7 Metodbeskrivning

Miljöpåverkan och resursförbrukning vid hanteringen av hushållsavlopp och organiskt hushållsavfall är centrala aspekter vid värdering av de olika systemen. Dessa analyser har genomförts genom datorsimuleringar med den s.k. ORWARE-modellen, vilken beskrivs i avsnitten 7.1 och 7.2. Två ytterligare aspekter på avlopps- och avfallshantering; *resursanvändning för anläggande av system* och *hygienisk bedömning*, ingår också i studien. Metodik för dessa analyser beskrivs i avsnitten 7.4 och 7.5.

7.1 Datormodellen ORWARE

ORWARE är en systemanalytisk datormodell som började utvecklas år 1993 och som därefter har utvecklats vidare och använts i flera fallstudier. I denna rapport beskrivs ORWARE-modellen endast kortfattat. För en detaljerad beskrivning hänvisas läsaren till Dalemo (1999), Björklund (1998) och Sonesson (1998). ORWARE –modellerna utgår från en begreppsmässig modell, eller bild av verkligheten. Den bild som vi har använt i detta projekt presenteras i figur 6.1. I programspråket MATLAB/SIMULINK har denna bild omvandlats till en simuleringsmodell av avlopps- och avfallshanteringssystemet. Modellens förutsättningar, processer och kopplingar kan ändras så att simuleringar av olika framtida scenarier kan göras (figurerna 6.2–6.5).

ORWARE bygger på simulering av materialflöden genom systemet. Modellen består av ett antal delmodeller som beskriver de delar som visas i figur 6.1. Modellen är modulärt uppbyggd, så att delmodellerna fungerar oberoende av varandra. Genom att ett antal "ORWARE – projekt" har genomförts tidigare, finns det idag ett flertal delmodeller uppbyggda. I denna studie har använts:

- avloppsreningsverk (Dalemo, 1999),
- komposteringsanläggning (Sonesson, 1996),
- deponi (Björklund, 1998),
- rörtransport (Dalemo, 1996),
- lastbilstransport (Sonesson, 1996),
- sopbilstransport (Sonesson, 1998),
- spridning av restprodukter på åkermark (Jönsson m.fl., 1999),
- modell för åkermark, gällande kväveomsättning (Dalemo, m .fl., 1998),
- rötning (Dalemo, 1996),
- urinsortering (Jönsson m.fl., 1999).

I detta projekt har följande nya modeller konstruerats:

- vattenverk,
- energiskogsbevattning med avloppsvatten,
- våtkompostering.

Samtliga delmodeller är uppbyggda efter en likartad struktur. Ett inflöde av avfall omvandlas till utflöden av gas- och vattenemissioner samt restprodukter, t.ex. kompost, rötslam och lagrad urin. Genom att koppla samman delmodellerna på olika sätt, skapas olika scenarier. Figurerna 6.2-6.5 visar exempel på detta.

Pilarna som förbinder delmodellerna beskriver fysiska flöden, antingen av gas, vätska eller fast material. Alla flöden ges i kg/år och beskrivs med samma 43 parametrar. Parametrarna utgörs av ämnen som 1) påverkar någon process, 2) påverkar miljön och/eller, 3) har ett nyttjandevärde. Parametrarna utgörs framförallt av olika kolföreningar, näringsämnen, växthusgaser, försurande gaser, organiska föroreningar och tungmetaller (Sonesson, 1998).

Till bassystemets funktioner kommer ytterligare ett antal processer i det utökade systemet till följd av de funktioner som vissa avloppssystem utför och som vi värdesätter. Dessa är produktion av värme och växtnäring. I de fall då produktionen hos ett avlopps- och avfallssystem av värme, kvävegödsel eller fosforgödsel inte är lika stor som i övriga system, inkluderas produktion av kompletterande värme och/eller växtnäring i det utvidgade systemet.

För att göra jämförbarheten så god som möjligt så har vi förutsatt samma "typ-avloppsvatten" och samma fasta organiska avfall i samtliga alternativ. Sammansättningen av avloppsvattnet och det organiska avfallet beskrivs närmare i kapitel 2.

7.2 Viktiga delmodeller

Vattenverk

Utformningen av ett vattenverk beror av om råvattnet kommer från en yt- eller grundvattentäkt. I Sverige är andelen dricksvatten som kommer från ytvatten något högre än 50% och vi har därför valt att modellera produktion av dricksvatten i ytvattenverk. Modellen beaktar resursanvändning och utsläpp från produktion av kemikalier för rening och pH-justering samt elanvändning för pumpning av råvatten, processer i vattenverk och distribution av dricksvatten till konsumenter. Använda data är hämtade från Tillman m.fl. (1996) och gäller Alelyckans ytvattenverk i Göteborg. När det gäller energianvändningen är inte typen av vattentäkt lika avgörande. Som underlag till modellen har därför data för genomsnittlig energianvändning i sju svenska kommuner använts. Flera av dessa kommuner har en vattenförsörjning med blandat yt- och grundvatten. En mer detaljerad beskrivning av vattenverksmodellen ges i bilaga 1.

Avloppsreningsverk

Reningsverksmodellen innehåller ett flertal processteg. De olika delstegen har modellerats enligt följande:

Rensgaller och sandfång. Avloppsvattnet renas först från större föroreningar och tyngre partiklar med hjälp av rensgaller och sandfång. Mängden slam som avskiljs antas vara proportionell mot inkommande mängd suspenderat material. Avfallet från galler och sandfång transporteras till deponi. För avskiljningen av suspenderat material från avloppsvattnet i t.ex. rensgaller finns oftast bara data tillgängligt om mängden torrsubstans, organisk substans och mängd vatten som avskiljs. Övriga ämnen antas därför i modellen fördela sig på slam- respektive vattenfas, antingen efter mängden vatten (för de ämnen som är lösta i vatten), eller efter mängden suspenderat material (för de ämnen som huvudsakligen är bundna till fasta partiklar).

Mekanisk rening. I det första egentliga behandlingssteget avskiljs slam genom sedimentering av suspenderat material. Här tillförs också rejektvattnet från slambehandlingens avvattningssteg. Mängden föroreningar som avskiljs beräknas, liksom för rensgallret och

sandfånget, utifrån andelen vatten eller suspenderat material som hamnar i slammet. Slammet blandas med slammet från den biologiska och kemiska reningen.

Biologisk rening. Det biologiska stegets huvuduppgift är att överföra lösta föroreningar i vatten, t.ex. BOD, kväve och fosfor, till suspenderbart material. Det sker genom att bakterier tillväxer och därmed bygger upp ny cellmassa. Modellen beräknar den luftmängd som behövs för att hålla en lämplig miljö för celluppbyggnad och cellandning. Utifrån bland annat luftningsmängden i biosteget beräknas emissionerna till luft av lustgas, koldioxid och avdriven ammoniak. Biologiskt slam avskiljs genom sedimentering på samma sätt som vid den mekaniska reningen.

Kväverening. I modellen kan man välja ett reningsverk med eller utan kväverening. I det konventionella alternativet utgår vi från en höggradig kväverening, där utsläppet av kväve till vatten begränsas till 30% av inkommande mängd. Vid konventionell avloppsvattenrening avskiljs ca 20% av inkommande mängd kväve till slammet. Den 70%-iga kvävereningen medför därför att ca 50% av den inkommande totalkvävemängden reduceras till kvävgas genom nitrifikation och denitrifikation. Vid nitrifikation och denitrifikation förbrukas syre och kol, samtidigt som huvudsakligen koldioxid och kvävgas avges till luften. Kvävereningen ger också en ökad andel nitrat i utgående vattnet samt något ökade emissioner av ammoniak och lustgas på grund av ökad luftning.

Kemisk rening. Fosfor avskiljs i ett kemiskt reningssteg genom tillsättningen av fällningskemikalien järnklorid. Kemikaliedosen beräknas utifrån önskad reningseffekt. Fällningskemikalien innehåller vissa tungmetaller vilket ökar den totala tungmetallbelastningen något. Mängden kemiskt slam beräknas och avskiljningen av slam genom sedimentering modelleras på samma sätt som vid den mekaniska reningen.

Slambehandling. Avskiljningen av vätska i förtjockarna före och efter rötningen, samt den slutliga avvattningen av slammet modelleras utifrån den erhållna torrsubstansen efter de olika avvattningsstegen. Övriga ämnen fördelas i huvudsak efter andelen vatten respektive torrsubstans. Slammet rötas, och den producerade biogasen används i en gasmotor för generering av el och värme. Förbränning av rötgasen i motorn medför utsläpp av biogen (förnybar) CO_2, SO_2, NO_x, CO och kolväten (främst oförbränd metan).

En mer detaljerad beskrivning av reningsverksmodellen ges i bilaga 2.

Avloppsbevattning av energiskog

Modellen avser bevattning av energiskog med behandlat avloppsvatten under växtsäsong. Den är utformad efter en anläggning i Kågeröd, Svalövs kommun (Hasselgren, 1998), med skillnaden att behandlat avloppsvatten lagras i dammar vintertid så att hela årsmängden genererat avloppsvatten kan utnyttjas för bevattning. Modellen innehåller beräkningar av lagring av behandlat avloppsvatten, elförbrukning vid bevattning, beräkning av ytbehovet åkermark för bevattning och beräkning av skörd (flis). Endast meravkastningen av flis till följd av bevattningen, jämfört med en obevattnad energiskog tillgodoräknas i simuleringarna.

Data för utformningen av lagringsmodellen är hämtade från studier av lagringsdammar för avloppsvatten på Gotland (Gotlands kommun, 1996). Energiskogsodling som bevattnas med behandlat avloppsvatten, eller kvävegödslas, orsakar viss kväveutlakning, men i vår delmodell har denna kväveutlakning försummats. Anledningen är att endast meravkastningen till följd av

bevattningen tillgodoräknas och denna antas inte föranleda någon ytterligare fosfor- eller kväveutlakning jämfört med en obevattnad energiskogsodling vid den gödselgiva som vi använt, 100 kg kväve per ha och år. Försöken hittills, med ogödslad kontroll, tyder nämligen inte på någon ökad utlakning (Hasselgren, 1999).

En mer detaljerad beskrivning av modellen för energiskogsbevattning ges i bilaga 3.

Våtkompostering

Delmodellen för våtkompostering bygger i huvudsak på data från pilotförsök av våtkompostering (Norin, 1996). Modellen inkluderar förbehandling i form av utsortering av ovidkommande material. Våtkomposteringen drivs kontinuerligt med en genomsnittlig uppehållstid på sju dygn. Våtkomposten lagras efter komposteringen i ett lager med täckning. Utgående luft från komposteringen behandlas i ett kondenseringssteg innan den leds till ett biofilter.

En mer detaljerad beskrivning av våtkomposteringsmodellen ges i bilaga 4.

Urinsortering

Modellen för urinsortering är utformad efter fullskaleanläggningar i bostadsområdena Understenshöjden och Palsternackan i Stockholm. Den innefattar samling av urinen i uppsamlingstankar, transport med tankbil, lagring för hygienisering samt spridning av urinen. Data kring de urinsorterande toaletternas användning är i huvudsak hämtade från en uppföljning av anläggningarna (Jönsson m.fl., 1998).

En mer detaljerad beskrivning av urinsorteringsmodellen ges i bilaga 5.

7.3 Miljöeffekter och resurshushållning

Alternativen jämförs vad gäller beräknad miljöpåverkan och resurshushållning. Den miljöpåverkan som jämförs är eutrofierande (övergödande) utsläpp, växthuseffekt, energianvändning, växtnäringsåterförsel och tillförsel av tungmetaller till deponi, vatten och åkermark. Dessutom jämförs vissa resurser för anläggande av systemen (se vidare avsnitt 7.4).

Eutrofieringen beräknas med indexen i tabell 7.1 som är utvecklade från Nord (1995). Indexen bygger på den syreförbrukning som beräknas kunna uppstå i ytvatten då olika substanser släpps ut. I denna rapport belyses två fall, ett maximifall kallat "eutrofiering hav" där både kväve och fosfor är övergödande och ett minimifall kallat "eutrofiering sjö" där enbart fosfor begränsar algtillväxten (tabell 7.1). I båda fallen värderar vi även syreförbrukning för nitrifiering av utsläppt ammoniumkväve, se bilaga 6, samt syreförbrukning för nedbrytning av organiskt material, mätt som COD.

Energianvändningen netto i bassystemet beräknas som summan av netto el- och oljeförbrukning för systemet. I det utvidgade systemet görs jämförelser även av total elförbrukning och total värmeanvändning.

Tabell 7.1. Använda vikningsfaktorer för beräkning av eutrofiering

Substans	Eutrofiering hav (kg O_2/kg substans)	Eutrofiering sjö (kg O_2/kg substans)
P-tot[1]	140	140
NH_4-N, NO_x-N[1], "nedbrytning av biomassa"	20	-
NH_4-N[2], "nitrifiering"	4,6	4,6
COD[1]	1	1

1) Nord (1995).
2) Syreförbrukning vid nitrifiering, se bilaga 6.

Beräknade flöden av tungmetaller till vatten, deponi och åkermark redovisas för bly, koppar, kadmium och kvicksilver. Det bör poängteras att samtliga alternativ hanterar samma mängd tungmetaller, eftersom avloppsvatten och avfall med samma sammansättning har förutsatts i samtliga system.

Alternativen har också jämförts för påverkan på växthuseffekt, försurning och fotokemiska oxidanter. Simuleringarna visar dock att systemens påverkan på dessa effektkategorier är små jämfört med övriga antropogena utsläpp (mindre än 5%) och därför redovisas inte resultaten av dessa simuleringar. Ett vidare resonemang om systemens påverkan på olika effektkategorier, i förhållande till antropogena källor totalt finns i kapitel 9.

7.4 Resurser för anläggande av system

En inventering av behovet av komponenter för att anlägga de olika systemen har genomförts. Underlag för denna inventering är främst data från kända tillämpningar av respektive teknik. Inventeringen gäller infrastruktur i form av ledningssystem och behandlingsanläggningar. Analysen redovisar inte det totala investeringsbehovet för alternativen, utan fokus är på skillnader mellan alternativen (extra rördragningar, installationer o.s.v.). Anläggningsbehoven kvantifieras som antal ledningssystem och volymer och ytor som krävs för att behandla avlopp och avfall samt lagra restprodukter. Ekonomisk värdering av anläggningsbehoven har ej genomförts. Inte heller har resursbehovet eller miljöpåverkan av investeringarna beräknats.

7.5 Hygienisk bedömning

Hygieniskt är fekalier ett riskavfall. De är stora potentiella smittspridare. Ett viktigt krav på framtidens avloppssystem är därför att risken för smittspridning inte skall öka jämfört med dagens nivå, utan helst minska. För att ge en första grov vägledning till om de studerade alternativa avloppssystemen uppfyller detta krav genomfördes en förenklad mikrobiell riskvärdering.

Denna har haft två mål: 1) att prova om metodiken är användbar och 2) att ge en första grov jämförelse av risknivåerna mellan de olika systemen. Eftersom just jämförelse av systemen varit ett huvudmål, har i möjligaste mån samma smittvägar undersökts för alla systemen. Grundläggande metodik för genomförandet, liksom en hel del data, har hämtats från Albihn och Stenström (1998).

Smitta kan spridas på många sätt, som här delats in i *direkta* och *indirekta* smittvägar. För avlopp menas med *direkt* smittspridning överföring direkt till människor från avloppet. Med

indirekt smittspridning menas överföring till människor från avloppet via jord, gröda eller vatten. I vissa fall hjälper djur, genom att bära smittämnet på eller i sin kropp, aktivt till att sprida smittämnet från en punkt till en annan. Detta kallas *vektorburen* smitta, efter latinets *vector* som betyder 'som bär'. Vissa smittämnen kan dessutom spridas och fortleva i naturen, helt oberoende av människan. De bildar reservoarer, vilka i sin tur kan utgöra risk för människors hälsa.

Den hygieniska jämförelsen av systemen har skett med hjälp av indikatorer för risken att systemet direkt eller indirekt sprider smitta. Som indikator på risken för *direkt* smittspridning använder vi beräknade värden på avloppets volym och dess koncentration av fekalier i de olika systemen.

Som indikator på *indirekt* smittspridning har vi grovt kvantifierat hur stort intag olika djur kan få av några olika smittämnen under givna förutsättningar. Detta intag i relation till djurets skattade infektionsdos har använts som indikator på *indirekt* smitta. Infektionsdos används i detta sammanhang om den dos som gör djuret smittbärande, även om det inte visar sjukdomssymtom. Ingen hel smittväg, från människa åter till människa, har kvantifierats och resultaten utgör ingen kvantifiering av den indirekta risken för smitta. Varken risken för *vektorburen* smitta eller för bildning av smittreservoarer har beaktats.

Arbetsgången vid kvantifieringen av smittrisken till djur har varit:

- val av några patogener,
- skattning av antalet organismer som tillförs systemet under ett sjukdomsutbrott orsakat av respektive patogen,
- beräkning av koncentration och avdödning av respektive patogen i avloppssystemets olika delar,
- beräkning av patogenens koncentration vid tillförsel till, samt dess avdödning och utspädning i mark respektive vatten,
- beräkning av djurets intag av patogenen, samt av relationen mellan detta intag och skattad infektionsdos.

Vi kvantifierade alltså risken för att patogener skall spridas från människor via avloppssystemet till djur. Vi kvantifierade däremot inte risken för att djuren skall bli sjuka eller att de skall sprida smittan vidare till människor. Djurens intag av smittämne användes istället som indikator på systemets risk för indirekt smittspridning.

8 Resultat

8.1 Bassystem – miljöeffekter och resurshushållning

Utsläpp till vatten

I figurerna 8.1 och 8.2 redovisas systemens utsläpp av fosfor och kväve till vatten. Såväl direkta utsläpp som ökade utsläpp från åkermark på grund av gödsling med restprodukter från avlopp- och avfallssystemen ingår. Vattenutsläppen av fosfor och kväve är störst i det konventionella alternativet och minst i alternativet med energiskogsbevattning.

Reningsverket i det konventionella systemet antas avskilja 70% av inkommande mängd kväve. Detta är en höggradig avskiljning, i nivå med de modernaste stora svenska kustnära reningsverken. I övriga alternativ ingår inget kvävesteg i reningsverken. De låga kväveutsläppen från dessa system (figur 8.1) beror för energiskogsalternativet på att det behandlade avloppsvattnet inte släpps ut i recipient. För våtkompost- och urinsorteringssystemen beror det på att tillförseln till reningsverket av kväve är väsentligt lägre än i det konventionella systemet.

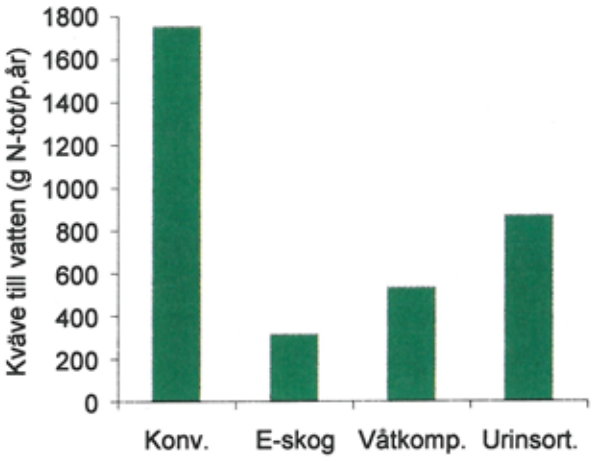
Utsläppen till vatten av kväve vid energiskogsbevattning består endast av ökat läckage från åkermark som gödslas med kompost och slam och från deponin. Några andra utsläpp finns inte eftersom hela utflödet från reningsverket används för bevattning och vi antar att denna inte orsakar något extra läckage, varken till yt- eller grundvatten. Försöksdata (från en plats) tyder nämligen hittills på att avloppsbevattning av energiskog, vid de vatten- och näringsmängder som använts i simuleringarna, inte ger någon ökad utlakning (Hasselgren, 1999).

Utsläppen från våtkomposteringssystemet består av ökat läckage från gödslad åkermark och deponi samt från utsläppet med renat BDT-vatten ifrån reningsverket.

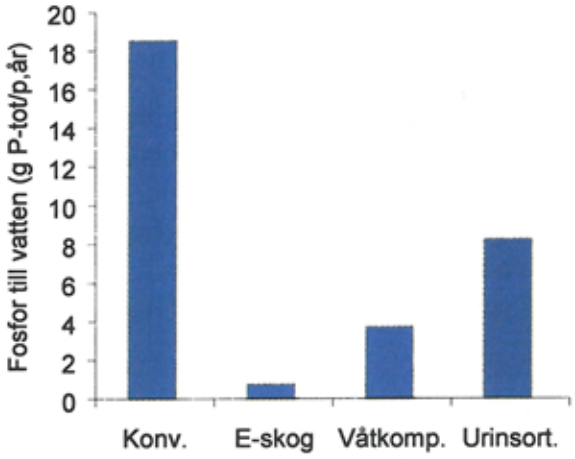
Anledningen till att kväveutsläppen är låga i urinsorteringsalternativet är att den växtnäringsrika urinen är bortsorterad redan i toaletten och därmed inte belastar reningsverket. Fekalierna belastar tillsammans med BDT-vattnet reningsverket. Detta innebär att utsläppen blir större från det urinsorterande systemet än från våtkomposteringssystemet.

Det bör observeras att fosforutsläppet till vatten (figur 8.2) är, i jämförelse med den hanterade mängden i systemen, lägre än 5% av fosfortillförseln i alla alternativen. Utsläppen av fosfor från systemen består dels av direkta utsläpp från reningsverket och dels av ökat läckage från deponin orsakat av att gallerrens och material från sandfånget deponeras. Gödsling av åkermark med olika restprodukter beräknas inte leda till något ökat fosforläckage.

Utsläppen av fosfor från reningsverket har antagits vara proportionella mot tillförseln. I verkligheten kan utsläppen variera kraftigt på grund av anläggningsspecifika data som sedimentationsvolymer och uppehållstider, sedimentationsegenskaper etc.



Figur 8.1. Utsläpp av totalkväve till vatten från bassystemet per person och år.



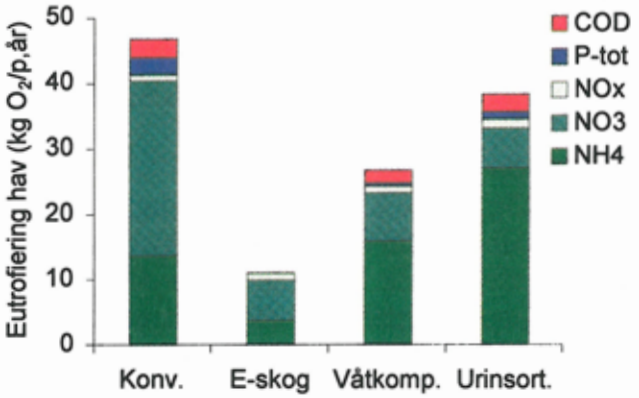
Figur 8.2. Utsläpp av totalfosfor till vatten från bassystemet.

Potentiell eutrofiering beräknades för ett maximifall, kallat "eutrofiering hav", och ett minimifall, kallat "eutrofiering sjö" (indexen ges i tabell 7.1). Vattenutsläpp av fosfor, kväve och COD kan liksom luftutsläpp av NO_x och NH_3, orsaka övergödning och syreförbrukning i sjö och hav. Den syreförbrukning som utsläpp från systemen potentiellt kan orsaka i sjö respektive hav visas i figurerna 8.3 och 8.4. Rangordningen mellan systemen är samma för "eutrofiering hav" (figur 8.3) som för utsläppen från systemen av kväve (figur 8.1) och fosfor (figur 8.2). Den relativa skillnaden mellan det konventionella systemet och det urinsorterande systemet respektive våtkomposteringssystemet är dock betydligt mindre. Detta beror på att utsläppet av COD beräknas vara ungefär lika stort för de tre systemen. En annan orsak är att reningsverket i det konventionella systemet har kväverening med nitrifikation och denitrifikation. Detta leder till att större delen av kvävet som släpps med de renade avloppsvattnet, är i form av nitrat. I det urinsorterande systemet liksom i våtkomposterings-systemet är större delen av kväveutsläppen från reningsverken i form av ammonium. Utsläpp av ammonium leder till mer syreförbrukning i recipienten än utsläpp av samma mängd kväve i form av nitrat eftersom syre förbrukas när ammonium oxideras till nitrat.

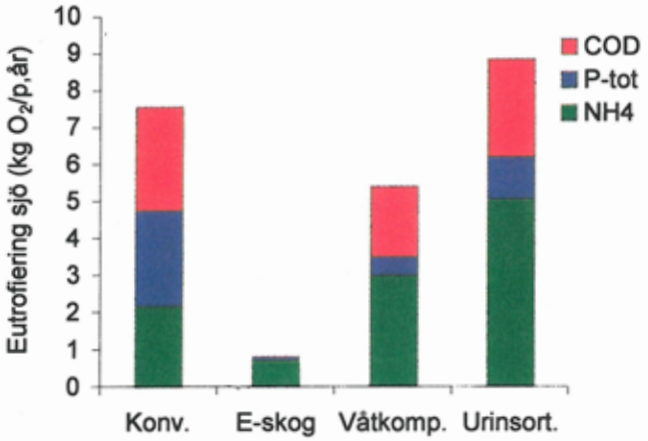
Sammantaget innebär ovanstående att, jämfört med det konventionella systemet, släpper våtkompost- och urinsorteringssystemen ut mindre kväve (figur 8.1) till recipient, men

eutrofieringen orsakad av kväveutsläppen är endast något lägre. För det urinsorterande systemet är t.o.m. eutrofieringen till sjö större än för det konventionella systemet (figur 8.4). Detta beror på att utsläppen av ammoniumkväve är högre vid urinsortering medan utsläppen av såväl nitratkväve som totalkväve är betydligt lägre. Vi antar att ammonium nitrifieras i recipienten, vilket kräver syre och således räknas som eutrofiering.

Systemet med energiskogsbevattning reducerar de eutrofierande utsläppen mycket effektivt. Detta beror främst på att det behandlade avloppsvattnet används för bevattning och därmed inte släpps ut till vatten.



Figur 8.3. Potentiell eutrofierande effekt i en recipient där kväve, fosfor och COD bidrar till syreförbrukning. Observera att skalorna skiljer mellan figurerna 8.3 och 8.4.



Figur 8.4. "Eutrofiering sjö", d.v.s. potentiell eutrofierande effekt i en recipient där endast fosfor, COD och nitrifiering av ammonium bidrar till syreförbrukningen. I urinsorteringsalternativet belastas sjön med ungefär lika mycket ammoniumkväve via vattenutsläpp som via luftutsläpp, eftersom hela ammoniakutsläppet antas belasta sjön. Observera att skalorna skiljer mellan figurerna 8.3 och 8.4.

Utsläpp till luft

De viktigaste källorna till luftutsläpp i bassystemet är avgaser från fordon, gasutsläpp från deponin, avgaser från el- och värmeproduktion av reningsverkets rötgas samt ammoniakutsläpp från lagring och spridning av restprodukterna. Gasutsläppen orsakar

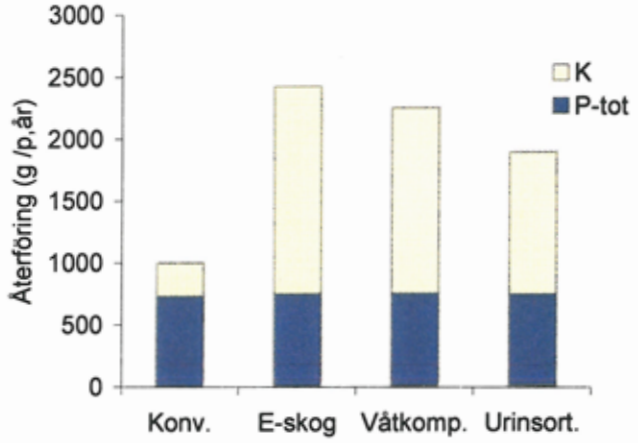
potentiellt växthuseffekt, försurning, bildning av fotokemiska oxidanter och övergödning. Den övergödande effekten har redan behandlats i figurerna 8.3 och 8.4.

De studerade avlopps- och avfallshanteringssystemen beräknas bidra med mindre än 1‰ till växthuseffekt och mindre än 3% till samhällets försurande utsläpp och mindre än 0,6% till bildningen av fotokemiska oxidanter. Eftersom bidragen från de studerade avlopps- och avfallssystemen är så små redovisar vi inte närmare resultaten av simuleringarna.

Återföring av näringsämnen

I simuleringarna förutsätts att alla restprodukter från avlopps- och avfallssystemet återförs till jordbruket, med undantag av gallerrens och slam från sandfång. Den återförda mängden fosfor skiljer inte mycket mellan alternativen (figur 8.5). I samtliga alternativ återförs minst 95% av den hanterade mängden till jordbruksmark. Fosfor och kalium är viktiga resurser i avloppet. Om inte dessa näringsämnen recirkuleras måste fossila resurser tillföras åkermarken.

I motsats till fosfor varierar återförseln av kalium mycket mellan alternativen. Detta beror på att kalium återfinns i avloppsvattnet som en vattenlöslig jon (K^+). Endast en mindre del av kalit byggs in i slammets bakteriemassa eller fastnar adhesivt till slampartiklar. Av detta följer att återföringen av kalium i det konventionella alternativet är låg. Eftersom större delen av kalit kommer från urinen är återförseln relativt hög vid urinsortering. Den är dock högre i våtkompostalternativet och högst i energiskogsalternativet, eftersom även fekalierna och BDT-vattnet innehåller kalium.



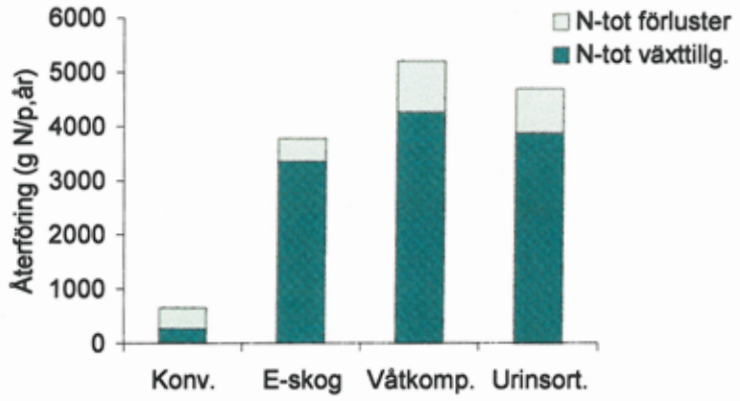
Figur 8.5. Återföring till åkermark av fosfor och kalium från de studerade bassystemen

I figur 8.6 redovisas total mängd kväve som återförs till åkermark, samt mängden kväve som beräknas bli växttillgängligt. Skillnaden mellan de två måtten utgörs av spridnings- och lagringsförluster samt av det organiskt bundna kvävet som inte beräknas bli mineraliserat under växtsäsongen och därmed inte tillgängligt för växter.

Som synes ger energiskogs-, våtkompost- och urinsorteringsalternativet mest växttillgängligt kväve till åkermark. Dessa alternativ ger dessutom minst relativ skillnad mellan mängd återfört totalkväve och växttillgängligt kväve. Detta beror på att endast en mindre del av det återförda kvävet är organiskt bundet i dessa alternativ. Den något lägre återföringen av kväve i alternativet med energiskogsbevattning beror på att lagring av stora mängder avloppsvatten medför stor kväveavgång till luft genom spontan nitrifikation/denitrifikation. Data för

kväveförluster från säsongslagring av avloppsvatten har hämtats från mätningar i anläggningar på Gotland. Dessa mätningar visar på en förlust på 65% av totalkvävet under en lagringssäsong (Gotlands kommun, 1996). I simuleringarna har vi beräknat de genomsnittliga förlusterna till 32,5% eftersom vattnet under växtsäsongen (som antas vara 6 månader) antas användas direkt för bevattning, d.v.s. utan lagring. Vattnet från vintern lagras i genomsnitt i 6 månader. I avsnitt 8.5 redovisas hur lagringsförlusterna påverkar mängden återfört kväve.

Den största relativa skillnaden mellan mängd återfört kväve och mängd växttillgängligt kväve erhålls i det konventionella alternativet. Detta beror på att större delen (ca. 75%) av kvävet i slammet är organiskt bundet och endast en mindre del av det organiskt bundna kvävet antas mineraliseras under den tid då grödan tar upp kväve.



Figur 8.6. Återföring av kväve till åkermark. Den nedre delen av stapeln visar den del av totalkvävet som beräknas bli växttillgängligt. Den övre delen visar återfört kväve som ej beräknas bli växttillgängligt, utan på lång sikt förloras som nitrat, ammonium/ammoniak, lustgas och kvävgas.

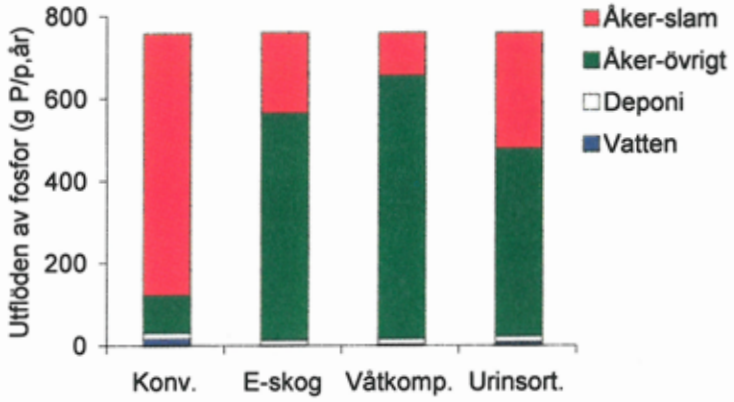
Näringsämnen och tungmetaller till vatten, åker och deponi

Nedan följer först en sammanställning av de tidigare avsnitten om utsläpp till vatten, utsläpp till luft och återföring av restprodukter i form av översiktliga massbalanser för kväve och fosfor (figurerna 8.7-8.8). Därefter redovisas på samma sätt flödena av bly, kadmium, koppar och kvicksilver (figurerna 8.9-8.12).

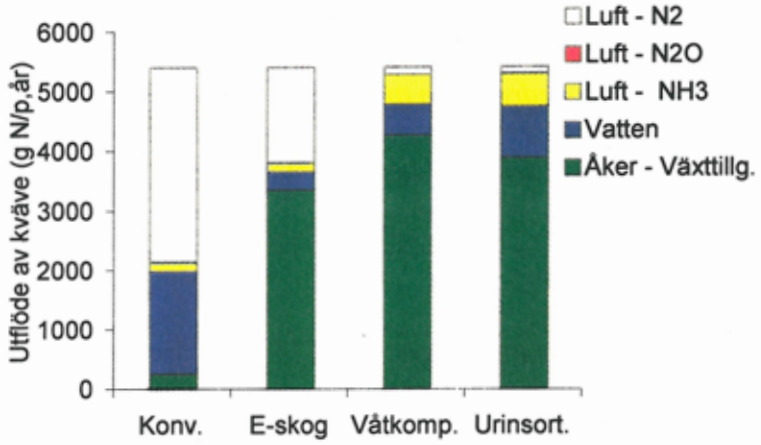
I figur 8.7 framgår tydligt att samtliga system ger en mycket god återföring av fosfor till åkermark. Detta beror mycket på att vi förutsätter att allt slam, i samtliga system, används som gödselmedel. Förlusterna via utsläpp till vatten och gallerrens till deponi är närmast försumbara i samtliga alternativ.

Flödena av kväve varierar mycket mer mellan de olika systemen än vad fosforflödena gör (jämför figurerna 8.7 och 8.8). Systemen för energiskogsbevattning, våtkompostering och urinsortering liknar varandra genom att de ger mycket hög återföring av växttillgängligt kväve till åkermark. Våtkompost- och urinsorteringsalternativen ger också högre utsläpp av ammoniak till luft än övriga alternativ. Det bör dock påpekas att ammoniakemissionerna är små jämfört med spridning av t.ex. stallgödsel. Det konventionella alternativet ger de största

utsläppen av kväve till vatten och också den lägsta återföringen av kväve, eftersom endast slam återförs till jordbruket. Genom nitrifikation/denitrifikation avgår mer än 50% av kvävet till luft som kvävgas. Samma fenomen, om än i mindre utsträckning, uppträder i energiskogsalternativet när avloppsvatten lagras i dammar under icke-växtsäsong. Kväveavgång i form av kvävgas medför ingen miljöeffekt.



Figur 8.7. Flöden av totalfosfor till vatten, åkermark och deponi.

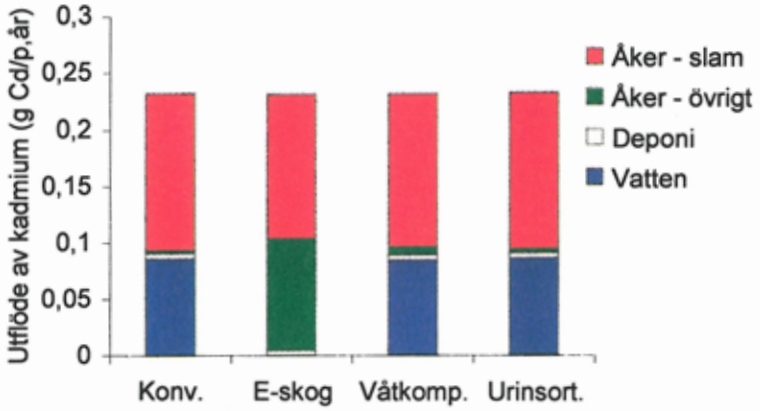


Figur 8.8. Flöden av kväve till vatten, åkermark och deponi.

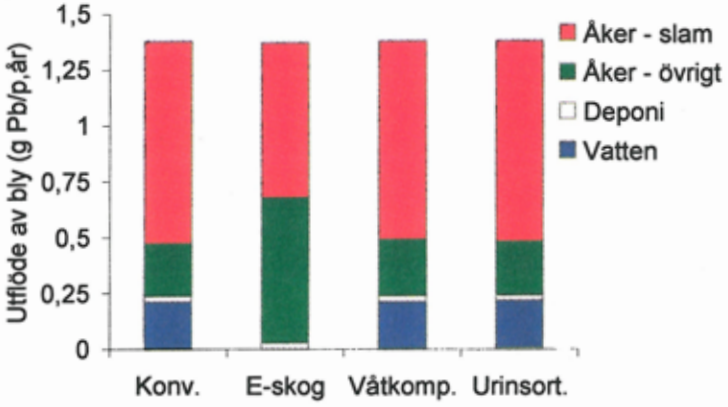
I figurerna 8.9-8.12 redovisas flöden av tungmetallerna bly, koppar, kadmium och kvicksilver till vatten, deponi och åkermark. Flödena till åkermark är uppdelade i tillförsel via slam och tillförsel via övriga resprodukter d.v.s. via kompost, bevattningsvatten, våtkompost och urin. Det bör poängteras att samtliga alternativ hanterar samma mängd tungmetaller, eftersom avloppsvattnet och det fasta organiska hushållsavfallet har samma sammansättning i samtliga system. Den totala mängden tungmetaller är dock något osäker beroende främst på osäkerhet i värden för tungmetallinnehåll i BDT-vatten (NV, 1995a).

Sverige har åtagit sig att minska tillförseln av tungmetaller till havet (NV, 1993). Även tillförseln till åkermarken bör minska. I energiskogsalternativet är tungmetalltillförseln till vatten eliminerad och ur denna aspekt faller detta alternativ bäst ut. Tyvärr hamnar i detta alternativ nästan alla tungmetaller på åkermark. Dessutom belastas en och samma åkermark

varje växtsäsong med tungmetaller från avloppsvattnet, eftersom bevattningen sker på samma åkermark varje år. För en del av tungmetallerna fördröjs denna transport genom att de sedimenterar på lagringsdammens botten och transporteras ut på åkermarken först när lagringsdammen rensas och bottenslammet sprids på åkermark.

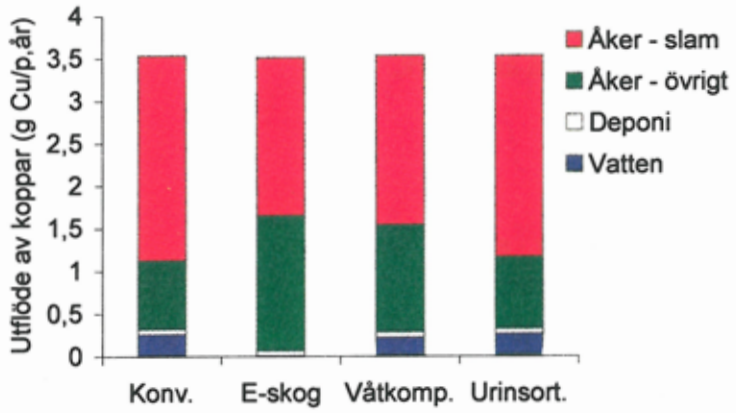


Figur 8.9. Flöden av kadmium till vatten, deponi och åker. Åker övrigt avser tillförsel via kompost, våtkompost, urin och bevattningsvatten.

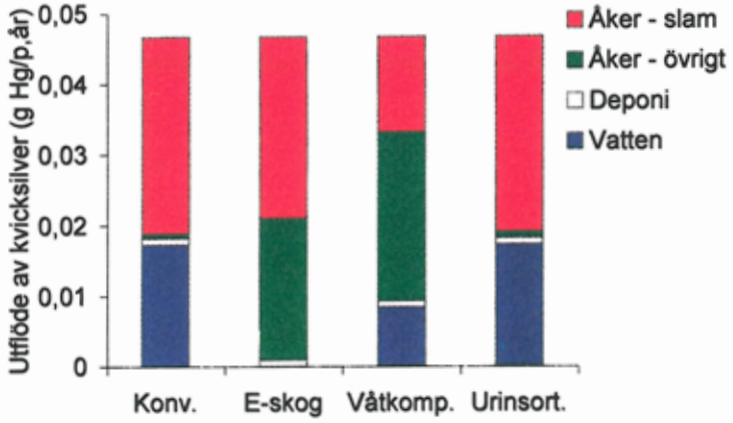


Figur 8.10. Flöden av bly till vatten, deponi och åker. Åker övrigt avser tillförsel via kompost, våtkompost, urin och bevattningsvatten.

Kadmium (figur 8.9) tillförs avloppsvattnet huvudsakligen via BDT-vattnet. Cirka 65% av tillfört kadmium avskiljs i reningsverket och kommer att tillföras åkermarken. En mindre mängd beräknas följa med gallerrens och slam från sandfång till deponi. Resterande mängd hamnar vid konventionellt system, urinsortering och våtkompostering i vatten. Vid energiskogsbevattning hamnar även denna del på åkermark (i energiskogen). Vissa kloner av salix har visat sig ta upp mycket kadmium. Fördelningen av detta upptag mellan matjorden och alven (jordlagret närmast under matjorden) är dock ännu inte klarlagd. Det finns därmed ännu osäkerhet om energiskog på lång sikt medför minskande eller ökande kadmiumhalter i matjorden. Projekt pågår för att undersöka detta (Perttu, pers. medd.). Energiskogsalternativet är därför tills vidare svårbedömt ur kadmiumsynpunkt. Det är också viktigt att hänsyn tas till energiskogsvedens innehåll av kadmium, så att detta inte sprids i miljön via rökgaser eller aska.



Figur 8.11 Flöden av koppar till vatten, deponi och åker. Åker övrigt avser tillförsel via kompost, våtkompost, urin och bevattningsvatten.



Figur 8.12 Flöden av kvicksilver till vatten, deponi och åker. Åker övrigt avser tillförsel via kompost, våtkompost, urin och bevattningsvatten.

Bly (figur 8.10) fördelar sig ungefär som kadmium, förutom att bly i högre utsträckning hamnar i slammet. Detta innebär i våra system att bly i större utsträckning hamnar på åker och i mindre utsträckning i vattenrecipienten, jämfört med kadmium.

Flödena av koppar (figur 8.11) i avloppssystemet är speciella på så sätt att VA-systemet självt står för större delen av tillförseln, genom den kopparkorrosion som sker i kopparledningar. I VA-systemet finns det möjligheter att prioritera åtgärder som minskar korrosionen av koppar.

Kvicksilver (figur 8.12) är speciellt på så sätt att cirka hälften av tillförseln beräknas komma från fekalier. Detta kvicksilver härstammar från amalgamfyllningar i tänder (NV, 1995a) och detta medför att en relativt stor andel av kvicksilvret hamnar på åkermark i våtkompostalternativet. Tillförseln av kvicksilver till åker är mindre i alternativen med konventionell rening och urinsortering. I dessa alternativ är istället tillförseln till recipient större. Eftersom såväl slam som renat avloppsvatten tillförs åkermarken i energiskogsalternativet hamnar i detta nära nog hela mängden kvicksilver på åkermark.

Den bästa strategin för att minska kvicksilverflödena till åker är att övergå till andra tandlagningsmaterial, vilket är en förändring som har påbörjats.

Strävan är att försöka bryta kretsloppet av tungmetaller och istället föra dem till deponi så att de varken hamnar på åkermark eller i vattenrecipienten. Tyvärr kan vi från figurerna 8.9-8.12 konstatera att samtliga system är lika dåliga på att avskilja tungmetaller från kretsloppet. Systemen har olika förutsättningar för att modifieras till att bättre avskilja tungmetaller. Tillförseln till åkermark sker i samtliga alternativ till största delen via slammet. Möjliga sätt att minska eller eliminera denna tillförsel är att 1) rena slammet före återförseln till åkermark eller att 2) inte återföra slammet utan att istället förbränna eller deponera det (detta alternativ diskuteras i avsnitt 8.5). Eftersom slammet innehåller mindre fosfor i alternativen med energiskogsbevattning, våtkompost respektive urinsortering medför förbränning eller deponering av slam mindre förlust av fosfor i dessa alternativ än i alternativet med konventionell rening.

I tabell 8.1 visas beräknad tillförsel till åker av tungmetaller via de olika systemens restprodukter. Den är beräknad med utgångspunkt från en giva på 100 kg N/ha och/eller 22 kg P/ha.

Tabell 8.1. Tillförsel av tungmetaller till åker i de studerade systemen. Tillförseln är beräknad med utgångspunkt från en giva på 100 kg N/ha, år och/eller 22 kg P/ha, år

Material/gränsvärde	Bly (g/ha, år)	Koppar (g/ha, år)	Kadmium (g/ha, år)	Kvicksilver (g/ha, år)
Gränsvärde 2000 SNFS (1994:2)	25	300	0,75	1,5
Konventionellt				
Slam	31	83	4,8	1,0
Kompost	58	197	0,8	0,2
Energiskog				
Avloppsvatten	14	25	3,1	0,6
Slam	26	69	4,7	1,0
Kompost	58	197	0,8	0,2
Våtkompost				
Våtkompost	6	30	0,2	0,6
Slam	184	412	28,0	2,8
Urinsortering				
Urin	0	1	0,0	0,0
Slam	70	183	10,7	2,2
Kompost	58	197	0,8	0,2

Tabell 8.1 visar att för många av restprodukterna kan man inte ge full gödselgiva utan att överskrida gränsvärdena för år 2000 vad gäller kraven för spridning på åkermark. I konventionellt system uppfyller varken komposten från fast organiskt hushållsavfall eller slammet från avloppsreningsverket kraven. Detta visar på betydelsen av att få ytterligare renare inflöden till systemen, eller att kunna rena bort tungmetaller.

För kadmium uppfylls kravet vid full gödselgiva endast av våtkompost och källsorterad urin. Dessa två restprodukter uppfyller också alla övriga tungmetallkrav. Vid ett införande av våtkompost- eller urinsorteringsalternativ och vår antagna tillförsel av tungmetaller kan alltså våtkompost respektive urin utnyttjas på åker medan slammet från behandlingen av övriga fraktioner deponeras eller förbrännas. I våtkompostalternativet blir därmed återföringen av kväve och fosfor god, eftersom endast slammet från BDT-vatten deponeras. Förlusterna blir ca. 14% av hanterad mängd fosfor och 7% av hanterad mängd kväve. I urinsorteringssystemet deponeras näringsämnen från fekalier, organiskt hushållsavfall och BDT-vatten. Detta medför en förlust av ca. 50% av hanterad mängd fosfor och ca. 25% av hanterad mängd kväve.

I energiskogsalternativet kan full gödselgiva (22 kg P och 100 kg N) varken tillföras med bevattningsvatten eller slam enligt gränsvärdena för år 2000. Det behandlade avloppsvattnet i energiskogsalternativet bör dock eventuellt bedömas på andra grunder, eftersom salixens upptag av kadmium kan vara stort.

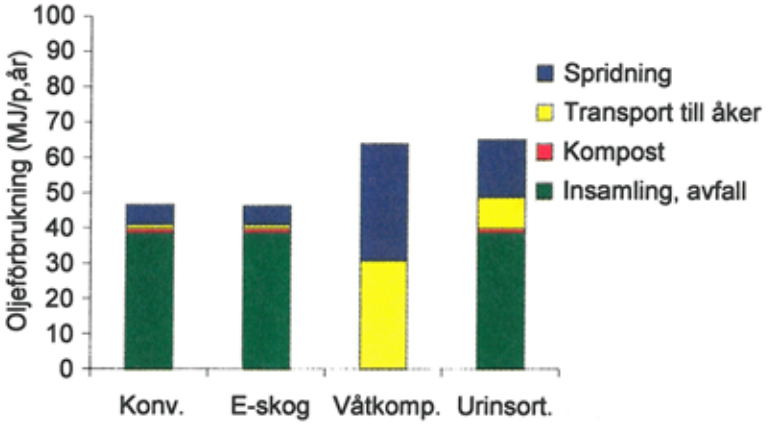
Två förutsättningar i våra analyser gör att halterna av tungmetaller i ett verkligt fall kan tänkas bli lägre än i våra resultat. 1) I våra grunddata för tungmetallhalter från NV (1995a) har detektionsgränser angivits för tungmetallhalter i BDT-vatten istället för uppmätta värden. Detta beror på höga detektionsgränser. Halterna av dessa tungmetaller är därmed överskattade. 2) Verkliga reningsverk sambehandlar ofta hushålls- och industrispillvatten. Industrispillvatten, framförallt från livsmedelsindustrin, kan tillföra betydande mängder fosfor och kväve, men ibland relativt små mängder tungmetaller. Detta kan således medföra att t.ex. reningsverksslammet får lägre tungmetaller än vad våra resultat visar.

Sammanfattningsvis visar våra simuleringar av tungmetallflöden 1) att spridning av tungmetaller i livsmiljön är ett svårt problem, 2) att huvudstrategin bör vara att minska inflödet av tungmetaller till samhället och 3) att andra systemlösningar behövs för att minska tillförseln av tungmetaller till åkermark och vattenrecipient.

Energihushållning

Urinsorterings- och våtkomposteringsalternativen använder mest olja i bassystemet (figur 8.13). I dessa alternativ transporteras och sprids större mängd restprodukter med fordon än i övriga alternativ. De återförda restprodukterna är mer utspädda med spolvatten i våtkompostalternativet än i urinsorteringsalternativet, vilket medför större energiinsats för transport och spridning. I våtkompostalternativet bortfaller emellertid den fordonsbaserade insamlingen av hushållsavfallets organiska fraktion, vilken helt dominerar oljeförbrukningen i de övriga alternativen. Detta medför att oljeförbrukningen i våtkompostalternativet, trots den stora mängden återförda restprodukter, är ungefär lika stor som i urinsorteringsalternativet. I båda dessa alternativ är oljeförbrukningen ca. 40% högre än i det konventionella alternativet och i energiskogsalternativet.

Avsaknaden av ett fordonsbaserat insamlingssystem i våtkompostalternativet medför att fordonstransporterna och därmed avgasutsläppen minskar i tätorten, vilket är viktigt eftersom dessa utsläpp försämrar miljön och påverkar hälsan för många människor.

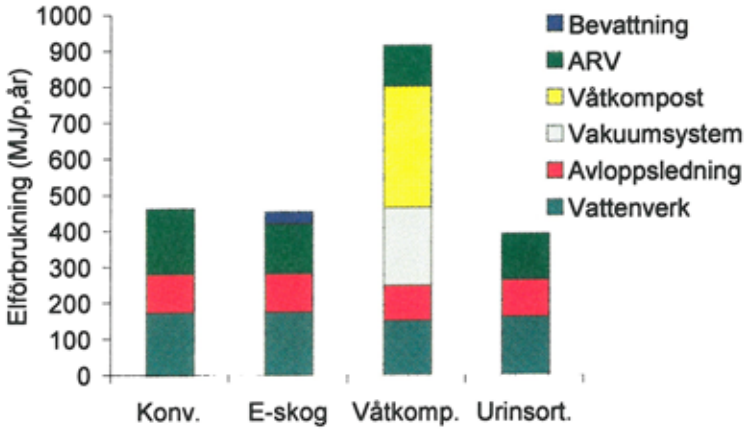


Figur 8.13. Beräknad oljeförbrukning i bassystemet, uppdelad i posterna spridning av restprodukt på åker, transport av restprodukt 10 km till åker, skötsel av den centrala komposten, och insamling och transport av det organiska avfallet.

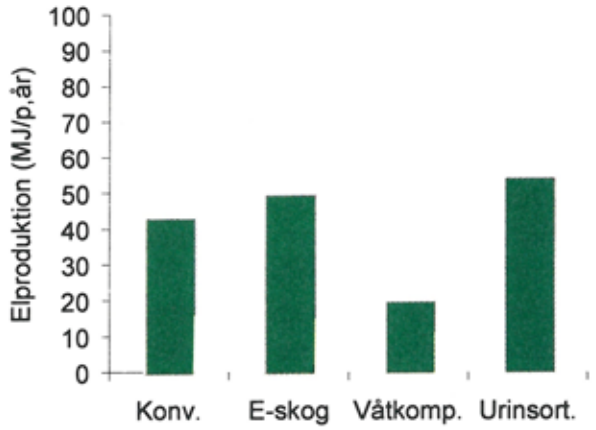
Systemen kräver väsentligt mer el (figur 8.14) än olja (figur 8.13) och våtkompostalternativet kräver ungefär dubbelt så mycket elenergi som övriga alternativ. Skillnaden mellan det konventionella alternativet och energiskogsalternativet i elåtgång beror till stor del på att det konventionella alternativet beräknas kräva mer luftning p.g.a. den speciella kvävereduktionen. Vattenförsörjningen står för ca. en tredjedel av elförbrukningen i alla alternativ utom i våtkompostfallet där andelen är betydligt mindre. Simuleringarna visar på en relativt stor elförbrukning för ledningstransport. Modellen för ledningstransport är baserad på data från Uppsala, men är sannolikt representativ för ett stort antal små- och medelstora kommuner. Det finns troligen en stor potential att minska denna post om man prioriterar att underhålla pumpar och ledningsnät högre än vad som oftast sker idag (Marklund, pers. medd.). Vid jämförelse med ledningssystemen i Stockholm och Göteborg framgår att dessa storstäder använder betydligt mindre el för avloppstransporten. Huvudorsaken till detta är sannolikt att man på grund av en tätare och större befolkning haft resurser till att bygga ut avloppstunnlar, vilka minskar pumpningsbehovet. Dessutom har man troligen satsat större resurser på drift och underhåll av ledningssystemen.

I figur 8.14 framgår även att elförbrukningen för transport i vakuumsystem är relativt stor. Simuleringarna bygger på siffror från befintliga landbaserade system. Med nyutvecklade system kommer elförbrukningen troligen att bli betydligt mindre (Dammberg, pers. medd.).

I systemen produceras el från biogas. Elproduktionen beror på hur mycket biogas som produceras. Urinsorteringsalternativet beräknas producera mest, följt av energiskogsalternativet och konventionellt alternativ (figur 8.15). Anledningen till att produktionen i konventionellt alternativ är lägre än de två övriga beror på att högre slamålder krävs för att kvävereningen ska fungera. Biogasproduktionen är större i urinsorteringsalternativet än i energiskogsalternativet, beroende på att urinsorteringsalternativet innehåller kemisk rening vilket ökar mängden avskilt organiskt material från avloppsvattnet. I våtkompostalternativet sker den enda produktionen av biogas från BDT-slammet vilket ger lägre produktion av elenergi än i övriga alternativ.



Figur 8.14. Beräknad bruttoförbrukning av el i bassystemet.



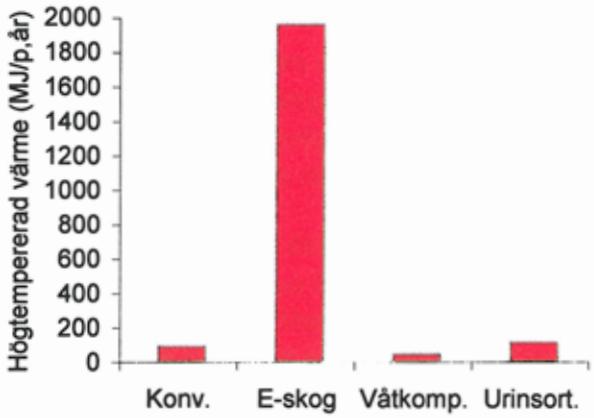
Figur 8.15. Beräknad elproduktion av rötgas i bassystemet.

Gasmotorerna för produktion av el från biogas ger också värme, som kan tillgodogöras direkt om ett fjärrvärmenät finns utbyggt. Detta är den enda produktionen av högtempererad värme i våtkompost-, urinsorterings- och konventionellt system (figur 8.16). I energiskogsalternativet ökar produktionen av flis från odlad salix på grund av bevattningen. Denna ökade produktion av flis omräknas till värmeutvinning, därav den överlägset största värmeproduktionen i detta alternativ.

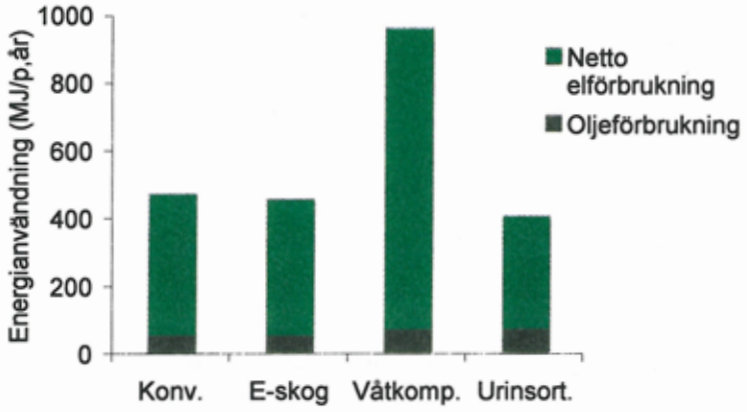
I figur 8.17 presenteras en sammanställning av netto elförbrukning och oljeförbrukning i bassystemet. Av denna figur framgår tydligt hur stor elförbrukningen är i systemen jämfört med oljeförbrukningen. Våtkompostalternativet förbrukar mest el beroende på vakuumsystemet och reaktorn, se även figur 8.14. En slutsats som kan dras av figur 8.17 är att det ur resurssynpunkt förefaller vara rimligt att transportera restprodukter som slam, våtkompost och urinlösning med lastbil även längre sträckor än 10 km för spridning på åkermark. Det finns också stor anledning att se över möjligheterna att effektivisera elanvändningen i behandlingsanläggningarna. El- och oljeanvändning är dock inte helt jämförbara och därför presenteras de var för sig i figur 8.17.

I figur 8.18 har potentialen för återvinning av lågtempererad värme från behandlat avloppsvatten samt återvinning av värme från våtkomposten redovisats. För värmeutvinning ur avloppsvatten har en differenstemperatur på 5°C förutsatts. Värmeenergin som redovisas i

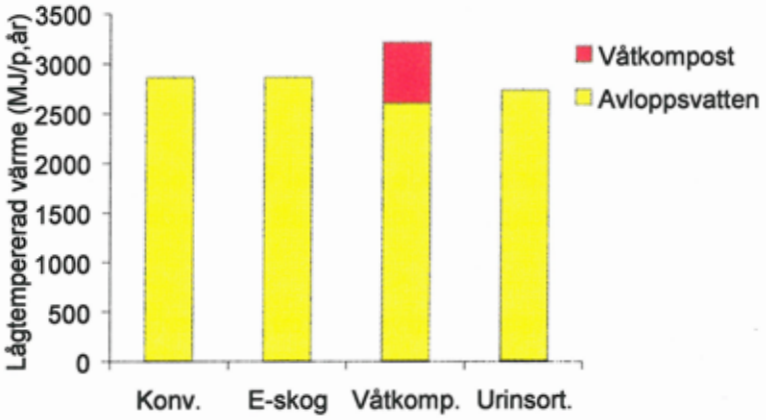
figur 8.18 kan inte utnyttjas som fjärrvärme med mindre än att värmepumpar införs. Värmen från våtkomposten håller ca. 55°C och kan därför utnyttjas för lokal uppvärmning av byggnader utan värmepump.



Figur 8.16. Bruttoproduktion av högtempererad värme i bassystemet.



Figur 8.17. Oljeförbrukning och netto elförbrukning i bassystemet.



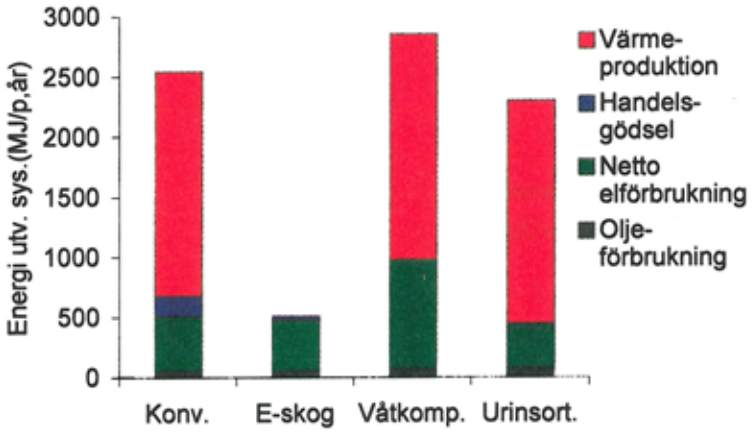
Figur 8.18. Beräknad potential för produktion av lågtempererad värme genom värmeutvinning ur våtkompost och behandlat avloppsvatten.

8.2 Utvidgat system – miljöeffekter och resurshushållning

Vid en analys av det utvidgade systemet (för systemgränser, se kapitel 6) finner man att skillnaderna vad det gäller utsläpp till vatten och utsläpp till luft är försumbara jämfört med bassystemet. Därför redovisas inte dessa resultat. Energianvändningen skiljer sig däremot högst betydligt mellan bassystemet och det utvidgade systemet, se figur 8.19.

Värmeproduktionen till följd av ökad flisproduktion vid bevattningen av energiskogsodling medför att ett betydande tillskott av energi måste tillföras i de andra systemen för att uppnå samma producerade mängd värme (figur 8.19). Det måste dock poängteras att det är fråga om värme som skall produceras och denna energiform har lägre kvalitet än el och olja.

För att uppfylla samma funktioner i det utvidgade systemet måste också handelsgödsel tillföras, främst i konventionellt alternativ och energiskogsalternativet och även i liten omfattning i urinsorteringssystemet. Skillnaden i energianvändning mellan bassystem och utvidgat system blir stor men den inbördes ordningen mellan systemen är oförändrad.



Figur 8.19. Netto energianvändning i utvidgat system. "Värmeproduktion" avser den värmeproduktion som behövs i systemen för att få samma värmeproduktion från dem som den ökade flisproduktionen ger i energiskogssystemet. "Handelsgödsel" avser den energi som behövs för att tillverka och distribuera så mycket handelsgödsel att alla system levererar lika mycket växttillgänglig näring.

8.3 Resurser för anläggande av system

Resursanvändningen för att anlägga systemen varierar beroende på antal flöden och på olika typ av behandling. I tabell 8.2 redovisas sju olika kvantitativa mått för att belysa dessa skillnader.

Det konventionella systemet är det enklaste av de fyra alternativen vid en jämförelse av antalet avloppsledningar och antalet behandlings- och lagringsanläggningar (se tabell 8.2). Av de fyra systemen kräver det också minst ytor för lagring av restprodukter. Erforderlig yta för spridning av restprodukter skiljer endast lite mellan systemen.

Tabell 8.2. Kvantitativa jämförelser av resursanvändning för anläggande av system

Resursparameter	Konventionellt	Energiskog	Våtkompost	Urinsortering
Avloppsledning antal och typ	1 Spillvatten-ledning	1 Spillvatten-ledning	2 Vakuumsystem för klosettvatten; Spillvattenledning för BDT-vatten	2 Urinledning; Spillvattenledning för fekalier och BDT-vatten
Antal anläggningar för behandling och lagring	2 Avloppsrenings-verk (ARV); Slamlager	4 ARV; Slamlager; Lagringsdamm; Bevattnings-anläggning	4 ARV; Slamlager; Våtkompost-reaktor; Våtkompostlager	3 ARV; Slamlager; Urinlager
Volymer för behandling (m^3/pe)[1]	0.15	0.14	0.19	0.16
Lagringsvolymer (m^3/pe)[2]	0.03	68	3.0	1.2
Ytbehov för behandling (m^2/pe)[3]	0.35[3]	0.35[3]	0.35[3]+0.01[4]	0.35[3]
Ytbehov för lagring (m^2/pe)[5]	0.02	34	1.5	0.6
Ytbehov för utnyttjande av närsalter (m^2/pe)[6]	480	500 (310)[7]	500	490

1) Antagna behandlingstider: 0.33 dygn för avloppsrening, 20 dagar för rötning av slam, 7 dagar för våtkompostering.
2) Antagna lagringstider: 6 månader för avloppsslam, 6 månader för bevattningsvatten, 18 månader för urin, 12 månader för våtkompost.
3) Ytbehov för Ernemar ARV, Oskarshamn, med anslutna 20 000 p.e. från Kärrman (1997).
4) Antaget höjd/diameter-förhållande på våtkompostreaktorn = 2,5 samt maximal höjd = 7 m.
5) Antagna höjd- och djupmått hos lagringsanläggningar = 2 m.
6) Antagna gödselgivor: 100 kg N/ha and 15 kg P/ha.
7) Ytbehov för energiskogsodling (bör ligga nära ARV och lagringsdammar).

Ur teknisk synvinkel är det tämligen enkelt att införa energiskogsbevattning av behandlat avloppsvatten som ett komplement till ett konventionellt system, eftersom inga förändringar inne i byggnader eller i ledningssystemen behövs. Systemförändringen kräver dock att mark tas i anspråk för lagringsdammar och energiskogsodling. En bevattningsanläggning måste också installeras.

Ett införande av våtkompostering gör att antalet avloppsledningar och ytor och volymer för behandling och lagring ökar jämfört med det konventionella systemet (tabell 8.2). Införandet av våtkompostering kräver också investering av en våtkompostreaktor och ett vakuumsystem för transport av klosettvatten. Vakuumsystemet är nödvändigt för att minimera spolvattenmängden. Våtkomposteringsprocessen kräver en torrsubstanshalt på ca. 2-10% och för att uppnå detta bör inte spolvattenmängden överskrida 1 liter per spolning. I befintliga byggnader blir införandet av våtkompostering komplicerat och dyrt.

För införandet av urinsortering krävs att speciella sorteringstoaletter, urinledningssystem samt lagringstankar installeras (tabell 8.2). Även detta är besvärligt i befintliga byggnader.

För närvarande är knappt 90% av Sveriges invånare anslutna till kommunala avloppssystem (VAV, 1999), som liknar det konventionella systemet i denna studie. Infrastrukturen är redan uppbyggd och det konventionella systemet utgör därför startpunkten för den fortsatta utvecklingen av avloppshanteringen. Detta faktum påverkar tidsskalan för införandet av övriga studerade system.

Energiskogssystemet kräver inga ombyggnader inuti byggnader eller av ledningssystemet. Systemet förutsätter dock att mark finns tillgänglig i närheten av reningsverket för energiskogsodling och säsongslagring av behandlat avloppsvatten. Där de lokala förutsättningarna är gynnsamma kan energiskogsalternativet införas på kort sikt.

Både våtkompost- och urinsorteringssystemen kräver stora förändringar inuti byggnader. I regel kan dessa system endast införas vid nybyggnation eller vid renovering. Av främst investeringsmässiga skäl kräver våtkompostalternativet att införandet sker i en inte alltför liten skala. I Sverige har man hittills betraktat våtkompostering som ett rimligt alternativ i skalor om minst 100 hushåll. Systemet kräver t.ex. tillsyn minst en gång i veckan av utbildad driftspersonal. Urinsortering kan däremot införas i varierad skala, allt ifrån ett hushåll till en hel stad.

8.4 Hygienisk jämförelse

Direkt överföring av smitta

De hygieniska förbättring som uppnåddes genom införandet av dagens avloppssystem beror till stor del på att människornas direkta exponering för smittämnen kraftigt minskade. Direkt exponering sker vid rengöring av toaletterna, vid ombyggnader, reparationer, rengöringar och dylikt av avloppsnätet och avloppsreningsverk, samt vid hantering och spridning av avloppsslammet. I dagens avloppssystem är det således främst yrkesverksamma som exponeras för direkt smitta. De som exponeras bör därför ha adekvat utbildning och skyddsutrustning, vilket väsentligt minskar risken för smittspridning. Allmänheten kan utsättas för direktsmitta vid riklig nederbörd som bl.a. leder till källaröversvämningar och bräddningar. Även om detta främst gäller vid kombinerade ledningar gäller det i viss mån även vid duplikata ledningar. Det konventionella systemet i denna studie förutsätts ha duplikata ledningar, d.v.s. en ledning för dagvatten och en annan för spillvatten.

Även i de undersökta alternativen energiskogsbevattning, klosettvattensortering med våtkompostering och urinsortering avleds exkrementerna snabbt i ett ledningssystem. Arbetet med att rengöra toaletterna är också ungefär lika stort i dessa system som i det konventionella. Därför bör, i normal drift, allmänhetens smittrisk via direkt smittspridning vara lika liten i alla tre alternativa systemen som i det konventionella systemet. Det blir alltså driftsäkerheten som blir avgörande för skillnader i denna typ av risk mellan systemen.

En viktig skillnad mellan alternativen är att i våtkompostalternativet transporteras fekalier, urin och organiskt avfall i ett eget ledningssystem med lågt flöde, liten dimension och få påsläppspunkter. Detta system bör därför lättare kunna utföras så, att mängden inträngande ovidkommande vatten hålls liten. Risken för bräddning eller översvämning av obehandlat fekalieblandat vatten bör alltså bli väsentligt lägre i våtkompostalternativet än i de tre andra

alternativen. Det vatten som kan brädda och svämma över i våtkompostalternativet består av en blandning av BDT-vatten och inträngande vatten. Kunskap saknas ännu om hur stor den hygieniska risken är från denna typ av vatten, som endast innehåller små mängder väl upplösta fekalier (från tvätt, bad mm.). Den hygieniska risken från detta "fekaliefria" avloppsvatten bör emellertid vara väsentligt mindre än från det fekalieblandade avloppsvattnet i de tre andra alternativen. Risken för direkt smittspridning till allmänheten vid kraftig nederbörd med bräddningar och översvämningar bör alltså vara klart minst i våtkompostalternativet.

Ovanstående skillnad mellan alternativen påverkar också driftspersonalens exposition för direktsmitta. Denna är, vad gäller avloppssystemets insamlingsdel, samma i alternativet med energiskogsbevattning som i det konventionella alternativet (tabell 8.3). Även i det urinsorterande alternativet är avloppets mängd och fekaliekoncentration mycket lik den i det konventionella alternativet varför risken för direktsmitta också borde var ungefär den samma.

Tabell 8.3. De olika avloppsfraktionernas simulerade flöden och genomsnittlig fekaliekoncentration. I samtliga system som utnyttjas för fekalietransport förekommer icke upplösta fekaliepartiklar

Parameter	Konventionellt alternativ	Energiskogs-bevattning	Våtkompostering	Urinsortering
Flöde, l/pd	Avlopp: 373	Avlopp: 373	BDT-vatten: 339 Klosettvatten: 8,3	Avlopp: 355 Urinblandning: 2,1
Genomsnittlig fekaliekoncen-tration, ppm	270	270	Avlopp: ?[1] Klosettvatten: 12000	Avlopp: 280 Urinblandning:1-50[2]

1) Fekalinblandningen i BDT-vattnet är varken känd eller simulerad. En inblandning på 0,3 g fekalier/pd motsvarar 1 ppm.

2) Höglund m fl. (1998) mätte och klassindelade fekalinblandningen i vätskefasen respektive slamfasen i urintankar. Från deras klassindelade data har vi uppskattat medianvärdet för fekalinblandningen i vätskefasen (29 mätningar) till 0,35 ppm (skattat från klassmitt) och i tankarnas bottenslam (24 mätningar) till 10 ppm (som vi skattat från klassgräns). Om 10% bottenslam antas ingå i en urinblandning kan halten fekalier i urinblandningen beräknas till ca. 1 ppm. Maxvärden uppmätta av Höglund m fl. (1998) var för vätskefasen 13,3 ppm och för slamfasen 417,5 ppm. Sundin (1999) mätte vid två tillfällen på en anläggning koprostanolhalten i urinblandningen och erhöll fekalhalten 50 ppm.

Jämfört med det konventionella alternativet tillkommer i alternativet med energiskogsbevattning drift- och underhållsarbeten på lagringsdamm och bevattningsanläggning. I det behandlade vattnet är patogenkoncentrationen oftast bara någon procent av den i det obehandlade avloppet. Risken för direktsmitta till personal bör därför inte påverkas nämnvärt av energiskogsbevattningen, under förutsättning att rutinerna vid drifts- och underhållsarbeten utformas klokt.

I det urinsorterande systemet ingår, förutom avloppsledningen, en urinledning. Flödet i denna är emellertid litet och fekalinblandningen låg (tabell 8.3). Den hygieniska risken för direktsmitta vid arbete på urinens ledningssystem borde därför vara liten, jämför med den vid arbete på avloppsledningen. Samma gäller för behandlings- och återanvändningssystem (tankbilstransport, hygieniseringstankar, spridning och nedmyllning), jämfört med arbete på reningsverket och med hanteringen av reningsverksslammet.

Även i våtkompostalternativet finns det två ledningssystem. I detta alternativ leds fekalierna, tillsamman med urinen, i ett eget ledningssystem för klosettvatten. För att hålla spolvattenmängden låg, används vakuumtoaletter och vakuumledningar fram till lokala

vakuumstationer. Från dessa pumpas klosettvattnet, tillsammans med malt organiskt hushållsavfall, i lågtryckssystem fram till kompostreaktorn. Risksituationen för direktsmitta i detta alternativ skiljer sig starkt från den i de andra alternativen. Istället för ett stort flöde med medelhög fekalinblandning (200-300 ppm) samt eventuellt ett litet flöde med låg inblandning, finns ett litet flöde med hög fekalinblandning (12000 ppm) samt ett stort flöde med låg inblandning (tabell 8.3).

Ju högre koncentration av fekalier desto högre är risken för smittspridning. Fekaliekoncentrationen är hög vid arbete i det konventionella avloppssystemet, vid arbete i vakuumavloppssystem t.ex. på tåg och båtar liksom på andra håll i samhället. Det mindre flödet och de mindre dimensionerna på vakuumsystemets klosettvattenledningar borde göra det lättare att skydda personalen jämfört dagens konventionella system. Det borde t.ex. vara lättare att tillfälligt stänga av flödet i en ledning, även om man då tvingas köra klosettvattnet i slamsugbilar.

Fekalinblandningen i BDT-vatten är inte känd. Mindre mängder fekalier tillförs BDT-vattnet vid tvätt av spädbarn, tygblöjor, kläder, vid duschning etc. Den hygieniska risken från BDT-vatten, utan inblandning av klosettvatten, bör trots detta vara låg. Sådant vatten har dock ibland höga halter av fekala indikatororganismer (NV, 1995a), något som dock inte nödvändigtvis behöver innebära att fekaliehalten är hög eller att risken för patogener är hög, utan istället att dessa har kunnat växa till i BDT-vattnet. Den hygieniska risken med BDT-vatten är otillräckligt utredd.

Den allvarliga risksituationen i våtkompostsystemet blir inte allvarligare av den höga genomsnittliga fekalkoncentrationen i klosettvattnet. Risken vid arbete på BDT-systemet, inklusive reningsverk och slamhantering, bör dessutom bli betydligt lägre. Sammantaget innebär detta att risken för direktsmitta till personalen bör minska, åtminstone per arbetstimme, jämfört med det konventionella systemet. Systemet är emellertid mera komplext. Det innehåller fler delar, vilket innebär att drifts- och underhållsbehovet, speciellt medan systemet är nytt, troligen blir större, än i dagens system.

Sammanfattningsvis är risken för direktsmitta i systemen med energiskogsbevattning respektive urinsortering ungefär på samma nivå som i det konventionella systemet. För våtkompostalternativet tyder analysen på att risken eventuellt kan minska. Vi har i analysen förutsätt att drifts- och underhållsrutiner är klokt utformade i samtliga alternativ.

Indirekt överföring av smitta

En stor risk med ökad recirkulation av växtnäringsrika avloppsprodukter är att recirkulationen av smittämnen ökar i en sådan utsträckning att smitta sprids. Den huvudsakliga risken för sådan ökad smittspridning är via mark och gröda, samt i vissa fall vatten, till människor eller djur. Vi har analyserat risken för indirekt spridning av smitta från avloppet via de olika restprodukterna, gödslad mark och gröda till djur. Djurens beräknade intag av patogener i förhållande till deras infektionsdos används sedan som indikator på risken för indirekt smitta via restprodukten.

De restprodukter som vi analyserat är avloppsslam, biologiskt behandlat avloppsvatten, våtkompost och källsorterad humanurin. Avloppsslammet förutsattes ha rötats mesofilt under 20 dygn i en anläggning med kontinuerlig beskickning. Efter avvattning förutsattes det lagras under minst 20 dygn innan det spreds. Det biologiskt behandlade avloppsvattnet antogs

användas direkt, utan lagring, för bevattning i energiskog via ett markspridande system (ingen aerosolbildning). Våtkomposteringen förutsattes ske i en anläggning med en hydraulisk uppehållstid på 7 dygn, beskickning (matning) en gång per dygn och temperaturen i reaktorn förutsattes vara minst 55°C under de 18 timmarna närmast före avtappning av den färdiga våtkomposten. Under denna tid förutsattes ingen beskickning eller annan tillförsel av smittämnen ske. Fekalinblandningen i den källsorterade urinen förutsattes vara 50 ppm (tabell 8.3), vilket innebär en inblandning på 0,1 g fekalier per person och dygn. Urinen förutsattes, i enlighet med nuvarande rekommendationer, lagras avskilt under 6 månader för hygienisering.

För slam, våtkompost och källsorterad urin har indirekt överförda smittämnen till grisar och kor via vårgödslad spannmål beräknats. Via bärgad halm antogs grisarna få i sig 50 gram ytjord per gris och dag. Halten smittämnen i ytjorden antogs genom inblandningen av restprodukten ha blivit hälften så hög som i restprodukten. Perioden mellan spridning och grisarnas konsumtion av jorden antogs vara 70 dagar och avdödning under denna period har uppskattats. Smittvägen för korna var via insådd i spannmål. Första gången insådden betades var 90 dagar efter spridningen av restprodukten och korna antogs då få i sig 1 kg jord per ko och dag (Albihn och Stenström, 1998).

Smittvägarna ovan var inte aktuella från det behandlade avloppsvattnet som används för energiskogsbevattning. För detta vatten har istället beräkningen gällt smittämnen som vildsvin får i sig. Beräkningar har gjorts dels för grisar som dricker 20 liter vatten per dag från lagringsdammen, dels för grisar som bökar i energiskogen och därigenom får i sig 1 kg ytjord per dag. Denna ytjord (0-5 cm) antogs ha utsatts för bevattningsintensiteten 60 liter per kvadratmeter och dag, vilket är 20 gånger den genomsnittliga givan. Den marknära bevattningen sprider nämligen vattnet ojämnt. Samtliga tillförda organismer antogs stanna i ytjorden och bevattningen antogs ha pågått så länge att lika många organismer dör per dag som de som tillförs.

Resultaten för beräkningar av ovanstående smittvägar redovisas för tre för människor patogena organismer; två bakterier, Salmonella och EHEC (Enterohemorragisk *Escerichia coli*), och en parasit, Cryptosporidium (bilaga 7). I beräkningarna har vi utgått från att ett relativt stort sjukdomsutbrott, 50 insjuknade personer, drabbat orten med 20 000 innevånare.

Beräkningarna ger en siffra på hur stor exposition det enskilda djuret utsätts för per dag i förhållande till skattad infektionsdos. Infektionsdosen används i denna text om den dos som gör djuret smittbärande. Husdjuren insjuknar ofta inte själva varken i EHEC eller Cryptosporidium, men de sprider smittan vidare. Den beräknade kvoten mellan exposition och infektionsdos har vi indelat i sex klasser, från mycket stor exposition till försumbar exposition (tabell 8.4). Exposition är inte samma sak som risk för insjuknande och beräkningarna visar alltså inte risken för insjuknande. Resultaten möjliggör dock en jämförelse av risken att via de olika restprodukterna indirekt sprida patogener till djur **under de givna förutsättningarna.**

Av tabell 8.5 framgår att urinanvändning ger mycket liten exposition för smittämnen i förhållande till den som användning av avloppsslam ger. Eftersom likartat avloppsslam förutsätts spridas i de tre alternativen konventionellt system, urinsortering och energiskogsbevattning innebär detta att husdjurens expositionen för smittämnen, och därmed deras risk för smitta, bör vara ungefär samma för dessa tre alternativa system.

Tabell 8.4. Gradering av beräknad exposition för respektive smittämne

Expositionsgrad	Kvot mellan beräknat intag och infektionsdos
Mycket stor exposition	> 1000
Stor exposition	10-1000
Betydande exposition	0,1-10
Viss exposition	0,001-0,1
Liten exposition	0,00001-0,001
Försumbar exposition	<0,00001

I våtkompostalternativet kommer endast ytterst små mängder fekalier till reningsverket. Detta innebär att exponeringen för patogener, liksom den hygieniska risken, via detta slam bör vara väsentligt lägre än från slammet i de tre andra alternativen. Av tabell 8.5 framgår att även via våtkomposten bör exponeringen för patogener, liksom den hygieniska risken, vara mycket liten jämfört med det konventionella slammet. Vi vill dock betona att vi förutsatt att ingen förorening med obehandlat klosettvatten sker till den behandlade våtkomposten. Även en minimal sådan förorening (några ppm) förändrar radikalt den indirekta smittspridningen och risken. En annan viktig förutsättning, som behöver kontrolleras i verkligheten, är att inga patogener sprids med den luft som pumpas ut från vakuumstationerna.

Tabell 8.5. Beräknad expositionsgrad för de olika smittvägarna och restprodukterna under de i texten givna förutsättningarna

Organism	Slam	Behandlat avloppsvatten	Våtkompost	Källsorterad urin
Smittväg	**Till gris**	**Till bökande vildsvin**	**Till gris**	**Till gris**
Salmonella	Viss	Stor	Försumbar	Försumbar
EHEC	Liten	Stor	Försumbar	Försumbar
Cryptosporidium	Stor	Mycket stor	Försumbar	Försumbar
Smittväg	**Till ko**	**Till drickande vildsvin**	**Till ko**	**Till ko**
Salmonella	Viss	Stor	Försumbar	Försumbar
EHEC	Viss	Stor	Försumbar	Försumbar
Cryptosporidium	Stor	Stor	Försumbar	Försumbar

Expositionen av smittämnen till vildsvin via biologiskt behandlat avloppsvatten i alternativet med energiskogsbevattning kan förefalla stor. Den skall emellertid jämföras med den exposition, och den hygieniska risk, som utsläppet av renat avloppsvatten i recipient ger i de andra alternativen. Vi har inte kunnat göra jämförande beräkningar för detta utsläpp. Det finns dock mycket som tyder på att detta utsläpp utgör den för allmänheten största hygieniska risken från avloppssystemet. T.ex. orsakades 46% av de nordiska vattenrelaterade sjukdomsutbrotten i allmänna system med ytvattentäkt av att avlopp förorenade råvattnet (Stenström, 1996). Föroreningen orsakades bl.a. av bräddning av obehandlat avloppsvatten, istäcke och förändrad strömning i recipienten. Det förefaller troligt att under många förhållanden skulle lagring och bevattning med det behandlade avloppsvattnet innebära en mindre hygienisk risk än dagens utsläpp i recipient. En faktor som talar för detta är att vid bevattningen kan smittämnena hållas inom geografiskt väl avgränsade områden vars användning kan regleras. Detta förutsätter dock, bland annat, att markförhållandena är sådana att smittämnena inte sprids till grundvattnet.

En viktig slutsats av de mikrobiella riskberäkningarna för energiskogsalternativet är att det är viktigt att placeringen av lagringsdamm och energiskogsodling väljs med omsorg och att de inhägnas.

Den hygieniska risken från utsläppet av behandlat avloppsvatten bör minska väsentligt även i våtkompostalternativet, eftersom fekaliehalten i BDT-vattnet är så låg.

Sammanfattningsvis visar de hygieniska analyserna att, **under de givna förutsättningarna,** bör risken för direkt smitta till driftspersonal vara jämförbar i alla fyra alternativ. Risken för direkt smittspridning till allmänheten bör vara lägst i våtkompostalternativet, eftersom fekaliehalten i eventuellt översvämmat eller bräddat vatten är väsentligt lägre än i de andra alternativen. Risken för indirekt smitta via behandlat avloppsvatten bör vara lika stor i urinsorteringsalternativet som i det konventionella alternativet. I energiskogsalternativet bör denna risk vara lägre och i våtkompostalternativet bör den vara väsentligt lägre. Risken för indirekt smitta via gödslad produkt är ungefär lika stor i det konventionella alternativet som i alternativen med energiskogsbevattning och urinsortering, eftersom slam från behandling av fekalier sprids i samtliga dessa tre alternativ. Detta slam dominerar riskbilden vad gäller indirekt smitta via gödslad produkt. Risken för indirekt smitta via gödslad produkt bör vara väsentligt lägre i våtkompostalternativet än i de andra alternativen.

8.5 Ändrade förutsättningar

Deponering av slam

Tabell 8.1 visar att för många av restprodukterna kan man inte ge full gödselgiva utan att överskrida gränsvärdena för år 2000 vad gäller maximalt tillåten tillförsel av tungmetaller vid spridning av avloppsslam på åkermark. I tabell 8.6 redovisas konsekvenserna av att deponera slam från avloppsreningsverk istället för att sprida det på åkermark. Tillförseln av näringsämnen och tungmetaller till åkermark i konventionellt alternativ jämförs med de övriga alternativen samt med konventionellt alternativ där slammet deponeras.

Tabell 8.6. Överst ges tillförseln av näringsämnen och tungmetaller till åkermark vid konventionellt system. Därunder ges för de fyra systemen hur mycket av dessa ämnen som skulle hamna på åkermark vid deponering av slammet istället för spridning på åkermark

System	Fosfor	Växttillgängligt kväve	Kadmium	Bly	Koppar	Kvicksilver
Konv. (g/p,år) slam till åker	726 (100%)	252 (100%)	0,14 (100%)	1,14 (100%)	3,21 (100%)	0,028 (100%)
Konventionellt[1]-slam till deponi	12%	52%	2%	21%	25%	2%
Energiskog[1]	76%	1318%	70%	57%	49%	70%
Våtkompost[1]	88%	1660%	5%	22%	39%	84%
Urinsortering[1]	63%	1486%	3%	21%	26%	3%

1) Reningsverkets slam deponeras eller förbränns.

I samtliga studerade system skulle flödet av tungmetaller till åker väsentligt minska, och flödet till deponi väsentligt öka, om slammet deponerades, istället för att spridas på åkermark. Deponering av slammet skulle även minska återförseln av fosfor till åkermark. Denna minskning skulle vara lägst för våtkompostering, och klart högst för konventionellt system.

Energikällor för elektricitet och värme

Effekten av att välja olika energikällor för elektricitet och värme har studerats. I grundscenariot räknas med att elproduktionen sker med svensk medelel och värmen med hjälp av biobränsle. Konsekvenserna av att använda kolkondens för elproduktion respektive oljeeldning för värmeproduktion har studerats med avseende på växthuseffekten. Påverkan blir något större vid användande av dessa energikällor, men är fortfarande mycket låg i jämförelse med de totala utsläppen i samhället. Det alternativ som ger högst effekt ger ett värde som är endast 0,04‰ av de totala utsläppen i samhället.

Rötning istället för våtkompostering

Som ett alternativ till våtkompostering av klosettvatten och organiskt avfall kan materialet rötas. I jämförelse med våtkompostering ger en rötningsprocess en högre andel mineraliserad växtnäring och materialets energiinnehåll kan utvinnas i en mer flexibel och högvärdig energiform för användning till värmeproduktion, elproduktion eller som fordonsbränsle.

Valet mellan rötning och våtkompostering styrs av flera faktorer. Rötning är en storskalig process, medan våtkompostering är bättre lämpad vid mindre avfallsflöden. En skäl till detta är att hanteringen av biogasen är kostsam. Man måste således producera relativt mycket biogas innan en gasanläggning blir lönsam. Ett annat skäl är att processtekniken/mikrobiologin är enklare vid våtkompostering, vilket bland annat medför att processen tål större variationer i materialflöde.

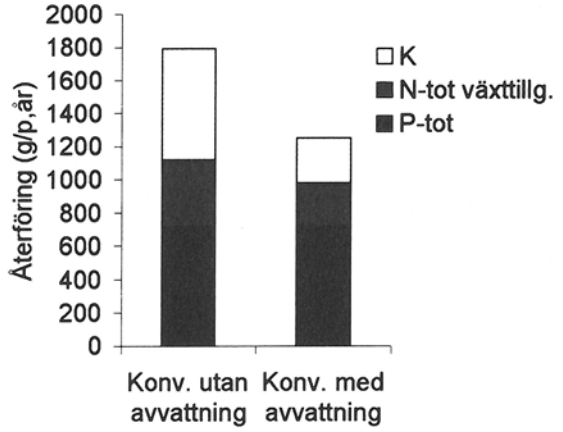
Simuleringar visar att utvinningen av energi i form av metan i en totalomblandad mesofil rötningsprocess i det aktuella fallet skulle bli ca. 625 MJ/person, vilket är något mer än den värmeenergi som kan utvinnas ur en våtkomposteringsprocess. Den producerade biogasen är dock en väsentligt mer högvärdig energi. Det låga torrsubstansinnehållet i det ingående materialet medför att energibehovet till rötningsprocessen, i form av el och värme för uppvärmning av materialet, är relativt stort. Om hälften av värmen i utgående material återvinns, krävs ungefär lika mycket energi för att driva processen som kan utvinnas i form av biogas. För att erhålla en nettoproduktion av energi måste följaktligen en större andel av värmen återvinnas.

Ett annat sätt att få nettoproduktion av energi vid en totalomblandad mesofil rötningsprocess är att se till att TS-halten på det inkommande materialet höjs från 2-3% till ca. 10%. Detta kan göras genom att antingen spolmängden reduceras eller att material med en högre TS-halt tillsätts. För att nå upp till en TS-halt på 10% med enbart klosettvatten och matavfall krävs att spolmängden reduceras till ca. 0,5 liter/person, dygn. Att begränsa mängden spolvatten är följaktligen en central fråga. Detta gäller även om materialet våtkomposteras. Om man trots allt utgår ifrån den spolmängd som använts vid simuleringarna krävs att man tillsätter ca. 30 000 ton material per år med en TS-halt på 25% (inkommande mängd klosettvatten blandat med hushållsavfall är ungefär 60 000 ton per år) för att torrsubstansinnehållet på det ingående substratet ska nå upp till 10%. Det tillsatta materialet kan vara exempelvis organiskt indrustriavfall, matavfall från handel och restauranger, gräsklipp och hästgödsel. Man kan även tänka sig ensilage från jordbruket som ett komplement. Detta skulle alltså innebära sambehandling av en stor del av de organiska restprodukterna som genereras i staden med avfall och växtmaterial från omgivande landsbygd.

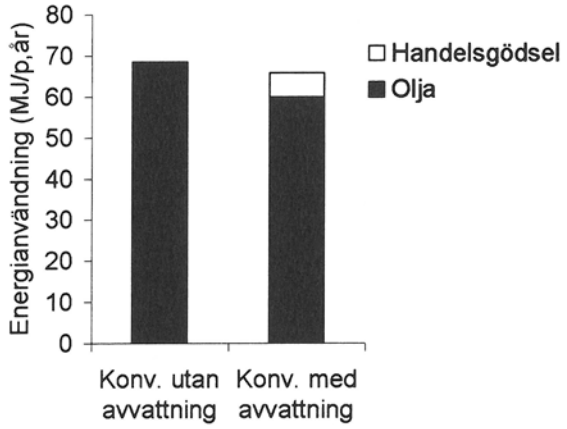
Det finns rötningsprocesser som är mer anpassade för behandling av material med låga TS-halter, t.ex. filterförsedda rötkammare eller UASB (Upflow Anerobic Sludge Blanket). Båda processerna är utvecklade för att förlänga den bakteriologiska uppehållstiden i rötkammaren.

Återföring av våtslam

Slammet från reningsverk avvattnas till en TS-halt på ca. 25% i samtliga alternativ. För att belysa de växtnärings- och energimässiga aspekterna av detta har simuleringar av konventionellt alternativ utförts där våtslam återförts istället för avvattnat slam. I figur 8.20 redovisas återföring av växttillgängligt kväve, fosfor och kalium. I figur 8.21 redovisas total oljeförbrukning samt erforderlig energianvändning för framställning av den mängd handelsgödsel som gör att dessa två alternativ tillför samma mängd fosfor och växttillgängligt kväve till åkermark.



Figur 8.20. Återförd mängd växtnäringsämnen i konventionellt alternativ med och utan avvattning av slammet.



Figur 8.21. Total oljeförbrukning när transport till åkermark är 10 km i konventionellt alternativ med och utan avvattning av slammet. Energibehovet för framställning av den mängd handelsgödsel som gör att dessa två alternativ levererar samma mängd fosfor och kväve till åkermark visas också.

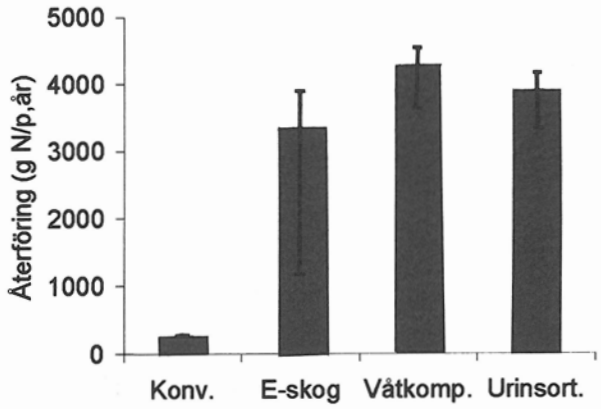
Av jämförelsen framgår att mängden återfört växttillgängligt kväve ökar med ca. 40% och kaliumåterförseln mer än fördubblas (figur 8.20). Den ökade växtnäringsåterförseln med avvattnat slam innebär att handelsgödsel, och därmed energi, sparas. Denna energibesparing är dock mindre än det ökade energibehovet för att transportera (10 km) och sprida det oavvattnade slammet. En positiv effekt, som är viktig framförallt när verket saknar utbyggt kvävesteg, är att den ökade återföringen av kväve medför minskade vattenutsläpp av kväve från reningsverket.

Kväveförluster

Kväveförlusterna vid spridning av restprodukter och till följd av lagring av avloppsvatten har varierats enligt tabell 8.7. Mängden växttillgängligt kväve till åkermark varierar då enligt figur 8.22. Variationer av kväveförluster påverkar knappast alls mängden återfört växtillgängligt kväve i konventionellt alternativ. I våtkompost- och urinsorteringsalternativen ändrades mängden återfört växtillgängligt kväve med mellan –15% och + 8%. Lagringsförlusterna vid lagring av avloppsvatten i energiskogsalternativet får stor betydelse. Tillsammans med ammoniakförluster vid spridning av avloppsslam och kompost ändras återföringen av växttillgängligt kväve mellan –65% och + 17%.

Tabell 8.7. Antagna kväveförluster vid spridning av våtkompost, urin, slam och kompost samt vid lagring av behandlat avloppsvatten

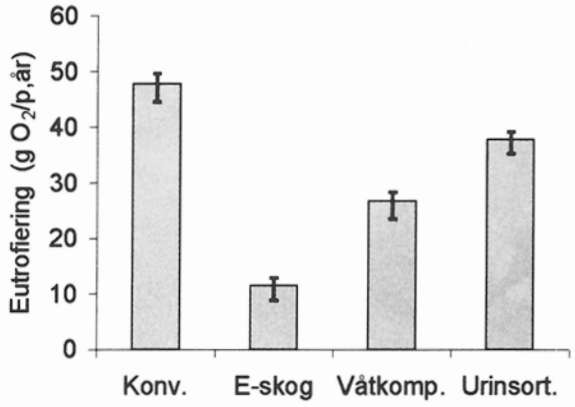
Scenario	Förlust (% av NH_4) Våtkompost, urin	Förlust (% av NH_4) Slam, kompost	Förlust (% av N-tot) Behandlat avloppsvatten, lagringsförlust
Grundscenario	10%	20%	32,5%
Maximal förlust	25%	50%	80%
Minimal förlust	3%	10%	20%



Figur 8.22. Växttillgängligt kväve till åkermark med spridnings- och lagringsförluster enligt tabell 8.7

Jordarter

Staplarna i figur 8.23 redovisar potentiell eutrofierande verkan (eutrofiering hav) från utvidgat system vid genomsnittlig svensk jord. Dessutom visas hur mycket den potentiella eutrofierande verkan varierar mellan två ytterligheter av jordarter och nederbördsklimat (sandjordar i västra Götaland och lerjordar i östra Svealand). Variationerna är ungefär lika stora i samtliga alternativ. Variationerna beror nämligen på olika mineralisering och öde för det återförda organiska kvävet. Eftersom ungefär lika mycket organiskt kväve återförs i samtliga alternativ, blir också den absoluta variationen i potentiell eutrofiering ungefär lika stor.



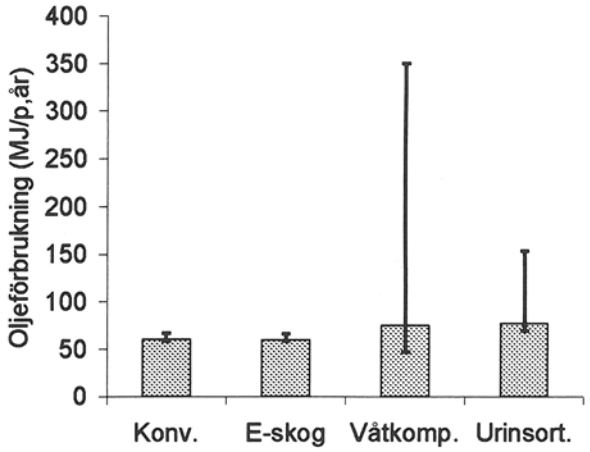
Figur 8.23. Skillnaden i potentiell eutrofiering hav mellan grundscenario, sandjordar i Västra Götaland och lerjordar i östra Svealand redovisas.

Avstånd till åkermark

I grundscenariot har antagits att transportavstånd till åkermark är 10 kilometer för samtliga återförda produkter utom behandlat avloppsvatten. I figur 8.24 redovisas hur den totala oljeförbrukningen påverkas av att avståndet till åkermarken varieras mellan 1 och 100 kilometer. Avståndet till bevattnad åker i energiskogsalternativet, som antas vara litet, har inte varieras. Av figuren framgår att oljeförbrukningen endast påverkas marginellt i konventionellt och energiskogsalternativ. Ett avstånd på 100 km till åkermark ungefär fördubblar oljeåtgången i det urinsorterande systemet och ökar den med ungefär 3,5 gånger i alternativet med våtkompostering. Den stora massan som återförs i de två senare alternativen slår igenom. Man bör dock komma ihåg att oljeförbrukningen endast utgör en liten del av systemens energianvändning (figurerna 8.17 och 8.19).

Arbetsbredd på spridningsutrustning

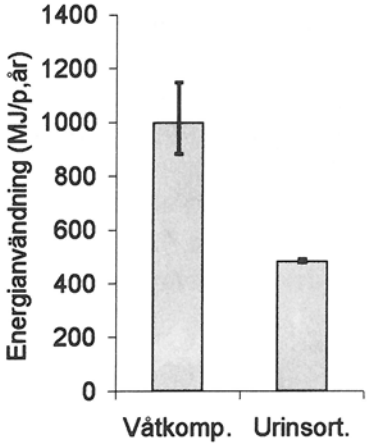
I grundscenariot har det antagits att arbetsbredden är 10 meter vid spridning av slam och kompost samt 12 meter vid spridning av våtkompost och urin. Dessa värden har varierats mellan 4 och 12 meter respektive mellan 6 och 18 meter. Simulering med stor arbetsbredd vid spridning av allt material ger att den totala energiförbrukningen i form av olja kan minska mellan 1% och 3,5% i de olika alternativen jämfört med grundscenariet. Liten arbetsbredd skulle öka energiförbrukningen med mellan 12% och 17%.



Figur 8.24. Transportavståndets påverkan på den totala oljeförbrukningen. Transportavståndet har varierats mellan 1 och 100 kilometer.

Vattenförbrukningen

Grundscenariot för våtkompostalternativet bygger på spolmängden 0,8 liter per spolning. Spolmängden har varierats mellan 0,5 och 1,2 för att se påverkan på oljeförbrukning och netto elförbrukning, vilket redovisas i figur 8.25. Där visas också hur stor påverkan spolmängden i urinskålen får för det urinsorterande alternativet. I grundscenariot har mängden (0,6 l/p,d) hämtats från mätningar i Understenshöjden och Palsternackan (Jönsson m.fl., 1998). Dessa värden har sedan varierats uppåt till 1,25 l/p,d enligt mätningar i Hushagen, Borlänge (Vinnerås, 1998) samt nedåt till en antagen minimal spolmängd på 0,2 l/p,d. Av figur 8.25 framgår att variationen på systemets energianvändning (oljeförbrukning och netto elförbrukning) blev liten.



Figur 8.25. Spolmängdens påverkan på bassystemets totala energianvändning (oljeförbrukning och netto elförbrukning).

9 Slutsatser, prioriteringar och rekommendationer

I denna studie har miljöeffekter samt vissa delar av resurshushållningen och smittspridningen undersökts. I studien har förutsatts att systemen är i normal störningsfri drift och att de fungerar och används som avsett. Slutsatserna nedan gäller alltså bara under ovanstående förutsättningar och för de aspekter på systemen som nämnts ovan.

Studiens resultat medger att tre olika typer av slutsatser kan dras;
1. avloppshanteringens relativa påverkan på miljön jämfört med människans påverkan totalt,
2. jämförelser mellan de studerade systemen och
3. systemutformningens betydelse.

9.1 Avloppshanteringens relativa påverkan på miljön

Eftersom studien främst är baserad på allmänna data och nyckeltal har det varit möjligt att få en allmän bild över den relativa betydelsen av miljö- och resursmässig effektivisering av hanteringssystem för avlopp och organiskt avfall. I tabell 9.1 redovisas systemens miljöpåverkan jämfört med den antropogena påverkan i Sverige enligt SCB (1996). Det bör observeras att den tekniska standarden på studerade systemen, även i scenariot med konventionellt system, är avsevärt bättre än den genomsnittliga standarden idag. Detta är en av orsakerna till att systemen i denna studie bidrar så lite till miljöeffekterna jämfört med dagens system (tabell 9.1). En annan orsak är att varken industrispillvatten eller dagvatten ingår i de flöden som vi studerat.

På basis av bland annat tabell 9.1 har miljöeffekter, hälsoeffekter och resurshushållning sorterats i tre grupper efter vad som är stort och smått. I *prioritetsgrupp 1* finns de aspekter där de studerade avlopps- och avfallssystemen kan ge ett betydande bidrag (mer än 5% av antropogena källor) till en miljöeffekt eller en resursaspekt som är avgörande ur uthållighetssynpunkt. Även smittspridning ingår i prioritetsgrupp 1 på grund av dess avgörande betydelse för människors hälsa. I *prioritetsgrupp 2* finns aspekter, som i strävan mot en hållbar utveckling, är angelägna att göra så effektiva som möjligt. Inverkan av de studerade systemen på aspekterna i denna grupp är dock små (lägre än 5%) jämfört med dagens genomsnitt. I *prioritetsgrupp 3* finns aspekter som i och för sig är viktiga ur hållbarhetssynpunkt men där bidragen från avlopps- och avfallssystemen är mycket små (lägre än 1 ‰), så små att det innebär stor risk för suboptimeringar om dessa aspekter får styra utformningen av avlopps- och avfallssystemen.

Med ovanstående kriterier och bakgrundsmaterialet i tabellerna 9.1 och 3.2 fick vi följande listor på aspekter i prioritetsgrupp 1, 2 respektive 3.

Prioritetsgrupp 1

- Smittspridning.
- Utsläpp av näringsämnen till recipient (eutrofiering).
- Tungmetaller till vatten.
- Försörjning av åkermarken med fosfor och kväve.
- Tungmetaller till åkermark.

Tabell 9.1 Miljöpåverkan och resurshushållning för de studerade alternativens bassystem och för det svenska samhället

Typ av påverkan	Systemen i denna studie	Antropogen påverkan i Sverige, genomsnitt[1]	Systemens andel av dagens genomsnitt	Bidrag från dagens VA-system[1]
Miljöpåverkan				
Kväve till vatten	300-1750 g/p,år	9800 g/p,år	3-18%	30%[2]
Fosfor till vatten	0,5-19 g/p,år	280 g/p,år	0,2-7%	18%[2]
Kadmium till vatten	0-90 mg/p,år	200 mg/p,år	0-42%	15%
Bly till vatten	0-200 mg/p,år	1500 mg/p,år	0-15%	18%
Kvicksilver till vatten	0-10 mg/år	100 mg/p,år	0-10%	58%
Koppar till vatten	0-260 mg/p,år	6 g/p,år	0-5%	34%
Växthusgaser till luft (CO_2-ekvivalenter)	24-43 g/p,år	8300000 g/p,år	0,003-0,005‰	-
Försurning (H^+-ekv.)	15-45 mol/p,år	1600 mol/p,år	0,9-2,8%	-
Fotooxidanter-NOx-N[4]	50-70 g/p,år	12100 g/p,år	0,4-0,6%	-
Fotooxidanter-org. etenekv.[4]	0,07-0,1 kg/p,år	27 kg/p,år	0,2%-0,4%	-
Kadmium till deponi	0,005 g/p,år	2,4 g/p,år[5]	0,2%	
Resursanvändning				
Energianvändning	600-2200 MJ/p,år	160000 MJ/p,år	0,4-1,4%	-
Växttillgängligt kväve till åker	0,2-4,3 kg/p,år	23 kg/p,år[3]	0,9-19%	-
Fosfor till åker	0,7 kg/p,år	2,3 kg/p,år[3]	30%	-

1) SCB (1996)
2) Utsläpp från enskilda avlopp ej medräknade.
3) Avser statistik över inköp av handelsgödsel.
4) Fotooxidantbildande utsläpp har beräknats för utsläpp av NO_x respektive utsläpp av CH_4, CO och VOC (volatile organic compounds).
5) Beräknat från kadmium i hushållsavfall, icke branschspecifikt industriavfall och bygg- och rivningsavfall i Stockholms kommun (Bergbäck, 1998) och andelen deponering (SCB, 1996).

Prioritetsgrupp 2

- Försurning.
- Energianvändning.
- Bildande av fotooxidanter.
- Resurser för anläggande av system.
- Tungmetaller till deponi.

Prioritetsgrupp 3

- Växthuseffekt.

Smittspridningens höga prioritet motiveras av att det finns stor potentiell risk för sjukdomsutbrott vid direkt eller indirekt exponering av patogener i avföring. Spridningen av vissa restprodukter på jordbruksmark innebär ackumulering av kadmium i åkermarken (jämför tabellerna 3.2 och 8.1) och detta motiverar den höga prioriteringen av *tungmetaller till åkermark*. Vi kunde däremot inte sortera in aspekten *resurser för anläggande av system* i någon prioritetsgrupp på grundval av andelen påverkan från systemen jämfört med total antropogen påverkan. Av kapitel 8.3 framgår att antalet systemkomponenter och behovet av volymer och ytor för behandling och lagring av restprodukter är betydligt högre i flera av våra system jämfört med dagens system, och därför tycker vi att aspekten bör uppmärksammas. Med förhoppning om att frågan utreds bättre i något kommande projekt, har vi därför placerat aspekten i prioritetsgrupp 2.

En effektkategori som inte har värderats är ekotoxicitet. Däremot har flödena av vissa tungmetaller, som påverkar ekotoxiciteten, genom systemet kvantifierats. Andra, för ekotoxiciteten viktiga flöden, t.ex. de av hormoner, hormonliknande substanser, läkemedel och organiska miljögifter, t.ex. dioxin, har inte ingått i studien. Detta beror dels på att dessa substanser inte studerats i FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs" och dels på att kunskapen om dessa flöden är alltför dålig för att de på ett meningsfullt sätt skall kunna simuleras.

Generellt sett torde de studerade kompletterande lösningarna innebära förbättringar jämfört med det konventionella systemet vad det gäller ekotoxisk påverkan av organiska miljöstörande ämnen. Detta beror på att en större andel av dessa ämnen hamnar i jord istället för i vatten. Mikrolivet är betydligt rikare i jord än i vatten, vilket innebär att nedbrytningskapaciteten är större för de flesta organiska ämnen. För den stora mängd miljöfarliga ämnen som tillförs BDT-vattnet torde det emellertid knappast vara någon skillnad mellan konventionellt, våtkompost- eller urinsorterande system, eftersom BDT-vattnet i samtliga dessa alternativ behandlas i reningsverk och det behandlade vattnet släpps ut i recipient.

Påverkan på stratosfäriskt ozon har inte heller bedömts. De studerade systemen släpper inte ut freoner eller andra ämnen med säker påverkan på det stratosfäriska ozonet. Vissa gasutsläpp, t.ex. lustgas, från de studerade systemen antas påverka mängden ozon i stratosfären. Osäkerhet råder ännu om hur stor och åt vilket håll eventuell påverkan är och därför har vi inte kunnat bedöma denna effekt.

9.2 Jämförelser mellan studerade system

De studerade systemen jämfördes vad gäller aspekterna inom *prioritetsgrupp 1* och *2*. Resultatet av denna jämförelse finns sammanfattade i tabell 9.2 och de diskuteras nedan.

Tabell 9.2. Jämförelse, vid normal störningsfri drift, mellan de studerade systemen konventionellt, energiskogsbevattning, våtkompost *och* urinsortering. Slammet sprids på åkermark i samtliga alternativ. Konventionellt system *utgör referens (R) för jämförelsen*

Aspekt	Konventionellt	Energiskog	Våtkompost	Urinsortering
Prioritetsgrupp 1				
Smittspridning	R	Potentiellt ofta bättre	Troligen betydligt bättre	Troligen lika
Eutrofiering hav	R	+++	+	=
Eutrofiering sjö	R	+++	+	=
Kadmium till vatten	R	+++	=	=
Bly och koppar till vatten	R	+++	=	=
Kvicksilver till vatten	R	+++	+	=
Fosfor till åker	R	=	=	=
Kväve till åker	R	+++	+++	+++
Kadmium till åker	R	- -	=	=
Bly och koppar till åker	R	=	=	=
Kvicksilver till åker	R	- -	-	=
Prioritetsgrupp 2				
Försurning	*R*	=	- - -	- - -
Energianvändning	*R*	=	- - -	=
Värmeproduktion	*R*	+++	=	=
Antal spillvattenledningar	*R*	=	*Dubbla*	*Dubbla*
Ytbehov, lagring	*R*	*Mycket större*	*Större*	*Större*
Fotooxidanter-NO_x	*R*	=	=	-
Fotooxidanter-organiska	*R*	=	+	=
Tungmetaller till deponi	*R*	=	=	=

= avvikelse med mindre än 25% jämfört med konventionellt system (R).

+ resp. -, avvikelse med 26-50% jämfört med konventionellt system i positiv respektive negativ riktning.

++ resp. - -, avvikelse med 51-75% jämfört med konventionellt system i positiv respektive negativ riktning.

+++ resp. - - -, avvikelse med mer än 75% jämfört med konventionellt system i positiv respektive negativ riktning.

Aspekter inom prioritetsgrupp 1

- Risk för **direkt smittspridning** till driftspersonal förefaller vara jämförbar i de fyra alternativen. Risken för direkt smittspridning till allmänheten bör vara lägst i våtkompostalternativet.

- Risk för **indirekt smittspridning** till allmänheten via behandlat avloppsvatten bör vara störst i urinsorterings- och konventionell alternativ. Risken bör vara lägre i energiskogsalternativet och lägst i våtkompostalternativet. Risken för **indirekt smitta** via gödslad produkt bör likaledes vara lägst för våtkompostalternativet. Risken bör vara ungefär likvärdig för övriga alternativ.

- Energiskogsalternativet ger klart minst **eutrofierande** utsläpp, eftersom inga direktutsläpp till vatten sker. Detta beror på att de enda utsläppen till vatten från detta system är den ökade urlakningen från åkermark, orsakad av gödsling med slam och kompost, samt den ökade lakvattenproduktionen från deponin, orsakad av det deponerade gallerrenset. Det konventionella alternativet ger störst kväveutsläpp till vatten och ger störst eutrofiering hav, medan urinsortering ger störst eutrofiering sjö. Fosforutsläppen till vatten är små i samtliga alternativ.

- Energiskogsalternativet ger klart minst flöden av **tungmetaller till vatten** eftersom inga direkta vattenutsläpp sker. De övriga alternativen beräknas ge likvärdiga utsläpp av bly, koppar och kadmium till vatten. När det gäller utsläpp av kvicksilver till vatten är utsläppen störst från konventionellt och urinsorteringsalternativen.

- **Återföringen av fosfor** är mycket hög i samtliga alternativ, under förutsättning att slammet återförs till åkermark.

- De tre undersökta kompletterade systemen, *energiskogsbevattning, våtkompostering* och *urinsortering* leder samtliga till en mycket stor ökning (12-16 ggr) av flödet **återfört växttillgängligt kväve**. Denna återföring är störst i våtkompostalternativet följt av urinsorterings- och energiskogsalternativen. Det konventionella alternativet ger klart lägst återföring av växttillgängligt kväve.

- I samtliga system transporteras en betydande andel av **tungmetallerna till åkermark**. Jämfört med konventionellt system ökar energiskogsbevattning denna andel betydligt för kadmium och kvicksilver. Vid våtkompostering ökar andelen kraftigt för kvicksilver och vid urinsortering ökar andelen endast obetydligt för de undersökta tungmetallerna. Återföring av slam ger stora flöden av tungmetaller till åkermark jämfört med andra restprodukter. Urin beräknas ha lägst innehåll av tungmetaller av de studerade restprodukterna. Våtkompost har också lågt innehåll av tungmetaller med undantag av kvicksilver.

Aspekter inom prioritetsgrupp 2

- Urinsortering, följt av våtkompostering, har störst påverkan på **försurning**. Det är den antagna ammoniakavgången vid nyttjandet av restprodukterna som ger det största försurande bidraget.

- I bassystemet är konventionellt alternativ, energiskogsalternativ och urinsorteringsalternativen tämligen likvärdiga vad gäller **energianvändning**. Våtkompostalternativet beräknas däremot använda ungefär dubbelt så mycket energi (el och olja) som övriga alternativ.

- I det utvidgade systemet är energiskogsalternativet det i särklass energieffektivaste genom att den ökade produktionen av energiskogsflis ger en mängd **högtempererad värme** motsvarande ca. 2/3 av den lågtempererade värmen i avloppsvattnet.. Handelsgödselanvändningen har viss inverkan på energianvändningen och belastar det konventionella systemet mest.

- De fyra alternativen har likvärdiga möjligheter att **återvinna lågtempererad värme** ur avloppsvattnet, men i våtkompostalternativet kan även värme återvinnas ur våtkomposten vilket ger en ca. 10% högre återvinning av värme än ur övriga alternativ.

- Vad det gäller **resursanvändning för anläggande av system** kräver våtkompost- och urinsorteringsalternativen två ledningssystem för att transportera spillvattnet medan övriga endast kräver ett. Våtkompostalternativet har fördelen av att inget lastbilsbundet insamlingssystem behövs för det fasta organiska avfallet. Nackdelen är dock att bekvämligheten minskar, eftersom brukarna måste gå till fots och lämna sitt avfall i speciella insamlingsstationer. Det konventionella alternativet kräver minst tätortsnära yta för behandling och lagring. Energiskogsalternativet kräver klart störst tätortsnära yta.

- Flöden av **tungmetaller till deponi** är mycket låga i samtliga alternativ. I samtliga fall kan de ökas väsentligt genom att reningsverksslammet deponeras eller förbränns. Detta innebär emellertid att fosfor förloras. Denna förlust är klart störst för det konventionella alternativet

9.3 Systemutformningens betydelse

Nedan redovisas olika systemaspekter som har betydelse för effekter i prioritetsgrupp 1 och 2. Aspekterna är sorterade efter om de har stor eller liten betydelse för aktuell effekt. Med *stor* betydelse avses här att aspekten kan påverka bidraget till aktuell effekt med minst 50%. Med *liten* betydelse avses att bidraget till aktuell effekt kan påverkas mindre än 50%.

Prioritetsgrupp 1

Systemaspekter med stor betydelse för prioritetsgrupp 1

- Viktiga aspekter vad gäller smittspridning är att *våtkompostsystemet* sköts så att den färdiga våtkomposten inte förorenas av obehandlat klosettvatten och att inga patogener sprids med den luft som används i vakuumsystemet. Energiskogsodling och lagringsdammar för avloppsvatten bör också placeras med omsorg och inhägnas för att undvika smitta via drickande djur, exponering av avloppsvatten till människor och grundvattenpåverkan.

- Flödet av tungmetaller till åkermark minskar för samtliga system kraftigt om slammet förbränns eller deponeras istället för att spridas på åkermark. Detta innebär att flödet av återförd fosfor minskar kraftigt för det konventionella systemet. Minskningen av återförd fosfor är liten vid urinsortering och obetydlig vid energiskogsbevattning och våtkompostering (tabellerna 9.3 och 8.6).

- Kopparledningar bidrar till kopparflöden till åkermark via restprodukter från avloppet. Koppar bör således undvikas som ledningsmaterial.

- Spridning av icke avvattnat slam ger bättre återföring av kväve och en avsevärt bättre återföring kalium, jämfört med avvattnat slam.

Tabell 9.3. Flöden av näringsämnen och tungmetaller till åkermark om slammet deponeras från de ovan beskrivna systemen konventionellt, energiskogsbevattning, våtkompost *och* urinsortering. *Gradering och referenssystem är samma som i tabell 9.2, d.v.s.* konventionellt *system med spridning av såväl slam som kompost utgör referens*

Aspekt	Konventionellt	Energiskog	Våtkompost	Urinsortering
Fosfor till åker	- - -	=	=	-
Växttillgängligt kväve till åker	-	+++	+++	+++
Kadmium till åker	+++	++	+++	+++
Bly och koppar till åker	+++	+	++	+++
Kvicksilver till åker	+++	+	=	+++

Systemaspekter med liten **betydelse för prioritetsgrupp 1**

- Vid gödsling med restprodukter från hanteringssystem för hushållens avlopp och organiska avfall har jordart och klimat liten betydelse för systemens totala eutrofierande effekt.

- Normala ammoniakförluster vid spridning påverkar mängden växttillgängligt kväve från återförda restprodukter inom intervallet 1-20%.

Prioritetsgrupp 2

Systemaspekter med **stor** betydelse för prioritetsgrupp 2

- Vid våtkompostering visade sig både transportavståndet och mängden spolvatten ha stor betydelse för systemets energianvändning och speciellt för dess oljeförbrukning. Vid urinsortering var inverkan av transportavstånd betydande medan inverkan av spolvattenmängd var liten. Vid energiskogsbevattning har givetvis avståndet mellan reningsverk och energiskogen stor betydelse för ledningsdragningen.

- Bevattning med avloppsvatten ökar väsentligt produktionen av energiskog. Värmeenergin från förbränning av denna ökade skörd är stor i förhållande till energiomsättningen i de studerade avlopps- och avfallshanteringssystemen.

- Elförbrukningen är avgörande för energianvändningen i bassystemet. Elförbrukningen i bassystemet är ca. 5-12 ggr större än oljeförbrukningen.

*Systemaspekter med **liten** betydelse för prioritetsgrupp 2*

- Varierad bredd på spridningsutrustning har marginell betydelse för systemens totala energianvändning, men kan förändra oljeförbrukningen med 12%-17%.

- Förändring av energikälla för el och värme från svensk medel-el och värme från biobränsle till kolkondens-el och värme från olja har obetydlig inverkan på samhällets totala luftutsläpp, eftersom luftutsläppen från de studerade systemen är mycket små i förhållande till samhällets totala utsläpp.

- Avstånd för transport av avloppsslam och kompost till åkermark upp till minst 100 km har försumbar betydelse för systemets totala energianvändning.

- Spolvattenmängden vid urinsortering har liten betydelse för systemets totala energianvändning.