kemsлам, med hänsyn till de gällande gränsvärdena för slamtillförsel till åkermark (se Tabell 2), kan det konstateras att det vid dagens gränsvärden är problematiskt att ersätta en full årgiva handelsgödsel. Gränsvärdena för kadmium, koppar, bly och zink överskrids (se Tabell 9). En mer realistisk spridningsmängd skulle vara ca. 50 m³, där gränsvärdena i stort sett inte överskrids. När de skärpta gränsvärdena för kadmium träder i kraft blir möjligheterna för spridning dock mer begränsad. År 2020 kommer det bara att kunna spridas 25 m³ kemsлам per hektar om kadmiumhalten i slammet förblir densamma som idag (se även avsnitt 5.3).

Tabell 9 Förväntad tungmetallsammansättning hos filterbäddsmaterial (Kvarnström et al. 2004) och kemsлам (Hellström et al. 2003, baserat på utsläpp från ett hushåll med två vuxna och ett barn) samt resulterande tungmetallhalter per giva.

Ämne	Halt i		Tillförsel till åkermark (g/ha och år)	
	Filtralite [®] (mg/kg material)	Kemsлам (mg/m ³ slam)	Filtralite [®] (4200 kg per giva)	Kemsлам (68 m ³ per giva)
Ag		23,08		1,55
Cd	0,27	14,27	1,13	0,96
Cr	81,80	205,60	343,56	13,85
Cu	39,50	6503,77	165,90	438,04
Hg	0,02	2,94	0,08	0,20
Ni	51,70	172,04	217,14	11,59
Pb	40,40	419,60	169,68	28,26
Zn	119,30	12587,95	501,06	847,83

Skulle en hel årgiva handelsgödsel ersättas med Filtralite[®] P, skulle flera av dagens gränsvärden överskridas, som framgår av Tabell 9 i jämförelse med Tabell 2. Kadmium, krom, nickel, och bly är begränsande, som mest överskrids dagens gränsvärden med en faktor av nära 10. För att gränsvärdena ska kunna uppnås, måste den tillförda mängden filtermaterial begränsas till ca. 500 kg.

Data för halten av tungmetaller för Filtra P fanns inte tillgängliga.

Förutom tungmetallhalten i restprodukterna undersöktes även utsläpp av tungmetaller direkt från anläggningarna. Här valdes kadmium som referensämne, se avsnitt 5.2.

4.2.2 Specifika antaganden

Infiltrationsanläggningar

Infiltrationsanläggningar är dimensionerade i enlighet med Naturvårdsverkets (2003:a) rekommendationer för ett hushåll på fem personer med en renvattenförbrukning av 200 liter per person och dag. Anläggningarnas livslängd uppgår till 25 år. Eftersom finkorniga sediment dominerar i Stockholms län (MarkInfo 2006), antas den genomsnittliga kornstorleksfördelningen på platserna där infiltrationsanläggningarna ska byggas ligga mellan 0,06 och 0,1 mm. Grundvattenytan antas ligga mer än en meter under markytan under större delen av året. Således kan de belastas med 30 liter per m² och dygn. Spridningslagret av krossat berg är 300 mm tjockt och ligger 0,5 m under markytan. För detaljer se Bilaga 7.

Markbäddar

Markbäddarnas livslängd antas vara 15 år i scenario 3 där fosforavskiljning sker före markbädden och 10 år i scenario 2 B där fosforavskiljning sker efter markbädden. De är dimensionerade för ett hushåll på fem personer med en daglig renvattenförbrukning av 200 liter per person. Markbäddarna kan belastas med 60 liter avloppsvatten per m² och dygn, vilket enligt Naturvårdsverkets (2003:a) rekommendationer med viss marginal medför en erforderlig area på 20 m². Markbäddarnas höjd är 2000 mm. Fler detaljer framgår av Bilaga 7.

Läckage

Från gamla infiltrationsanläggningar eller markbäddar som ligger kvar i marken kan det ske kontinuerligt läckage till grundvattnet av kemiska ämnen, som bland annat fosfor. Detta läckage försummas dock i denna studie eftersom det är mycket svårt att uppskatta.

Filtralite® P

Filterbäddsmaterialet Filtralite® P består i huvudsak av lera som bryts i närheten av tillverkaren Maxit Groups fabrik i Oslo. Lermaterialet förädlas genom insprutning av kalk innan det bränns. Materialet bränns i en lång, roterande ugn, där det nås temperaturer på upp till 1200 grader. Värmen produceras genom förbränning av olja (Karlsson 2005), se även Bilaga 7 och Bilaga 10.

Filtra P

Filterbäddsmaterialet Filtra P består av bränd kalk (CaO), små mängder kalciumcarbonat (CaCO₃) och järnhaltig gips, som är en biprodukt från en annan industri (Alm, personligt meddelande, Nordkalk 2005). Kalkstenen bryts på Gotland och transporteras till Finland med båt. Filtermaterialet tillverkas i Nakkila i Finland. Blandningen av bränd kalk och järnhaltig gips sker i en trumma där materialet granuleras och är en exoterm process där inga utsläpp sker (Alm, personligt meddelande). Före blandningen torkas materialet och under blandningen tillsätts vatten (Pihl, personligt meddelande). När materialet blir mer etablerat ska torkning följd av vattentillsättning dock inte längre ske, därför har energiåtgången vid torkning försumrats. Användandet av gips ingår inte i beräkningarna eftersom materialet är en biprodukt från en annan industri. Tillverkning av bränd kalk ingår dock som en belastning i livscykelanalysen. Filtra P transporteras till Sverige med båt. Eftersom tillverkaren inte kunde ange den exakta materialsammansättningen antas att Filtra P består till hälften av gips och till hälften av bränd kalk.

Till skillnad från alla andra behållarna i studien antas efterfiltret i scenario 2 B vara tillverkat av betong, i enlighet med Nordkalks rekommendationer (Alm, personligt

meddelande). Efterfiltret tillverkas i Bålsta och transporteras till Stockholm med lastbil. Slamavskiljaren måste tömmas två gånger per år för att minska risken för att det känsliga efterfiltret ska sätta igen (Alm, personligt meddelande), se Bilaga 7 och Bilaga 11.

Kemikaliefällning

Fällningskemikalien som används i kemikaliefällning är polyaluminiumklorid PAX-21 med en aluminiumhalt på 7,2 procent (Hellström et al. 2003), som tillverkas av Kemira i Helsingfors och transporteras till Stockholms län med båt. I kommunala avloppsreningsverk doseras i genomsnitt 7 g Al per m³ för att uppnå reningsgrader upp till 90 procent. Vid kemfällning i enskilda avlopp krävs det dock enligt en grov uppskattning av Hellström (personligt meddelande) minst den dubbla mängden. Det antas därför att det doseras 15 g Aluminium per m³. Detta motsvarar en mängd på ca. 210 g PAX-21 per m³ avloppsvatten.

Slamavskiljaren är dimensionerad något större än i de övriga scenarierna och rymmer 3 m³ för att kunna klara av ökade slammängder. Dessutom töms slamavskiljaren två gånger per år vid permanentbebodda fastigheter. Se Bilaga 7 och Bilaga 12 för detaljer.

Slamtransporter

Slamtransporter kan ske på olika sätt, beroende på var i Stockholms län respektive enskilda avlopp befinner sig. Inspiration har hämtats från Bornsjönsområdet och Tanum kommun där liknande avhämtningssystem som de nedan beskrivna är i drift (Tidåker, personligt meddelande).

I scenario 3, kemikaliefällning, alternativ A hämtas trekammarbrunnsslamm (se Figur 12) med slamsugbil och transporteras till ett kommunalt avloppsreningsverk där det blandas med kommunalt avloppsslam och vidarebehandlas. Detta alternativ gäller främst områden som ligger längre ifrån jordbruksområde och områden som ligger nära Stockholms stad och de stora kommunala reningsverken. Värmdö kommun är ett typiskt sådant område, där det finns ett mycket stort antal enskilda avlopp, men endast lite åkerareal (se Tabell 8).

I alternativ B hämtas slammet antingen av ett specialiserat företag eller av lantbrukaren själv och mellanlagras hos lantbrukaren, där det också hygieniseras (se nedan). Detta alternativ är attraktivt i områden där det finns både enskilda avlopp och god tillgång till åkerareal, som t.ex. Norrtälje, Sigtuna eller Södertälje kommun. Medelavståndet till närmaste lantbrukare antas vara 10 km.

I de övriga scenarierna (infiltrationsanläggning och filterbäddsanläggning) sköts slamavhämtningen som i alternativ A för kemikaliefällning. De kommunala avloppsreningsverken som slammet kan transporteras till är Bromma reningsverk, Himmerfjärdsverket, reningsverk Henriksdal i centrala Stockholm och Käppalaverket på Lidingö samt några mindre reningsverk som t.ex. reningsverken i Nynäshamn och Norrtälje (Kärrman, personligt meddelande). Medelavståndet från de enskilda avloppen till de kommunala avloppsreningsverken antas vara 30 km.

Mellanlagring av kemfällt slam

Lagring av kemfällt slam i scenario 3 B sker hos lantbrukaren i betongbrunnar. Enligt Tidåker (personligt meddelande) kan det antas att det finns mycket ledig lagringskapacitet för kemslam hos lantbrukarna. Dessutom har tidigare studier visat att belastningen från materialproduktion och uppförandet av dessa gödselbrunnar är försumbart liten (Tidåker, personligt meddelande). Därför försummas mellanlagringen i beräkningarna och endast transporter tas hänsyn till. Innan slammet kan spridas, måste det dock röras om. Detta sker med en traktorstyrd propelleromrörare som förbrukar 0,1 liter diesel

per kWh (Sjöberg 2003). Omrörning sker i sex timmar och energianvändningen uppgår enligt Sjöberg (2003) sammanlagt till cirka 2,2 kWh (7,92 MJ) per m³ eller 0,2 liter diesel per m³ (se Bilaga 6).

Hygienisering av kemsam

Hygienisering av kemsam är mycket energikrävande om metoder som termisk torkning, pastörisering, termofil rötning, våtkompostering (jämför tidigare studier om slamhantering, avsnitt 3.1), sluten kompostering eller kalkbehandling används. Dessa behandlingsmetoder tilldelas klass A enligt Naturvårdsverket (2002). Detta innebär enligt ett förslag till förordning av Naturvårdsverket (2002) att det ställs relativt låga krav vad gäller slam användning på åkermark. Andra metoder medför högre krav, energianvändningen är dock mycket lägre. En enkel metod som lämpar sig särskilt vid decentraliserad hygienisering är lagring i ett år utan tillförsel av nytt slam. Sådant slam tilldelas klass C, vilket enligt ovan nämnda förslag till förordning innebär att slammet inte får spridas på:

- åkermark som ska användas för bete eller om vallfodergrödor ska användas inom två år efter slamspridningen,
- mark som är avsedd för odling av bär, potatis, rotfrukter samt frukt och grönsaker som kommer i kontakt med jorden och normalt konsumeras råa,
- skogsmark,
- på ytor där människor normalt vistas (parker, idrottsplatser, golfbanor).

Dessutom får slammet inte användas vid trädgårdsodling, krukodling och av privatpersoner. Slammet måste också inarbetas i jorden inom ett dygn efter spridning. Dessa krav begränsar användningen av slam som har behandlats på detta sätt, men energibalansen är mycket bra, varför denna metod anses vara mycket fördelaktig. Denna variant har kallats för kemfällning B.0 i de följande avsnitten.

En annan metod som har betraktats i detta arbete är hygienisering med urea. Denna behandling är än så länge dåligt dokumenterad (Tidåker et al. 2006) och har inte beaktats i Naturvårdsverkets förslag till förordning (2002). En studie av Vinnerås (2005) visade dock att det krävs endast en tillsats av 0,1 viktsprocent urea för att eliminera alla patogena bakterier efter tio veckors lagring av klosettatten i en gödseltank. Behandling med urea har goda förutsättningar för decentral slambehandling och har därför tagits med som ett tänkbart framtidsscenario i denna studie och kallas för kemfällning B.1 i de följande avsnitten.

Transport av filterbäddsmaterial

Förbrukat filterbäddsmaterial transporteras med lastbil direkt till lantbrukaren där det krossas med en mobil spindelkross. Energiåtgången vid krossning försummas, eftersom den uppgår till endast 0,01 liter bränsle per personequivallent och år (beräkning baserad på Olsson, personligt meddelande).

Hygienisering av filterbäddsmaterial

Både Filtralite P och Filtra P har pH-värden kring 12. Vid detta pH-värde inaktiveras både virus och bakterier och ingen hygienisering behövs (Hedström 2006:b).

4.3 DATAKVALITETSKRAV

Inför inventeringsanalysen har det ställts vissa krav på datakvalitet. Vad gäller tidsrelaterad täckning krävs det att data inte är äldre än femton år eftersom det antas att det kontinuerligt sker processförbättringar som gör tillverkningen mer energieffektiv. Dessutom antas mätmetoderna ha förbättrats så mycket att äldre data inte alltid är pålitliga. Angående geografisk täckning krävs det att data har samlats in för förhållanden som motsvarar de svenska. Steg i livscyklerna som sker utanför Sverige kräver dock data som är anpassade till respektive förhållanden. Som exempel kan nämnas att el som förbrukas i Sverige har svensk sammansättning medan el som förbrukas utanför Sverige har en sammansättning som motsvarar respektive geografiska område. Eftersom tillgängligheten av data inom småskalig vattenreningsteknik är begränsad har det från början inte ställts några krav på teknologisk täckning utöver de krav som är relaterade till tiden. Det krävs dock att alla data är väldokumenterade.

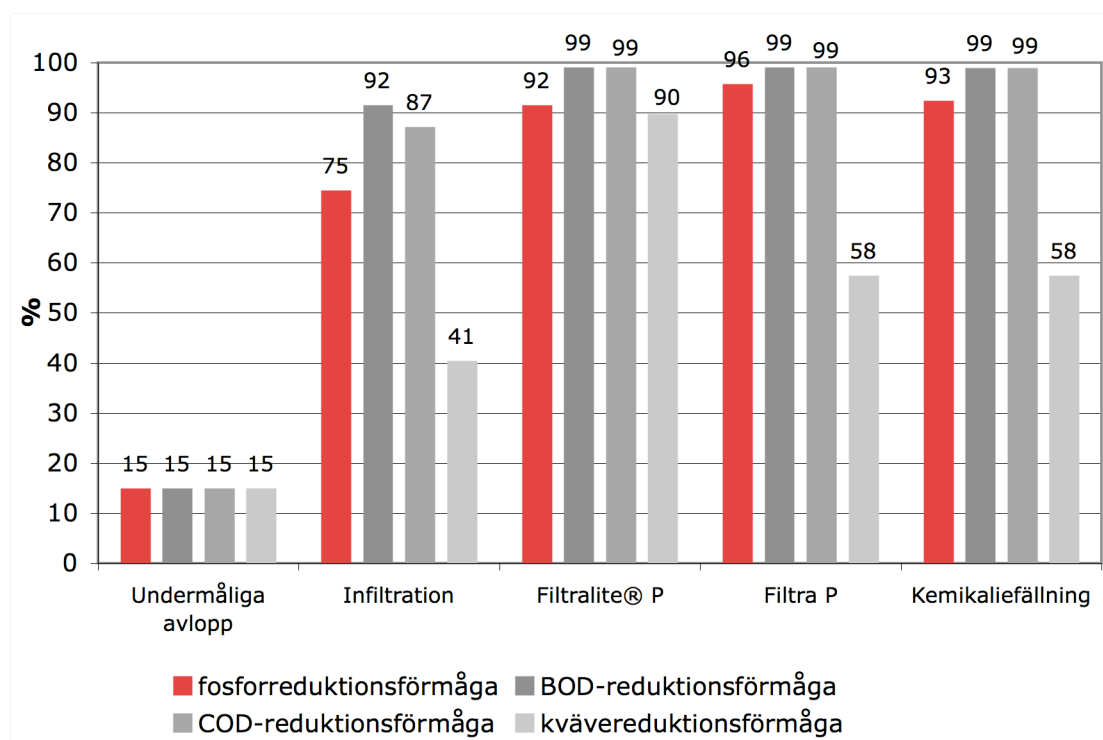
4.4 IMPLEMENTERING AV MODELLERNA

De fyra modellerna implementerades i tabellkalkyleringsprogrammet Microsoft Excel. En detaljerad översikt över de ingående modellkomponenterna återfinns i Bilaga 9 för infiltrationsanläggningen, i Bilaga 10 för Filtralite[®] P, i Bilaga 11 för Filtra P och i Bilaga 12 för kemfällningsanläggningen. Energianvändning, resursförbrukning och utsläpp till luft och vatten beräknas med inventeringstabellen i Bilaga 6 som underlag. Dessutom krävs det basdata för att få information om den totala belastningen från de olika modellkomponenterna (i t.ex. kg, m³ eller ton material*km) och om modellkomponenternas livslängd. Därav kunde belastningen per pe och år beräknas. Dessa basdatavärdena återfinns i Bilaga 4 (Beräkning av fosforutsläpp), Bilaga 5 (Återföring av växtnäring), Bilaga 7 (Basdata till modellkomponenterna) och Bilaga 8 (Energibesparing). Basdatavärdena återspeglar antaganden och avgränsningarna som gjordes i avsnitt 4.2 ovan.

5 RESULTAT OCH TOLKNING

5.1 REDUKTIONSFÖRMÅGA AV FOSFOR OCH ANDRA EUTROFIERANDE UTSLÄPP

I denna studie är fosforreduktionsförmågan hos de olika avloppsreningsystemen den mest intressanta aspekten vad gäller reningsförmåga. Under antaganden om reduktionsförmågan för de enskilda komponenterna som gjordes ovan (Tabell 6) kan den totala reduktionsförmågan för fosfor, COD, BOD och totalkväve beräknas, se Figur 13. Fosforreduktionsförmågan ligger på över 90 procent för Filtralite® P, Filtra P och kemfällning. Värdet är lägre för infiltrationsanläggningen (74,5 procent). Reduktionsförmågan hos de olika anläggningarna kan jämföras med reduktionsförmågan hos dagens undermåliga avlopp (jämför avsnitt 3.5), som är betydligt lägre. BOD- och COD-reduktionsförmågan är hög hos alla systemen och nära 100 procent för Filtralite® P, Filtra P och kemfällning. Kvävereduktionsförmågan är betydligt lägre (mellan 40,5 och 57,5 procent) hos alla systemen förutom anläggningen med Filtralite® P som filtermaterial, som är utrustad med ett förfilter som har mycket hög kvävereducerande förmåga.



Figur 13 Reduktionsförmåga av eutrofierande substanser hos de olika systemen.

Med antaganden om avloppsvattnets sammansättning som gjordes i Tabell 7 kan den årliga belastningen till recipienten beräknas. I absoluta termer har här endast fosforutsläppen betraktats. Den årliga fosforproduktionen per pe uppgår till 0,76 kg (jämför Tabell 7). De av denna årliga fosforproduktion resulterande utsläppen till recipient framgår av Tabell 10.

Utsläppsnivåerna som kan nås med de olika reningsystemen kan jämföras med det genomsnittliga utsläppet från enskilda avlopp i Stockholms län, som år 2003 uppgick till ungefär 0,24 kg per pe och år (Karlsson 2005). Se Bilaga 4 för detaljer om beräkningarna.

Tabell 10 Fosforutsläpp från de olika reningssystemen baserat på den beräknade reduktionsförmågan hos respektive anläggning.

	Udermålga avlopp	Infiltration	Filtralite® P	Filtra P	Kemikaliefällning
fosforutsläpp (kg per pe och år)	0,65	0,19	0,07	0,03	0,06

5.2 UTSLÄPP AV TUNGMETALLER

Vad gäller utsläpp och spridning av tungmetaller betraktades ovan (avsnitt 4.2.1) vilka givror för återföring av växtnäring till åkermark som säkerställer att gränsvärdena inte överskrids. Dessutom undersöktes kadmiumutsläppen till recipient från de olika anläggningarna, baserat på antaganden kring avloppsvattnets sammansättning (Tabell 7) och kadmiumreduktionsförmågan (Tabell 6). Kadmium valdes som referensämne för alla tungmetaller. Resultaten av undersökningen framgår av Tabell 11. Eftersom det inte finns några gränsvärden för utsläpp av kadmium till recipient kan värdena jämföras med utsläpp från centrala avloppsreningsverk, som uppgår till ungefär 2 mg kadmium per pe och år (Erlandsson 2006).

Tabell 11 Reningsförmåga och utsläpp av kadmium till recipient.

	Infiltration	Filtralite® P	Filtra P	Kemikaliefällning
reduktionsförmåga (%)	47,5	63,3	63,3	65,0
kadmiumutsläpp (mg per pe och år)	11,5	8,1	8,1	10,0

5.3 ERSÄTTNING AV HANDELSGÖDSEL

Under antaganden som gjordes i avsnitten 4.2.1 (Spridning av tungmetaller) och 4.2.2 (Växttillgänglighet av fosfor) kan det beräknas vilken mängd handelsgödsel (som antas vara TSP) som kan ersättas av de olika restprodukterna (se Bilaga 5 för detaljer). Den högsta koncentrationen växttillgänglig fosfor har Filtralite® P med 3,44 g per kg material, se Tabell 12. Filtra P byts oftare och hinner därför inte uppnå samma mättnadsgrad som Filtralite® P. Kemsлам har den lägsta halten av växttillgänglig fosfor, men eftersom det kan, baserat på tungmetallinnehållet, spridas mycket större mängder slam än filtermaterial, blir även mängden handelsgödsel som kan ersättas mycket större. Det bör observeras att värdena i Tabell 12 inte är relaterade till år eller pe. Filtralite® P blir tillgängligt som växtnäring först efter 5 år, Filtra P vartannat år och kemsлам tillförs kontinuerligt varje år. Men eftersom det antas ske en utjämning av materialflödena med tiden anses resultaten vara representativa. Som nämnts tidigare sprids 14 kg ren fosfor per hektar och år i Stockholms län, vilket motsvarar en mängd av 67 kg handelsgödsel. Filtralite® P kan således ersätta ca. 13 procent handelsgödsel. Motsvarande siffra är ca. 3 procent för Filtra P och ca. 67 procent för kemsлам. Observera dock att mängden handelsgödsel som kan ersättas av kemsлам kommer att minska så småningom på grund av

de skärpta reglerna för slamtillförsel till åkermark (se diskussionen i avsnitt 6.4). Observera dessutom att värdena för Filtra P är behäftade med en stor osäkerhet, eftersom det antogs att det inte kan spridas en större mängd Filtra P än Filtralite[®] P, trots att det i verkligheten förmodligen inte ackumuleras samma mängd tungmetaller i materialet. Den ersatta mängden skulle t.ex. bli 10 gånger större om det spreds 5000 kg per hektar, vilket är mängden som anses behöva spridas för att spridningen ska bli lönsam med konventionell utrustning för fastgödselspridning (Palm, personligt meddelande).

Tabell 12 Halt växttillgänglig fosfor och mängden handelsgödsel som kan ersättas av de olika restprodukterna baserat på materialens tungmetallinnehåll.

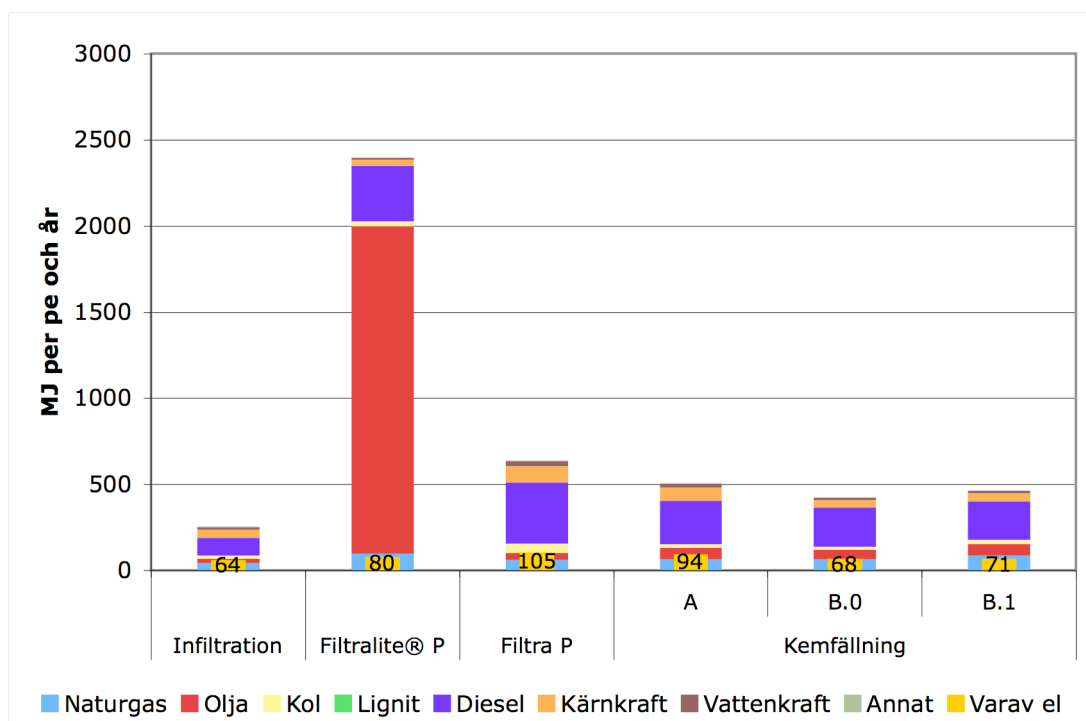
	Filtralite[®] P	Filtra P	Kemslam
Halt växttillgänglig fosfor (g/kg)	3,4	0,8	0,2
Mängd handelsgödsel som kan ersättas per ha och år (kg)	8,6	1,9	45,2
Ersättning av den årliga tillförseln av handelsgödsel per ha (%)	12,9	2,8	67,5

5.4 URVAL AV RESULTAT FRÅN INVENTERINGSANALYSEN

I detta avsnitt ges ett urval av resultat från inventeringsanalysen (jämför avsnitt 2.2). Datavärdena som ligger till grund för inventeringsanalysen framgår av Bilaga 6. De fullständiga resultaten ges i tabellform i Bilaga 13.

5.4.1 Energianvändning

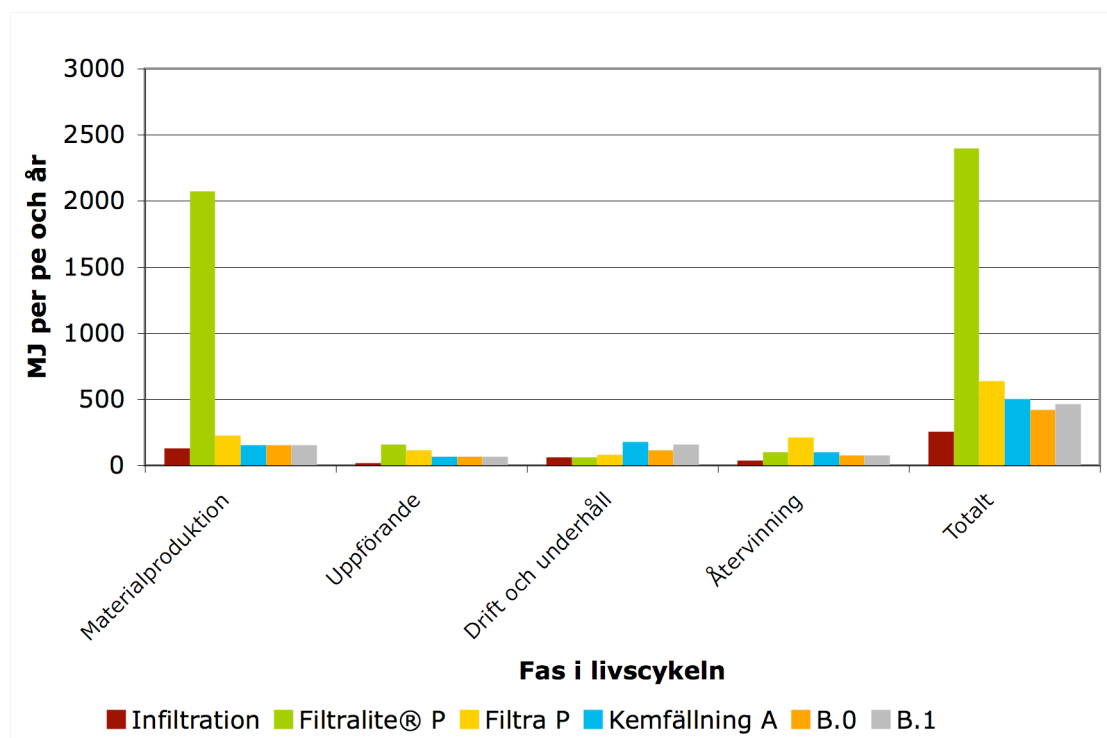
Energianvändningen, uppdelad efter energislag samt andelen el av den totala energianvändningen framgår av Figur 14. Förbrukning av naturgas härrör främst från produktion av PE. Oljeförbrukning kan relateras till både tillverkning av PE och transporter. Diesel förbrukning härrör från transporter och markarbeten. Andra energislag omfattar förbränning av biomassa och torv samt användning av vind- och solenergi. Figuren visar också andelen av energianvändningen som utgörs av el, som är relativt låg hos alla systemen.



Figur 14 Inventeringsresultat för energianvändningen.

Det kan även vara intressant att betrakta vilka faser i systemens livscykel som bidrar mest till energianvändningen. Resultaten efter inventeringen för detta framgår av Figur 15. Det blir tydligt att materialproduktionen står för en stor del av energianvändningen. För kemfällningsalternativen bidrar driftfasen kraftigt till den totala energianvändningen, vilket beror på mer frekventa slamtömningar och förbrukning av fällningskemikalie. De olika återvinnings- och hygieniseringsalternativen för kemfällning har endast en begränsad effekt på den totala energianvändningen. För Filtra P-anläggningen är återvinningsfasen mycket energikrävande, vilket kan förklaras med filtermaterialets begränsade livslängd.

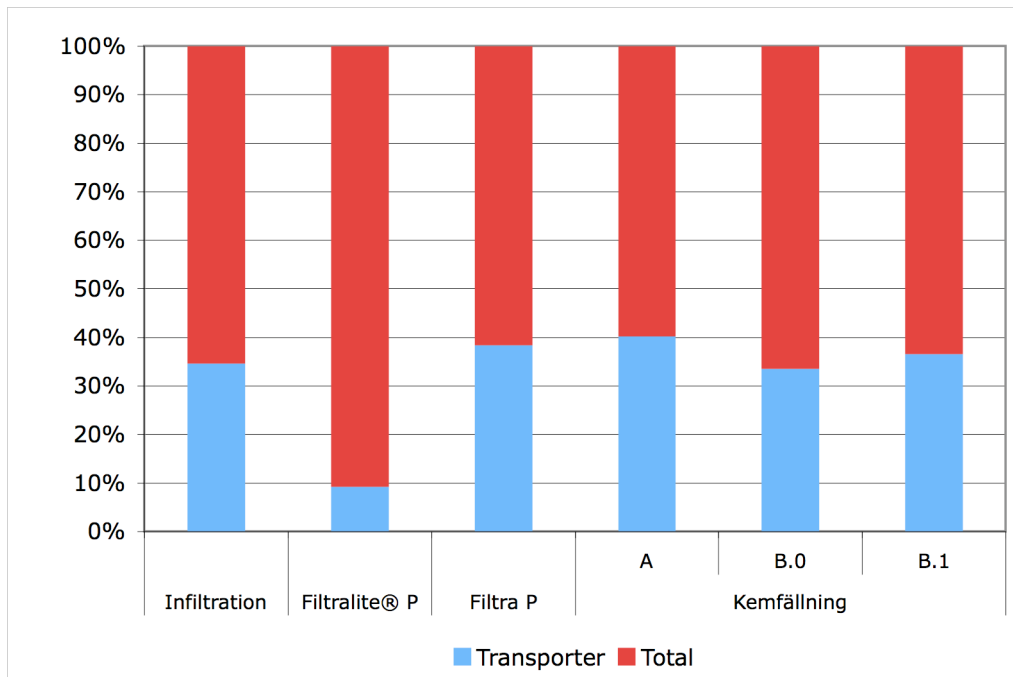
Anläggningen med Filtralite® P som filtermaterial har den högsta energianvändningen. Detta beror främst på den energiintensiva tillverkningen av filtermaterialet. Energiåtgången för infiltrationsanläggningen är lägst, eftersom materialåtgången i denna anläggning är liten och dess livslängd är stor.



Figur 15 Energianvändning under livscyklernas olika faser.

Ytterliggare en intressant aspekt är andelen transporter av den totala energianvändningen. Transporter kan, ur energisynpunkt, betraktas som ineffektiviteter i systemet. Något förenklat förekommer transporter när det ekonomiskt sett är billigare att producera långt ifrån istället för i närheten av användaren. Till exempel skulle energiåtgången för produktion av Filtra P vara lika hög om det fanns ytterliggare en produktionsanläggning i Sverige utöver den som redan finns i Finland (om energiåtgången för uppförandet av produktionsanläggningen försummas). Men det valdes att koncentrera tillverkningen till Finland, med största sannolikhet av ekonomiska skäl. Detta resulterar i ökade transporter. Resultatet av denna undersökning framgår av Figur 16 nedan, som visar transporternas procentuella andel av den totala energianvändningen.

Observera att figuren bör betraktas i kombination med Figur 15, som visar de absoluta värdena på den totala energianvändningen. Infiltrationsanläggningen, kemikaliefällningsalternativen och Filtra P-anläggningen har en hög transportandel – mellan 33 och 40 procent. Filtralite® P-lösningen har däremot en mycket låg transportandel (ca. 10 procent), vilket kan förklaras dels med den mycket höga absoluta energianvändningen vid produktionen av filtermaterialet och dels med att det går åt mindre material som sand och grus vid uppförandet av anläggningen. Dessutom har materialet en hög livslängd och behöver inte bytas lika ofta som t.ex. Filtra P-materialet.

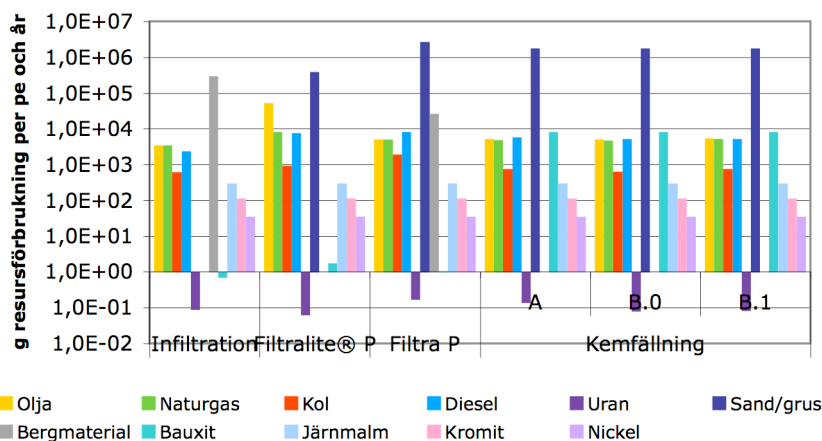


Figur 16 Transporternas procentuella andel av den totala energianvändningen.

5.4.2 Resursförbrukning

Ett urval av resultat för förbrukning av resurser framgår av Figur 17. Observera att skalan är logaritmisk och att värdena som ligger under x-axeln inte är negativa, utan små, positiva värden. Figuren visar att förbrukningen av vissa resurser – i absoluta termer – är mycket stor. Filtra P-anläggningen förorsakar t.ex. en förbrukning av 2,7 miljoner g sand och grus per personekvivalent och år.

Förbrukningen i absoluta termer av andra resurser är däremot mycket liten. Det förbrukas t.ex. som mest 0,18 g uran per personekvivalent och år (se även Bilaga 13). Urvalet av resultat från inventeringsanalysen visar också att resultaten som inte direkt berör energianvändning i denna form är mycket svårtolkade. Hur ska t.ex. en stor förbrukning av grus och sand värderas mot förbrukningen av bauxit? För att kunna besvara sådana frågor genomfördes även en miljöpåverkansbedömning (jämför avsnitt 2.3), som redovisas i följande avsnitt.



Figur 17 Urval av inventeringsresultat – resursförbrukning. Observera att skalan är logaritmisk.

5.5 DEFINITION AV MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER, KLASSIFICERING OCH NORMALISERING

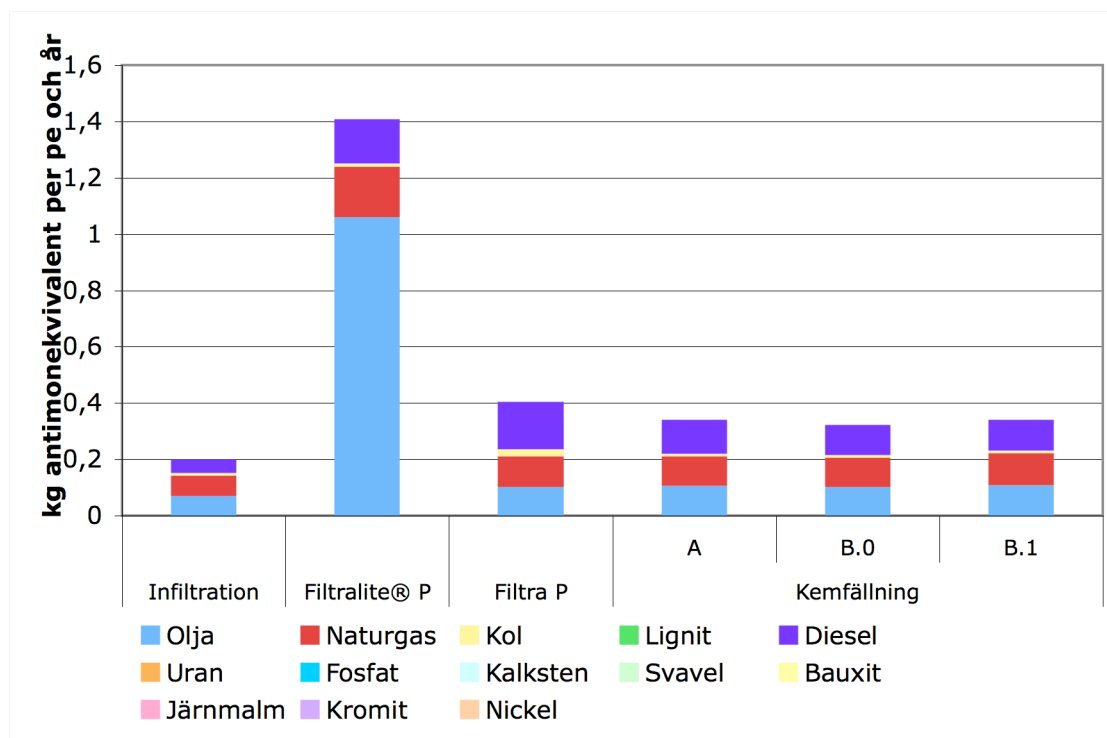
Med hänsyn till resultaten från inventeringsanalysen valdes fem olika miljöpåverkanskategorier; förbrukning av abiotiska resurser, potential för global uppvärmning, påverkan på mänsklig hälsa, försurningspotential samt eutrofieringspotential (jämför avsnitt 2.3). Resultaten från inventeringsanalysen sorterades enligt miljöpåverkanskategorier som förberedelse till karakteriseringen. Observera att ett och samma ämne kan hamna i flera olika miljöpåverkanskategorier. Se Bilaga 14 för detaljer.

5.5.1 Resultat efter karakterisering

Som nämnts i avsnitt 2.3 innebär karakteriseringen att data från inventeringen multipliceras med en karakteriseringsfaktor för att göra de jämförbara med varandra. Innan resultaten presenteras beskrivs kortfattat även de olika karakteriseringsmetoderna som användes. De valda karakteriseringsfaktorerna redovisas i Tabell 13 och de samlade resultaten efter karakterisering återfinns i tabellform i Bilaga 15.

Förbrukning av abiotiska resurser

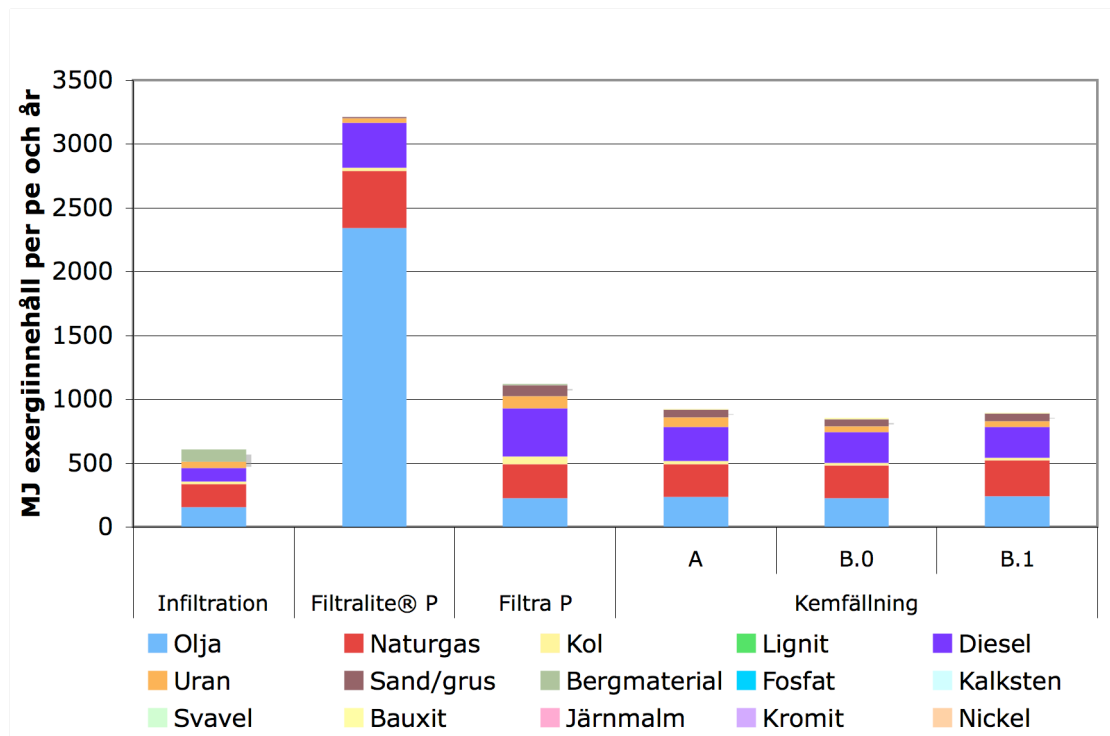
Abiotiska resurser är naturresurser (och energislag) som anses vara ”icke-levande” (Guinée 2002) och omfattar resurser som råolja, koppar eller vindenergi. Karakteriseringen av förbrukning av abiotiska resurser är omdebatterad och fortfarande under utveckling. Därför finns det ett större antal olika bedömningsmetoder. Här bedömdes förbrukning av abiotiska resurser med två av dessa metoder. Den ena metoden (A) är enligt Guinée (2002) standardmetoden och sätter resursförbrukningen i förhållande till de ultimata reserverna och är baserad på aktuella utvinningskvoter. Denna metod anses bäst förtydliga hur ”allvarlig” resursförbrukningen är (a.a.).



Figur 18 Bedömning av förbrukning av abiotiska resurser enligt metod A.

Den andra metoden (B) som användes baseras på olika substansers exergiinnehåll. Exergi är en teoretisk termodynamisk storlek och anger det minimala arbetet som krävs för att producera en substans med specifik sammansättning och koncentration från olika ämnen som finns i miljön (Exergoecology Portal 2006). De använda karakteriseringsfaktorerna framgår av Tabell 13 nedan. Karakteriseringsfaktorn för metod A är abiotisk förbrukningspotential (ADP) i kg antimonekvivalent per kg resursförbrukning. Enheten för indikatorresultat blir därmed kg (antimonekvivalent). Karakteriseringsfaktorn för metod B är MJ exergiinnehåll per kg resursförbrukning. Indikatorresultatet får därför enheten MJ exergiinnehåll.

Som framgår av Figur 18 ovan har förbrukningen av fossila resurser – olja, naturgas, kol och diesel – störst inverkan på den abiotiska resursförbrukningen bedömd enligt metod A. Observera dock att förbrukning av varken bergmaterial eller kalksten bedöms med denna metod. En något annan bild fås när bedömningen av förbrukningen av abiotiska resurser utförs med metod B, se Figur 19. Här får förbrukning av uran större tonvikt. Dessutom har förbrukning av bergmaterial respektive sand och grus en tydlig påverkan på resultatet. Filtralite® P ligger i spetsen för resursförbrukningen för bägge bedömningsmetoder, följt av Filtra P och de olika kemfällningslösningarna. Infiltrationsanläggningen uppvisar den lägsta resursförbrukningen, både i kg antimonekvivalent och MJ exergiinnehåll. Dessa resultat kan tyckas ligga i konflikt med resultaten för energianvändningen som erhöles redan efter inventeringsanalysen (jämför avsnitt 5.4.1., i synnerhet Figur 14 och Figur 15), där olje- och naturgasanvändningen utgjorde endast en liten del av den totala energianvändningen för alla anläggningarna utom Filtralite® P-anläggningen. Avvikelsen mellan figurerna hänger dock ihop med att både olja och naturgas används i stor omfattning som råvara i PE-tillverkningen, och inte som bränsle (se även avsnitt 5.6.2).

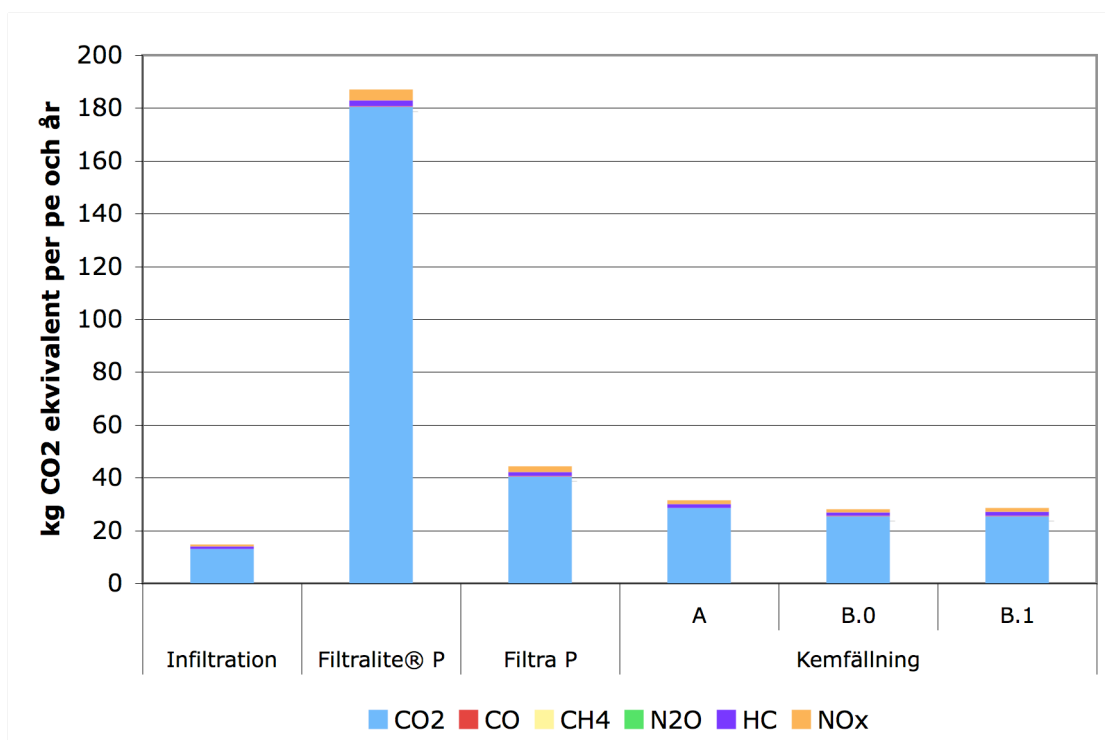


Figur 19 Bedömning av förbrukning av abiotiska resurser enligt metod B.

Potential för global uppvärmning

Potential för global uppvärmning bedömdes enligt modellen för potential för global uppvärmning av olika växthusgaser som utvecklades av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2001). Karakteriseringsfaktorerna framgår av Tabell 13. Tidshorisonten valdes till 100 år, som tar hänsyn till växthusgaser med både lång och kort uppehållstid i atmosfären, vilket är det mest vanliga valet enligt Guinée (2002). Karakteriseringsfaktorn är utsläpp av växthusgas till luften i kg koldioxidekvivalent per kg utsläpp. Enheten för indikatorresultat blir således kg (koldioxidekvivalent).

Resultaten efter karakterisering för denna kategori framgår av Figur 20. Trots att koldioxid (CO₂) har den lägsta uppvärmningspotentialen per kg utsläpp (se Tabell 13) av de undersökta ämnen, bidrar den mest till resultatet i denna påverkanskategori. Ur kvalitativ synpunkt följer resultaten det mönster som har visat sig tidigare. Filtralite® P har den största potentialen för global uppvärmning, medan infiltrationslösningen har den lägsta, vilket är direkt kopplat till användningen av fossila bränslen.

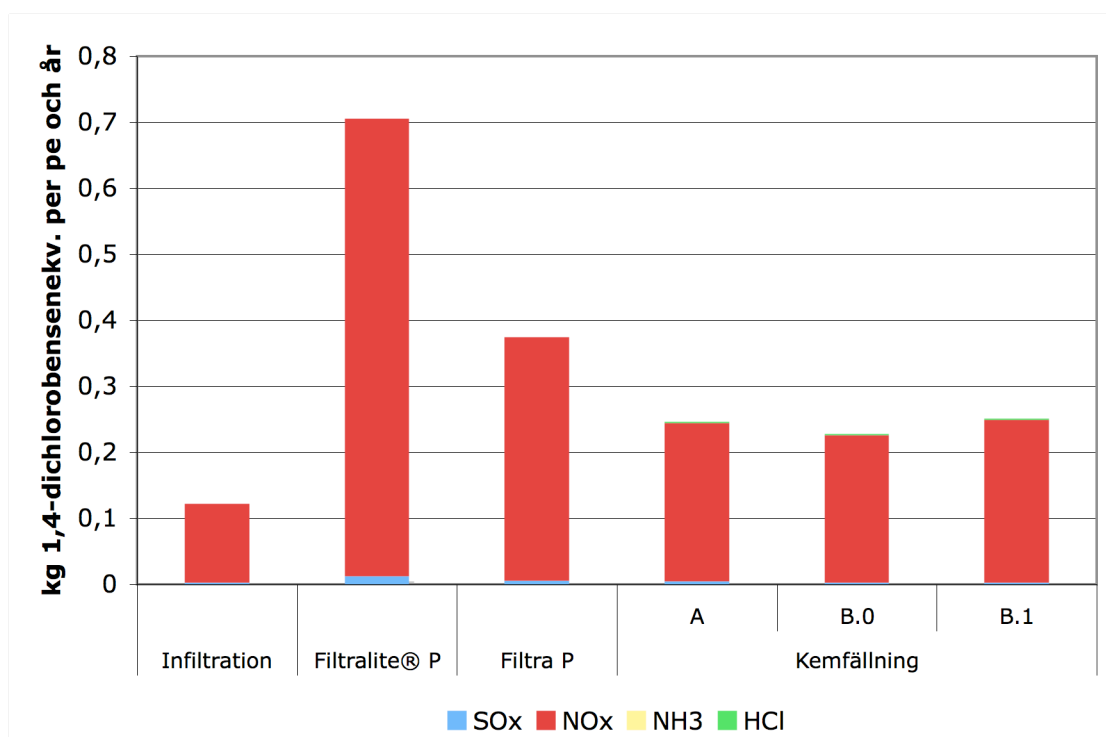


Figur 20 Potential för global uppvärmning för de olika reningsteknikerna.

Påverkan på mänsklig hälsa

Påverkan av toxiska substanser i miljön på mänsklig hälsa är mycket omdebatterad och det finns en rad olika tillvägagångssätt vid bedömningen (Guinée 2002). I metoden som användes bedöms påverkan på mänsklig hälsa med en oändlig tidshorisont baserad på en komplex modell som tar hänsyn till varifrån, hur och vart olika substanser sprids över jorden samt vilken effekt de utövar på mänsklig hälsa på vägen (a.a.). Karakteriseringsfaktorn är human-toxicity potential med oändlig tidshorisont och global påverkan ($HTP_{\infty, global}$) i kg 1,4-dichlorobensenekvivalent per kg utsläpp. Enheten för indikatorresultat är kg (1,4-dichlorobensenekvivalent). Endast direkta effekter på mänsklig hälsa från materialproduktion och uppförande bedömdes. Effekter från driftfasen kunde inte bedömas, eftersom det inte fanns tillräckligt med dataunderlag för reduktion av hälsofarliga ämnen hos de olika systemen.

Resultaten för denna påverkanskategori visar en samma bild som de tidigare resultaten, se Figur 21. Utsläpp av kväveoxider (NO_x) står för den största påverkan på mänsklig hälsa av de undersökta utsläppen. Det är viktigt att framhäva att det finns tusentals kemiska ämnen som kan påverka människors hälsa, men endast ett fåtal undersöktes här. Resultaten bör därför behandlas med försiktighet, jämför normaliseringen nedan (avsnitt 5.5.2) och diskussionen i avsnitt 6.1.5. Filtralite® P-anläggningen står för den största påverkan på mänsklig hälsa. Detta kan relateras till både utsläppen som uppstår under tillverkningen av filtermaterialet och filtermaterialets relativt korta livslängd. För de övriga modellerna är resultaten liknande. Filtra P-anläggningen har relativt stor påverkan på mänsklig hälsa, kemfällningslösningarna har något lägre påverkan och infiltrationsanläggningen uppvisar den lägsta påverkan på mänsklig hälsa.

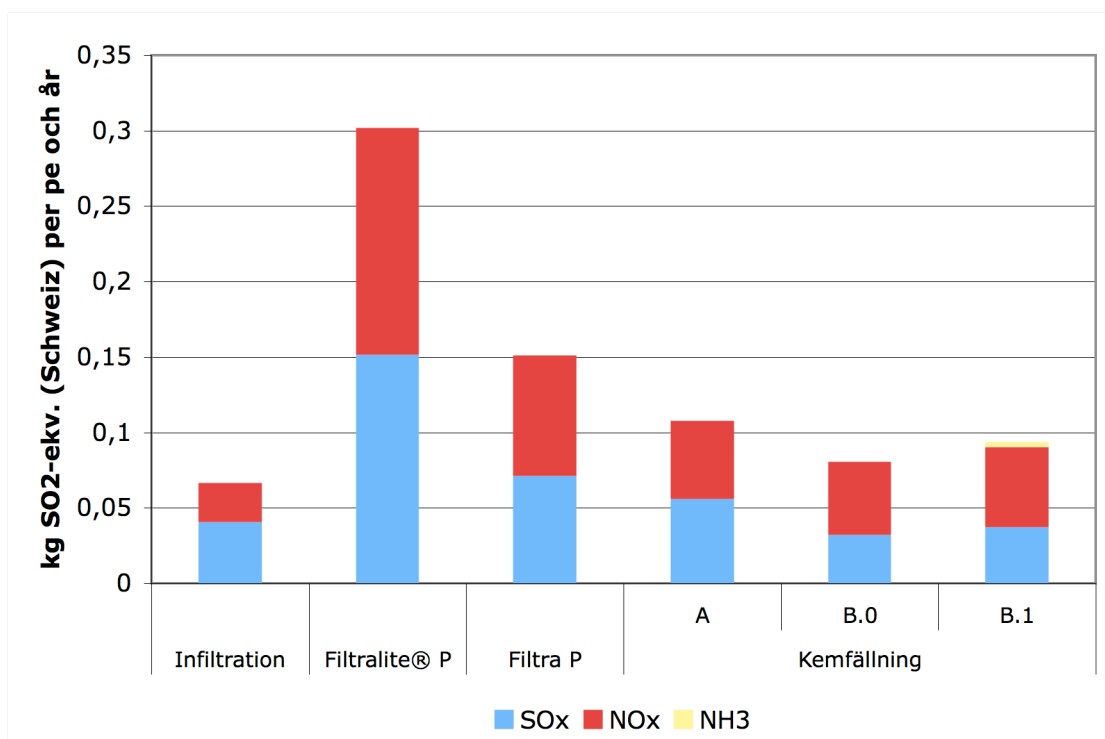


Figur 21 Resultat efter karakterisering för påverkan på mänsklig hälsa.

Försurningspotential

Försurning förorsakas främst av utsläpp av SO₂, NO_x och NH_x till luften och påverkar allt från ekosystem till byggnader. Effekten av olika utsläpp är mycket beroende av de lokala förhållanden. Därför bedömdes påverkan här med hjälp av till Sverige anpassade data för försurningspotential (AP regional) för år 1995 (Guinée 2002). Karakteriseringsfaktorn är försurningspotential i kg SO₂-ekvivalent i Schweiz per kg utsläpp. Indikatorresultatet anges därför i kg (SO₂-ekvivalent i Schweiz).

Som framgår av Figur 22 står svavel- och kväveoxider (SO_x och NO_x) för den största andelen av försurningspotentialen hos de olika modellerna. Dessa utsläpp kan relateras främst till förbränning av fossila bränslen, både från transportsektorn och från olika tillverkningsprocesser. Resultaten påvisar det redan bekanta mönstret. Filtralite® P bidrar mest till påverkanskategorin, följt av Filtra P och kemfällning, med infiltrationslösningen i botten. Utsläpp av NH₃ från kemfällningsalternativet B.1 härrör från produktion av urea, som används som hygieniseringsmedel.

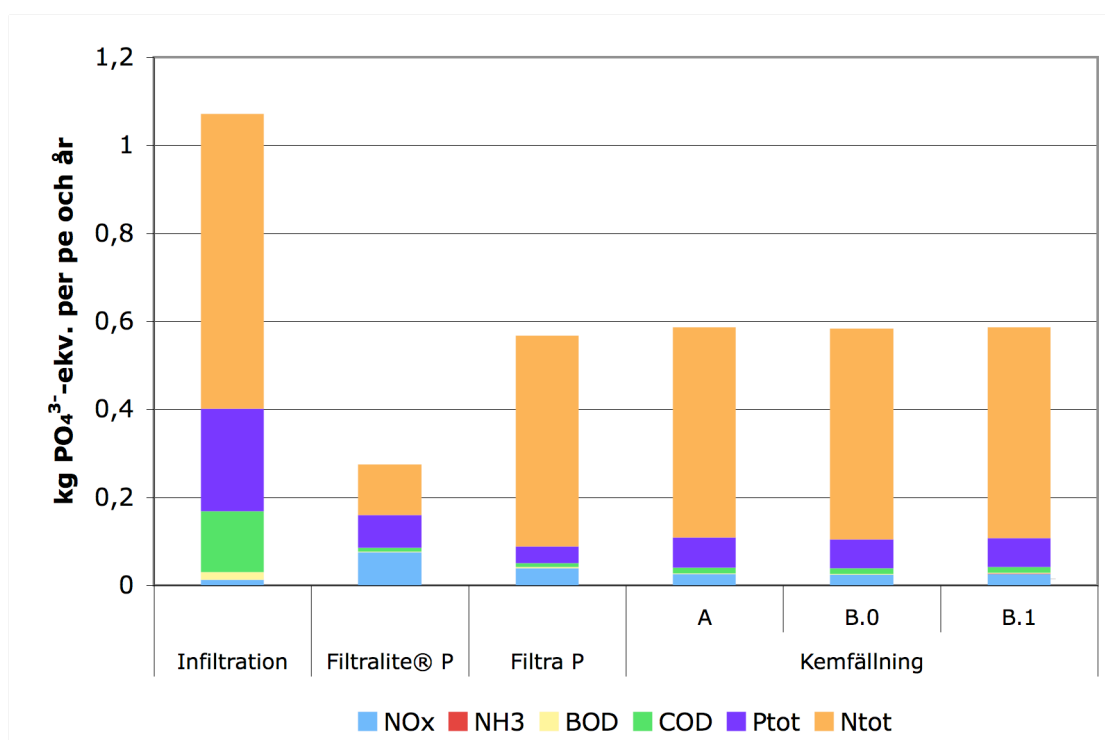


Figur 22 Resultat efter karakterisering för försurningspotential.

Eutrofieringspotential

Eutrofiering förorsakas främst av näringsämnen som fosfor och kväve (i olika former) som släpps ut till vatten och luft (och som till slut också hamnar i vattnet). Men även utsläpp BOD och COD kan bidra till eutrofieringen. Denna påverkan bedömdes med allmängiltiga faktorer för eutrofieringspotential (EP) i kg PO_4^{3-} -ekvivalent per kg utsläpp (Guinée 2002). Regionaliserade karakteriseringsfaktorer fanns tillgängliga endast för ammoniak (NH_3) och kväveoxider (NO_x) till luft, vilket inte täcker alla eutrofierande utsläppen som undersöktes i denna studie. Indikatorresultat anges i kg (PO_4^{3-} -ekvivalent).

Resultaten avviker från mönstren som har observerats tidigare, se Figur 23. Infiltrationsanläggningen ligger i spetsen och Filtralite® P-lösningen har lägst eutrofieringspotential. De andra modellerna ligger på ungefär samma nivå mellan infiltrations- och Filtralite® P-anläggningen. Utsläpp av kväve till vatten bidrar påfallande mycket till denna påverkanskategori. Detta är följderna av att anläggningarna – med Filtralite® P-anläggningen som undantag – inte är dimensionerade för kväveavskiljning. Resultaten från denna kategori kan alltså vara något missvisande. I normaliseringen, vars resultat redovisas i följande avsnitt, har därför eutrofieringspotentialen betraktats både med och utan bidraget från totalkvävet.



Figur 23 Resultat efter karakterisering för eutrofieringspotential.

Tabell 13 Karaktiseringsfaktorer för de valda miljöpåverkanseffekterna. Potential för global uppvärmning anges för en tidshorisont på 100 år. CO och NO_x bidrar endast indirekt till växthuseffekten. Påverkan på mänsklig hälsa bedöms med metoden HTP_{es, global}.

		Miljöpåverkanseffekter			
förbrukning av abiotiska resurser		Potential för global uppvärmning	Påverkan på mänsklig hälsa	Försurningspotential	Eutrofieringspotential
Resurs	Metod A (kg antimon- ekv/kg)	Metod B (MJ exerginnehåll/kg)	kg CO₂-ekv./kg	kg 1,4-dichloroben- senekv./kg	kg SO₂-ekv. (Schweiz)/kg ekv./kg
		Utsläpp			
Olja	2,01 x 10 ⁻²	44,50	1		
Naturgas	2,16 x 10 ⁻²	53,00	3		
Kol	1,34 x 10 ⁻²	31,00	23		
Lignit	6,71 x 10 ⁻³	8,00	296		
Diesel	2,05 x 10 ⁻²	46,00		9,60 x 10 ⁻²	1,20
Uran	2,87 x 10 ⁻³	5,40 x 10 ⁵	7	1,20	2,60 x 10 ⁻¹
Sand/grus	2,99 x 10 ⁻¹¹	3,20 x 10 ⁻²		1,00 x 10 ⁻¹	1,30
Bergmaterial		3,20 x 10 ⁻¹	11		
Fosfat	8,44 x 10 ⁻⁵	2,80 x 10 ⁻¹		5,00 x 10 ⁻¹	
Kalksten		3,40 x 10 ⁻²			
Svavel	3,58 x 10 ⁻⁴	7,64			7,86 x 10 ⁻³
Bauxit		9,25 x 10 ⁻¹			2,20 x 10 ⁻²
Järnmalm	8,43 x 10 ⁻⁸	4,20 x 10 ⁻¹			1,20
Kromit	8,58 x 10 ⁻⁴	5,57 x 10 ⁻¹			2,20 x 10 ⁻¹
Nickel	1,08 x 10 ⁻⁴	8,80			
Källa	Guinée 2002, Rydh et al. 2002	Guinée 2002, http://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert	Guinée 2002, IPCC 2001, Rydh et al. 2002	Guinée 2002	Guinée 2002

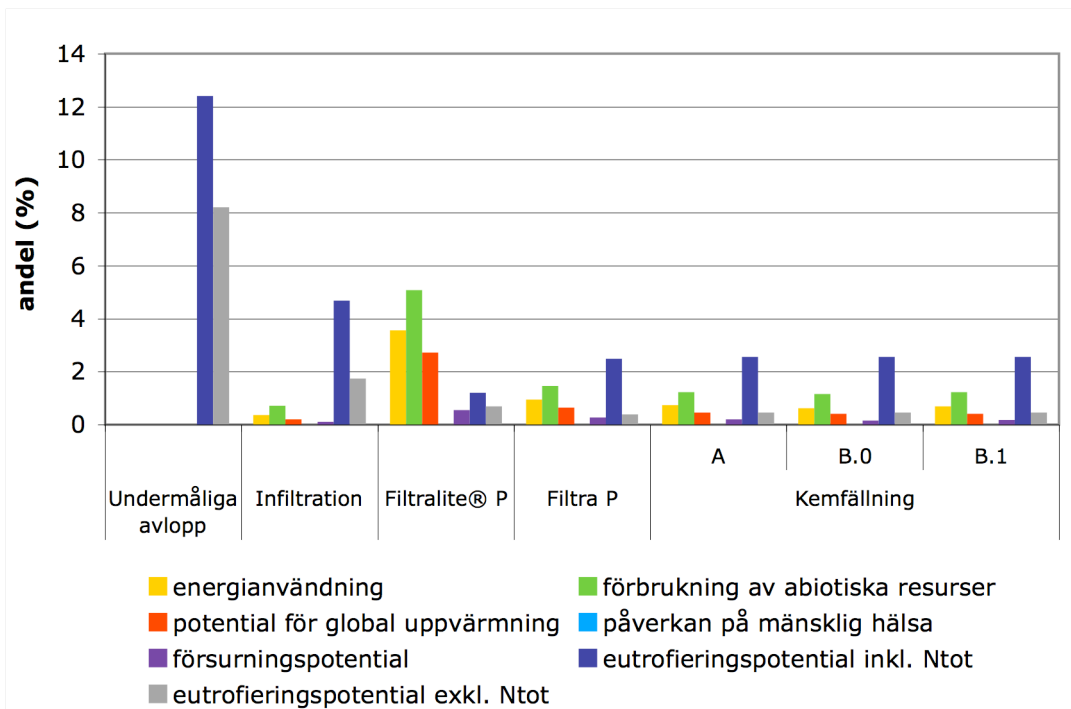
5.5.2 Normalisering

Som har nämnts i avsnitt 2.3 används normalisering för att skapa en referensram för olika påverkanskategorier och för att identifiera vilka av de olika typerna av påverkan som är mest relevanta. Här relaterades karakteriseringsresultaten för de olika påverkanskategorierna till genomsnittliga data för världen och Västeuropa från 1995 samt data för utvalda påverkanskategorier för Sverige från 2005 per capita och år. Data för exergiförbrukning fanns inte tillgängliga. Dessutom har energianvändningen satts i förhållande till genomsnittsvärden för världen (år 2005), Västeuropa (år 2000) och Sverige (år 2004). Värdena på normaliseringsfaktorerna som användes framgår av Tabell 14. De olika värdena avser det genomsnittliga värdet per capita och år i de olika påverkanskategorierna för respektive geografiska område. Värdet på potential för global uppvärmning t.ex. ska tolkas som att det genomsnittliga utsläppet av växthusgaser per person och år uppgår till 6830 kg CO₂-ekvivalent i världen medan värdet för Västeuropa ligger på 14600 kg CO₂-ekvivalent per person och år.

Karakteriseringsresultatet för potential för global uppvärmning för de olika scenarierna delas med normaliseringsfaktorn, varvid det erhålls ett referensvärde som sätter utsläppen som förorsakas av de olika scenarierna i förhållande till de totala utsläppen per person och år för respektive geografiska område. Resultaten efter normalisering presenteras nedan, de sammanlagda resultaten återfinns i tabellform i Bilaga 16. Normaliseringen kommer inte att förändra förhållandet mellan de olika lösningarna eller ge nya insikter om vilken lösning som är den bästa. Däremot kan den ge en uppfattning om vilka påverkanskategorier som ger stor och vilka som ger liten påverkan när belastningarna sätts i förhållande till de belastningar som en genomsnittsperson för respektive geografiska område förorsakar varje år. Dessutom kan det ges en indikation på ”priset” på lägre utsläpp av eutrofierande ämnen, genom att jämföra de normaliserade värdena på eutrofieringspotentialen för de olika scenarierna med eutrofieringspotentialen för undermåliga avloppsanläggningar.

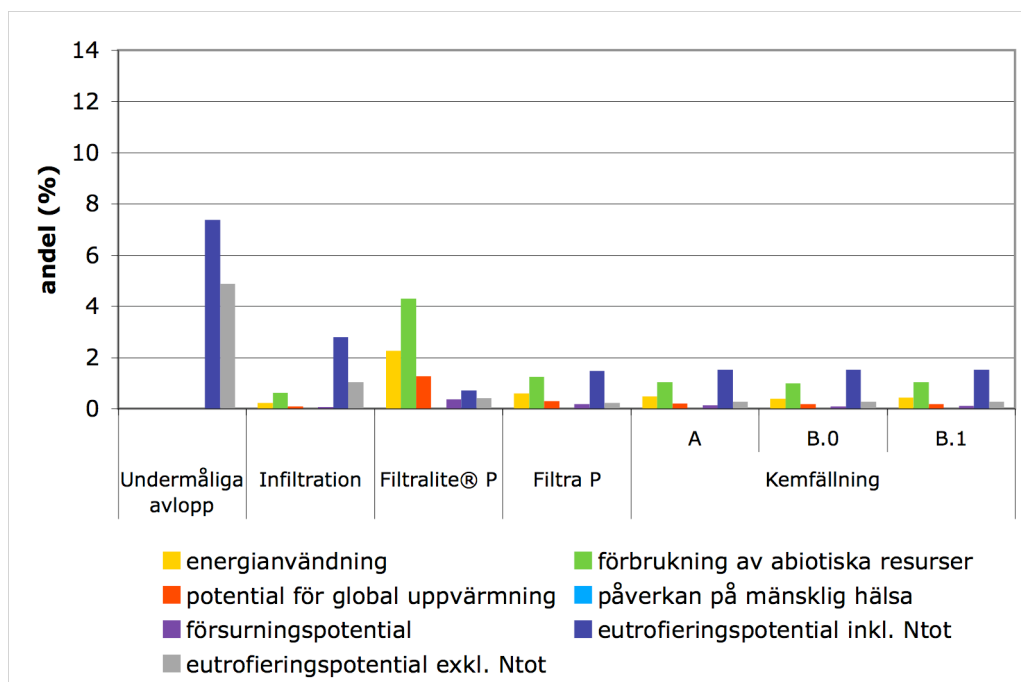
Tabell 14 Faktorerna som användes vid normalisering. Värdena avser det genomsnittliga värdet per capita och år i de olika påverkanskategorierna för respektive geografiska område (Guinée 2002, *BP 2006, **EEA 2006, ***Energimyndigheten 2005, ****Tidåker et al. 2005).

Påverkanskategori	Världen (1995)	Västeuropa (1995)	Sverige (2005)
Energianvändning (MJ år ⁻¹ capita ⁻¹)	67000 (2005) *	106000 (2000)**	258000 (2004)***
Förbrukning av abiotiska resurser (kg antimonekv. år ⁻¹ capita ⁻¹)	27,70	32,60	
Potential för global uppvärmning (kg CO ₂ -ekv. år ⁻¹ capita ⁻¹)	6830,00	14600,00	7667****
Påverkan på mänsklig hälsa (kg 1,4-dichlorobensenekv. år ⁻¹ capita ⁻¹)	8800,00	23300,00	
Försurningspotential (kg SO ₂ -ekv. år ⁻¹ capita ⁻¹)	52,90	84,20	40****
Eutrofieringspotential (kg PO ₄ ³⁻ -ekv. år ⁻¹ capita ⁻¹)	22,80	38,40	40,5****

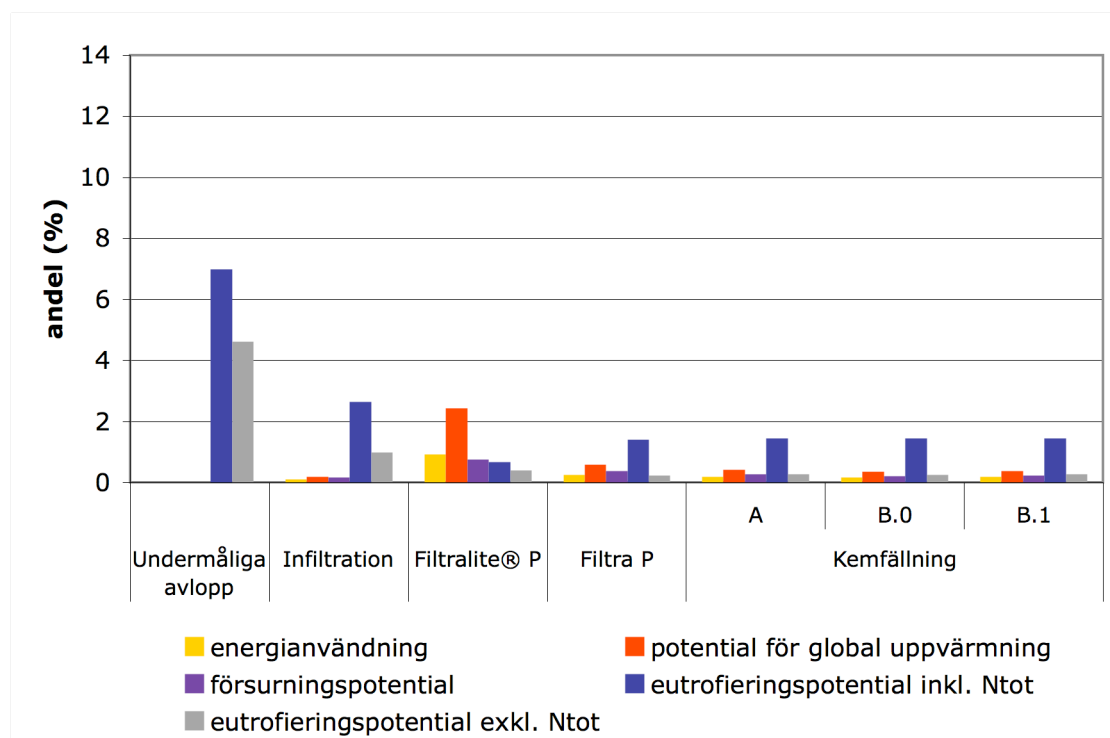


Figur 24 Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för världen.

Resultaten efter normalisering med världsgenomsnittsdata (1995), genomsnittsdata för Västeuropa (1995) och Sverige (2005) framgår av Figur 24, Figur 25 och Figur 26. Värdena för energianvändning är av annat datum, se Tabell 14. Figurerna bör tolkas som följande, med förbrukning av abiotiska resurser som ett exempel. Om det byggdes en anläggning enligt Filtralite® P-modellen skulle detta leda till en ca. 5-procentig ökning i förbrukningen av abiotiska resurser för en genomsnittlig världsmedborgare eller en ca. 4-procentig ökning av dito för en genomsnittlig västeuropé. Genomsnittsdata för förbrukning av abiotiska resurser för Sverige fanns inte tillgängliga.



Figur 25 Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för Västeuropa.



Figur 26 Resultat efter normalisering med genomsnittsdata för Sverige.

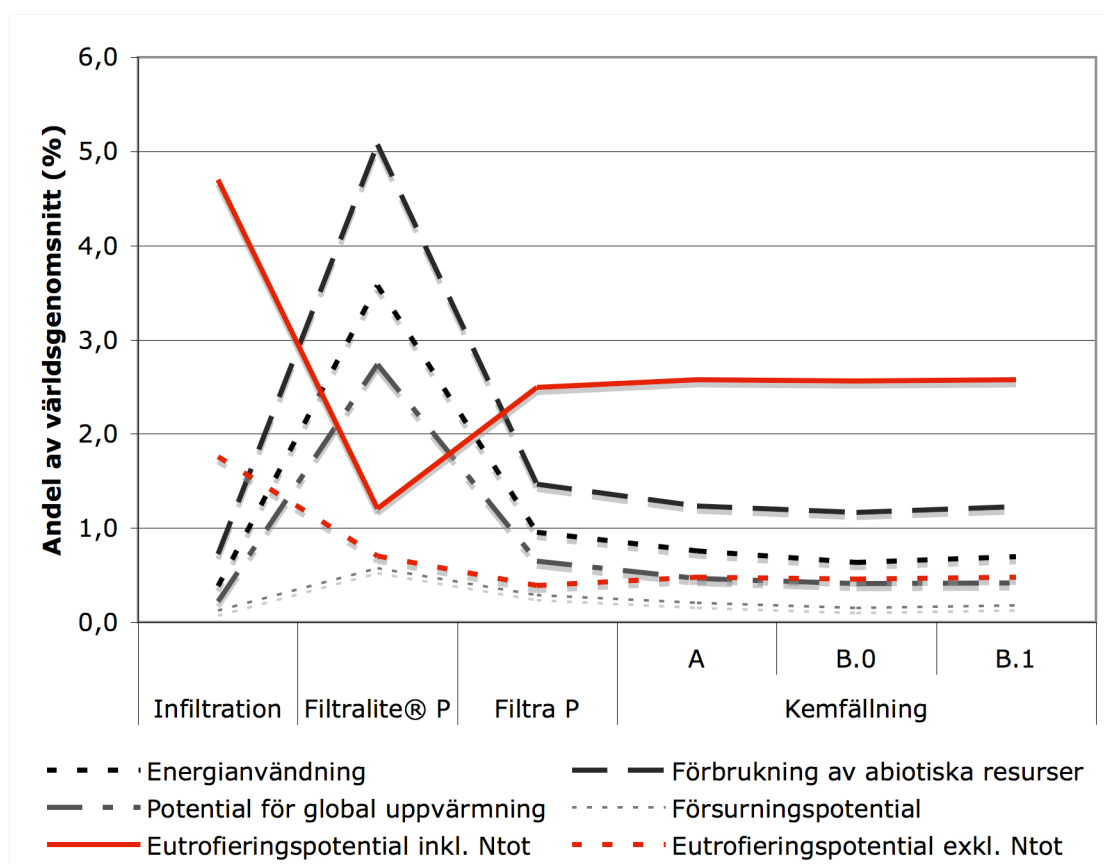
För infiltrationsanläggningar ligger siffran på drygt 0,7 procent respektive ca. 0,6 procent, för Filtra P-lösningen är siffran 1,5 procent respektive 1,2 procent osv. Jämförelsen visar att påverkanskategorin för förbrukning av abiotiska resurser har för de flesta fallen den näst största påverkan på genomsnittsvärdena, med som mest ca. 5 procent. Normaliseringsvärdena för potential för global uppvärmning varierar mellan 0,15 procent och 2,5 procent för världsgenomsnittsdata, mellan ca. 0,1 procent och 1 procent för västeuropeiska genomsnittsvärden och mellan 0,15 och 2,1 procent för svenska genomsnittsdata. Energianvändningen ligger mellan potential för global uppvärmning och förbrukning av abiotiska resurser. På grund av den höga per capita energianvändningen i Sverige bidrar energianvändningen här som mest med knappt 1 procent till genomsnittsvärdet. Bidraget till försurningspotentialen ligger i snitt under 0,3 procent, för påverkan på mänsklig hälsa ligger värdet t.o.m. som högst på 0,0033 procent (Filtralite® P, världsgenomsnitt, framgår ej av figuren, se Bilaga 16 för detaljer).

Eutrofieringspotentialen har betraktas i två varianter, inklusive och exklusive utsläpp av totalkväve, baserat på resonemanget som fördes ovan. Inkluderas utsläpp av totalkväve bidrar denna påverkanskategori mest till genomsnittsvärden i alla referensområden, som mest med över 4,5 procent (infiltration, världsgenomsnittsdata). Exkluderas däremot utsläpp av totalkväve blir kategorins bidrag till genomsnittsvärden betydligt mindre och ligger under 0,5 procent för alla anläggningar utom infiltrationsanläggningen, som har den minsta fosforreduktionsförmågan av de undersökta scenarierna (jämför Figur 13). Eutrofieringspotentialen för de olika lösningarna har dessutom jämförts med eutrofieringspotentialen för undermåliga avloppsanläggningar. Resultaten visar att priset för uppgradering av undermåliga avloppsanläggningar är ökad energianvändning, ökad förbrukning av abiotiska resurser, ökade utsläpp av växthusgaser och ökad försurningspotential (under antagandet att de undermåliga anläggningarnas värden i respektive kategori ingår i normalvärdena). Eutrofieringspotentialen kan dock minska väsentligt, för svenska normalvärden som mest med en faktor på 10 (eutrofieringspotential Filtralite® P, inklusive N_{tot}).

5.5.3 Finns det ett mönster i resultaten?

För att se om det finns ett återkommande mönster i resultaten ritades resultaten för de olika scenarierna (normaliserat med världsgenomsnittsdata) in i samma diagram, se Figur 27. Som framgår av figuren följer de påverkanskategorier som har identifierats som relevanta, dvs. alla kategorier utom påverkan på mänsklig hälsa, ungefär samma mönster. Energianvändning, förbrukning av abiotiska resurser, potential för global uppvärmning och försurningspotential är låga för infiltrationsanläggningen, höga för Filtralite® P och medelhöga för Filtra P och kemfällningsvarianterna. Den påverkanskategori som inte passar in i mönstret är eutrofieringspotentialen. Mönstret är omvänt här vilket framträder tydligast om utsläpp av totalkväve inkluderas. Eutrofieringspotentialen har ett högt värde för infiltrationsanläggningen, medelhöga värden för Filtra P och kemfällning samt ett lågt värde för Filtralite® P.

Hade alla påverkanskategorierna följt samma mönster, hade det lätt kunnat utfärdas rekommendationer om vilken anläggning som lämpar sig bäst. Med resultatet från Figur 27 som underlag blir det dock mycket svårare att dra entydiga slutsatser. Hur ska eutrofieringspotentialen värderas i förhållande till de andra påverkanskategorierna? Ofta görs i detta läge en viktning av resultaten. Enligt ISO 14042 (se avsnitt 2.3) får viktning dock inte genomföras i LCA-studier som ska offentliggöras. Dessutom är viktningarna mycket subjektiva och inte alltid lämpade till att ge slutgiltiga rekommendationer. Istället gjordes ett försök till att rangordna de olika avloppsreningslösningarna baserat på resultaten som har fått fram, se avsnitt 6.8.



Figur 27 Normaliseringsresultaten för de relevanta påverkanskategorierna i samma diagram. Observera att normaliseringsvärdena egentligen representeras av punkter. Punkterna förbands för att få mönstret att träda fram tydligare.

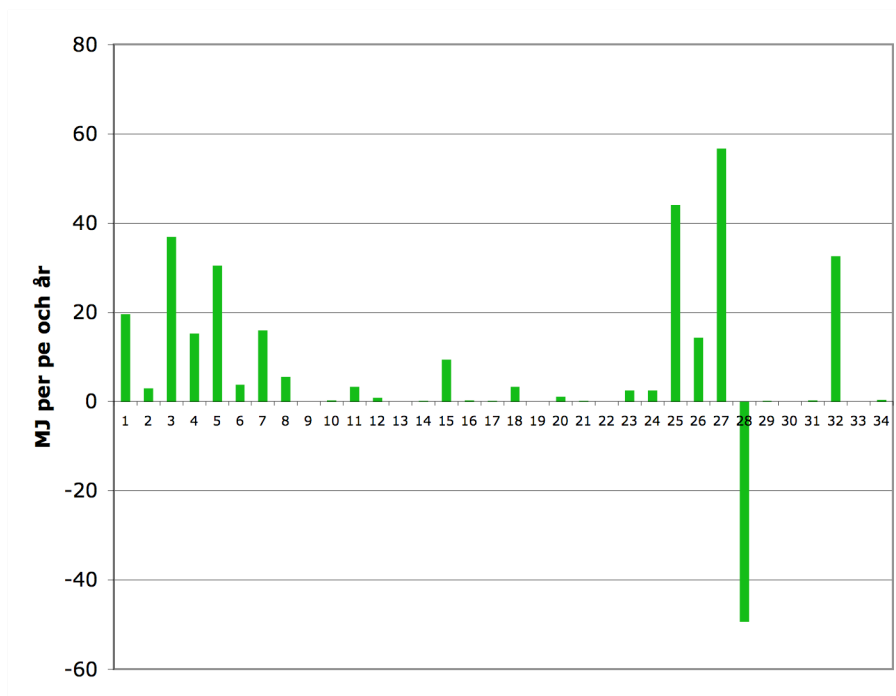
5.6 RESULTATENS ROBUSTHET

Resultatens robusthet undersöktes med både känslighets- och variationsanalyser (se avsnitt 2.3 och 2.4), som redovisas i de följande två avsnitten.

5.6.1 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys utfördes för att få fram vilka parametrar som ger störst utslag och i vilken omfattningen de påverkar resultaten. Analysen utfördes baserat på inventeringsresultat för den totala energianvändningen för de olika modellerna. Energianvändningen valdes som referenspåverkan eftersom den ansågs vara representativ för de andra påverkanskategorierna (jämför Figur 27 på föregående sida).

I ett första steg identifierades de komponenter i de olika modellerna som har störst påverkan på resultatet. Som exempel visas i Figur 28 resultatet för detta första steg för infiltrationsanläggningen. Alla modellkomponenternas bidrag till den totala energianvändningen ritades in i samma figur, varvid de signifikanta bidragen kunde identifieras. Varje nummer på figurens x-axel står för en modellkomponent (se Bilaga 9). Som framgår av figuren har komponenterna 25 (slamtransport), 27 (elförbrukning för slambehandling i reningsverket) och 28 (energiproduktion från slamrötning) störst andel av den totala energianvändningen. Kortare slamtransporter skulle således minska den totala energianvändningen. Antaganden kring slambehandling och rötning har stor effekt på den totala energianvändningen. Dessutom är den sammanlagda energiåtgången för produktion av PE-komponenter relativt stor (nummer 3, 4, 6, 7 och 8). En ökad livslängd för dessa komponenter skulle minska den totala energianvändningen. I känslighetsanalysens andra steg genomfördes sådana ändringar och den totala energianvändningen jämfördes med energianvändningen under de ändrade förutsättningarna, se Tabell 15 nedan.



Figur 28 De olika modellkomponenternas bidrag till infiltrationens totala energianvändning.

Samma resonemang fördes för de andra modellerna, se Bilaga 17 för diagram motsvarande Figur 28. För anläggningen med Filtralite[®] P som filtermaterial identifierades åtgången av filtermaterial som det största bidraget till den totala energianvändningen (se

Figur Bilaga B i Bilaga 17 och jämför med Bilaga 10). En variation av använd mängd filtermaterial var inte möjlig, eftersom anläggningen som modellerades redan är en kompaktanläggning. Däremot kan filtermaterialets livslängd varieras, vilket gjordes i känslighetsanalysens andra steg. För Filtra P-anläggningen står slambehandling (nummer 38, se Figur Bilaga C i Bilaga 17 och jämför med Bilaga 11) spridning av filtermaterialet på åker (46) samt transport av markbäddsmaterial för den största påverkan (49). Men även här ger PE-komponenterna en tydlig påverkan på den totala energianvändningen (5, 6, 8, 9, 12, 13). Dessutom ger transporter av markbäddsmaterial en relativt stor påverkan (16, 17, 18). En gemensam nämnare för många av dessa modellkomponenter är markbäddens relativt korta livslängd. Därför ökades dess och PE-komponenternas livslängd i känslighetsanalysens andra steg. För kemfällning kunde två grupper av signifikanta typer av påverkan identifieras. För det ena gav förbrukningen av fällningskemikalien en relativt stor påverkan (nummer 30, se Figur Bilaga D i Bilaga 17 och jämför med Bilaga 12). För det andra bidrog energianvändningen och -produktion relaterad till slamomhändertagande i alternativ A tydligt till den totala energianvändningen (34, 42 och 43). Därför varierades den antagna doserade mängden fällningskemikalie och torrsustanshalten i kemslammet i känslighetsanalysens andra steg. Resultaten sammanfattas i Tabell 15.

Vad gäller känslighetsundersökningarna på infiltrationsmodellen framgår av tabellen att alla förändringarna som gjordes, skulle medföra en ca. 10-procentig förändring av den totala energianvändningen. Förändringen av transportavstånden är snarare ett tankeexperiment – avstånden kommer i varje fall att variera kraftigt beroende på vart i länet det enskilda avloppet befinner sig. Mer intressant är förändringen av den antagna torrsustanshalten, där redan en liten förändring från 0,6 till 1,0 procent medför en nästan 13-procentig förändring av den totala energianvändningen. Eftersom antaganden kring både torrsustanshalten i slam och elförbrukning vid slambehandling är mycket approximativa skulle bättre dataunderlag ge mer pålitliga resultat för hela modellen. En ökad livslängd av PE-komponenter är ett troligt alternativ (se diskussionen i avsnitt 6.1.2) och har därför tagits med i analysen.

För Filtralite[®] P genomfördes endast två känslighetsanalyser. I båda fallen varierades filtermaterialets livslängd – i det ena fallet ökades livslängden till 10 år, i det andra fallet minskades den till 3 år. En ökning av livslängden skulle medföra en ca. 44 procent lägre total energianvändning. En minskning av livslängden däremot skulle ge en ca. 59-procentig ökning av den totala energianvändningen.

Känslighetsanalysen för Filtra P visade att en ökning av markbäddens livslängd från 10 till 20 år skulle resultera i en ca. 24-procentig minskning av den totala energianvändningen. Däremot skulle en ökad livslängd för PE-komponenter endast leda till en påverkan så liten som 5 procent. Skulle filtermaterialets livslängd minska till ett år skulle detta medföra en knappt 15-procentig ökning av den totala energianvändningen.

För kemfällning betraktades endast alternativ A. Resultaten visar att doseringsmängden för fällningskemikalien inte är avgörande för den totala energianvändningen. En halvering av doseringsmängden, som för övrigt skulle medföra en försämrade fosforeringsgrad, skulle endast minska den totala energianvändningen med ca. 6 procent. En överdosering å andra sidan skulle öka den totala energianvändningen med drygt 12 procent. Som observerats tidigare är både slammets torrsustanshalt och slambehandlingens energibehov behäftade med relativt stor känslighet. Förändringar av dessa parametrar skulle leda till en ungefär 10-procentig minskning av den totala energianvändningen, som därmed skulle hamna i samma storleksordning som den totala energianvändningen för alternativ B.1 (jämför Figur 15). Skulle flera variationer inträffa samtidigt, skulle den totala energianvändningen givetvis påverkas kumulativt.

Tabell 15 Resultat från känslighetsanalysen.

	Total energianvändning (MJ per pe och år)	Förändring (%)
Infiltration	255	
Slamtransport minskad till 10 km	226	-11,5
Slamtransport ökad till 50 km	284	11,5
Torrsubstanshalt ökad till 1 %	222	-12,8
Elförbrukning slambehandling minskad med 50 %	227	-11,1
Livslängd PE-komponenter ökad till 50 år	229	-10,1
Filtralite® P	2397	
Filtermaterialets livslängd ökad till 20 år	1341	-44,0
Filtermaterialets livslängd minskad till 10 år	3804	58,7
Filtra P	637	
Markbäddens livslängd ökad till 20 år	489	-23,2
Livslängd PE-komponenter ökad till 50 år	610	-4,3
Filtermaterialets livslängd minskad till 1 år	733	15,0
Kemfällning A	508	
Doseringsmängd fällningskemikalie minskad med 50 %	476	-6,2
Doseringsmängd fällningskemikalie ökad med 50 %	571	12,4
Torrsubstanshalt ökad till 1 %	457	-10,0
Elförbrukning slambehandling minskad med 50 %	450	-11,3

5.6.2 Variationsanalys

I en variationsanalys undersöks alternativa lösningar till de ursprungligen valda. I denna studie valdes att undersöka följande alternativa lösningar:

- Ingen återföring av växtnäring till åkermark sker. Istället används filtermaterial och kemslam till jordtillverkning.
- PE-komponenter deponeras i stället för att återvinnas energetiskt.

Miljöpriset för återföring av växtnäring

För att få fram det miljömässiga priset för återföring av växtnäring till åkermark betraktades ett alternativt scenario för systemen som har återföringspotential. Istället för att transportera filtermaterial eller kemslam till jordbruk och sprida det på åkermark antogs att:

- filtermaterial transporteras direkt till jordtillverkning i Norrköping,
- kemslam behandlas som vanligt trekammarbrunnsslam (som i scenario 3 A ovan)

Resultaten för variationsanalysen kring återföring framgår av Tabell 16. För både Filtralite[®] P och Filtra P är skillnaden mellan återföring och omhändertagande genom jordtillverkning mycket liten. Påverkan på mänsklig hälsa har inte undersökts på grund av normaliseringsresultaten (avsnitt 5.5.2). Att återföring av Filtra P ger något större påverkan i de flesta kategorierna än alternativet utan återföring kan bero på att materialet måste bytas relativt ofta.

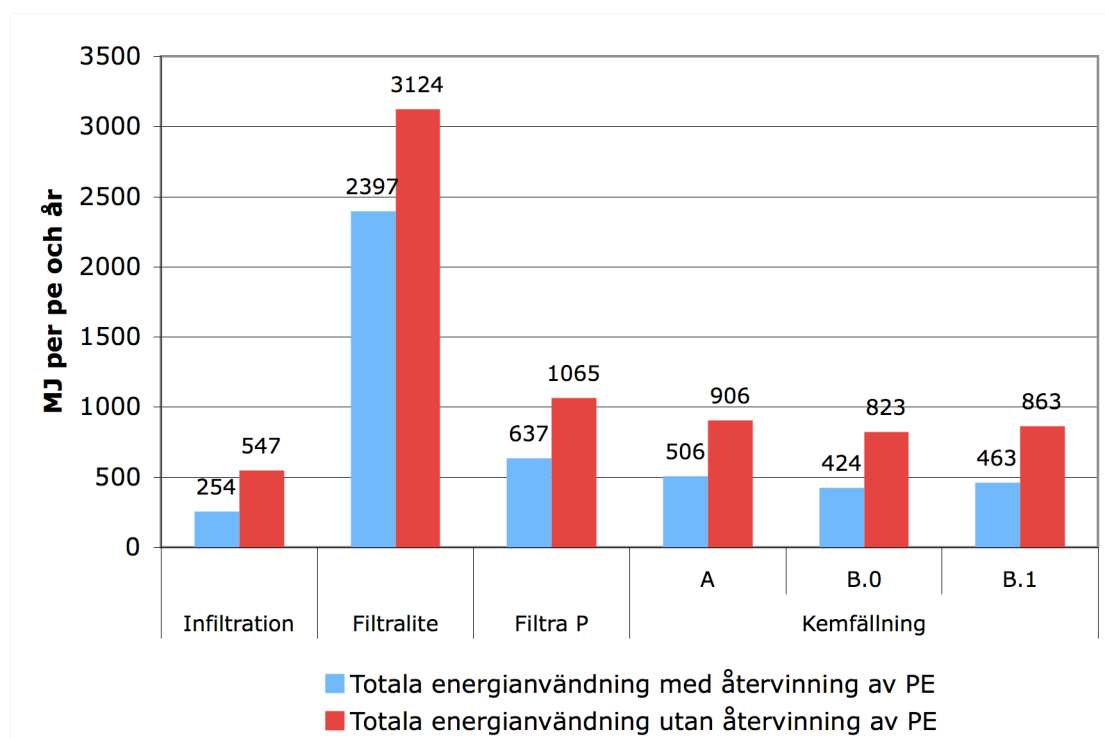
Tabell 16 Resultat för variationsanalysen för återföring av växtnäring. Alla värden gäller per pe och år.

	Total Energi- användning (MJ)	Förbrukning av abiotiska resurser (kg antimon- ekvivalent)	Potential för global upp- värmning (kg CO₂ ek- vivalent)	Försurnings- potential (kg SO₂⁻ ekvivalent i Schweiz)	Eutrofi- eringspotential (kg PO₄³⁻ ekvivalent)
Filtralite[®] P					
med återföring	2397	1,41	186,8	0,30	0,28
utan återföring	2402	1,40	186,9	0,34	0,27
Filtra P					
med återföring	640	0,41	44,5	0,15	0,57
utan återföring	620	0,40	42,7	0,15	0,56
Kemslam					
med återföring	465	0,34	28,7	0,09	0,59
utan återföring A	496	0,34	29,3	0,11	0,59
utan återföring B	436	0,31	24,9	0,01	0,58

För kemfällning har två olika varianter på alternativet utan återföring av växtnäring till åkermark undersökts. Det första alternativet (A) motsvarar resultaten från scenario 3 A, med ett antaget medelavstånd till ett kommunalt reningsverk på 30 km. I det andra alternativet (B) har detta avstånd satts lika med det antagna medelavståndet till närmaste jordbruk, 10 km (jämför avsnitt 4.2.2, Slamtransporter). Dessa två alternativ jämfördes med scenario 3 B.1, dvs. scenariot där slamhygienisering utförs med urea. Resultaten visar att återföring av kemslam som växtnäring ger något lägre påverkan i alla kategorier under standardvillkoren. Är avståndet till närmaste kommunala avloppsreningsverk lika stort som avståndet till närmaste jordbruk är detta dock ett något bättre alternativ.

Miljöpriset för utebliven återvinning av PE

I denna variationsanalys antogs att alla PE-komponenter deponeras istället för att omhändertas i t.ex. en avfallsförbränningsanläggning (se även avsnitt 4.2.1, Polyeten). Endast påverkan på den totala energianvändningen betraktades och utebliven återvinning betraktades som en användning av energi. Utsläpp från förbränning försumrades. Resultaten av analysen framgår av Figur 29. I flera fall innebär utebliven återvinning av PE närmast en fördubbling av den totala energianvändningen. I samtliga fall är skillnaden i energianvändning markant (se avsnitt 6.1.4 för en diskussion av resultaten).



Figur 29 Resultat för variationsanalysen för återföring av PE.

6 DISKUSSION

6.1 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER

I avsnitt 4.1 och i synnerhet i avsnitt 4.2 gjordes ett stort antal olika antaganden som gör att studiens resultat blir mer eller mindre osäkra. Det genomfördes känslighetsanalyser som visar att vissa faktorer är särskilt känsliga för osäkerheter. I de följande avsnitten diskuteras innebörden av dessa felkällor och osäkerheter.

6.1.1 Reduktion av eutrofierande ämnen och spridning av tungmetaller

Vad gäller reduktion av eutrofierande ämnen finns det flera felkällor. För det första kunde kvävereduktionsförmågan inte kvantifieras exakt för de olika modellerna, i synnerhet för Filtra P-anläggningen. Men som nämnts ovan är reningssystemen främst dimensionerade för att fastlägga fosfor och inte kväve. Om kväverening vore syftet med anläggningarna hade de utformats på ett annat sätt. Osäkerheter kring kvävereduktionsförmågan behöver därför inte påverka slutsatserna som kan dras utifrån studiens resultat.

För det andra finns det stora osäkerheter förknippat med infiltrationsanläggningens fosforreningsförmåga. Som visades i Tabell 4 kan den variera mellan 25 och 100 procent. Dessutom är det mycket svårt att mäta utsläpp från sådana anläggningar. I slutändan är det en politisk fråga – Naturvårdsverket har godkänt infiltrationsanläggningar även i de nya allmänna råden och baserat på detta beslut kommer infiltrationsanläggningar förmodligen byggas när det är möjligt även i fortsättningen. Men vid tolkningen av resultaten bör osäkerheterna kring infiltrationsanläggningar hållas i åtanke, framförallt vad gäller eutrofieringspotential (se avsnitt 5.5.1).

Även resultaten för spridning av tungmetaller kan anses som en felkälla – både vad gäller spridning av tungmetaller på åkermark och utsläpp till recipienten. Beräkningarna för Filtralite® P baserades på relativt gamla mätningar på föregångarmaterialet. Tungmetallsammansättningen för det nya materialet kan avvika från dessa värden. Tungmetallinnehållet i kemslam baserades på enstaka mätningar från en verkligt existerande anläggning. Genomsnittsvärden för många olika kemslamprover hade förmodligen gett mer pålitliga resultat. Kadmiumreduktionsförmågan hos de olika systemkomponenterna som har antagits är baserad på osäkra data. För att ge en trovärdig bild av de verkliga kadmiumutsläppen skulle mer detaljerade data krävas.

6.1.2 Komponenternas livslängd

Livslängden hos komponenterna i alla modellerna motsvarar rekommendationerna som ges i litteraturen (jämför Bilaga 7). I verkligheten används anläggningarna dock ofta mycket längre (Palm, personligt meddelande). Ansattes större livslängder hos komponenterna skulle å ena sidan belastningarna från materialproduktion, uppförande och återvinning i vissa fall minska avsevärt, som visades i känslighetsanalysen (avsnitt 5.6.1, i synnerhet Tabell 15). Å andra sidan skulle dock reningförmågan hos de olika komponenterna bli mer osäker, eftersom de antagna värdena för reningförmåga är baserade på att anläggningarna utformas enligt rekommendationerna.

6.1.3 Driftstörningar

Känslighetsanalysen i avsnitt 5.6.1 har visat att driftstörningar hos filterbäddsanläggningarna, som skulle leda till att filtermaterialets livslängd minskar, har avsevärd effekt

på anläggningarnas totala energianvändning. Att ta hänsyn till eventuella driftstörningar är dock mycket svårt inom LCA. Resultaten från känslighetsanalysen bör dock tas hänsyn till vid bedömning av de olika avloppslösningarna, eftersom driftstörningar inte kan uteslutas. För Filtra P är det t.o.m. sannolikt att materialet endast kan användas i ett år – tillverkaren själv anger materialets livslängd till ett till två år (Nordkalk 2006), beroende på hur snabbt pH-värdet i materialet sjunker. Kemfällningsanläggningarna verkar något robustare ur energisynpunkt. En över- eller underdosering av fällningskemikalie medför något lägre procentuella förändringar i den totala energianvändningen.

6.1.4 Återvinning eller deponering av PE-komponenter?

Med antaganden som gjordes angående energiinnehållet i PE visar variationsanalysen i avsnitt 5.6.2 att utebliven återvinning av PE är en mycket kostsam affär ur energisynpunkt. Direkt återvinning av materialet skulle naturligtvis vara det bästa alternativet eftersom det skulle sparas på olja och naturgas både som råvara och bränsle. Dessutom uppstår utsläpp vid förbränning av PE som belastar både miljön och människors hälsa. Att tillverkarna anger materialets livslängd till 100 år (se ovan) borde vara ytterliggare ett incitament till att använda och återanvända PE-komponenter så länge som möjligt. Efter att de har nått sin faktiska livslängd kan de fortfarande återvinnas energetiskt och bidra till t.ex. fjärrvärmeförsörjningen. På så sätt skulle materialet utnyttjas mest effektivt.

6.1.5 Bedömning av påverkan på mänsklig hälsa

Resultaten från bedömningen av påverkan på mänsklig hälsa bör betraktas med försiktighet och har därför inte tagits hänsyn till i slutbedömningen av de olika reningsteknikerna. Anledningarna till detta är flera. För det första har det inte tagits hänsyn till de flesta av de tusentals kemiska ämnen som anses kunna påverka mänsklig hälsa (Guinée 2002). Detta beror på att de inte har uppmätts i de källor som användes. För det andra har direkta utsläpp av hälsofarliga ämnen – förutom kadmium – från anläggningarnas drift inte heller betraktats. Exempel som skulle kunna vara intressant att betrakta i kommande studier är smittspridning och utsläpp av läkemedelsrester.

6.2 DATASÄKERHET

De flesta av kraven som ställdes på datakvaliteten i livscykelanalysen kunde uppfyllas. Alla data är väldokumenterade (se Bilaga 6) och i stort sett konsistenta. Undantaget är data om filtermaterialen. Data om Filtralite[®] P är baserade på Karlssons (2005) beräkningar som i sin tur är baserade på Peterson (2004) och STØ (1998). Rapporterna är relativt konsistenta, men det framgår endast få detaljer om filtermaterialet. Eftersom Filtralite[®] P framställs i rapporterna som att vara mycket energikrävande i tillverkningen skulle mer aktuella och detaljerade data vara önskvärda – sådana fanns dock inte tillgängliga enligt tillverkarens projektledare Føllesdal (personligt meddelande). För Filtra P gäller liknande. Eftersom materialet är relativt nytt och inte etablerat ännu, kunde tillverkaren inte tillhandahålla några detaljer om tillverkningsprocessen, därför är alla datavärden baserade på egna antaganden, som kan vara mycket osäkra.

För övrigt är inga data äldre än 15 år. För data som inte är direkt relaterade till livscykelanalysen (som slamsammansättning, tungmetaller i filtermaterial) kunde dock, som nämnts ovan, datakvalitetskraven inte alltid uppfyllas.

6.3 FOSSILA RESURSER OCH TRANSPORTER

Resultaten från karakteriseringen av förbrukning av abiotiska resurser visar i vilken omfattning vi är beroende av fossila resurser. Där exergiinnehållet användes som bedömningsunderlag visade det sig, med undantag från infiltrationsanläggningen, att omkring 90 procent av den totala resursförbrukningen kan relateras till fossila resurser som naturgas, olja, kol eller olja omvandlad till diesel. Dessa resurser används i stor omfattning till att producera el eller som drivmedel i olika maskiner. I viss omfattning används de även som råvara. Dessa resultat tyder på en stor sårbarhet hos samhället i fall tillgången till fossila resurser kommer att försämrats. För att verkligen nå ett hållbart samhälle måste framförallt användandet av dessa resurser begränsas och optimeras. Att uppemot 40 procent av den totala energianvändningen tas i anspråk av transporter är ytterligare ett tecken på stora ineffektiviteter (se Figur 16 i avsnitt 5.4.1). Materialflöden måste styras bättre och effektiviseras om Sverige ska minska sitt oljeberoende inom transportsektorn med 40 till 50 procent som den av regeringen tillsatta Kommissionen mot oljeberoende (2006) har föreslagit i sin slutrapport. Detta är en särskilt stor utmaning inom småskalig reningsteknik som har som mål att vara miljövänlig. Kortare transportavstånd, ökad återvinning, alternativa bränslen och material eller energieffektiviseringar skulle kunna vara ansatser för att minska behovet av fossila resurser. Slamtransporter skulle kunna effektiviseras om slammet i större utsträckning avvattades på plats. Detta är möjligt redan idag, det finns slamtömningsbilar där det används centrifuger för att kunna avskilja slammet från vattnet, som sedan kan pumpas tillbaka i slamavskiljaren (Eveborn, personligt meddelande).

6.4 ÅTERVINNING AV RESTPRODUKTER

I Stockholms län som helhet kommer den tillgängliga åkermarken inte att bli en begränsande faktor för återföring av växtnäring. Betraktas enskilda kommuner (se Tabell 8) få dock en annan bild. Det tydligaste exemplet är Värmdö kommun med ett stort antal enskilda avlopp och en liten åkerareal. Om växtnäring från kommunen ska återföras till jordbruksmark måste det ske på andra håll – vilket försvåras av kommunens geografiska läge (se kartan i Bilaga 3). Ett exempel på en kommun där återföring av växtnäring inte begränsas av den tillgängliga åkerarealen är Norrtälje kommun. Där finns det ca. 0,33 ha åkermark per enskilt avlopp, i Värmdö kommun är kvoten bara 0,02 ha per enskilt avlopp. De två alternativen, A och B, som undersöktes i scenario 3, kemfällning, försöker just ta hänsyn till de varierande geografiska förutsättningarna. Alternativ A kan ses som lösningen för kommuner som Värmdö kommun, där avståndet till jordbruksmark är stort. Alternativ B kan vara lösningen i kommuner där de enskilda avloppen ligger nära jordbruksmarken. Variationsanalysen i avsnitt 5.6.2 har visat att alternativ A är fördelaktigt så länge jordbruksmarken ligger närmare det enskilda avloppet än ett kommunalt reningsverk. Endast i fall där ett kommunalt reningsverk ligger lika långt, eller närmare det enskilda avloppet är detta återföringsalternativ att föredra.

Generellt sett kan sägas att medan potentialen för återföring av restprodukter från filterbäddsanläggningar är liten – som mest kan 13 procent handelsgödsel ersättas för ett givet fält, se avsnitt 5.3 – är återföringspotentialen för kemslam relativt stor. Med dagens gränsvärden kan upp till 67 procent handelsgödsel ersättas för ett givet fält. Förutsättningen är att lantbrukaren har tillgång till tillräckligt många källor för kemslam, eftersom det behövs 50 m³ per år för att kunna uppnå denna ersättningsgrad. Mängden som kan ersättas kommer att minska successivt fram till år 2020 då gränsvärdena för slamtillförsel kommer att ha skärpts väsentligt jämfört med dagens nivå (jämför avsnitt 3.2.2). Då kommer det endast att kunna ersättas ca. 33 procent handelsgödsel med kem-

slam – förutsatt att både mängden tillförd handelsgödsel och tungmetallhalterna i slammet förblir samma.

Medan kemsлам har faktisk återföringspotential bör filterbäddsmaterial snarare ses som jordförbättringsmedel. Både strukturen och den höga kalkhalten är fördelaktiga egenskaper i detta samband. Att värdera jordförbättringsmedel med LCA-metodik är dock mycket svårt (Tidåker et al. 2005) och någon värdering har inte genomförts i denna studie. Det bör också nämnas att spridning av så små mängder som 500 kg filtermaterial per hektar skulle kräva särskilt anpassad spridarutrustning (Palm, personligt meddelande), vilket kan medföra ett ytterligare minskat intresse för materialet.

Variationsanalysen i avsnitt 5.6.2 visade att återföring inte medför ett högre miljöpris än alternativet utan återföring. Miljöpriset är inte heller lägre, skillnaden är att brytningen av bergfosfat minskar i det ena fallet medan utsläppen och energianvändningen förblir ungefär desamma. Däremot ökar andelen transporter, vilket i sin tur bidrar till att andra icke-förnybara resurser, i synnerhet olja, förbrukas. Resultaten visar att transportavstånd måste minimeras och om möjligt förnyelsebara drivmedel användas för att återföring ska ge en verklig miljövinst. Även en slamavvattning på plats, som har nämnts ovan, skulle minska miljöpåverkan från transporter.

Medan återföring av växtnäring tydligen inte ger någon omedelbar miljövinst idag, kan det konstateras att i alla fall delmålet om 60 procent återföring av fosfor av miljömålet om god bebyggelse kan uppnås (jämför avsnitt 3.2.3). Därmed kan ett av de många kretslopp slutas som måste slutas för att uppnå ett mer hållbart samhälle. För att miljövinsten ska bli mer uppenbar och återvinning verkligen vara motiverad måste dock fler kretslopp slutas.

6.5 MÖJLIGHETER FÖR AVSÄTTNING AV VÄXTNÄRING

Ovan diskuterades att möjligheterna för avsättning av växtnäring begränsas av både tungmetallhalten i materialet och i vissa fall även av närheten till jordbruksmark. Ytterligare en faktor som kan begränsa är lantbrukarnas vilja att ta emot restprodukterna. En studie av Broström (2006) har visat en relativt låg betalningsvilja hos lantbrukarna för olika restprodukter från avloppsvattenrening. Däremot kunde många tänka sig att ta emot restprodukterna utan att betala. Många förväntade sig även betalning för att ta hand om dessa restprodukter. Med sådana förutsättningar kan det vara svårt att etablera en marknad för både kemsлам och filterbäddsmaterial, framförallt eftersom de inte kan ersätta all handelsgödsel. Att dela ut restprodukterna gratis till lantbrukarna som komplement till vanlig handelsgödsel samt en god kvalitetssäkring av restprodukterna skulle kunna skapa en viss potential för avsättning. En sådan lösning kräver dock att lantbrukarna verkligen minskar användningen av handelsgödsel, annars sker knappast någon avlastning för miljön.

6.6 UTSLÄPP AV TUNGMETALLER

Resultaten från undersökningen av kadmiumutsläppen i avsnitt 5.2 påvisar två problem som är gemensamma för alla anläggningarna. För det första är fastläggningen relativt begränsad (om antaganden som gjordes är korrekta), jämfört med kommunala reningsverk som släpper ut fyra till sex gånger mindre kadmium per personekvivalent. När kadmium väl har hamnat i recipienten är det nästan omöjligt att föra bort ämnet ur miljön igen. Detta leder oss till nästa problem. Det kadmium som binds, binds på fel ställen. Både Filtralite® P och kemsлам har relativt höga kadmiumhalter, men båda ska återföras till jordbruk som växtnäring. För att underlätta bortföring och slutförvar av

kadmium skulle ämnet behöva bindas i så hög koncentration som möjligt på ett enda ställe och separerat från växtnäringssämna. Detta skulle ge renare växtnäring och restprodukternas återföringspotential skulle ökas. Tekniker att separera fraktioner med hög koncentration av växtnäring från fraktioner med hög koncentration av tungmetaller prövas i Hammarby sjöstadsverket (Kärrman, personligt meddelande) och skulle kunna fungera som inspirationskälla för framtida avloppsanläggningar.

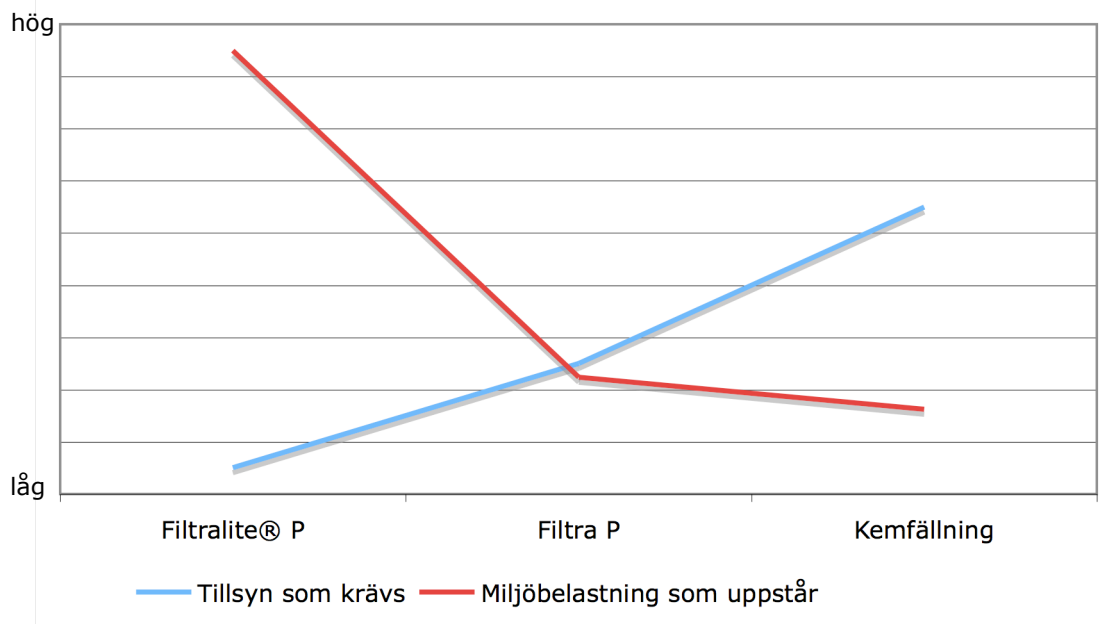
6.7 EKONOMI

Detaljerade data om ekonomiska aspekter fanns inte tillgängliga. Av en av källorna framgår att investeringskostnaden för de olika systemen ligger inom samma storleksordning (Palm et al. 2002). För att kunna ge en rättvis bedömning skulle det dock behövas data om den genomsnittliga årskostnaden, som sammansätter sig av kostnader för investering, drift och underhåll. Eftersom sådana data inte fanns tillgängliga i det här fallet, ingick ekonomiska bedömningar inte i den slutgiltiga bedömningen av de olika alternativen. För framtida studier borde ekonomiska data dock tas fram, för att kunna utföra en mer heltäckande analys av småskalig reningsteknik.

6.8 VILKET ALTERNATIV ÄR BÄST?

Frågan om vilket av de undersökta alternativen som är bäst är mycket svårt att besvara. Det finns ingen absolut sanning och alla svar kommer i någon omfattning att vara baserade på subjektiva antaganden. I denna sista del av diskussionen ska problemet angripas från olika håll och synvinklar och förhoppningsvis kommer någon form av rangordning att kunna ges utifrån diskussionen.

Det första rangordningsförsöket görs ur en synvinkel som alternativen inte har betraktats ur tidigare. Det finns nämligen ytterliggare ett mönster bland resultaten, som är av mer kvalitativ natur och som skiljer sig från mönstret som visades i Figur 27. Mönstret träder fram när de olika alternativens behov av skötsel jämförs med deras miljöpåverkan. Infiltrationsanläggningen kan inte uppnå samma nivå som de andra alternativen vad gäller reningsförmåga och återföring av fosfor och har därför inte tagits med i denna betraktelse. Anläggningen med Filtralite® P som filtermaterial behöver endast lite tillsyn när regelbunden slamtömning väl har ordnats. Sådana anläggningar anses vara mycket driftsäkra (Palm, personligt meddelande) och arbete uppstår egentligen endast vart femtonde år när filtermaterialet ska bytas. Däremot är miljöbelastningen hög, framförallt utsläppen av växthusgaser och energianvändningen överstiger respektive utsläppen hos de andra anläggningarna. Anläggningen med Filtra P som filtermaterial kräver något mer tillsyn. Filtermaterialet måste bytas oftare och anläggningen är inte lika driftsäker. Miljöbelastningen från anläggningen är dock betydligt lägre än från Filtralite® P-anläggningen. Kemfällningsanläggningen till slut kräver regelbunden tillsyn. Fällningskemikalien måste fyllas på regelbundet, slamavskiljaren måste tömmas oftare och anläggningen är inte lika driftsäker som de andra på grund av att kontinuerlig dosering måste ske. Men miljöbelastningen från kemfällningsanläggningar är lägst, som resultaten ovan har visat. Ett försök att visa sambandet görs i Figur 30. Resonemanget väcker nya frågor. Kan användarvänlighet sättas i förhållande till miljöbelastning? Och är driftsäkerhet ett argument för att välja alternativet med den största miljöbelastningen?



Figur 30 Samband mellan tillsyn och miljöbelastning. Observera att figuren endast ger en schematisk bild av sambandet.

Innan dessa frågor besvaras ska problemställningen betraktas ur andra synvinklar, som kanske kan ge nya insikter. Nästa rangordningsförsök görs utifrån avvikelser från mönstret som observerades i Figur 27. Återigen kan konstateras att om alla kurvorna hade följt samma mönster, hade rangordningen av de olika alternativen inte varit något problem. Därför måste vi ta ett kliv ur detta sammanhang och sätta oss in i ett större, globalt sammanhang. Eutrofiering av Östersjön är ett stort, akut problem för området, men problemet är av lokal karaktär. Den ökade växthuseffekten däremot är ett mycket akut, globalt och förmodligen också ett mycket kostsamt problem, som nyligen visades av Stern (2006) i den så kallade Sternrapporten. Dessutom står vi enligt många forskare inför en global energikris, orsakad av en topp i den globala oljeproduktionen, som av vissa förutspås inträffa före år 2010 (se Axén (2006) för en sammanfattning av problematiken). Att detta kommer att ha genomgripande konsekvenser för transportsektorn, som till 95 procent är beroende av olja (Axén 2006), är uppenbart. Flera av alternativen som undersöktes i denna studie är starkt transportbaserade (Figur 16) och olja och diesel utgör i bästa fall drygt 50 procent (infiltration), i värsta fall över 80 procent (Filtralite® P) av den totala energianvändningen (jämför Figur 14). Sådana system är inte hållbara i en allt varmare värld med begränsade energitillgångar och problemen överväger globalt sett följderna av en eutrofierad Östersjön.

Efter denna exkurs i det globala sammanhanget gäller det att komma tillbaka till det lokala, svenska sammanhanget. Som vi har sett (Tabell 1) finns det tydliga krav i lagstiftningen på fosforrening från enskilda avlopp. Det går inte att komma förbi kraven och för övrigt är de i det lokala sammanhanget, som vi befinner oss i för ögonblicket, mycket rimliga. Dessutom finns det ett miljömål om att 60 procent av fosfor från avlopp ska återföras till produktiv mark (avsnitt 3.2.3). Infiltrationsanläggningar kommer varken att uppnå miljömålet eller klara reningskraven i områden med hög skyddsnivå. Däremot kommer de övriga alternativen både att uppnå miljömålet och klara även de högsta reningskraven.

Nu kan vi försöka besvara de två frågorna som ställdes ovan. Svaren är tämligen enkla. Användarvänlighet kan sättas i förhållande till miljöbelastningar, men miljöbelastningarnas vikt är mycket större. Bekvämare skötsel av avloppsreningsanläggningar ska

inte ske på miljöns bekostnad. Annars blir det ett bidrag till att livet i längden blir mycket mer obekvämt för alla.

Så småningom börjar det utkristalliseras en sorts rangordning. Denna rangordning är dock baserad på flera viktiga antaganden, som även har diskuterats tidigare. För det första antas att dataunderlaget för de olika systemen i stora drag är korrekt. Detta gäller särskilt filterbäddsanläggningarna (jämför avsnitt 6.2). För det andra antas att det rådande systemet inte kommer att förändras väsentligt under anläggningarnas livslängd, alltså inom de närmaste 30 åren. Detta omfattar bl.a. tillverkningsprocesser, tillverkningsorter, sättet som transporter utförs på, material som används osv. För det tredje antas att alla anläggningarna används enligt deras dimensionering, dvs. att deras livslängd inte ökas eller reduceras nämnvärt, att fällningskemikalier doseras på rätt sätt osv. Med detta och resonemanget ovan som underlag kan ett alternativ genast väljas bort. Anläggningen med Filtralite[®] P må vara driftsäker och ha en stor reningsförmåga, men både energianvändningen och utsläppen av växthusgaser är mycket otidsenliga och väger tyngre än alla argument för alternativet. Näst sist i rangordningen hamnar infiltrationsanläggningen, trots att energianvändning, resursförbrukning och utsläpp av växthusgaser är mycket lägre än hos de andra alternativen. Anledningen är att återföringspotentialen hos systemet är obefintlig och reningsförmågan svår att säkerställa. Alternativet verkar vara godkänt som reningslösning snarare av politiska än tekniska skäl. För vad är egentligen skillnaden mellan en markbädd och en infiltrationsanläggning, förutom att utsläppen från en markbädd kan mätas? Skillnaden mellan de återstående alternativen är liten, men kemikaliefällningsalternativen klarar sig något bättre än Filtra P-alternativet. Kemfällning är mer beprövad, tekniken klarar reningskraven, återföringspotentialen är större än hos de andra alternativen och både energianvändning och utsläpp av växthusgaser är lägst i jämförelse. En studie av Filtra P med bättre dataunderlag skulle dock kunna ge ett omvänt resultat.

Argumentationen visar också att det finns ett stort behov av att vidareutveckla de olika reningsteknikerna. Ingen av lösningarna som undersöktes i denna studie är ideal, alla har för- och nackdelar. Filterbäddstekniken har utan tvekan stor potential, men miljöbelastningarna vid tillverkning av filtermaterialen är för stora. Skulle natur- eller restprodukter som inte behöver förädlas alltför mycket kunna användas skulle tekniken bli mycket mer attraktiv. Kväverening är en svag punkt för många anläggningar, men nya kombinationer av olika komponenter skulle kunna förbättra resultaten.

7 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

- Både effektiv avloppsvattenrening och potential för återföring av växtnäring från enskilda avlopp har ett miljöpris. För de studerade system gäller att om utsläppen av eutrofierande ämnen till recipienten minskar, ökar både resursförbrukning, energianvändning och utsläpp av bl.a. växthusgaser. Avvägningen mellan dessa olika typer av miljöpåverkan är en värderingsfråga, snarare än en teknisk fråga. I slutändan är det lagstiftaren som sätter riktningen för hur avvägningen ska göras.
- Filterbäddsalternativen som studerades har utmärkt förmåga att uppfylla de krav som har ställts på fosforrening. Tekniken har även stor potential på grund av sin driftsäkerhet. De befintliga filtermaterialen är dock ur energi- och återföringssynpunkt inte tillräckligt mogna ännu och i denna studie ger kemikaliefällning något bättre resultat. Även andra, alternativa filtermaterial behöver undersökas på aspekter som miljöpåverkan vid tillverkning, livslängd, förmåga att sorbera tungmetaller och driftsäkerhet. Natur- eller restprodukter borde få särskild uppmärksamhet vid sådana undersökningar. Även ekonomiska aspekter kan vara intressanta att betrakta i framtida studier.
- Om det skulle vara möjligt att minska tungmetallhalten i restprodukterna från avloppsvattenrening, skulle återföringspotentialen vara stor. Detta gäller framförallt för filtermaterialen. Filtermaterial med hög livslängd är fördelaktiga i detta avseende, eftersom det ackumuleras totalt sett mer fosfor innan materialet måste bytas. Om återföring av växtnäring ska vara ett mål, krävs det mer djupgående undersökningar om filtermaterialens fosforsorptionskapacitet och livslängd i förhållande till deras tungmetallabsorberande förmåga. Vad gäller tungmetallhalten väcks även frågan om det ska ställas samma krav på filterbäddsmaterial som på avloppsslam.
- För att framtida livscykelanalyser ska kunna ge pålitliga resultat krävs det att tillverkarna gör mer information om filtermaterialen tillgängligt. Materialens fosforsorberande förmåga är givetvis en viktig aspekt, men för att kunna göra en helhetsbedömning krävs mer detaljerade data om resurs- och energiåtgång samt utsläpp vid tillverkning av produkterna.
- I framtida studier bör även aspekter kring mänsklig hälsa studeras mer ingående. Detta kan bl.a. omfatta risk för smittspridning, en djupare analys av utsläppen av toxiska ämnen som uppstår under anläggningarnas livstid och anläggningarnas förmåga att rena läkemedelsrester.
- Uppmärksamhet borde i framtida studier tillägnas nya kombinationer av de i denna rapport diskuterade avloppsreningsteknikerna, som t.ex. en kombination av infiltration och kemikaliefällning. Tänkbar är även en dimensionering av dessa tekniker för bättre kväveavskiljning för att ytterligare minska eutrofieringspotentialen.
- Avloppsreningssystemen är i stor omfattning beroende av transporter. Detta är inte hållbart i tider av global uppvärmning och alltmer begränsad tillgång till fossila bränslen. Logistiken i systemen måste ses över för att säkerställa att systemen kan fungera även i en framtid av ändrade energiförhållanden. En lokalisering som innebär både lokal tillverkning och lokal återföring kommer att bli nödvändig.

8 REFERENSER

Axén, A. (2006). *Peak oil och flygets framtid – vad händer när oljan sinar och flygskatter införs?*. Arbetsrapport 624. Kulturgeografiska institutionen, Uppsala universitet. 63 s.

Balmér, P., Book, K., Hultman, B., Jönsson, H., Kärrman, E., Levlín, E., Palm, O., Schönning, C., Seger, A., Stark, K., Söderberg, H., Tideström, H. & Åberg, H. (2002). *System för återanvändning av fosfor ur avlopp*. Naturvårdsverkets rapport 5221, Stockholm. 181 s.

Baumann, H. & Tillman, A. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur, Lund. 543 s.

Bengtsson, M., Lundin, M. & Molander, S. (1997). *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems. Case Studies of Conventional Treatment, Urine Sorting and Liquid Composting in three Swedish Municipalities*. Technical Environmental Planning. Rapport 1997:9, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

BP (2006). *Quantifying energy. BP Statistical Review of World Energy June 2006*. London. 45 s.

Brady, N. & Weil, R. (2002). *The Nature and Properties of Soils*. Pearson Education, Upper Saddle River. Prentice Hall. 960 s.

Broström, U. (2006, manuskript). *Återföring av växtnäringsämnen från avloppsvatten till åkermark – ett kretslopp mellan stad och land*. Examensarbete. Sveriges lantbruk-suniversitet.

Carlsson, M. (2005). *Rötning av pressvätska från hushållsavfall. Utredning av förutsättningar för att komplettera avfallshantering vid NSR med utvinning av biogas från restavfall*. Examensarbete. Lunds tekniska högskola, Avdelningen för vatten-försörjnings- och avloppsteknik. 71 s.

Davis, J. & Haglund, C. (1999). *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe*. Examensarbete. SIK-rapport 654:1999. Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Institutet för livsmedel och bioteknik. 112 s.

Dixon, A., Simon, M. & Burkitt, T. (2003). "Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach". *Ecological Engineering* 20 (2003), s. 297-308.

Energimyndigheten (2005). *Energiläget i siffror*. Eskilstuna. 41 s.

Ejhed, H., Malander, M. & Staaf, H. (2004). *Kunskapsläget om enskilda avlopp i Sverige. En enkätstudie*. Naturvårdsverkets rapport 5415, Stockholm. 65 s.

- Erlandsson, Å. (2006, manuskript). *Vertyg för bedömning av VA-lösningar i omvandlingsområden – fallstudie Värmdö kommun.*
- Eveborn, D. (2003). *Småskalig rening av avloppsvatten med Polonite®-filter. Undersökning av filtrets fastläggningsmekanismer för fosfor och utvärdering av fullskaleförsök.* Examensarbete, Kungliga tekniska högskola, Institutionen för mark och vattenteknik. 35 s.
- Fredrikson, F. (1994). *Fosfor – Tillgångar och framtida behov.* Chalmers tekniska högskola, Göteborgs universitet. Institutionen för fysisk resursteori. 26 s.
- Guinée, J. (final editor, 2002). *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederländerna. 692 s.
- Guivarch, A. (2001). *Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines.* Doktorsavhandling, Institut National Polytechnique de Lorraine. Institut National de la Recherche Agronomique, Unité d'Agronomie, Bordeaux. 306 s.
- Hedström, A. (2006:a). *Reactive filter materials for ammonium and phosphorus sorption in small scale wastewater treatment.* Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet. Institutionen för samhällsbyggnad. 157 s.
- Hedström, A. (2006:b). "Reactive filter systems for small scale wastewater treatment." *Vatten. Tidskrift för vattenvård.* Årgång 62, nr 3 2006. s. 253-263.
- Hellström, D., Jonsson, L. & Sjöström, M. (2003). *Bra Små Avlopp. Slutrapport. Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar.* Stockholm Vatten, rapport 13:2003. 179 s.
- Hellström, D. & Jonsson, L. (2005). *Wastewater Treatment in Filter Beds. Evaluation of two onsite treatment plants.* Stockholm Vatten, rapport 10:2005. 77 s.
- Herring, J. & Fantel, R. (1993). "Phosphate rock demand into the next century: Impact on world food supply." *Natural Resources Research* 3 (1993), s. 226-246.
- Houillon, G. & Jolliet, O. (2004). "Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis". *Journal of Cleaner Production* 13 (2005), s. 287-299.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, 881 s.
- International Aluminium Institute (2003). *Life Cycle Assessment of Aluminium: Inventory Data for the Worldwide Primary Aluminium Industry.* 52 s.
- Jenssen, P., Mæhlum, T., Krogstad, T. & Vråle, L. (2005). "High performance constructed wetlands for cold climates" *Journal of Environmental Science and Health, Part*

A: *Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Volume 40, number 6-7 (2005), s. 1343-1353.

Johansson Westholm, L. (2005). "Substrates for phosphorus removal – Potential benefits for on-site wastewater treatment?". *IWA Water Research* 40 (2006), s. 23-36.

Jonsson, T. (1996). *En livscykelanalys utförd på ett slamupparbetningsprojekt*. Examensarbete, Kemisk teknologi II, Lunds tekniska högskola.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. (2005). *Composting of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Urban Water. Chalmers tekniska högskola, Göteborg. Rapport 2005:6. 49 s.

Karlsson, P. (2005). *Kretsloppsanpassade filterbäddar – En miljösystemanalys av småskaliga avlopp i Stockholms län*. Examensarbete, Högskolan Kalmar, Institutionen för teknik. 101 s.

Kommissionen mot oljeberoende (2006). *På väg mot ett oljefritt Sverige*. Slutrapport. 45 s.

Kvarnström, E., Morel, C. & Krogstad, T. (2004). "Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems". *Ecological Engineering* 22 (2004), s. 1-15.

Kärrman, E., Jönsson, H., Gruvberger, C., Dalemo, M., Sonesson, U. & Stenström, T. (1999). *Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäingsresurs"*. VA-Forsk rapport 1999:15, Stockholm. 89 s.

Kärrman, E., Malmqvist, P., Rydhagen, B. & Svensson, G. (2006). *Utvärdering av Re-VAQ-projektet*. CIT Urban Water Management, Göteborg.

Lindgren, M., Pettersson, O., Hanson, P. & Norén, O. (2002). *Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner – samt metoder att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner*. JTI-rapport Lantbruk & Industri 308. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, JTI, Uppsala. 61 s.

Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson, G.J., & Zetterlund, H. (2003). "Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options". *Resources Conservation & Recycling* 41 (2004), s. 255-278.

Lundin, M. (2003). *Indicators for measuring the sustainability of urban water systems – a life cycle approach*. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, Institutionen för energi och miljö, forskningsavdelningen Miljösystemanalys, Göteborg. 47 s.

Naturvårdsverket (2002). *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Huvudrapport till Bra slam och fosfor i kretslopp*. Rapport 5214. Stockholm. 204 s.

Naturvårdsverket (2003:a). *Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll*. Naturvårdsverkets fakta. Oktober 2003. Stockholm. 60 s.

- Naturvårdsverket (2003:b). *Växtnäring från avlopp – historik, kvalitetssäkring och lagar*. Rapport 5220. Stockholm. 65 s.
- Naturvårdsverket (2006:a). *Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten*. NFS 2006:7.
- Nordkalk (2005). *Skyddsinformationsblad Filtra P*. Nordkalk, Nakkila, Finland. 5 s.
- Nyholm, A., Yli-Halla, M. & Kivistö, P. (2005). *Wastewater treatment in filter beds: reuse of filter material*. MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, Jokioinen, Finland. 41 s.
- Otabbong, E. (2003). *Fosfor i avloppsslam – växttillgänglighet och markreaktioner*. VA-Forsk Rapport Nr. B 2003:101. Svenskt Vatten, Stockholm. 7 s.
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002). *Robusta, uthålliga små avloppssystem. En kunskapssammanställning*. Rapport 5224. Naturvårdsverket. 117 s.
- Palm, O. (2005). *Konsekvensanalys. Nya allmänna råd om enskilda avlopp. Ett projekt utfört på uppdrag av Naturvårdsverket*. JTI Uppdragsrapport. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. 22 s.
- Peterson, A. (2004). *Miljösystemanalys för alternativa lättfyllnadsmaterial i vägar*. Examensarbete, Kungliga tekniska högskola, Stockholm, Industriellt miljöskydd. 83 s.
- Pettersson, G. (2001). *Livscykelanalys av fyra slamhanteringstekniker*. Examensarbete 2001:4, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, forskningsavdelningen Miljösystemanalys.
- Regionplane- och trafikkontoret (november 2003). *Vatten och avlopp i omvandlingsområden – rapport från en intervjuundersökning*. PM 23:2003. Stockholm. 88 s.
- Rydh, C., Lindahl, M. & Tingström, J. (2002). *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Studentlitteratur, Lund. 227 s.
- Saltnes, T. & Føllesdal, M. (2005). *NI Project 02056. Wastewater Treatment in Filter Beds. Material Development*. Final Report, Maxit Group AB. 12 s.
- Sjöberg, C. (2003). *Lokalt omhändertagande av restprodukter från enskilda avlopp i Oxundaåns avrinningsområde*. Examensarbete, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Institutionen för lantbruksteknik. 64 s.
- Standardiseringen i Sverige (1997). *Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur (ISO 14040:1997)*. Svensk standard. Stockholm.
- Standardiseringen i Sverige (1998). *Miljöledning – Livscykelanalys – Definition av mål och omfattning samt inventeringsanalys (ISO 14041:1998)*. Svensk standard. Stockholm.

- Stark, T. (2004). *Fosforavskiljning i reaktiva filter vid småskalig avloppsrening*. Examensarbete, Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper. 47 s.
- Stiftelsen Østfoldforskning (STØ) (1998). Livsløpsanalyse av naturbasert renseanlegg på Tvetter, Vestby kommune. 25 s.
- Stripple, H. (2001). *Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis*. IVL Rapport B 1210 E. Göteborg. 96 s.
- Suh, Z. & Rousseaux, P. (2001). "An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios". *Resources, conservation and recycling*. Volym 35, nummer 3, maj 2002. s. 191-200.
- Svanström, M., Fröling, M., Johansson, K. & Olsson, M. (2004). *Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten. Samverkansprojekt. Rapport 8:2004*. Stockholm.
- Svenska Kommunförbundet (1996). *Introduktion till Avloppstekniken*. Kommentus Förlag, Stockholm. 167 s.
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A. & Jönsson, H. (2005). "Wastewater management integrated with farming – an environmental systems analysis of a Swedish country town". *Resources Conservation & Recycling* 47 (2006), s. 295-315.
- Tidåker, P., Sjöberg, C. & Jönsson, H. (2006). "Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland – A Swedish scenario study". *Resources Conservation & Recycling* (i tryck). 18 s.
- Tillman, A., Lundström, H. & Svingby, M. (1996). *Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund*. Chalmers tekniska högskola, Avdelningen för teknisk miljöplanering, Göteborg. Rapport 1996:1. 151 s.
- Uponor (2005). *Infiltrationssystem – enskilt avlopp. Tekniska data*. Uponor AB, Fristad.
- Uponor (2006:a). *Miljödeklaration för plaströrsystem av PE (polyeten)*. Miljövarudeklaration slamavskiljare. Utfärdad 2006-05-09. Uponor AB, Fristad.
- Weiss, P. & Bentlage, J. (2006). *Environmental Management Systems and Certification*. Book 4 in a series on Environmental Management. Baltic University Press. 262 s.
- Vinnerås, B. (2005). *Hygienisering av klosettvattnen för säker växtnäring återförsl till livsmedelsproduktion*. Institutionen för biometri och teknik, Statens Veterinärmedicinska Anstalt, Uppsala. Rapport 2005:04. 18 s.
- Wittgren, H., Baky, A. & Palm, O. (2003). "Environmental systems analysis of small-scale sanitation solutions". *Ecosan – closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7th-11th April 2003, Lübeck, Germany*. International Water Association, IWA, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, GTZ, Eschborn, s. 367-372.

Vleuten-Balkema, A. van der (2003). *Sustainable Wastewater Treatment. Developing a methodology and selecting promising systems*. Doktorsavhandling, Technische Universiteit Eindhoven. 122 s.

Vråle, L., Heistad, A. & Jenssen, P. (2005). *Results and experiences from the two pilot plants at Norderås in Norway*. UMB-rapport, Norwegian University of Life Sciences, Ås. 54 s.

Elektroniska referenser

Avloppsguiden (2006:a). Filterbädd med fosforbindande material, <http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/fosforbindande.htm> (2006-09-06).

Avloppsguiden (2006:b). Infiltration, <http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/infiltration.htm> (2006-09-06).

Avloppsguiden (2006:c). Kemisk fällning i slamavskiljare och efterföljande biologisk rening, http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/kemisk_fallning.htm (2006-09-06).

Avloppsguiden (2006:d). Markbädd, <http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/markbadd.htm> (2006-09-06).

Avloppsguiden (2006:e). Slamavskiljare, <http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/slamavskiljare.htm> (2006-09-06).

Avloppsguiden (2006:f). Sveriges nationella miljömål, http://www.avloppsguiden.se/lagar/nationella_mal.htm (2006-09-07).

European Environmental Agency (2006). Final energy consumption by sector, http://themes.eea.europa.eu/IMS/IMS/ISpecs/ISpecification20041007132121/IAssessment1144316767289/view_content (2006-11-21).

Exergoecology Portal (2006). The Exergy Indicator, http://www.exergoecology.com/exergo/exergy_ind (2006-11-08).

Fann VA-teknik AB (2006). Paket FTM 904, <http://www.fann.se/fann.php?pageid=64> (2006-11-02).

Filtralite (2006:a). Production of Filtralite, http://www.filtralite.com/index.asp?title=Production&aid=9041&path_by_id=/9029/9031/9041/&siteid=9&SITE_LANGUAGE=UK (2006-11-13).

Filtralite (2006:b). Product Specification of Filtralite, Filtralite[®] P, http://www.filtralite.com/arch/img.asp?file_id=176569&ext=.pdf (2006-11-13).

Filtralite (2006:c). Product Specification of Filtralite, Filtralite[®] NR 2-4, http://www.filtralite.com/arch/img.asp?file_id=176550 (2006-11-14).

International Fertilizer Industry Association, IFA (2004). Production and International Trade Statistics. World Phosphate Rock Apparent Consumption,

http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/pit_public/2005_phosphate_rock_public.xls
(2006-11-02).

Markinfo (2006). Dominerande jordartsklass. <http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/jart/jartdom.html> (2006-10-05).

Miljömålsportalen (2006:a). Bakgrund – varför miljömål?
http://miljomal.nu/om_miljomalen/bakgrund.php (2006-09-07).

Miljömålsportalen (2006:b). Stockholms läns miljömål,
<http://miljomal.nu/Pub/RegMal.php?LocType=Lan&LocID=1&MmID=1> (2006-09-07).

Miljömålsportalen (2006:c). Översikt mål och delmål,
http://miljomal.nu/om_miljomalen/oversikt_lang.php (2006-09-07).

Naturvårdsverket (2006:b). Enskilda avlopp. Lagar och regler,
<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/teknik/avlopp/avloppdok/enskilda.htm> (2006-09-06).

Naturvårdsverket (2006:c). Slamregler i korthet,
<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/teknik/avlopp/avloppdok/slamregl.htm> (2006-09-07).

Nordkalk (2006). Nordkalk Filtra P för behandling av glesbygdens avloppsvatten,
http://www.nordkalk.se/servlet/CollectionServlet?select_tree=575&page_id=1326&view=0 (2006-11-13).

Norrländsk jordbruksvetenskap, NJV (2006). Stallgödsel,
<http://www.njv.slu.se/nvo/Stallgodselsel.pdf> (2006-10-03).

Nätverket för Transport och Miljön, NTM (2006). Godstransporter med lastbil.
<http://www.ntm.a.se/> (2006-10-18).

Pipelife (2006). Septic family, Typgodkännanden,
<http://www.pipelife.com/PLIC/main.nsf/wDocDesign/F0DEFF2E648C1BB8C12570CC0046F141?opendocument&menu=2&ring=2> (2006-10-10).

Ren växtnäring från avlopp, ReVAQ (2006). ReVAQ Informationsblad,
<http://www.revaq.se/> (2006-09-11).

Ronaplast Eskilstuna (2006). Ronas tankar, slamavskiljare och brunnar.
<http://www.trevco.se/> (2006-10-11).

Standardiseringen i Sverige, SIS (2006). Standarderna i ISO 14000-serien,
<http://www.sis.se/DesktopDefault.aspx?tabname=@iso14000&menuItemID=135>
(2006-09-01).

Statistiska centralbyrån, SCB (2006:a). Tillförd mängd kväve från handelsgödsel, kg per hektar efter region, grödgrupp, gödselslag och tid. Statistikdatabasen.
<http://www.ssd.scb.se/databaser/makro/start.asp> (2006-10-13).

Statistiska centralbyrån, SCB (2006:b). Åkerareal i hektar efter region, gröda och tid. Statistikdatabasen. <http://www.ssd.scb.se/databaser/makro/start.asp> (2006-09-28).

Statistiska centralbyrån, SCB (2006:c). Folkmängd efter region, ålder och tid. Statistikdatabasen. <http://www.ssd.scb.se/databaser/makro/start.asp> (2006-10-16).

Stenungsunds kommun (2006). Samhällsinfo. Plan för räddningsinsats för Seveso II klassade företag i Stenungsunds kommun, <http://www.stenungsund.se/kommun/politik/Raddning.asp> (2006-10-17).

Stern, N. (2006). Stern Review on the Economics of Climate Change, http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm (2006-12-14).

University of Washington (2006) The World of Polyethylene, http://faculty.washington.edu/finlayso/Polyeth/Group_B/index.html (2006-12-13).

United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC (2006). Global warming potentials, <http://ghg.unfccc.int/gwp.html> (2006-09-05).

Uponor (2006:b). Systemlösningar, Typgodkännanden, http://www.uponor.se/ifs/files/Uponor/swe/Presentation/Website/Systemlxsningar/Enskilda_Avlopp/page1002876754453.jsp (2006-10-10).

Personliga meddelanden

Alm, Axel. Nordkalk Oyj Abp, Pargas, Finland.

Eveborn, David. JTI, Uppsala.

Føllesdal, Magnhild. Maxit Group, Oslo.

Gustafsson, Jon Petter. KTH Land and Water Resources Engineering, Stockholm.

Hellström, Daniel. Stockholm vatten.

Kvarnström, Elisabeth. VERNA Ekologi AB, Stockholm.

Kärrman, Erik. Ecoloop, Stockholm.

Olsson, Susanna. KTH Mark- och vattenteknik, Stockholm.

Pihl, Håkan. Nordkalk Oyj Abp, Pargas, Finland.

Renman, Gunno. KTH Mark- och vattenteknik, Stockholm.

Stråe, Daniel. WRS Uppsala.

Strömberg, Sven. SCB, Stockholm.

Tidåker, Pernilla. Institutionen för biometri och teknik, SLU, Uppsala.

BILAGA 1

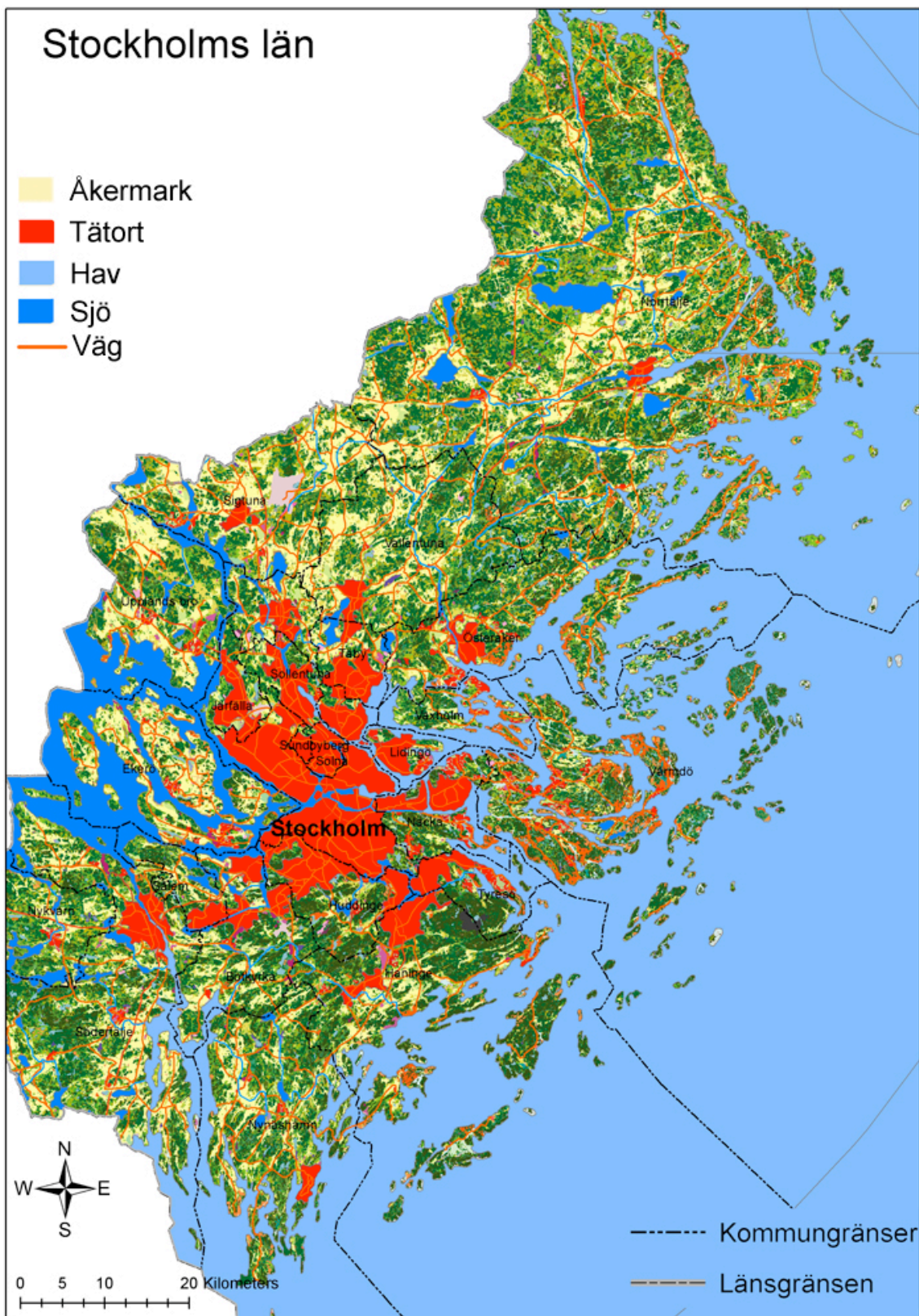
FÖRKORTNINGAR

ADP	Abiotic Resource Depletion Potential
AP	Acidification Potential
AVR	Järnhaltig aluminiumsulfat
BOD	Biokemisk syreförbrukning
BOD7	Biokemisk syreförbrukning uppmätt efter 7 dagar
BDT	bad-disk-tvätt
COD	Kemisk syreförbrukning
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
ELU	Environmental Load Unit
EP	Eutrofieringspotential
EPS	Environmental Priority Strategies in product development
FMH	Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
HTP	Human Toxicity Potential
IFA	International Fertilizer Industry Association
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organisation for Standardisation
JTI	Institutet för jordbruks- och miljöteknik
KREPRO	Kemwater Recycling Process
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LCA	Livscykelanalys
LRF	Lantbrukarnas riksförbund
NFS	Naturvårdsverkets Författningssamling
NTM	Nätverket för Transporter och Miljön
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
ORWARE	Organic Waste Research Model
PAX-21	Polyaluminiumklorid
PE	Polyeten
pe	Personekvivalenter
PP	Polypropen
ReVAQ	Ren växtnäring från avlopp
RTK	Regionplane- och trafikkontoret
SCB	Statistiska centralbyrån
SIS	Standardiseringen i Sverige, Swedish Standards Institute
SJVFS	Statens jordbruksverkets föreskrifter
tot-N	Totalkväve
tot-P	Totalfosfor
TS	Totalt fast material
TSP	Trippelsuperfosfat
TSS	Totalt suspenderat material
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
URWARE	Urban Water Research Model
VS	Organiskt material

BILAGA 2

ORDLISTA

Grävatten	samma som BDT ovan
Leca	Light Expanded Clay Aggregate, tillverkas av AB svensk Leca och kan användas som filtermaterial. Materialet är jämförbart med Filtralite® P (Peterson 2004).
Omvandlingsområde	Ett f.d. fritidshusområde eller liknande bestående av minst 10 fastigheter där allt fler människor väljer att bosätta sig permanent (och där rådande VA-lösningar inte bedöms fungera längre) (RTK 2003).
Polyeten	Polyeten tillverkas av en blandning av råolja och naturgas. Ur blandningen destilleras etan, som omvandlas vid hög temperatur till eten, som i sin tur polymeriseras till polyeten (The World of Polyethylene 2006).
Svartvatten	Blandning av BDT-vatten, fekalier och urin.
Svartvat- tensystem	Samlingsnamn på system som sorterar och behandlar svartvatten på olika sätt.
Tidshori- sont	Olika tidshorisonter används vid bedömning av substansers global uppvärmningspotential. Substanser som snabbt bryts ner i atmosfären har stor effekt i början och lägre effekt senare, medan effekten ökar med tiden för substanser som har lång uppehållstid. Vanligtvis används en tidshorisont på 100 år.
Urea	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ som syntetiseras genom kombination av ammoniak och koldioxid under högt tryck enligt följande reaktionsformel: $2\text{NH}_3 + \text{CO}_2 \leftrightarrow \text{NH}_2\text{COONH}_4 \leftrightarrow \text{CO}(\text{NH}_2)_2 + \text{H}_2\text{O}$ Urea utgör ca. 50 procent av världsproduktionen av kvävegödsel (Davis & Haglund 1999).



Figur Bilaga A

Karta över Stockholms län och dess kommuner.

BILAGA 4**BERÄKNING AV FOSFORUTSLÄPP**

Dagens situation		Källa
Beräkning av fosforutsläpp från undermåliga ensk. avlopp i Stockholms län idag.		
Antal hushåll med undermåliga enskilda avlopp (st)	33718,00	RTK 2003
Andel permanent boende	0,35	RTK 2003
Personer per hushåll permanent boende (st.)	3,00	Karlsson 2005
Andel icke permanent boende	0,65	RTK 2003
Personer per hushåll icke permanent boende (st.)	2,30	Karlsson 2005
Genomsnittligt antal personer per hushåll	2,55	
Antal personenheter totalt	43973,33	
Fosforproduktion per person och dag (g)	2,08	Jönsson et al. 2005
Andel av året som icke permanent boende utnyttjas	0,17	Karlsson 2005
Total fosforproduktion (kg/år)	33384,55	
Reningsgrad	0,15	Palm et al. 2002
Totalt utsläpp (kg) per år	28376,87	
Fosfroproduktion per pe och år (kg)	0,76	
Fosforreduktion (%)	15,00	
Beräkning av andra utsläpp från undermåliga enskilda avlopp		
Reningsgrad slamavskiljare		
	BOD	0,15 Palm et al. 2002
	COD	0,15 Palm et al. 2002
	Ntot	0,15 Palm et al. 2002
	Cd	0,25 Erlandsson 2006
	BOD-reduktion (%)	15,00
	COD-reduktion (%)	15,00
	Ntot-reduktion (%)	15,00
	Cd-reduktion (%)	25,00
	BOD-utsläpp (g per pe och år)	22617,23
	COD-utsläpp (g per pe och år)	41883,75
	Ntot-utsläpp (g per pe och år)	4352,81
	Cd-utsläpp (mg per pe och år)	16,43

Scenario 1**Beräkning av fosforutsläpp från enskilda avlopp med infiltrationsanläggning**

Antal hushåll med infiltrationsanläggning (st)	33718,00	
Reningsgrad slamavskiljare	0,15	Palm et al. 2002
Reningsgrad infiltrationsanläggning	0,70	Palm et al. 2002
Total fosforproduktion (kg/år)	33384,55	
Totalt utsläpp (kg) per år	8513,06	
Utsläpp per pe och år (kg)	0,19	
Fosforreduktion (%)	74,50	

Beräkning av andra utsläpp från enskilda avlopp med infiltrationsanläggning

Reningsgrad slamavskiljare		
	BOD	0,15 Palm et al. 2002
	COD	0,15 Palm et al. 2002
	Ntot	0,15 Palm et al. 2002

Reningsgrad infiltrationsbädd	Cd 0,25	Erlandsson 2006
	BOD 0,90	Palm et al. 2002
	COD 0,85	Palm et al. 2002
	Ntot 0,30	Palm et al. 2002
	Cd 0,30	antagande
	BOD-reduktion (%) 91,50	
	COD-reduktion (%) 87,25	
	Ntot-reduktion (%) 40,50	
	Cd-reduktion (%) 47,50	
	BOD-utsläpp (g per pe och år) 2261,72	
	COD-utsläpp (g per pe och år) 6282,56	
	Ntot-utsläpp (g per pe och år) 3046,97	
	Cd-utsläpp (mg per pe och år) 11,50	

Scenario 2

Beräkning av fosforutsläpp från enskilda avlopp med filterbäddsanläggning

Antal hushåll med fosforbäddsanläggning (st)	33718,00	
Reningsgrad slamavskiljare	0,15	Palm et al. 2002
Reningsgrad markbädd	0,50	Palm et al. 2002
Reningsgrad filterbädd	0,90	Avloppsguiden 2006:a
Total fosforproduktion (kg/år)	33384,55	
Totalt utsläpp Filtralite® P (kg) per år	2837,69	
Utsläpp per pe och år (kg)	0,06	
Fosforreduktion (%)	91,50	
Totalt utsläpp Filtra P (kg) per år	1418,84	
Utsläpp per pe och år (kg)	0,03	
Fosforreduktion (%)	95,75	

Beräkning av andra utsläpp från enskilda avlopp med filterbäddsanläggning (Filtralite®P)

Reningsgrad slamavskiljare	0,15	
	BOD 0,15	Palm et al. 2002
	COD 0,15	Palm et al. 2002
	Ntot 0,25	Palm et al. 2002
	Cd	Erlandsson 2006
Reningsgrad förfilter	0,90	
	BOD 0,90	Palm et al. 2002
	COD 0,80	Palm et al. 2002
	Ntot 0,30	Palm et al. 2002
	Cd	Erlandsson 2006
Reningsgrad kompaktfiler	0,90	
	BOD 0,90	Palm et al. 2002
	COD 0,40	Palm et al. 2002
	Ntot 0,30	Palm et al. 2002
	Cd 99,15	Erlandsson 2006
	BOD-reduktion (%) 99,15	

COD-reduktion (%)	89,80
Ntot-reduktion (%)	63,25
Cd-reduktion (%)	226,17
BOD-utsläpp (g per pe och år)	418,84
COD-utsläpp (g per pe och år)	522,34
Ntot-utsläpp (g per pe och år)	8,05
Cd-utsläpp (mg per pe och år)	0,15

Beräkning av andra utsläpp från enskilda avlopp med filterbäddsanläggning (Filtrera P)

Reningsgrad slamavskiljare

BOD	0,15	Palm et al. 2002
COD	0,15	Palm et al. 2002
Ntot	0,15	Palm et al. 2002
Cd	0,25	Erlandsson 2006

Reningsgrad markbädd

BOD	0,90	Palm et al. 2002
COD	0,90	Palm et al. 2002
Ntot	0,50	Palm et al. 2002
Cd	0,30	Erlandsson 2006

Reningsgrad filterbädd

BOD	0,90	antagande
COD	0,90	antagande
Ntot	0,00	antagande
Cd	0,30	antagande

BOD-reduktion (%)	99,15
COD-reduktion (%)	99,15
Ntot-reduktion (%)	57,50
Cd-reduktion (%)	63,25
BOD-utsläpp (g per pe och år)	226,17
COD-utsläpp (g per pe och år)	418,84
Ntot-utsläpp (g per pe och år)	2176,40
Cd-utsläpp (mg per pe och år)	8,05

Scenario 3

Beräkning av fosforutsläpp från enskilda avlopp med kemfällning och markbädd

Antal hushåll med kemikaliefällning (st)	33718,00	
Reningsgrad kemfällning	0,85	Avloppsg. 2006:e
Reningsgrad markbädd	0,50	Palm et al. 2002
Total fosforproduktion (kg/år)	33384,55	
Totalt utsläpp (kg) per år	2503,84	
Utsläpp per pe och år (kg)	0,06	
Fosforreduktion (%)	92,50	

Beräkning av andra utsläpp från enskilda avlopp med kemfällning och markbädd

Reningsgrad kemfällning

BOD	0,90	Palm et al. 2002
COD	0,90	Palm et al. 2002

Reningsgrad markbädd	Ntot	0,15	Palm et al. 2002
	Cd	0,35	antagande
	BOD	0,90	Palm et al. 2002
	COD	0,90	Palm et al. 2002
	Ntot	0,50	Palm et al. 2002
	Cd	0,30	Erlandsson 2006
	BOD-reduktion (%)	99,00	
	COD-reduktion (%)	99,00	
	Ntot-reduktion (%)	57,50	
	Cd-reduktion (%)	54,50	
	BOD-utsläpp (g per pe och år)	266,09	
	COD-utsläpp (g per pe och år)	492,75	
	Ntot-utsläpp (g per pe och år)	2176,40	
	Cd-utsläpp (mg per pe och år)	9,96	

BILAGA 5**ÅTERFÖRING AV VÄXTNÄRING**

Spridning av växtnäring		Källa
Mängd fosfor som sprids på åkermark i Stockholms län (kg P /ha*år)	14,0	Strömberg, pers.med.
Mängd fast gödsel som kan spridas på åkermark i Stockholms län (kg /ha*år)	500,0	Antagande baserat på Erlands-son 2006 och Naturvårdsverkets gränsvärden för tillförsel av slam till åkermark
Mängd kemslam som kan spridas på åkermark i Stockholms län (m ³ /ha*år)	50,0	Baserat på slammets tungmetallhalt (Hellström et al. 2003)
Återföring av material från infiltrationsanläggningar		
Mängd handelsgödsel som kan ersättas per år och ha (kg)	0,0	Palm et al. 2002
Återföring av material från filterbäddsanläggningar		
Filtralite®P		
P-Reningsgrad (%)	90,0	
Fosfor bunden i filtermaterial (kg/år)	25539,2	egen beräkning
Halt växttillgänglig fosfor i filtermaterial (g/kg) efter 5 år	3,4	
Mängd handelsgödsel som kan ersättas per år och ha (kg)	8,607	
Filtra P		
P-Reningsgrad (%)	90,0	
Fosfor bunden i filtermaterial (kg/år)	12769,6	egen beräkning
Halt växttillgänglig fosfor i filtermaterial (g/kg) efter 2 år	0,76	
Mängd handelsgödsel som kan ersättas per år och ha (kg)	1,894	
Återföring av slam från kemikaliefällning		
P-Reningsgrad (%)	85,0	Avloppsguiden 2006:c, Hellström pers. med.
Fosfor bunden i kemslam (kg/år)	28376,9	egen beräkning
Växttillgänglighet av fosfor i kemslam	0,87	Guivarch 2001
Mängd växttillgänglig fosfor kg/år	24687,9	
Mängd växttillgänglig fosfor (kg/år och pe)	0,561	
Totalhalt fosfor per m ³ slam (kg)	0,208	

BILAGA 6 BASDATA TILL INVENTERINGSANALYSEN

	per enhet	Energianvändning										Källa
		Total energi (EI)		Naturgas	Olja	Kol	Lignit	Diesel	Uran	Vat- tenkr.	Annat	
		MJ	(EI)									
Svensk el i medel	MJ	2,23E+00	1,00E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02		1,60E+00	4,70E-01	4,95E-02	Stripple 2001	
Västeuropeisk el i medel	MJ	2,72E+00	1,00E+00	4,49E-01	2,34E-01	5,85E-01		9,89E-01	1,23E-01	1,03E-01	Baumann & Tillman 2004	
Produktion av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01			1,00E-01						Stripple 2001	
Produktion av rostfritt stål	kg rostfritt stål	6,82E+01	3,07E+01	1,43E-01	1,62E+01	1,77E+01		2,46E+01	7,22E+00	7,60E-01		
Produktion	kg rostfritt stål	3,37E+01	1,54E+01		1,51E+01	1,71E+01					Tillman et al. 1996	
elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	1,00E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02		1,60E+00	4,70E-01	4,95E-02	Stripple 2001	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01			1,00E-01						Stripple 2001	
Produktion av betong	m3 producerad betong	2,08E+03	2,00E+02	1,86E+00	1,06E+02	1,55E+03		3,20E+02	9,39E+01	9,89E+00	Stripple 2001	
Produktion av cement, krossat berg, sand och grus, diesel och el inkluderad												
Produktion av Filtralite® P	m3 material	2,30E+03			2,30E+03						Karlsson 2005, Stripple 2001	
Produktion av Filtralite® NR 2-4 mm	m3 material	2,00E+03			2,00E+03						Karlsson 2005, Stripple 2001	
Tillverkning av Filtra P	kg Filtra P	4,88E+00	3,03E-01	2,05E-03	4,55E-01	3,96E+00		3,55E-01	1,05E-01	1,07E-02		
Produktion av bränd kalk (CaO)	kg producerad kalk	9,10E+00	3,06E-01	1,30E-03	8,90E-01	7,90E+00		2,30E-01	6,80E-02	6,60E-03	Stripple 2001	
Drift trumma för blandning av Filtra P	kg Filtra P		1,50E-01								Davis & Haglund 1999	
elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	1,00E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02		1,60E+00	4,70E-01	4,95E-02	Stripple 2001	
Grävmaxin, klass 2	m3 material	3,36E+00			3,05E-01			3,05E+00			Stripple 2001	

	per enhet	Energianvändning							Källa			
		Total energi (EJ)	Naturgas	Olja	Kol	Lignit	Diesel	Uran		Vat-tenkr.	Annat	
		MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	MJ	
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
Hjullastare, klass 2	m3 material	2,08E+00		1,89E-01					1,89E+00			Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
Utvinnning av grus, sand och singel	m3 material	1,30E+01	4,63E-02	2,16E+00	1,99E-01					7,97E+00		Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
varav elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02					1,60E+00		Stripple 2001
Tillverkning av krossat berg	m3 krossat berg	1,25E+02	3,74E-01	3,80E+01	1,61E+00					6,44E+01		Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
varav elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02					1,60E+00		Stripple 2001
Produktion av geotextil	m2 geotextil	5,61E+00	1,27E-01	5,52E-01	7,60E-02					8,31E-01		Tillman et al. 1996
Produktion	m2 geotextil	1,37E+00	1,10E-01	4,30E-01						8,31E-01		
elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02					1,60E+00		Stripple 2001
Transport kortare sträckor (<100km)	ton material*km	1,87E+00								1,87E+00		NTM 2006
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
Transport längdistans	ton material*km	7,20E-01								7,20E-01		NTM 2006
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
Transport med båt	km*ton	1,43E-01								1,43E-01		Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001
Slamstigning och tömning	m3	3,23E+00		2,94E-01						2,94E+00		Lindgren et al. 2002, Sjöberg 2003
slugning och tömning	m3	2,94E+00								2,94E+00		

	per enhet	Energianvändning					Kol MJ	Lignit MJ	Diesel MJ	Uran MJ	Vat- tenkr. MJ	Annat MJ	Källa
		Total energi (EI) MJ	Naturgas MJ	Olja MJ									
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Lastning av filtermaterial lastning	m3	4,88E+00		4,44E-01				4,44E+00				Lindgren et al. 2002	
	m3	4,44E+00						4,44E+00					
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Fyllning av kemsлам till spridning	m3	1,02E+01		9,28E-01				9,28E+00					
	m3	9,28E+00						9,28E+00				Lindgren et al. 2002	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Transport av filtermate- rial till åker	km*ton	7,58E+00		6,89E-01				6,89E+00					
	km*ton	6,89E+00						6,89E+00				Lindgren et al. 2002	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Transport av kemsлам till åker	km*ton	3,79E+00		3,44E-01				3,44E+00					
	km*ton	3,44E+00						3,44E+00				Lindgren et al. 2002	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Spridning av filtermateri- al	ha	2,03E+02		1,85E+01				1,85E+02					
	ha	1,85E+02						1,85E+02				Lindgren et al. 2002	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Spridning av kemsлам	ha	4,62E+01		4,20E+00				4,20E+01					
	ha	4,20E+01						4,20E+01				Lindgren et al. 2002	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,00E-01		1,00E-01								Stripple 2001	
Tillverkning av HDPE	kg material	1,95E+01	7,89E+00	1,15E+01	2,75E+00	1,53E+00	4,60E-01	1,40E-01				Stripple 2001, Tillman et al. 1996	

	per enhet	Energianvändning										Källa						
		Total energi MJ	(EI) MJ	Naturgas MJ	Olja MJ	Kol MJ	Lignit MJ	Diesel MJ	Uran MJ	Vat- tenkr. MJ	Annat MJ							
Tillverkning HDPE-rör	kg rör	2,84E+01	1,19E+01	1,16E+01	3,33E+00	2,91E+00		7,93E+00	2,34E+00	3,38E-01								
Tillverkning HDPE	kg rör	1,95E+01	7,89E+00	1,15E+01	3,07E+00	2,75E+00		1,53E+00	4,60E-01	1,40E-01							Stripples 2001, Tillman et al. 1996	
Tillverkning rör	kg rör		4,00E+00															Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)	MJ	2,23E+00	1,00E+00	9,30E-03	6,40E-02	4,00E-02		1,60E+00	4,70E-01	4,95E-02								Stripples 2001
Rörläggning	m ledning																	
diameter 0,63 m	m ledning	7,04E+00	1,53E-01									7,04E+00						Tillman et al. 1996
Produktion av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid)	kg material	4,16E+00	3,20E-01	7,45E-01	2,34E+00							1,08E+00						Tillman et al. 1996, IAI 2003
Produktion av urea	kg urea	2,51E+01	1,34E+00	1,51E+01	6,76E+00	2,24E+00			1,58E-01				6,64E-01					Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning urea	kg urea	4,11E+00	5,30E-01		4,11E+00													Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning ammoniak	kg urea	1,91E+01	1,42E-01	1,48E+01	2,49E+00	1,84E+00												Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
elproduktion (Västeuropa)	MJ	2,72E+00	1,00E+00	4,49E-01	2,34E-01	5,85E-01			2,35E-01				9,89E-01					Baumann & Tillman 2004
Produktion av P-handelsgödsel (TSP)	kg TSP	9,44E+00	3,52E+00	7,91E-01	3,15E+00	1,03E+00			4,14E-01				1,74E+00					Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
TSP-tillverkning	kg TSP	4,65E+00	1,76E+00		2,74E+00													Davis & Haglund 1999
elproduktion (Västeuropa)	MJ	2,72E+00	1,00E+00	4,49E-01	2,34E-01	5,85E-01			2,35E-01				9,89E-01					Baumann & Tillman 2004
Förbränning av Diesel	MJ	1,10E+00			1,00E-01													Utfån Stripples 2001 och Bauman & Tillman 2004
varav tillverkning av diesel använt	MJ diesel använt	1,00E-01			1,00E-01													Stripples 2001

	Resursförbrukning										Källa	
	Olja	Naturgas	Kol	Lignit	Diesel	Uran	Sand/grus	Bergmat.	Fosfor	Kalksten		
	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g		
Svensk el i medel	MJ	1,94E-01	1,33E+00			2,96E-03					Stripple 2001	
Västeuropeisk el i medel	MJ	9,36E+00	1,95E+01	2,35E+01		1,83E-03			7,73E-01		Baumann & Tillman 2004	
Produktion av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00									Stripple 2001	
Produktion av rostfritt stål	kg rostfritt stål	3,91E+02	5,91E+02		6,64E+00	4,55E-02			2,53E+01			
Produktion	kg rostfritt stål	3,63E+02	5,70E+02		6,64E+00				2,53E+01		Tillman et al. 1996	
elproduktion (svensk)	MJ	1,54E+00	1,33E+00			2,96E-03					Stripple 2001	
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00									Stripple 2001	
Produktion av betong	m3 producerad betong	2,55E+03	5,17E+04			5,93E-01	7,00E+05	1,20E+06	6,24E+05		Stripple 2001	
Produktion av cement, krossat berg, sand och grus, diesel och el inkluderad												
Produktion av Filtralite® P	m3 material	5,54E+04					5,50E+05				Karlsson 2005, Stripple 2001	
Produktion av Filtralite® NR 2-4 mm	m3 material	4,82E+04					3,50E+05				Karlsson 2005, Stripple 2001	
Tillverkning av Filtra P	kg Filtra P	1,10E+01	1,41E+02			6,57E-04			1,00E+03			
Produktion av bränd kalk (CaO)	kg producerad kalk	2,16E+01	2,81E+02			4,26E-04			2,00E+03		Stripple 2001	
Drift trumma för blandning av Filtra P	kg Filtra P										Davis & Haglund 1999	
elproduktion (svensk)	MJ	1,54E+00	1,33E+00			2,96E-03					Stripple 2001	
Grävmaskin, klass 2	m3 material	7,35E+00			7,09E+01						Stripple 2001	
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00									Stripple 2001	
Hjullastare, klass 2	m3 material	4,55E+00			4,40E+01						Stripple 2001	
varav tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00									Stripple 2001	
Utfvinning av grus, sand	m3 material	5,20E+01	6,63E+00			1,48E-02	2,08E+06				Stripple 2001	

	Resursförbrukning										Källa	
	Olja	Naturgas	Kol	Ligmit	Diesel	Uran	Sand/grus	Bergmat.	Fosfor	Kalksten		
	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g		
och singel												
varav tillverkning av diesel												
varav elproduktion (svensk)	2,41E+00											Stripple 2001
Tillverkning av krossat berg	1,54E+00	1,94E-01	1,33E+00			2,96E-03						Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	9,16E+02	7,80E+00	5,37E+01			1,19E-01		1,90E+06				Stripple 2001
varav elproduktion (svensk)	2,41E+00											Stripple 2001
Produktion av geotextil	1,54E+00	1,94E-01	1,33E+00			2,96E-03						Stripple 2001
Produktion	1,33E+01	2,65E+00	2,53E+00		1,93E+01	5,63E-03						Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)	1,04E+01	2,29E+00			1,93E+01							Stripple 2001
Transport kortare sträckor (<100km)	1,54E+00	1,94E-01	1,33E+00			2,96E-03						Stripple 2001
varav tillverkning av diesel					4,35E+01							NTM 2006
Transport långdistans	2,41E+00											Stripple 2001
varav tillverkning av diesel					1,67E+01							NTM 2006
Transport med båt	2,41E+00											Stripple 2001
varav tillverkning av diesel					3,33E+00							Stripple 2001
Slamsugning och -tömning	7,08E+00				7,00E+01							
sugning och tömning					7,00E+01							Lindgren et al. 2002, Sjöberg 2003
Tillverkning av diesel	2,41E+00											Stripple 2001
Lastning av filtermaterial	1,07E+01				1,06E+02							Stripple 2001
lastning					1,06E+02							Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	2,41E+00											Stripple 2001
Fyllning av kemslam till spridning	2,24E+01				2,21E+02							

	Resursförbrukning										Källa	
	Olja	Naturgas	Kol	Ligmit	Diesel	Uran	Sand/grus	Bergmat.	Fosfor	Kalksten		
fyllning m3												
Tillverkning av diesel	g											
MJ diesel använt	2,41E+00				2,21E+02							Lindgren et al. 2002
Transport av filtermaterial till åker	km*ton											Stripple 2001
Transport	km*ton											
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00			1,64E+02							Lindgren et al. 2002
Transport av kenslam till åker	km*ton	8,30E+00			8,20E+01							Stripple 2001
Transport	km*ton				8,20E+01							Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00			4,40E+03							Stripple 2001
Spridning av filtermaterial	ha	4,45E+02			4,40E+03							Lindgren et al. 2002
Spridning	ha				4,40E+03							Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00			1,00E+03							Lindgren et al. 2002
Spridning av kenslam	ha	1,01E+02			1,00E+03							Stripple 2001
Spridning	ha				1,00E+03							Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,41E+00			1,00E+03							Stripple 2001
Tillverkning av HDPE	kg material	8,52E+02	9,40E+02	9,20E+01		2,83E-03				2,00E-01		Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning HDPE-rör	kg rör	8,58E+02	9,41E+02	9,73E+01		1,47E-02				2,00E-01		Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning HDPE	kg rör	8,52E+02	9,40E+02	9,20E+01		2,83E-03				2,00E-01		Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning rör	kg rör											Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)	MJ	1,54E+00	1,94E-01	1,33E+00		2,96E-03						Stripple 2001
Rörläggning	m ledning											Tillman et al. 1996
diameter 0,63 m	m ledning		1,42E+01									Tillman et al. 1996
Produktion av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid)	kg material	5,63E+01	1,55E+01			2,50E+01						Tillman et al. 1996, IAI 2003
Produktion av urea	kg urea	1,63E+02	3,15E+02	7,45E+01	1,58E+01	1,23E-03						Davis & Haglund 1999,

	Resursförbrukning										Källa
	Olja	Naturgas	Kol	Ligmit	Diesel	Uran	Sand/grus	Bergmat.	Fosfor	Kalksten	
	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	
tillverkning urea	9,91E+01										Bauman & Tillman 2004
tillverkning ammoniak	6,01E+01	3,08E+02	6,14E+01								Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
elproduktion (Västeuropa)	5,64E+00	9,36E+00	1,95E+01	2,35E+01		1,83E-03				7,73E-01	Baumann & Tillman 2004
Produktion av P-handelsgödsel (TSP)	7,60E+01	1,65E+01	3,43E+01	4,14E+01	4,44E+01	3,22E-03			2,09E-01	1,36E+00	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
TSP-tillverkning	6,60E+01				4,44E+01				2,09E-01		Davis & Haglund 1999
elproduktion (Västeuropa)	5,64E+00	9,36E+00	1,95E+01	2,35E+01		1,83E-03				7,73E-01	Baumann & Tillman 2004
Förbränning av Diesel	4,82E+00				2,33E+01						Utifrån Stripple 2001 och Bauman & Tillman 2004
varav tillverkning av diesel	2,41E+00										Stripple 2001
använt											

	Resursförbrukning				Utsläpp till luften				Källa		
	Svavel g	Bauxit g	Järnmalm g	Kromit g	Nickel g	CO2 g	CO g	CH4 g		N2O g	SOx g
Svensk el i medel						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripple 2001
Västeuropeisk el i medel						1,38E-01	3,50E-02	2,79E-01	1,40E-03	5,11E-01	Baumann & Tillman 2004
Produktion av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripple 2001
Produktion av rostfritt stål			6,65E+02	2,55E+02	8,00E+01	2,66E+03	7,00E-01	2,15E-03	6,45E-03	1,24E+01	
Produktion kg rostfritt stål			6,65E+02	2,55E+02	8,00E+01	2,60E+03	6,68E-01			1,23E+01	Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripple 2001
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripple 2001
Produktion av betong						3,28E+05	6,34E+00	3,15E-02	1,95E-01	4,04E+02	Stripple 2001
Produktion av cement, krossat berg, sand och grus, diesel och el inkluderad											
Produktion av Filtralite® P						1,82E+05	2,99E+01			1,15E+02	Karlsson 2005, Stripple 2001
Produktion av Filtralite® NR 2-4 mm						1,58E+05	2,60E+01			1,00E+02	Karlsson 2005, Stripple 2001
Tillverkning av Filtra P						1,02E+03	1,85E-01	2,82E-05	6,30E-05	4,71E-01	
Produktion av bränd kalk (CaO)						2,04E+03	3,70E-01	1,44E-05		9,40E-01	Stripple 2001
Drift trumma för blandning av Filtra P											Davis & Haglund 1999
elproduktion (svensk)						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripple 2001
Grävmaskin, klass 2						2,19E+02	2,36E-01	1,39E-04	4,44E-03	1,05E-01	Stripple 2001
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripple 2001
Hjullastare, klass 2						1,36E+02	1,46E-01	8,59E-05	2,75E-03	6,53E-02	Stripple 2001
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripple 2001

	Resursförbrukning				Utsläpp till luften					Källa	
	Svavel g	Bauxit g	Järnmalm g	Kromit g	Nickel g	CO2 g	CO g	CH4 g	N2O g		SOx g
Utvinnning av grus, sand och singel						1,51E+02	1,53E-01	7,80E-04	4,77E-03	9,69E-02	Stripples 2001
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
varav elproduktion (svensk)						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripples 2001
Tillverkning av krossat berg						2,70E+03	2,83E+00	7,26E-03	6,86E-02	1,50E+00	Stripples 2001
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
varav elproduktion (svensk)						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripples 2001
Produktion av geotextil						1,05E+02	2,53E-01	2,66E-04	7,98E-04	3,07E-01	
Produktion						9,80E+01	2,49E-01			2,94E-01	Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03	Stripples 2001
Transport kortare sträckor (<100km)						1,36E+02	1,20E-01			3,40E-02	NTM 2006
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
Transport långdistans						5,20E+01	4,60E-02			1,30E-02	NTM 2006
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
Transport med båt						1,00E+01	2,70E-02			6,48E-02	Stripples 2001
varav tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
Slamsugning och tömning						2,40E+02	3,33E-01			4,12E-02	
sugning och tömning						2,28E+02	3,33E-01				Lindgren et al. 2002, Sjöberg 2003
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
Lastning av filtermaterial						3,55E+02	6,21E-01			6,21E-02	
lastning						3,37E+02	6,20E-01				Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripples 2001
Fyllning av kemsam till						7,57E+02	1,05E+00			1,30E-01	

	Resursförbrukning		Utsläpp till luften						Källa				
	Svavel g	Bauxit g	Järnmalm g	Kromit g	Nickel g	CO2 g	CO g	CH4 g		N2O g	SOx g		
spredning													
fyllning m3						7,20E+02	1,05E+00						Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04						Stripple 2001
Transport av filtermaterial till åker						5,60E+02	8,21E-01						
Transport						5,32E+02	8,20E-01						Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04						Stripple 2001
Transport av kemsamlåker						2,80E+02	4,10E-01						
Transport						2,66E+02	4,10E-01						Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04						Stripple 2001
Spredning av filtermaterial						1,50E+04	1,41E+01						
Spridning						1,43E+04	1,41E+01						Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04						Stripple 2001
Spredning av kemsamlåker						3,47E+03	3,51E+00						
Spridning						3,30E+03	3,50E+00						Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel						4,00E+00	1,30E-04						Stripple 2001
Tillverkning av HDPE						1,10E+03	8,00E-01						Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning HDPE-rör		2,00E-01	3,00E-01			1,12E+03	8,08E-01	5,60E-04	1,68E-03				Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning HDPE		2,00E-01	3,00E-01			1,10E+03	8,00E-01						Tillman et al. 1996
Tillverkning rör						3,80E+00	2,10E-03	1,40E-04	4,20E-04	6,70E-03			Stripple 2001
elproduktion (svensk)													
Rörläggning						6,08E+02	2,32E+00						Tillman et al. 1996
diameter 0,63 m													
Produktion av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid)		5,52E+02				3,13E+02	1,93E-01						Tillman et al. 1996, IAI 2003

	Resursförbrukning				Utsläpp till luften				Källa		
	Svavel g	Bauxit g	Järnmalm g	Kromit g	Nickel g	CO2 g	CO g	CH4 g		N2O g	SOx g
Produktion av urea						5,44E+00	1,77E+00	7,32E+00	1,29E-01	2,62E+00	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning urea						9,46E-01	3,08E-01	1,26E+00	2,27E-02	4,03E-01	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning ammoniak						4,40E+00	1,44E+00	5,87E+00	1,06E-01	1,88E+00	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
elproduktion (Västeuropa)						1,38E-01	3,50E-02	2,79E-01	1,40E-03	5,11E-01	Baumann & Tillman 2004
Produktion av P-handelsgödsel (TSP)						6,46E+02	9,52E-01	1,68E+00	6,25E-02	9,21E+00	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
TSP-tillverkning		4,36E+02				6,46E+02	8,90E-01	1,19E+00	6,00E-02	8,31E+00	Davis & Haglund 1999
elproduktion (Västeuropa)						1,38E-01	3,50E-02	2,79E-01	1,40E-03	5,11E-01	Baumann & Tillman 2004
Förbränning av Diesel						7,58E+01	1,30E-02			3,80E-01	Utf från Stripple 2001 och Bauman & Till- man 2004
varav tillverkning av diesel använt						4,00E+00	1,30E-04			1,40E-02	Stripple 2001

	Utsläpp till luften			Utsläpp till vattendrag			Källa	
	NOx	NH3	HC	HCl	BOD	COD		Ptot
	g	g	g	g	g	g	g	g
Svensk el i medel	MJ	9,20E-03						Stripple 2001
Västeuropeisk el i medel	MJ	2,34E-01	4,70E-04			8,60E-04	3,60E-03	1,30E-03
Produktion av diesel	MJ diesel använt	4,10E-03		8,40E-03		1,20E-03		1,90E-04
Produktion av rostfritt stål	kg rostfritt stål	5,73E+00		6,05E-01		1,37E-01	6,28E-04	2,58E-02
Produktion	kg rostfritt stål	5,58E+00		5,92E-01		1,35E-01	6,28E-04	2,55E-02
elproduktion (svensk)	MJ	9,20E-03						Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	4,10E-03		8,40E-03		1,20E-03		1,90E-04
Produktion av betong	m3 producerad betong	8,51E+02		3,58E+00		8,69E-02		1,32E-02
Produktion av cement, krossat berg, sand och grus, diesel och el inkluderad								
Produktion av Filtralite® P	m3 material	3,68E+02						
Produktion av Filtralite® NR 2-4 mm	m3 material	3,20E+02						Karlsson 2005, Stripple 2001
Tillverkning av Filtra P	kg Filtra P	1,63E+00						Karlsson 2005, Stripple 2001
Produktion av bränd kalk (CaO)	kg producerad kalk	3,25E+00						Stripple 2001
Drift trumma för blandning av Filtra P	kg Filtra P							Davis & Haglund 1999
elproduktion (svensk)	MJ	9,20E-03						Stripple 2001
Grävmaxin, klass 2	m3 material	1,98E+00				3,33E-03		5,27E-04
varav tillverkning av diesel använt	MJ diesel använt	4,10E-03		8,40E-03		1,20E-03		1,90E-04
Hjullastare, klass 2	m3 material	1,23E+00		8,83E-02		2,06E-03		3,26E-04

	Utsläpp till luften			HC	HCl	Utsläpp till vattendrag			Källa
	NOx	NH3	HC			BOD	COD	Ptot	
	g	g	g	g	g	g	g	g	
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
Utvinning av grus, sand och singel	1,24E+00		8,61E-02			2,01E-03		3,17E-04	Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
varav elproduktion (svensk)	9,20E-03								Stripple 2001
Tillverkning av krossat berg	2,34E+01		1,66E+00			3,88E-02		6,14E-03	Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
varav elproduktion (svensk)	9,20E-03								Stripple 2001
Produktion av geotextil	1,14E+00		1,76E-01			1,45E-03		2,37E-04	
Produktion	1,12E+00		1,76E-01			1,45E-03		2,37E-04	Tillman et al. 1996
elproduktion (svensk)	9,20E-03								Stripple 2001
Transport kortare sträckor (<100km)	9,00E-01		1,20E-01						NTM 2006
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
Transport långdistans	3,30E-01		4,70E-02						NTM 2006
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
Transport med båt	2,53E-01		8,59E-03			1,56E-04		2,47E-05	Stripple 2001
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
Slamsugning och -tömning	1,22E+00		1,39E-01			3,53E-03		5,59E-04	
sugning och tömning	1,21E+00		1,14E-01						Lindgren et al. 2002, Sjöberg 2003
Tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		1,90E-04	Stripple 2001
Lastning av filtermaterial	2,15E+00		2,19E-01			5,32E-03		8,43E-04	

	Utsläpp till luften			HC	HCl	Utsläpp till vattendrag			Källa
	NOx	NH3	HC			BOD	COD	Ptot	
lastning	m3	g	g	g	g	g	g	g	Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,13E+00	1,82E-01	8,40E-03				1,90E-04	Stripple 2001
Fyllning av kemslam till spridning	m3	4,10E-03	4,38E-01	3,60E-01				1,76E-03	
Fyllning	m3	3,86E+00	8,40E-03	8,40E-03				1,90E-04	Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	3,83E+00	2,04E-01	2,04E-01					Lindgren et al. 2002
Transport av filtermaterial till åker	km*ton	4,10E-03	1,46E-01	8,40E-03				1,90E-04	Stripple 2001
Transport	km*ton	6,65E+00	8,40E-03	8,40E-03					Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	6,62E+00	1,02E-01	1,02E-01				6,54E-04	
Transport av kemslam till åker	km*ton	4,10E-03	7,30E-02	8,40E-03					Lindgren et al. 2002
Transport	km*ton	3,32E+00	8,40E-03	8,40E-03				1,90E-04	Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	3,31E+00	5,95E+00	5,95E+00				3,51E-02	
Spridning av filtermaterial	ha	4,10E-03	4,40E+00	4,40E+00					Lindgren et al. 2002
Spridning	ha	1,63E+02	8,40E-03	8,40E-03					Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	1,62E+02	1,65E+00	1,65E+00				7,98E-03	
Spridning av kemslam	ha	4,10E-03	1,30E+00	1,30E+00					Lindgren et al. 2002
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	2,72E+01	8,40E-03	8,40E-03				1,90E-04	Stripple 2001
Spridning	ha	2,70E+01	2,10E+01	2,10E+01				2,00E-02	Stripple 2001
Tillverkning av diesel	MJ diesel använt	4,10E-03	2,10E+01	2,10E+01				2,00E-02	Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning av HDPE	kg material	1,10E+01	2,10E+01	2,10E+01				5,00E-03	
Tillverkning HDPE-rör	kg rör	1,10E+01	2,10E+01	2,10E+01				5,00E-03	
Tillverkning HDPE	kg rör	1,10E+01	2,10E+01	2,10E+01				5,00E-03	Stripple 2001, Tillman et al. 1996
Tillverkning rör	kg rör								Tillman et al. 1996

	Utsläpp till luften			Utsläpp till vattendrag				Källa
	NOx g	NH3 g	HC g	HCl g	BOD g	COD g	Ptot g	
elproduktion (svensk)	9,20E-03							Stripple 2001
Rörläggning								
diameter 0,63 m	1,00E+01		1,60E+00			9,00E-03		Tillman et al. 1996
Produktion av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid)	1,31E+00		1,65E-01	2,68E-01	1,74E-01	4,18E+00		Tillman et al. 1996, IAI 2003
Produktion av urea	1,19E+01	1,61E+00				1,43E-01	6,91E-03	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning urea	2,07E+00	1,60E+00				2,52E-02	7,93E-04	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
tillverkning ammoniak	9,64E+00	4,29E-03				1,17E-01	3,69E-03	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
elproduktion (Västeuropa)	2,34E-01	4,70E-04				8,60E-04	1,30E-03	Baumann & Tillman 2004
Produktion av P-handelsgödsel (TSP)	4,25E+00	1,13E-03		1,78E-02	2,28E-04	8,86E-03	6,98E-01	Davis & Haglund 1999, Bauman & Tillman 2004
TSP-tillverkning	3,84E+00	3,06E-04		1,78E-02	2,28E-04	7,35E-03	6,92E-01	Davis & Haglund 1999
elproduktion (Västeuropa)	2,34E-01	4,70E-04				8,60E-04	1,30E-03	Baumann & Tillman 2004
Förbränning av Diesel	1,50E-01		6,41E-02					Utifrån Stripple 2001 och Bauman & Tillman 2004
varav tillverkning av diesel	4,10E-03		8,40E-03			1,20E-03		Stripple 2001

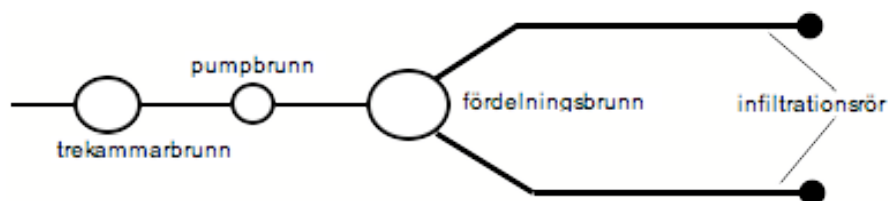
BILAGA 7 BASDATA TILL MODELLKOMPONENTERNA

Slamavskiljare		Källa
Material	PE	Uponor, Pipelife 2006
livslängd PE-komponenter (år)	30	antagande
Normal		
Volym normalt (m ³)	2	Avloppsguiden 2006:e
Vikt (kg)	145	Ronaplast 2006
Antal slamtömningar per år	1	Avloppsguiden 2006:b
Kemikaliefällning		
Volym kemikaliefällning (m ³)	3	Avloppsguiden 2006:e
Vikt (kg)	160	Ronaplast 2006
Antal slamtömningar per år	1,35	Hellström et al. 2003
Slambehandling		
Behandling av slam i ARV (kWh/m ³)	9	Hellström et al. 2003
Andel viktsprocent vid hygienisering med urea	0,1	Vinnerås 2005
Rötning		
TS-halt i trekammarbrunsslam (%)	0,6	Eveborn, pers.med.
VS-halt av TS (%)	65	Eveborn, pers.med.
Energiutbyte per kg VS (MJ)	7,2	Eveborn, pers.med.
Mängd VS per ton slam (kg)	3,9	
Energiutbyte per ton slam (MJ)	28,08	
VS-halt av TS i kemslam (%)	50	antagande
Mängd VS per ton kemslam (kg)	3	
Energiutbyte per ton kemslam (MJ)	21,6	
Volym biogas per kg VS (m ³)	0,324	Carlsson 2005
Andel metan i biogas	0,65	Carlsson 2005
Energiinnehåll per m ³ metan (MJ)	35,28	Carlsson 2005
Vikt restprodukt från rötning (kg per producerad m ³ biogas)	1,2	Eveborn, pers.med.
Energianvändning omrörning kemslam före spridning (MJ/m ³)	7,92	Sjöberg 2003
Transportavstånd		
Sträcka grustag-anläggningen (km)	20	Karlsson 2005
Sträcka Stockholm-Norrköping (km) för gammalt markbäddsmaterial/infiltrationsanl., jordtillverkning från slam	160	www.hitta.se
Sträcka till nästa reningsverk (km)	40	antagande
Sträcka Helsingfors-Stockholm (Aluminiumklorid, Filtra P), km	450	Google Earth
Sträcka Emmaboda-Stockholm (Flygt-pump), km	440	www.hitta.se
Sträcka Fristad-Stockholm (Brunnar, plaströr), km	400	www.hitta.se

Sträcka Stenungssund-Fristad (PE), km	120	www.hitta.se
Sträcka enskilt avlopp - kommunalt reningsverk (km, i genomsnitt)	30	antagande
Sträcka enskilt avlopp - lantbruk (km, i genomsnitt)	10	antagande
Sträcka Bålsta - Stockholm (betong), km	50	www.hitta.se
Sträcka Oslo-Stockholm (Filtralite® P), km	530	www.viamichelin.com
Sträcka lantbruk-åker (km)	1	antagande
Sträcka enskilt avlopp-sopförbränningsanläggning (km)	80	antagande
Sträcka enskilt avlopp-deponi (km)	20	antagande

Infiltrationsanläggningen

Anläggningsskiss



Allmänt

Livslängd infiltrationsbädd (år)	25	Palm 2005
Renvattenförbrukning (l/person, dygn)	200	NVV 2003:a s. 33
Antal anslutna hushåll	1	
Personer per hushåll (byggt för)	5	
Personenheter per hushåll	2,55	RTK 2003

Ledningar

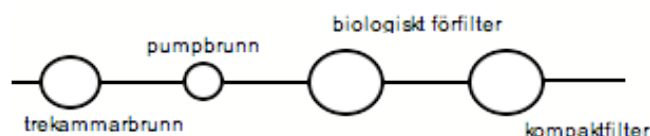
Antal Spridningsledningar	2	
Spridningsledningens längd (m)	15	NVV 2003:a s. 34
Längd ledning mellan hushåll och trekammerbrunn (m)	10	antagande
Längd ledning mellan trekammerbrunn och pumpbrunn (m)	1,00	antagande
Längd ledning mellan pumpbrunn och fördelningsbrunn (m)	1,50	antagande
Diameter ledningar (mm)	63	NVV 2003:a s. 47
material	PE	www.uponor.se
vägg tjocklek (mm)	5,8	www.pipelife.com
denistet PE (kg/m ³)	950	http://de.wikipedia.org/wiki/Polyethen#Egenschaften
Vikt PE-rör per m (kg)	1,19	
Vikt spridningsledningar (kg)	35,73	
Livslängd spridningsledningar (år)	25,00	
Vikt övriga ledningar (kg)	14,89	
Livslängd ledningar (år)	30,00	Uponor 2006:a
Infiltrationsbädd		
Bredd (m)	2	NVV 2003:a s. 33
Belastning (l/m ² , dygn)	30	NVV 2003:a s. 33

Erforderlig area (m ²)	33,33	
Medför längd (m)	16,67	
Spridningslager		
Material	tvättat krossat berg	NVV 2003:a s. 46
Tjocklek (m)	0,3	NVV 2003:a s. 46
Kornstorlek minsta fraktion (mm)	8-16	NVV 2003:a s. 46
Kornstorlek största fraktion (mm)	12-24	NVV 2003:a s. 46
djup under markyta (m)	0,5	NVV 2003:a s. 50
volym krossat berg (m ³)	10	
Densitet krossat berg (kg/m ³)	1600	antagande
Densitet återfyllnadsmaterial (kg/m ³)	2650	Brady & Weil 2002
Vikt utgrävt material (ton)	60	
Volym som grävs ut (m ³)	26,67	
Vikt krossat berg (kg)	16000,00	
Materialskiljande skikt		
material	geotextil (PP)	NVV 2003:a s. 50
yta (m ²)	33,33	
vikt (kg/m ²)	0,10	www.fann.se
Vikt totalt (ton)	0,0033	
Slam		
Antal slamtömningar per år	1	Avloppsguiden 2006:b
Transportsträcka (km)	30	
Volym som töms per år (m ³)	2	
Pumpbrunn		
material behållare	PE	www.flygt.se
volym behållare (m ³)	0,5	www.uponor.se
vikt behållare (kg)	60	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Pump		
material	stål	www.flygt.se
vikt (kg)	11,4	www.flygt.se
märkeffekt (kW)	0,75	www.flygt.se
maxflöde (l/s)	8,5	www.flygt.se
genomsnittsflode (l/år)	186150	
motsvarar maxeffekt under (h)	6,08	
elförbrukning (kWh/år)	4,5625	

Livslängd (år)	10	antagande
Fördelningsbrunnen		
material	PE	Uponor 2005
volym (m ³)	0,6	Uponor 2006
vikt (kg)	15	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Inspektionsrör	försummas	
Elkabelskyddsror	försummas	

Filterbädd Filtralite® P

Anläggningskiss



Allmänt

Livslängd filterbädd (år)	5	Hedström 2006:b
Renvattenförbrukning (l/person, dygn)	200	NVV 2003:a s. 33
Antal anslutna hushåll	1	
Personer per hushåll (byggt för)	5	
Personenheter per hushåll	2,55	RTK 2003

Källa

Ledningar

Längd ledning mellan hushåll och trekammerbrunn (m)	10	antagande
Längd ledning mellan trekammerbrunn och pumpbrunn (m)	1,00	antagande
Längd ledning mellan pumpbrunn och biologiskt förfilter (m)	1,50	antagande
Längd ledning mellan förfilter och kompaktfilter (m)	2,00	antagande
Längd ledning mellan kompaktfilter och utlopp (m)	10,00	antagande
Diameter ledningar (mm)	63	NVV 2003:a s. 47
material	PE	www.uponor.se
vägg tjocklek (mm)	5,8	www.pipelife.com
denistet PE (kg/m ³)	950	http://de.wikipedia.org/wiki/Polyethen#Eigenschaft
Vikt PE-rör per m (kg)	1,19	

Vikt ledningar (kg)	29,18	
Livslängd ledningar (år)	30,00	Uponor 2006:a
Slam		
Antal slamtömningar per år	1	
Transportsträcka (km)	30	
Volym som töms per år (m ³)	2	
Pumpbrunn		
material behållare	PE	www.flygt.se
volym behållare (m ³)	0,5	www.uponor.se
vikt behållare (kg)	60	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Pump		
	Flygt DXV 50-7	www.flygt.se
material	stål	www.flygt.se
vikt (kg)	11,4	www.flygt.se
märkeffekt (kW)	0,75	www.flygt.se
maxflöde (l/s)	8,5	www.flygt.se
genomsnittsflöde (l/år)	186150	
motsvarar maxeffekt under (h)	6,08	
elförbrukning (kWh/år)	4,56	
Livslängd (år)	10	antagande
Förfilter		
material	PE	antagande
volym ca (m ³)	5	Vråle et al 2005
vikt (kg)	200	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	antagande
Filtermaterial	Filtralite [®] NR	Vråle et al 2005
Volym filtermaterial ca (m ³)	5	Vråle et al 2005
Densitet filtermaterial (kg/m ³)	350	Filtralite 2006:c
Vikt filtermaterial (kg)	1750	
Livslängd filtermaterial (år)	5	antagande
Kompaktfilter		
material	PE	antagande
volym ca (m ³)	9	Vråle et al 2005
vikt (kg)	250	extrapolerad från Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	antagande
Filtermaterial	Filtralite [®] P	Vråle et al 2005
Volym filtermaterial (m ³)	6	Vråle et al 2005
Densitet filtermaterial (kg/m ³)	550	Filtralite 2006:b

Vikt filtermaterial (kg)	3300	
Livslängd filtermaterial (år)	5	Hedström 2006:b
Inspektionsrör	försummas	
Elkabelskyddsror	försummas	

Filterbädd Filtra P

Anläggningsskiss



Allmänt

Livslängd markbädd (år)	10
Renvattenförbrukning (l/person, dygn)	200
Antal anslutna hushåll	1
Personer per hushåll (byggt för)	5
Personenheter per hushåll	2,55

Källa

Avloppsguiden.se
NVV 2003:a s. 33
RTK 2003

Markbädd

Bredd (m)	2	NVV 2003:a s. 33
Belastning (l/m ² , dygn)	60	NVV 2003:a s. 33
Erforderlig area (m ²)	20,00	
Medför längd (m)	10,00	

Material

Botten	armerad vävplastduk	Hellström et al. 2003
Överdel	armerad vävplastduk	Hellström et al. 2003
Yta materialavskiljande skikt (m ²)	40,00	
Vikt materialavskiljande skikt (kg/m ²)	0,10	www.fann.se
Vikt materialavskiljande skikt totalt (ton)	0,004	
Markbäddens höjd (mm)	2000	NVV 2003:a s. 54
Återfyllnadsmaterial	350	
1 (överst): tvättad singel	300	Hellström et al. 2003
2: singel	100	Hellström et al. 2003
3: markbäddssand	800	Hellström et al. 2003
4: singel	100	Hellström et al. 2003

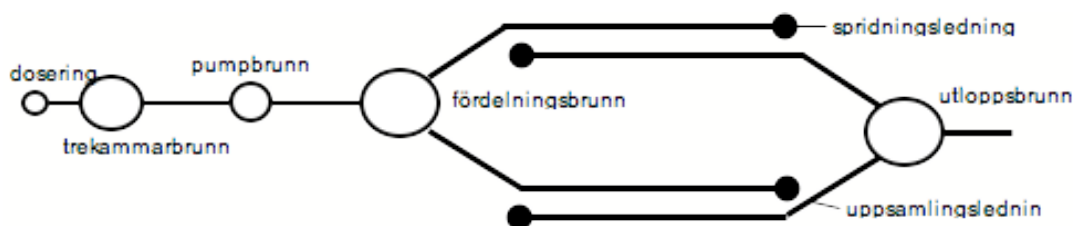
5: tvättad singel	300	Hellström et al. 2003
6 (botten): rörgravsgrus	50	Hellström et al. 2003
Densitet av grus (kg/m ³)	1600	Karlsson 2005
Densitet av singel (kg/m ³)	1500	
		http://de.wikipedia.org/wiki/Gesteinsdichte
Densitet av sand (kg/m ³)	1400	Karlsson 2005
Densitet av återfyllnads- material (kg/m ³)	2650	Brady & Weil 2002
Volym (tvättad) singel (m ³)	16	
Volym grus (m ³)	1	
Volym markbäddssand (m ³)	16	
Volym återfyllnadsmateri- al (m ³)	7	
Volym som grävs ut (m ³)	40	
Vikt grus totalt (kg)	1600	
Vikt sand totalt (kg)	22400	
Vikt singel totalt (kg)	24000	
Vikt återfyllnadsmaterial totalt (kg)	18550	
Vikt markbäddsmaterial (ton)	66,55	
Ledningar		
Antal Spridnings- /uppsamlingsledning	4	
Spridnings- /uppsamlingsledningens längd (m)	10	NVV 2003:a s. 34
Längd ledning mellan hus- håll och trekammarbrunn (m)	10	antagande
Längd ledning mellan tre- kammarbrunn och pump- brunn (m)	1,00	antagande
Längd ledning mellan pumpbrunn och fördel- ningsbrunn (m)	1,50	antagande
Längd ledning mellan upp- samlingsbrunn och efterfil- ter (m)	1,00	antagande
Längd ledning mellan ef- terfilter och utlopp (m)	10,00	antagande
Diameter ledningar (mm)	63	NVV 2003:a s. 47
material	PE	www.uponor.se
vägg tjocklek (mm)	5,8	www.pipelife.com

denistet PE (kg/m ³)	950	http://de.wikipedia.org/wiki/Polyethen#Eigenschaften
Vikt PE-rör per m (kg)	1,19	
Vikt spridnings- /uppsamlingsledningar (kg)	47,64	
Livslängd spridnings- /uppsamlingsledningar (år)	10,00	
Vikt övriga ledningar (kg)	27,99	
Livslängd övriga ledningar (år)	30,00	Uponor 2006:a
Slam		
Antal slamtömningar per år	1,35	www.Nordkalk.com
Transportsträcka (km)	30	
Volym som töms per år (m ³)	2,7	
Pumpbrunn		
material behållare	PE	www.flygt.se
volym behållare (m ³)	0,5	www.uponor.se
vikt behållare (kg)	60	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Flygt DXV		
Pump	50-7	www.flygt.se
material	stål	www.flygt.se
vikt (kg)	11,4	www.flygt.se
märkeffekt (kW)	0,75	www.flygt.se
maxflöde (l/s)	8,5	www.flygt.se
genomsnittsflode (l/år)	186150	
motsvarar maxeffekt under (h)	6,08	
elförbrukning (kWh/år)	4,5625	
Livslängd (år)	10	antagande
Fördelningsbrunnen		
material	PE	Uponor 2005
volym (m ³)	0,6	Uponor 2006
vikt (kg)	15	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Uppsamlingsbrunnen		
material	PE	Uponor 2005
volym (m ³)	0,6	Uponor 2006
vikt (kg)	15	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Efterfilter A		
material	betong	Alm, pers. med.
vikt (kg)	4000	www.nordform.se
livslängd efterfilter (år)	30	antagande

volym (m ³)	3	antagande
filtermaterial	Filtra P	
vikt filtermaterial (kg)	1000	Alm, pers. med.
livslängd filtermaterial (år)	2	Alm, pers. med.
Efterfilter B		
material	PE	www.fann.se
vikt (kg)	100	www.fann.se fosforfälla FTM 904
material lock	betong	www.fann.se
vikt lock (kg)	40	www.fann.se
material förhöjningsstoss	PE	www.fann.se
vikt förhöjningsstoss (kg)	50	egen beräkning baserat på www.fann.se
filtermaterial	Filtra P	www.fann.se
vikt filtermaterial (kg)	500	www.fann.se
Inspektionsrör	försummas	
Elkabelskyddsror	försummas	

Kemikaliefällning

Anläggningskiss



Allmänt

Livslängd markbädd (år)	15
Renvattenförbrukning (l/person, dygn)	200
Antal anslutna hushåll	1
Personer per hushåll (byggt för)	5
Personenheter per hushåll	2,55

Källa

Avloppsguiden.se
NVV 2003:a s. 33
RTK 2003

Kemikaliedosering

Fällningskemikalie	PAX-21	
Elförbrukning dosering (kWh/år)	0,1	Hellström et al. 2003
Doserad mängd (g/m ³)	210	Hellström, personligt meddelande
Doserad mängd (kg/år)	38,13	

Markbädd

Bredd (m)	2	NVV 2003:a s. 33
Belastning (l/m ² , dygn)	60	NVV 2003:a s. 33
Erforderlig area (m ²)	20,00	
Medför längd (m)	10,00	

Material

Botten	armerad vävplast- duk	Hellström et al. 2003
Överdel	armerad vävplast- duk	Hellström et al. 2003
Yta materialavskiljande skikt (m ²)	40,00	
Vikt materialavskiljande skikt (kg/m ²)	0,10	www.fann.se
Vikt materialavskiljande skikt totalt (ton)	0,004	
Markbäddens höjd (mm)	2000	NVV 2003:a s. 54
Återfyllnadsmaterial	350	
1 (överst): tvättad singel	300	Hellström et al. 2003
2: singel	100	Hellström et al. 2003
3: markbäddssand	800	Hellström et al. 2003
4: singel	100	Hellström et al. 2003
5: tvättad singel	300	Hellström et al. 2003
6 (botten): rörgravsgrus	50	Hellström et al. 2003
Densitet av grus (kg/m ³)	1600	Karlsson 2005
Densitet av singel (kg/m ³)	1500	http://de.wikipedia.org/wiki/Gesteinsdichte
Densitet av sand (kg/m ³)	1400	Karlsson 2005
Densitet av återfyllnads- material (kg/m ³)	2650	Brady & Weil 2002
Volym (tvättad) singel (m ³)	16	
Volym grus (m ³)	1	
Volym markbäddssand (m ³)	16	
Volym återfyllnadsmateri- al (m ³)	7	
Volym som grävs ut (m ³)	40	
Vikt grus totalt (kg)	1600	
Vikt sand totalt (kg)	22400	
Vikt singel totalt (kg)	24000	
Vikt återfyllnadsmaterial totalt (kg)	18550	
Vikt markbäddsmaterial (ton)	66,55	
Ledningar		
Antal Spridnings- /uppsamlingsledningar	4	
Spridnings- /uppsamlingsledningens längd (m)	10	NVV 2003:a s. 34

Längd ledning mellan hus-håll och trekammarbrunn (m)	10	antagande
Längd ledning mellan trekammarbrunn och pumpbrunn (m)	1,00	antagande
Längd ledning mellan pumpbrunn och fördelningsbrunn (m)	1,50	antagande
Längd ledning mellan uppsamlingsbrunn och utlopp (m)	10,00	antagande
Diameter ledningar (mm)	63	NVV 2003:a s. 47
material	PE	www.uponor.se
vägg tjocklek (mm)	5,8	www.pipelife.com
denitet PE (kg/m ³)	950	http://de.wikipedia.org/wiki/Polyethen#Eigenschaft
Vikt PE-rör per m (kg)	1,19	
Vikt spridnings-/uppsamlingsledningar (kg)	47,64	
Livslängd spridnings-/uppsamlingsledningar (år)	15,00	
Vikt övriga ledningar (kg)	26,80	
Livslängd övriga ledningar (år)	30,00	Uponor 2006:a
Slam		
Antal slamtömningar per år	1,35	Hellström et al. 2003
Volym som töms per år (m ³)	4,05	
Pumpbrunn		
material behållare	PE	www.flygt.se
volym behållare (m ³)	0,5	www.uponor.se
vikt behållare (kg)	60	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a
Pump	Flygt DXV	www.flygt.se
	50-7	
material	stål	www.flygt.se
vikt (kg)	11,4	www.flygt.se
märkeffekt (kW)	0,75	www.flygt.se
maxflöde (l/s)	8,5	www.flygt.se
genomsnittsflöde (l/år)	186150	
motsvarar maxeffekt under (h)	6,08	
elförbrukning (kWh/år)	4,5625	
Livslängd (år)	10	antagande

Fördelningsbrunnen

material	PE	Uponor 2005
volym (m ³)	0,6	Uponor 2006
vikt (kg)	15	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a

Uppsamlingsbrunnen

material	PE	Uponor 2005
volym (m ³)	0,6	Uponor 2006
vikt (kg)	15	Ronaplast 2006
Livslängd (år)	30	Uponor 2006:a

Inspektionsrör försummas

Elkabelskyddsror försummas

BILAGA 8**ENERGIINNEHÅLL**

Substans	värmevärde (MJ/g)	brännvärde (MJ/g)
Lignit	0,01	0,008
Stenkol	0,03	0,031
Diesel	0,043	0,046
Råolja	0,0415	0,0445
Naturgas (Norge)	0,048	0,053
Uran	540	540

Källor: <http://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert>, http://energie1.physik.uni-heidelberg.de/vrlsg/data/kap4/f_min.htm

BILAGA 9**MODELLÖVERSIKT INFILTRATION**

		Totalt	Livslängd	Per pe och år
Materialproduktion				
1	volym krossat berg (m3)	10,00	25	0,1569
2	yta geotextil (m2)	33,33	25	0,5229
3	vikt slamavskiljare (kg)	145,00	30	1,8954
4	vikt pumpbrunn (kg)	60,00	30	0,7843
5	vikt pump (kg)	11,40	10	0,4471
6	vikt fördelningsbrunn (kg)	15,00	30	0,1961
7	vikt spridningsledningar (kg)	35,73	25	0,5604
8	vikt övriga rörledningar (kg)	14,89	30	0,1946
9	transport PE till spridningsledningar (ton material*km)	4,29	25	0,0673
10	transport övrigt PE (ton material*km)	28,19	30	0,3684
Uppförande				
11	anläggning infiltrationsbädd (m3)	64,00	25	1,0039
12	transport brunnar (ton material*km)	88,00	30	1,1503
13	lastning brunnar (m3)	3,10	30	0,0405
14	anläggning brunnar (m3)	4,34	30	0,0567
15	transport krossat berg (ton material *km)	320,00	25	5,0196
16	lastning krossat berg (m3)	10,00	25	0,1569
17	transport spridningsledn. (ton material*km)	14,29	25	0,2242
18	läggning av spridningsledningar (m)	30,00	25	0,4706
19	transport övriga ledningar (ton material*km)	5,95	30	0,0778
20	läggning av övriga ledningar (m)	12,50	30	0,1634
21	transport pump (ton material*km)	5,02	10	0,1967
Drift och underhåll				
22	utsläpp från anläggningen			
23	slamsugning (m3)	2,00		0,7843
24	slamtömning (m3)	2,00		0,7843
25	slamtransport per år (ton material*km)	60,00		23,5294
26	elförbrukning pump (MJ/år)	16,43		6,4412
Återvinning				
27	elförbrukning slambehandling (MJ/år)	64,80		25,4118
28	energiproduktion rötning (MJ/år)	56,16		22,0235
29	slamtansport till jordtillverkning (ton material*km)	0,49		0,1903
30	ersättning av P-handelsgödsel (kg)			0,0000
31	lastning infiltrationsmaterial (m3)	8,00	25	0,1255
32	transport infiltrationsmaterial (ton material*km)	2888,00	25	45,3020
33	transport spridningsledningar till förbränning (ton material*km)	2,86	30	0,0374
34	transport övriga PE-komponenter till förbränning (ton material*km)	18,79	30	0,2456

BILAGA 10**MODELLÖVERSIKT FILTRALITE® P**

		Totalt	Livslängd	Per pe och år
Materialproduktion				
1	vikt slamavskiljare (kg)	145,00	30	1,8954
2	vikt pumpbrunn (kg)	60,00	30	0,7843
3	vikt pump (kg)	11,40	10	0,4471
4	vikt förfilter (kg)	200,00	30	2,6144
5	vikt kompaktfilter (kg)	250,00	30	3,2680
6	volym Filtralite®NR (m3)	5,00	5	0,3922
7	volym Filtralite®P(m3)	6,00	5	0,4706
8	vikt rörledningar (kg)	29,18	30	0,3814
9	Transport PE (ton material*km)	82,10	30	1,0732
Uppförande				
10	anläggning filter (m3)	19,60	30	0,2562
11	lastning filter (m3)	14,00	30	0,1830
12	transport filtermaterial (ton material*km)	2676,50	5	209,9216
13	lastning filtermaterial (m3)	11,00	5	0,8627
14	transport brunnar (ton material*km)	94	30	1,2288
15	lastning brunnar (m3)	2,50	30	0,0327
16	anläggning brunnar (m3)	3,50	30	0,0458
17	transport ledningar (ton material*km)	11,67	30	0,1526
18	läggning av ledningar (m)	24,50	30	0,3203
19	transport pump (ton material*km)	5,02	10	0,1967
Drift och underhåll				
20	utsläpp från anläggningen			
21	elförbrukning pump (MJ/år)	16,43		6,4412
22	slamsugning (m3)	2,00		0,7843
23	slamtömning (m3)	2,00		0,7843
24	slamtransport per år (ton material*km)	20,00		7,8431
Återvinning				
25	elförbrukning slambehandling (MJ/år)	64,80		25,4118
26	energiproduktion rötning (MJ/år)	56,16		22,02
27	slamtransport till jordtillv. (ton material*km)	0,49		0,19
28	lastning förfiltermaterial (m3)	5,00	5	0,3922
29	transport förfiltermaterial till jordtillverkning (ton material*km)	280,00	5	21,9608
30	lastning kompaktfiltermaterial (m3)	6,00	5	0,4706
31	transport kompaktfiltermaterial till jordbruk (ton material*km)	33,00	5	2,5882
32	avlastning kompaktfiltermaterial (m3)	6,00	5	0,4706
33	lastn. av kompaktfilt.mat. före spridning(m3)	6,00	5	0,4706
34	transp. av kompaktfilt.mat. till åker (ton*km)	3,30	5	0,2588
35	Spridning av kompaktfiltermaterial (ha)	6,60	5	0,5176
36	ersättning av P-handelsgödsel (kg)	11,36	5	4,4555
37	transport PE-komponenter till förbränning (ton material*km)	54,73	30	0,7155

BILAGA 11
MODELLÖVERSIKT FILTRA P

		Totalt	Livslängd	Per pe och år
Materialproduktion				
1	volym (tvättad) singel (m3)	16,00	10	0,6275
2	volym markbäddssand (m3)	16,00	10	0,6275
3	volym grus (m3)	1,00	10	0,0392
4	yta geotextil (m2)	40,00	10	1,5686
5	vikt slamavskiljare (kg)	145,00	30	1,8954
6	vikt pumpbrunn (kg)	60,00	30	0,7843
7	vikt pump (kg)	11,40	10	0,4471
8	vikt fördelningsbrunn (kg)	15,00	30	0,1961
9	vikt uppsamlingsbrunn (kg)	15,00	30	0,1961
10	vikt efterfilter (kg)	4000,00	30	52,2876
11	vikt filtermaterial (kg)	1000,00	2	196,0784
12	vikt spridnings/uppsamlingsledningar (kg)	47,64	10	1,8681
13	vikt övriga rörledningar (kg)	27,99	30	0,3658
14	Transport PE till spridnings-/uppsamlingsledningar (ton material*km)	5,72	10	0,2242
15	Transport övrigt PE (ton material*km)	31,56	30	0,4125
Uppförande				
16	transport grus (ton material*km)	32,00	10	1,2549
17	transport sand (ton material*km)	448,00	10	17,5686
18	transport singel (ton material*km)	480,00	10	18,8235
19	anläggning markbädd (m3)	96,00	10	3,7647
20	lastning markbäddsmaterial (m3)	40,00	10	1,5686
21	transport brunnar (ton material*km)	94	30	1,2288
22	anläggning brunnar (m3)	9,38	30	0,1226
23	lastning brunnar (m3)	6,70	30	0,0876
24	transport spridnings-/uppsamlingsledningar (ton material*km)	19,06	10	0,7473
25	läggning av spridnings-/uppsamlingsledningar (m)	40	10	1,5686
26	transport övriga ledningar (ton material*km)	11,19	30	0,1463
27	läggning av övriga ledningar (m)	23,50	30	0,3072
28	transport pump (ton material*km)	5,02	10	0,1967
29	transport betong (ton material*km)	200,00	30	2,6144
30	lastning betong (m3)	3,00	30	0,0392
31	transport filtermaterial (ton material*km)	450,00	2	88,2353
32	lastning filtermaterial (m3)	1	2	0,1961
Drift och underhåll				
33	utsläpp från anläggningen			
34	elförbrukning pump (MJ/år)	16,43		6,4412
35	slamsugning (m3)	2,70		1,0588
36	slamtömning (m3)	2,70		1,0588
37	slamtransport per år (ton material*km)	27,00		10,5882

Återvinning

38	elförbrukning slambehandling (MJ/år)	87,48		34,3059
39	energiproduktion rötning (MJ/år)	37,91		14,87
40	slamtransport till jordtillverkning (ton material*km)	0,33		0,13
41	lastning filtermaterial (m3)	1,00	2	0,1961
42	transport filtermaterial till jordbruk (ton material*km)	10,00	2	1,9608
43	avlastning filtermaterial (m3)	1,00	2	0,1961
44	lastning av filtermaterial före spridning(m3)	1,00	2	0,1961
45	transport filtermaterial till åker (ton material*km)	1,00	2	0,1961
46	spridning av filtermaterial (ha)	2,00	2	0,39
47	ersättning av P-handelsgödsel (kg)	0,76	2	0,74
48	lastning markbäddsmaterial (m3)	12,00	10	0,47
49	transport markbäddsmaterial (ton material*km)	3194,40	10	125,27
50	transport betong till deponi (ton material*km)	80,00	30	1,05
51	transport spridnings-/uppsamlingsledningar till förbränning (ton material*km)	3,81	30	0,05
52	transport övriga PE-komponenter till förbränning (ton material*km)	21,04	30	0,28

BILAGA 12**MODELLÖVERSIKT KEMFÄLLNING**

		Totalt	Livslängd	Per pe och år
Materialproduktion				
1	volym (tvättad) singel (m3)	16,00	15	0,4183
2	volym markbäddssand (m3)	16,00	15	0,4183
3	volym grus (m3)	1,00	15	0,0261
4	yta geotextil (m2)	40,00	15	1,0458
5	vikt slamavskiljare (kg)	160,00	30	2,0915
6	vikt pumpbrunn (kg)	60,00	30	0,7843
7	vikt pump (kg)	11,40	10	0,4471
8	vikt fördelningsbrunn (kg)	15,00	30	0,1961
9	vikt uppsamlingsbrunn (kg)	15,00	30	0,1961
10	vikt spridnings/uppsamlingsledningar (kg)	47,64	15	1,2454
11	vikt övriga rörledningar (kg)	26,80	30	0,3503
12	Transport PE till spridnings-/uppsamlingsledningar (ton material*km)	5,72	15	0,1495
13	Transport övrigt PE (ton material*km)	33,22	30	0,4342
Uppförande				
14	transport grus (ton material*km)	32,00	15	0,8366
15	transport sand (ton material*km)	448,00	15	11,7124
16	transport singel (ton material*km)	480,00	15	12,5490
17	anläggning markbädd (m3)	96,00	15	2,5098
18	lastning markbäddsmaterial (m3)	40,00	15	1,0458
19	transport brunnar (ton material*km)	94	30	1,2288
20	anläggning brunnar (m3)	6,58	15	0,1720
21	lastning brunnar (m3)	4,70	30	0,0614
22	Transport spridnings-/uppsamlingsledningar (ton material*km)	19,06	15	0,4982
23	läggning av spridnings-/uppsamlingsledningar (m)	40	15	1,0458
24	transport övriga ledningar (ton material*km)	10,72	30	0,1401
25	läggning av övriga ledningar (m)	22,50	30	0,2941
26	transport pump (ton material*km)	5,02	10	0,1967
Drift och underhåll				
27	utsläpp från anläggningen			
28	elförbrukning pump (MJ/år)	16,43		6,4412
29	elförbrukning dosering (MJ/år)	0,36		0,1412
30	förbrukning fällningskemikalie (kg/år)	38,13		14,9520
31	transport fällningskemikalie (ton material*km)	17,16		6,7284
32	slamsugning (m3)	4,05		1,5882
33	slamtömning (m3)	4,05		1,5882
Alternativ A				
34	slamtransport per år (ton material*km)	121,50		47,6471

Alternativ B			
35	slamtransport per år (ton material*km)	40,50	15,8824
Alternativ B.0			
36	hygienisering genom lagring	0,00	
Alternativ B.1			
37	hygienisering med urea (kg urea)	4,05	1,5882
Återvinning			
38	lastning markbäddsmaterial (m3)	12,00	15
39	Transport markbäddsmaterial (ton material*km)	3194,40	15
40	transport spridnings-/uppsamlingsledning till förbränning (ton material*km)	3,81	30
41	transport övriga PE-komponenter till förbränning (ton material*km)	21,73	30
Alternativ A			
42	elförbrukning slambehandling (MJ/år)	131,22	51,4588
43	energiproduktion rötning (MJ/år)	87,48	34,3059
44	slamtransport till jordtillverkning (ton material*km)	0,76	0,2964
45	slamtransport till jordbruk (ton material*km)	4,05	1,5882
46	yllning av kemslam till spridning (m3)	0,41	0,1588
47	transport av kemslam till åker (km*ton)	0,41	0,1588
48	spridning kemslam (ha)	0,01	0,0032
49	ersättning av P-handelsgödsel (kg)		0,2807
Alternativ B			
50	omrörning av kemslam (MJ diesel/m3)	32,08	12,5788
51	transport av kemslam till åker (km*ton)	4,05	1,5882
52	spridning kemslam (ha)	0,081	0,0318
53	ersättning av P-handelsgödsel (kg)		2,8071

BILAGA 13 RESULTAT FRÅN INVENTERINGSANALYSEN

Belastning	Enhet	Infiltration	Filtralite® P	Filträ P	Kemfällning		B.1
					A	B.0	
Energianvändning							
1	Total energi	MJ	255,09	639,69	507,57	425,06	464,89
2	(EI)	MJ	63,63	104,87	94,50	68,45	70,59
3	Naturgas	MJ	42,17	61,28	67,51	65,35	89,34
4	Olja	MJ	26,31	39,23	62,83	54,94	65,69
5	Kol	MJ	18,72	57,61	22,47	19,18	22,73
6	Lignit	MJ	0,00	-0,31	-0,12	-1,16	-0,91
7	Diesel	MJ	102,27	352,28	251,90	225,53	225,53
8	Uran	MJ	48,79	95,60	76,18	44,34	45,40
9	Vattenkraft	MJ	14,37	28,36	22,52	13,91	14,04
10	Annat	MJ	1,85	3,35	2,77	1,46	1,57
Resursförbrukning							
11	Olja	g	3457,33	5071,02	5295,92	5136,21	5395,04
12	Naturgas	g	3442,14	5030,00	4842,82	4797,87	5297,52
13	Kol	g	625,08	1922,92	750,51	640,91	759,28
14	Lignit	g		-30,77	-11,63	-116,33	-91,21
15	Diesel	g	2367,94	8224,40	5851,55	5254,17	5254,17
16	Uran	g	0,09	0,18	0,14	0,08	0,08
17	Sand/grus	g		2700544,66	1790196,08	1790196,08	1790196,08
18	Bergmaterial	g	298039,22	26143,79			
19	Fosfat	g		-0,16	-0,06	-0,59	-0,59
20	Kalksten	g	12,03	13687,82	2447,57	2444,14	2444,96
21	Svavel	g		-323,54	-122,31	-1223,07	-1223,07

Belastning	Enhet	Infiltration	Filtralite® P	Filtira P	Kemfällning		
					A	B.0	B.1
22 Bauxit	g	0,73	1,79	1,06	8254,48	8254,48	8254,48
23 Järnmalm	g	298,38	299,98	298,89	298,75	298,75	298,75
24 Kromit	g	114,00	114,00	114,00	114,00	114,00	114,00
25 Nickel	g	35,76	35,76	35,76	35,76	35,76	35,76
Utsläpp till luft							
26 CO2	g	13145,17	180568,10	40620,65	28640,87	25550,70	25559,34
27 CO	g	11,76	51,03	33,84	25,65	21,47	24,27
28 CH4	g	0,00	-7,49	-1,24	-0,47	-4,71	6,92
29 N2O	g	0,03	-0,26	0,01	0,02	-0,15	0,06
30 SOx	g	34,01	126,53	59,36	46,70	26,95	31,12
31 NOx	g	99,29	577,99	307,92	200,01	186,24	205,10
32 NH3	g	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	2,55
33 HC	g	83,83	206,51	133,59	121,02	118,47	118,47
34 HCl	g	0,00	-0,08	-0,01	4,00	3,96	3,96
Utsläpp till vatten							
35 BOD	g	2262,27	227,51	226,97	269,42	4,00	3,96
36 COD	g	6286,28	427,94	424,35	560,27	269,42	269,42
37 Ptot	g	193,61	61,47	31,77	56,77	560,25	560,48
38 Ntot	g	3047,05	522,45	2176,53	2176,52	55,00	55,02
					2176,46	2176,46	2176,94

BILAGA 14 KLASSIFICERING I MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER

Flöde	Miljöpåverkanskategori	Flöde	Miljöpåverkanskategori
Energiåtgång		Resursförbrukning	
Total energi		Svavel	
(EI)		Bauxit	
Naturgas		Järnmalm	förbrukning av abiotiska resurser
Olja	Resursanvändning och utsläpp för energiåtgång ingår i de andra kategorierna, men energianvändningen har ändå redovisats separat	Kromit	
Kol		Nickel	
Lignit		Utsläpp till luft	
Diesel		CO ₂	
Uran		CO	potential för global uppvärmning
Vattenkraft		CH ₄	
Annat		N ₂ O	
Resursförbrukning		SO _x	påverkan på mänsklig hälsa, försurningspotential, eutrofieringspotential
Olja		NO _x	
Naturgas		NH ₃	
Kol		HC	potential för global uppvärmning
Lignit		HCl	påverkan på mänsklig hälsa
Diesel		Utsläpp till vatten	
Uran	förbrukning av abiotiska resurser	BOD	
Sand/grus		COD	eutrofieringspotential
Bergmaterial		P _{tot}	
Fosfat		N _{tot}	
Kalksten		Fenol	påverkan på mänsklig hälsa

BILAGA 15

KARAKTERISERINGSRESULTAT

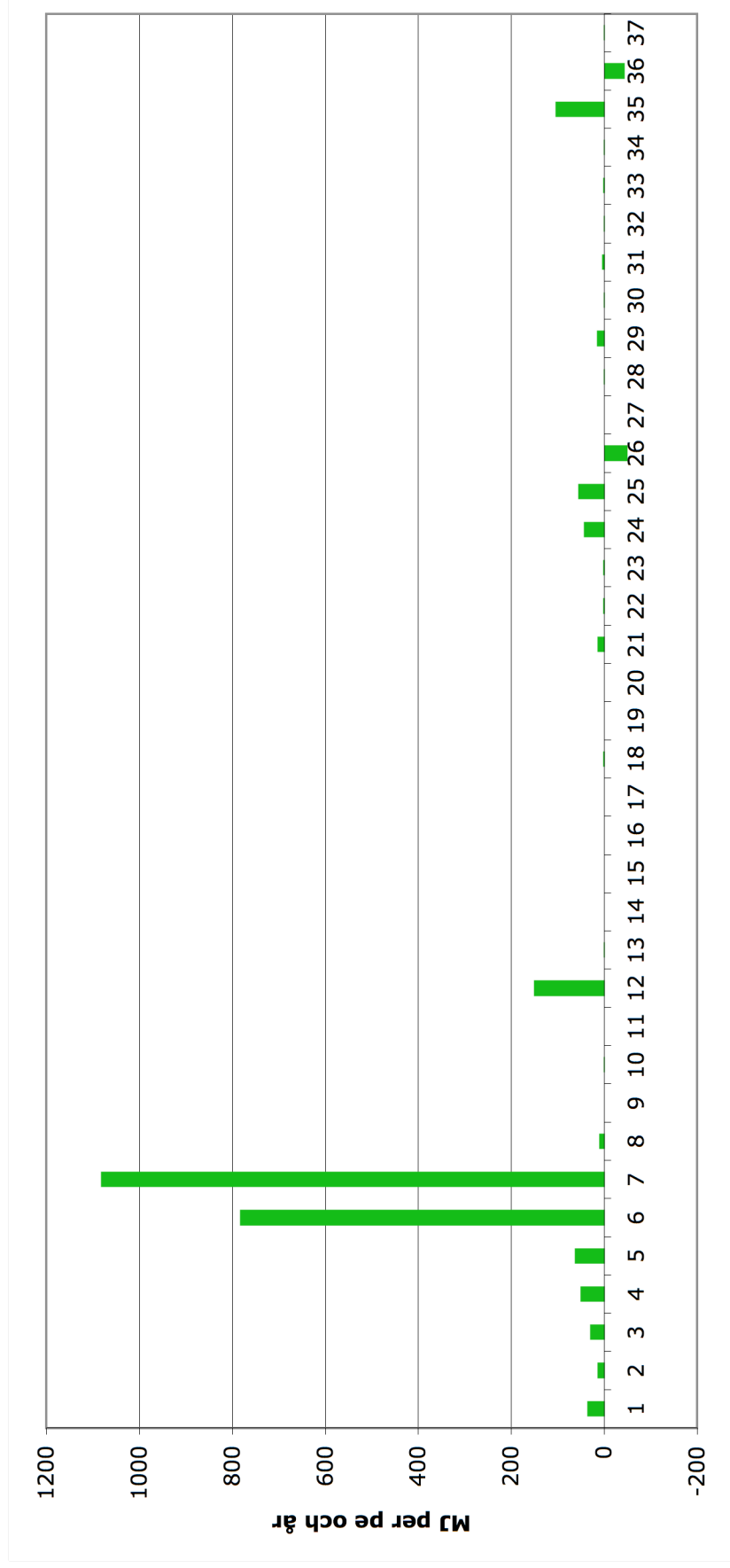
		Olja	Naturgas	Kol	Lignit	Diesel	Uran	Sand/grus	Bergmaterial	Fosfat	Kalksten	Svavel	Bauxit	Järnmalm	Kromit	Nickel
Förbrukning av abiotiska resurser																
<i>Metod A</i>		<i>kg antimonekvivalent</i>														
Infiltration		6,95E-02	7,44E-02	8,38E-03		4,85E-02	2,59E-07						3,85E-12	2,52E-08	9,78E-05	3,86E-06
Filtralite® P		1,06E+00	1,80E-01	1,27E-02	-1,24E-03	1,55E-01	1,86E-07	1,18E-08		-7,86E-08		-6,95E-04	9,48E-12	2,53E-08	9,78E-05	3,86E-06
Filtra P		1,02E-01	1,09E-01	2,58E-02	-2,06E-04	1,69E-01	5,08E-07	8,07E-08		-1,31E-08		-1,16E-04	5,62E-12	2,52E-08	9,78E-05	3,86E-06
Kemfällning	A	1,06E-01	1,05E-01	1,01E-02	-7,81E-05	1,20E-01	4,05E-07	5,35E-08		-4,95E-09		-4,38E-05	4,37E-08	2,52E-08	9,78E-05	3,86E-06
	B.0	1,03E-01	1,04E-01	8,59E-03	-7,81E-04	1,08E-01	2,36E-07	5,35E-08		-4,95E-08		-4,38E-04	4,37E-08	2,52E-08	9,78E-05	3,86E-06
	B.1	1,08E-01	1,14E-01	1,02E-02	-6,12E-04	1,08E-01	2,41E-07	5,35E-08		-4,95E-08		-4,38E-04	4,37E-08	2,52E-08	9,78E-05	3,86E-06
<i>Metod B</i>		<i>MJ exerginnehåll</i>														
Infiltration		1,54E+02	1,82E+02	1,94E+01		1,09E+02	4,88E+01		9,54E+01		4,09E-04		6,72E-04	1,25E-01	6,35E-02	3,15E-01
Filtralite® P		2,35E+03	4,43E+02	2,94E+01	-1,48E+00	3,48E+02	3,51E+01	1,27E+01		-2,61E-04	2,39E-04	-1,48E+01	1,65E-03	1,26E-01	6,35E-02	3,15E-01
Filtra P		2,26E+02	2,67E+02	5,96E+01	-2,46E-01	3,78E+02	9,56E+01	8,64E+01	8,37E+00	-4,35E-05	4,65E-01	-2,47E+00	9,82E-04	1,26E-01	6,35E-02	3,15E-01
Kemfällning	A	2,36E+02	2,57E+02	2,33E+01	-9,31E-02	2,69E+02	7,62E+01	5,73E+01		-1,64E-05	8,32E-02	-9,34E-01	7,64E+00	1,25E-01	6,35E-02	3,15E-01
	B.0	2,29E+02	2,54E+02	1,99E+01	-9,31E-01	2,42E+02	4,43E+01	5,73E+01		-1,64E-04	8,31E-02	-9,34E+00	7,64E+00	1,25E-01	6,35E-02	3,15E-01
	B.1	2,40E+02	2,81E+02	2,35E+01	-7,30E-01	2,42E+02	4,54E+01	5,73E+01		-1,64E-04	8,31E-02	-9,34E+00	7,64E+00	1,25E-01	6,35E-02	3,15E-01
		CO₂	CO	CH₄	N₂O	SO_x	NO_x	NH₃	HC	HCl	BOD	COD	P_{tot}	N_{tot}		
Potential för global uppvärmning																
		<i>kg CO2 ekvivalent</i>														
Infiltration		1,31E+01	3,53E-02	9,69E-05	7,42E-03		6,95E-01		9,22E-01							
Filtralite® P		1,81E+02	1,53E-01	-1,72E-01	-7,78E-02		4,05E+00		2,27E+00							
Filtra P		4,06E+01	1,02E-01	-2,85E-02	2,26E-03		2,16E+00		1,47E+00							
Kemfällning	A	2,86E+01	7,70E-02	-1,07E-02	5,55E-03		1,40E+00		1,33E+00							
	B.0	2,56E+01	6,44E-02	-1,08E-01	-4,33E-02		1,30E+00		1,30E+00							
	B.1	2,56E+01	7,28E-02	1,59E-01	1,76E-02		1,44E+00		1,30E+00							

BILAGA 16 RESULTAT EFTER NORMALISERING

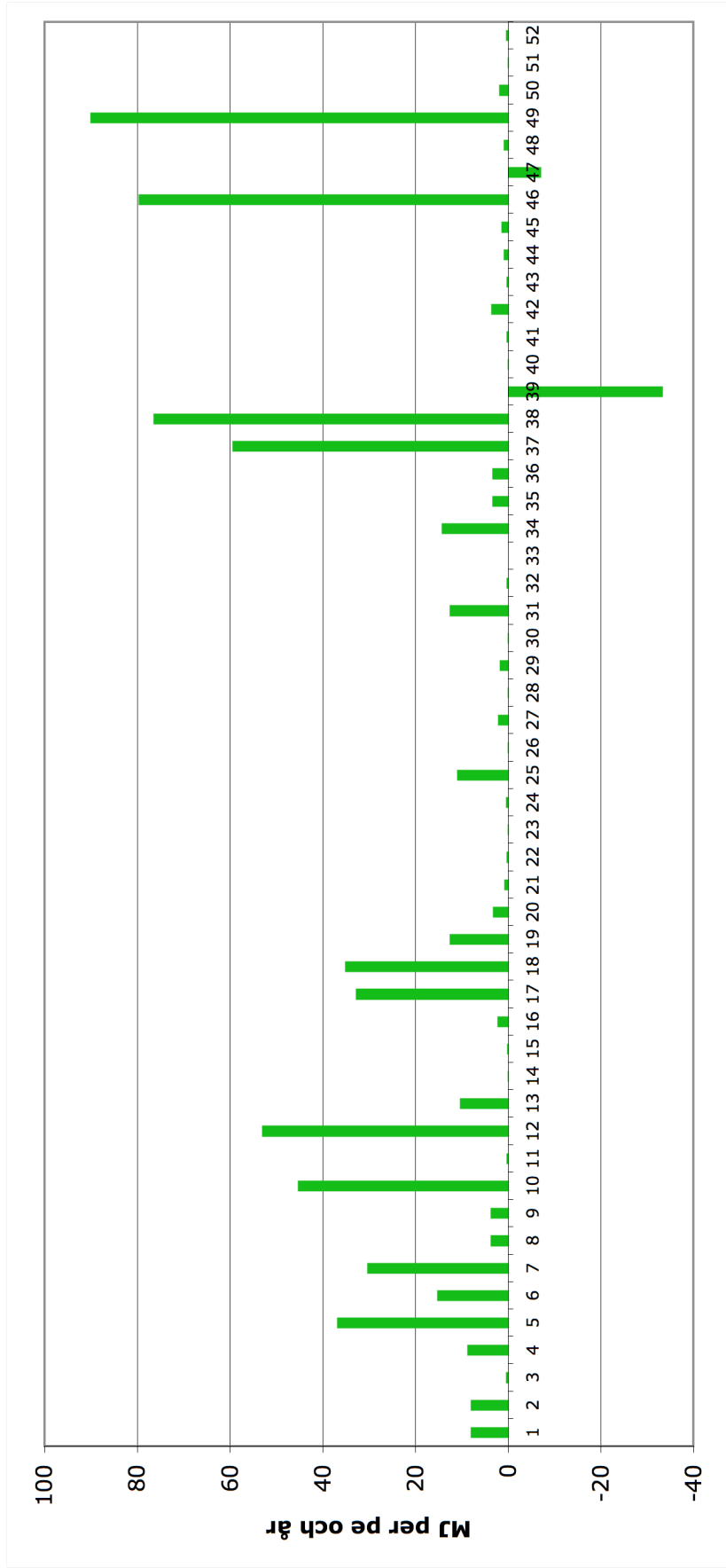
	Undermåliga av- lopp	Infiltration	Filtralite® P	Filtration P	Kemfällning		
					A	B.0	B.1
Världen							
Andel av årliga per capita energi- användning (%)		3,80E-01	3,58E+00	9,51E-01	7,55E-01	6,32E-01	6,92E-01
Andel av årliga per capita förbruk- ning av abiotiska resurser (%)		7,25E-01	5,08E+00	1,46E+00	1,23E+00	1,16E+00	1,23E+00
Andel av årliga per capita utsläpp av CO ₂ -ekvivalenter (%)		2,17E-01	2,73E+00	6,49E-01	4,60E-01	4,11E-01	4,18E-01
Andel av årliga per capita påver- kan på mänsklig hälsa (%)		1,39E-03	8,02E-03	4,26E-03	2,80E-03	2,59E-03	2,86E-03
Andel av årliga per capita försur- ningspotential (%)		1,26E-01	5,71E-01	2,86E-01	2,04E-01	1,53E-01	1,78E-01
Andel av årliga per capita eutrofi- ringpotential inkl. N _{tot} (%)	1,24E+01	4,70E+00	1,21E+00	2,49E+00	2,58E+00	2,56E+00	2,57E+00
Andel av årliga per capita eutrofi- ringpotential utan N _{tot} (%)	8,22E+00	1,76E+00	7,02E-01	3,92E-01	4,76E-01	4,59E-01	4,74E-01
Västeuropa							
Andel av årliga per capita energi- användning (%)		2,40E-01	2,26E+00	6,01E-01	4,77E-01	4,00E-01	4,37E-01
Andel av årliga per capita förbruk- ning av abiotiska resurser (%)		6,16E-01	4,31E+00	1,24E+00	1,05E+00	9,88E-01	1,04E+00
Andel av årliga per capita utsläpp av CO ₂ -ekvivalenter (%)		1,01E-01	1,28E+00	3,04E-01	2,15E-01	1,92E-01	1,96E-01
Andel av årliga per capita påver- kan på mänsklig hälsa (%)		5,25E-04	3,03E-03	1,61E-03	1,06E-03	9,79E-04	1,08E-03

Andel av årliga per capita försurningspotential (%)	7,91E-02	3,59E-01	1,80E-01	1,28E-01	9,59E-02	1,12E-01
Andel av årliga per capita eutrofieringspotential inkl. N_{tot} (%)	2,79E+00	7,16E-01	1,48E+00	1,53E+00	1,52E+00	1,53E+00
Andel av årliga per capita eutrofieringspotential utan N_{tot} (%)	1,05E+00	4,17E-01	2,32E-01	2,83E-01	2,73E-01	2,81E-01
Sverige						
Andel av årliga per capita energianvändning (%)	9,86E-02	9,29E-01	2,47E-01	1,96E-01	1,64E-01	1,80E-01
Andel av årliga per capita förbrukning av abiotiska resurser (%)						
Andel av årliga per capita utsläpp av CO ₂ -ekvivalenter (%)	1,93E-01	2,44E+00	5,78E-01	4,10E-01	3,66E-01	3,72E-01
Andel av årliga per capita påverkan på mänsklig hälsa (%)						
Andel av årliga per capita försurningspotential (%)	1,67E-01	7,55E-01	3,78E-01	2,70E-01	2,02E-01	2,35E-01
Andel av årliga per capita eutrofieringspotential inkl. N_{tot} (%)	2,65E+00	6,79E-01	1,40E+00	1,45E+00	1,44E+00	1,45E+00
Andel av årliga per capita eutrofieringspotential utan N_{tot} (%)	9,91E-01	3,95E-01	2,20E-01	2,68E-01	2,58E-01	2,67E-01

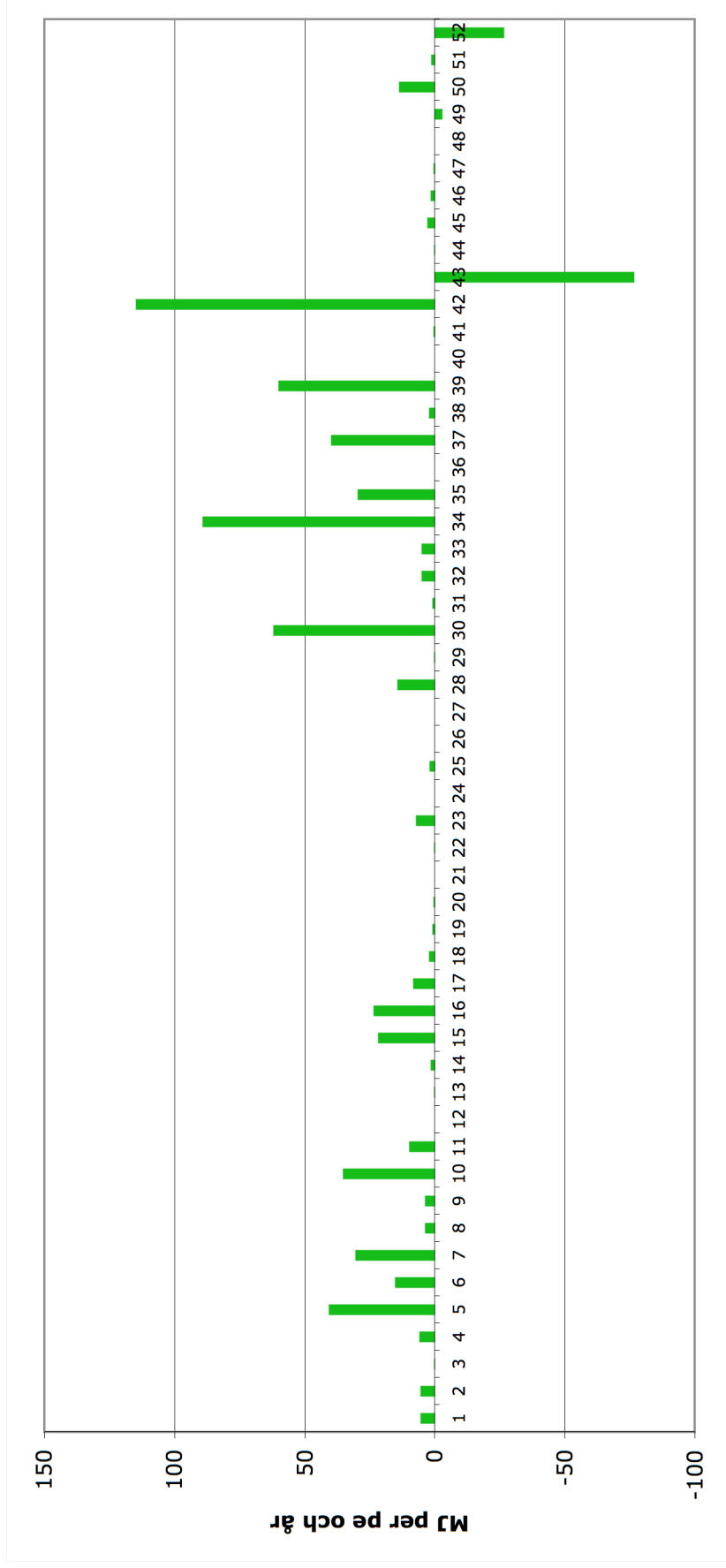
BILAGA 17 KÄNSLIGHETSANALYS – IDENTIFIKATION AV RELEVANTA MODELLKOMPONENTER



Figur Bilaga B De olika modellkomponenternas bidrag till den totala energianvändningen – Filtralite® P



Figur Bilaga C De olika modellkomponenternas bidrag till den totala energianvändningen – Filtra P



Figur Bilaga D De olika modellkomponenternas bidrag till den totala energianvändningen – kemfällning