

Nitrifikationen fungerade (om än långsamt) om urinlösningen först späddes ut. Det krävdes en spädning på 135 gånger för att uppnå 0% hämning av *Nitrosomonas* (Figur 5.16). Johansson & Hellström (1999) erhöll en ansamling av nitrit vid försök att nitrifiera urinblandning, vilket tyder på att *Nitrobacter* hämmas ännu mer än *Nitrosomonas*. Vi rekommenderar därför ej nitrifiering av urinblandningar.

5.5.4 Andra metoder

Den enklaste formen av koncentration är indunstning av vatten. Sådan är relativt energikrävande och kväveförlusterna blir lätt höga. För att hålla kväveförlusterna låga kan man t.ex. hålla pH så lågt att ammoniakförlusterna blir små, indunsta urinen innan urean omvandlats till ammonium (Hellström & Thurdin, 1998) eller omvandla hälften av ammoniumkvävet till nitrat, vilken tillsammans med kvarvarande ammonium bildar ammoniumnitrat vid indunstningen (Johansson & Hellström, 1999). I de försök som hittills utförts har samtliga dessa strategier haft olika problem.

En välkänd metod inom oorganisk kemi är att koncentrera komplexa lösningar med omväxlande frysning och tining. Då temperaturen sänks bildas iskristaller av vatten som ”dras ur lösningen” (Olovsson, 1995). Om man avlägsnar kristallerna under infrysningen erhålles ett koncentrat. På samma sätt kan man notera att om hela lösningen fryses in för att därefter tinas, tinar vattenkristallerna långsammare. Då kan först ett koncentrat och sedan en utspädd lösning avskiljas (Bán m.fl., 1999).

Man kan även koncentrera vissa ämnen i urin med fällningsmetoder. Ett exempel är den kalciumfosfatfällning som erhöles efter tillsättning av kalciumhydroxid för att höja urinblandningens pH och därigenom underlätta avdrivning av ammoniak (5.5.2). Ett annat exempel är tillsats av ren magnesiumoxid som kan användas för att få en fällning med höga halter magnesium-ammonium-fosfat (struvit, MgNH_4PO_4 ; Battistoni m.fl., 1997; Bán m.fl., 1999).

Naturliga zeoliter kan användas för att jonbyta katjoner. Man eftersträvar efter en mycket porös struktur på jonbytaren. Lovande försök har gjorts att adsorbera ammoniumjoner med naturliga zeoliter (Bán m.fl., 1999). Generellt fungerar jonbyte bra på utspädda lösningar och sämre vid högre saltkoncentrationer.

5.5.5 Produktkrav

För att urinblandningen/den koncentrerade urinprodukten skall vara intressant för lantbrukarna bör dess hanteringsegenskaper vara sådana att den är lätt för lantbrukaren att hantera med befintlig utrustning. Eftersom den okoncentrerade urinblandningen är lättpumpad och dess näringskoncentration är jämförbar med den i gödsel, fungerar spridning med lantbrukets flytgödsel- och urinspridare. Dessa klarar ofta att sprida givor ned till 10 ton/ha, vilket innebär att de kan användas för flytande produkter med en maximal koncentration på 8-10 gram växttillgängligt kväve per liter.

För att en fast koncentrerad urinprodukt skall gå bra att sprida med lantbrukets spridare för handelsgödsel bör den vara kornad med så stor andel av kornen som möjligt inom intervallet 2,4-4 mm (JTI, odaterad) och kornens krosskraft bör vara minst 30-40 N (Fällman, 1999; Lundin m.fl., 1997). Produkten bör dessutom rinna lätt.

Den återförda urinprodukten skall användas som resurs i lantbruket vilket innebär att den skall ersätta mineralgödsel. För detta krävs att lantbrukaren vet vilken växtnäringseffekt som urinprodukten har och att den inte skadar grödan. Detta har undersökts för lagrad urinblandning, vilket rapporteras i kapitel 5.6. Före införandet av en koncentreringsprocess i större skala behövs motsvarande undersökningar, liksom hygieniska undersökningar, för den koncentrerade produkten.

5.5.6 Slutsatser och rekommendationer

- Vid omvänd osmos (RO) stannar ammonium till större delen kvar i koncentratet, medan urean passerar igenom membranet till permeatet.
- Med en normal RO-process vid 50 bar kunde urinblandningen koncentreras ca. 5 gånger. Av ammoniumkväve, fosfor och kalium återfanns 70-76% i koncentratet.
- Avdrivning av ammoniak kombinerat med fällning av fosfat ger två gödselmedel, ett ammoniumsalt som är ett relativt koncentrerat kvävegödselmedel och ett slam med hög fosfathalt, samt en kvarvarande vattenfas som kommer att innehålla större delen av bl. a. kalium och svavel.
- Vid RO behåller urinen sin egenskap av fullgödselmedel, men koncentratet har inte lika höga koncentrationer av kväve eller fosfor som kan erhållas vid ammoniakavdrivning kombinerat med fosforfällning.
- Lagrad urinblandning är starkt hämmande för nitrifikationsbakterier.
- En koncentrerad produkt bör ha sådan egenskaper att den kan spridas med lantbrukets maskiner och produktens hygieniska egenskaper och växtnäringseffekter bör vara kända.

5.6 Spridning och växtnäring utnyttjande

Det låga innehållet av organiska kväveföreningar (<15% av totalkvävet; Tabell 2.1) i lagrad urin visar att urin, trots sitt biologiska ursprung, huvudsakligen är en oorganisk lösning av salter i vatten. Urinens växtnäringssämnen har ett högt gödselvärde, eftersom de föreligger i form av lösta joner. I övriga organiska gödselmedel föreligger växtnäringssämnena huvudsakligen i organiskt bunden form, men växtrötterna tar upp lösta joner ur markvätskan. För att växterna ska kunna tillgodogöra sig växtnäring från organiskt material måste materialet därför först mineraliseras, d.v.s. brytas ned till lösta oorganiska joner.

Humanurinens kvävegödslingseffekt till stråsäd har undersökts och jämförts med handelsgödsel i två kärlförsök och i ett fältförsök (Kirchmann & Pettersson, 1995; Kvarmo, 1998). I kärlförsöken blandades lagrad urinblandning respektive handelsgödsel med jorden ordentligt före sådd. I fältförsöket bandspreddes lagrad urinblandning med släpslangar och harvades ned inom fyra timmar efter spridningen, varefter fältet såddes. Handelsgödseln myllades ned samtidigt med sådden.

Kärlförsöket 1997 visade att urinkväve utnyttjades i ungefär samma grad som kväve i ammoniumnitrat (Tabell 5.11). I genomsnitt återfanns 63% av kvävet i ovanjordiska växtdelar. Beräkningen grundar sig på differensmetoden. I kärlförsöket 1994 (Tabell 5.11) användes isotopmärkt kväve. Resultaten från de båda metoderna kan inte direkt jämföras, eftersom differensmetoden alltid ger något högre utnyttjande. Jämförelsen mellan urin- och ammoniumnitratled visade dock att urinkväve utnyttjades något sämre (ca. 8% lägre

utnyttjande). Detta beror på att lagrad urin nästan enbart består av ammonium och ammoniak, vilka dels byggs in i markens organiska material i större grad än nitratkväve och dels kan ha förlorats som ammoniak från urinleden.

Tabell 5.11. Utnyttjandet av kväve från humanurin jämfört med ammoniumnitrat (handelsgödsel) i två olika kärlförsök med vårkorn

Försök	Tillfört N [g/kärl]	Skördat N (halm och kärna) [g/kärl]	Utnyttjande [%]
<i>Isotopförsök 1994</i>			
Urin- ¹⁵ N	1,39	0,58	42
Urin- ¹⁵ N	2,78	0,61	22
Ammoniumnitrat- ¹⁵ N	1,39	0,74	53
Ammoniumnitrat- ¹⁵ N	2,78	0,78	28
<i>Differensmätning 1997</i>			
Utan N	0,00	0,11	-
Urin-N	0,49	0,44	67
Urin-N	0,98	0,83	73
Urin-N	1,89	1,06	50
Ammoniumnitrat-N,	0,17	0,21	58
Ammoniumnitrat-N,	0,35	0,33	61
Ammoniumnitrat-N,	0,70	0,59	68

I fältförsöket 1997 togs prov flera gånger under växtsäsongen. Vid blomning, som inträffade 54 dagar efter uppkomst, slutar grödan att ta upp kväve och detta mätvärde representerar därför maximalt kväveupptag. Av Tabell 5.12 framgår tydliga skillnader mellan urin och handelsgödsel. Utnyttjandegraden av urinkväve var i genomsnitt ca. 30% lägre än av handelsgödselkväve. Kärnskornden blev också ca. 30% lägre vid samma kvävegiva (Richert Stintzing m.fl., 1998). Skillnaden kan delvis bero på ammoniakförluster under fältmässiga förhållanden. Under det första dygnet efter spridning av humanurin uppmättes en förlust på 6-9% kväve i detta försök (Elmquist m.fl., 1998), men en fortsatt ammoniakavgång inte är helt utesluten. Vind- och temperaturförhållanden samt pH påverkar hur mycket och hur fort ammoniak avgår. Richert Stintzing m.fl. (1999) genomförde motsvarande fältförsök även 1998 och 1999. Gödsling med urin gav 1998 ungefär samma skörd som gödsling med samma mängd kväve i form av handelsgödsel. Ammoniakavgången var detta år låg i alla försöksled ($\leq 2,2\%$). Resultat för 1999 är ännu inte sammanställda.

I kärlförsöket 1994 undersöktes även urinens fosforeffekt. Denna visade sig vara minst lika god som den från superfosfat (Kirchmann & Pettersson, 1995).

Det har funnits oro för att humanurin skulle vara växttoxisk, varför detta undersöktes såväl i kärl- som fältförsöken. Oron grundade sig på iakttagelser från gödsling med djururin i vall, där man har observerat blad- och rotskador. Toxisk effekt skulle eventuellt kunna uppstå om uringödsling gav hög nitrithalt eller hög konduktivitet i jorden.

De visuella undersökningarna i kärl- och fältförsöken av uringödslat korn visade inte på några skador. Rotmätningarna vid blomning visade att en stigande kvävegiva gav upphov till mer

rötter. Det fanns dubbelt så mycket rötter i urinledet med 1,89 g N per kärl som i det ogödslade ledet. Nitrithalterna i marken under de första tre veckorna efter sådd låg under detektionsnivån i samtliga led.

Konduktiviteten mättes i kärlförsöket för att klarlägga om höga salthalter (natrium och klorid) i urinen skulle kunna ha en negativ effekt på plantorna. Konduktiviteten i jorden ökade visserligen från 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i det ogödslade ledet till 2 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i det högsta urinkväveledet, men detta är mycket under de gränsvärden som uppges vara kritiska för stråsäd (10 000-15 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Mengel & Kirkby, 1987). Således ledde inte ens en mycket hög giva urin till en konduktivitet som var så hög att stråsäd hämmades. Dessa observationer stämmer väl med andra observationer. I en treårig serie med fältförsök (8-9 platser per år) med uringödsling till korn, höst- och vårvete observerades inte vid något tillfälle några toxiska effekter på grödan (Lindén, pers. medd.). Inte heller observerades någon hämmande effekt (Qvarnström, pers. medd.) på den plats som på grund av ett slangläckage fick en uringiva på 300-800 ton per ha, vilket motsvarar 10-50 gånger normal uringiva, som är 10-40 ton/ha.

Tabell 5.12. Utnyttjandet av kväve från humanurin jämfört med handelsgödsel i ett fältförsök med vårkorn 1997 vid Bornsjön (Kvarmo, 1998)

Gödselmedel	N-giva [kg/ha]	Skörd		N-upptag ovan jord	
		Axgång [kg TS/ha]	Blomning [kg TS/ha]	Axgång [% av tillfört]	Blomning [% av tillfört]
Kontroll	0	495	1378	-	-
Humanurin	30	1422	2941	53,0	43,0
Humanurin	78	1838	4053	29,5	32,2
Humanurin	104	2449	5533	39,8	39,9
Humanurin	218	3628	6700	37,7	30,5
NPK 24:4:5 ^a	30	1985	4265	82,4	76,4
NPK 24:4:5 ^a	60	2915	5559	67,7	60,9
NPK 24:4:5 ^a	90	2930	6500	59,3	62,1
NPK 24:4:5 ^a	120	3235	7144	66,6	68,1

a) NPK 24:4:5 innehåller 14% ammonium och 10% nitrat.

5.6.1 Slutsatser och rekommendationer

- Urin är ett fullgödselmedel med en i genomsnitt god balans mellan kväve, fosfor, kalium. Normal giva till stråsäd är 10-40 ton/ha.
- Kväveeffekten vid gödsling med urin är i snitt nästan lika hög som den för samma mängd kväve i form av handelsgödsel, när hänsyn tagits till ammoniakförlusterna efter spridning.
- Jämfört med handelsgödsel förefaller kväveeffekten vid gödsling med urin variera mer.
- Fosforeffekten vid gödsling med urin är lika bra som den vid gödsling med superfosfat.
- Inga växttoxiska effekter har observerats vid gödsling av stråsäd med urin, inte ens vid mycket höga givor. Vid gödsling av känsligare grödor, t.ex. vall, kan dock inte risken för skador uteslutas.
- Ammoniakavgången vid bandspridning av urin i stråsäd i samband med sådd eller i växande gröda är i regel lägre än 10% och ibland mindre än 1% av totala kväveinnehållet.

5.7 Utsöndring av läkemedelsrester

Frågor om förekomsten av, och eventuella risker med, läkemedelsrester i urinen kommer ofta upp när urinsorterande system diskuteras. Dessa frågor har inte behandlats inom de projekt som redovisas i denna rapport. Den information vi har tillgänglig kommer från Naturvårdsverkets (NV) rapport *Läkemedel och miljön* (NV, 1996) som är en förstudie om spridning av läkemedel och deras nedbrytningsprodukter i miljön.

Läkemedel absorberas i olika stor utsträckning vid sin passage genom mag-tarmkanalen. Absorberade substanser i läkemedel utsöndras huvudsakligen i urinen medan de som ej absorberats utsöndras med fekalerna (NV, 1996).

Frågeställningen har tidigare aktualiserats genom NV:s utredning om framtidens VA-system och deras rapport (NV, 1996) gäller samtliga avloppsfraktioner samt stallgödsel. Genom Apoteksbolagets läkemedelsstatistik kartlade NV försålda mängder av läkemedelsgrupperna "högvolymsläkemedel" (substanser >10 000 kg 1994), könshormoner och antibakteriella medel. Man försökte också finna mera data om totala upptaget, utsöndringsvägar och nedbrytningsprodukter. Några av rapportens (NV, 1996) slutsatser redovisas nedan:

- I gruppen högvolymsläkemedel bedömdes endast penicillin V vara av intresse. Övriga ämnen (t.ex. acetylsalicylsyra, paracetamol och askorbinsyra) ansågs ej kunna medföra risker för miljön.
- Mängderna av könshormoner tillförda från läkemedel är av begränsad betydelse i jämförelse med naturlig utsöndring av könshormoner från människor som är ca. 100 gånger större. De mängder naturligt utsöndrade hormoner som har sitt ursprung i djurhållning torde vara avsevärt större och helt dominerande.
- Könshormoner utsöndras oftast i metaboliserad form som ibland kan ha kvar viss hormonell verkan. Mikrobiologiska processer kan i vissa fall återaktivera den utsöndrade formen till aktivt hormon eller förändra verkningspektrum. Många mikroorganismer har god förmåga att bryta ner steroidhormoner.
- Ca. 80 ton antibakteriella medel används per år för behandling av människor och ca. 30 ton för behandling av djur. Penicillinerna utgör 70% av de antibakteriella medel som förskrivs till människor.
- De vanligaste antibakteriella substanser som används är helt eller delvis av naturidentiskt ursprung och kan därför förväntas brytas ned i naturen.
- Användningen av antibakteriella medel tycks påverka förekomsten av antibiotikaresistenta bakterier i avloppsvatten.
- De konsekvenser av läkemedelsspridning som bör undersökas vidare är bl.a. risken för en ökning av antibiotikaresistenta bakterier och om de markmikrobiella processerna påverkas.

Man kan tillägga att de läkemedelsrester som utsöndras via urin eller fekalier och som inte bryts ned i avloppssystemet alltid hamnar i miljön, antingen via avloppsreningsslam, i utgående avloppsvatten eller via återförda avloppsprodukter. Det är svårt att bedöma var de gör mest skada men terrestra system har ofta en bättre förmåga än akvatiska att bryta ner kemiska substanser, beroende på att tätheten av mikroorganismer är större i mark än i vatten.

Den större bakteriella tätheten innebär dock också en större risk för överföring av genetiskt material och därigenom t.ex. antibiotikaresistens.

En undersökningen av antibiotikaresistens har genomförts inom Huvudprojektet. Enterokockstammar som samlats in från urinblandningen i uppsamlingstankar undersöktes för Ampicillin- och Vankomycinresistens. Av 557 stammar visade sig inte någon vara okänslig eller resistent mot varken Ampicillin eller Vankomycin. Fortsatt forskning gällande antibiotikaresistens relaterat till alla typer av avloppssystem behövs.

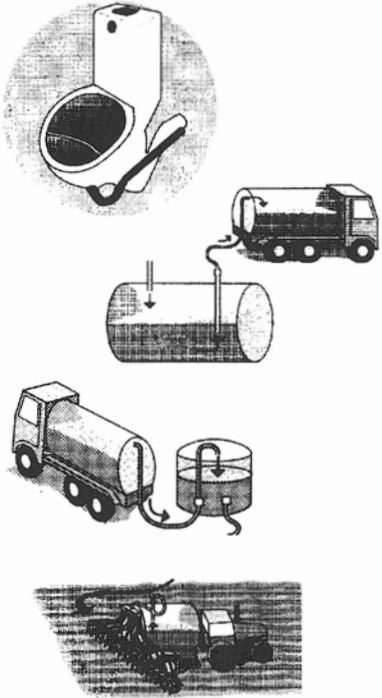
6 Avloppssystem med respektive utan urinsortering

6.1 Smittspridningsrisker

De hygieniska riskerna som eventuellt förekommer i samband med urinsortering avloppssystem har varit ett av huvudområdena som studerats inom projekten. Nedan finns en sammanställning av vilka smittspridningsrisker som finns och en jämförelse av dessa med andra risker. En viktig fråga är vad som kan göras för att minimera riskerna och vilka specifika rekommendationer som kan ges beroende på systemens utformning. Det finns för närvarande inte några bestämmelser eller förordningar för hantering och användning av källsorterad humanurin. De förslag vi ger är rekommendationer baserade på resultat från projekten. I samband med riskdiskussioner bör det poängteras att ingenting är *helt* riskfritt.

6.1.1 Värdering av spridningsvägar

De möjliga spridningsvägarna i ett urinsorteringssystem kan ställas upp som i Figur 6.1 nedan.

	Exponering	Risk
	1) Rensning av igensatta ledningar	Intag eller inandning av patogener
	2) Oavsiktlig kontakt vid hantering av urinen	Intag eller inandning av patogener
	3) Aerosolbildning vid gödning med urinen	Inandning av patogener
	4) Konsumtion av förorenad gröda	Intag av patogener
	5) Djur i kontakt med förorenad gröda eller jord	Intag av patogener – zoonos
	6) Avrinning och transport till vatten	Intag av patogener

Figur 6.1. Möjliga smittspridningsvägar i urinsorteringssystem.

1) Vid rensning av igensatta ledningar eller vattenlås är det innehavaren av toaletten eller yrkesmän som exponeras. Förekomsten av patogener i ledningen beror på vilka individer som besökt toaletten. En begränsad grupp, som rörmokare, kan lätt förses med information om riskerna och hur man bör skydda sig mot smittspridning. Toalettinnehavarna kan också informeras och smittrisen bedöms därför som låg och inte större än vid rensning av konventionella avloppsledningar.

2) Oavsiktlig kontakt med urinen kan drabba samtliga individer i hanteringskedjan. Förekomsten av patogener i urinblandningen beror huvudsakligen på den fekala

inblandningen och hur länge urinblandningen lagrats. I större system bör t.ex. tömningsrutiner utformas så att utbildad personal som vet hur de ska skydda sig själva och omgivningen utför detta arbete. I enskilda hushåll bör den som hanterar urinen också vara medveten om att den kan innehålla patogener. Riskerna är dock betydligt mindre än t.ex. vid hantering av fekalier i ett torrdass.

3) Lantbrukare som hanterar och sprider urinen ska vidta försiktighetsåtgärder. Denna yrkesgrupp bör vara lätt att informera då det är ett begränsat antal som tar emot urin och många av dem redan är vana att hantera stall- eller flytgödsel vars patogeninnehåll kan vara betydligt högre. Användning av anpassad spridningsutrustning kan minska riskerna (6.1.2). Patogeninnehållet i urinblandningen beror till stor del på hur länge och vid vilken temperatur den lagrats.

4) Risken för smittspridning via intag av förorenad gröda bedömer vi vara låg vid korrekt hantering. Detta grundas på låga halter i den lagrade urinen samt fortsatt avdödning på växtdelar och i marken. Dessutom finns det stora möjligheter att välja lämplig gröda, se nedan, och tid för spridning.

5) Risken att smitta djur är svår att kontrollera och värdera. Nedmyllning av urinen minskar exponeringen för djur. Eftersom endast vissa patogener är zoonoser, och de zoonoser som undersökts har avdödats under lagring är risken för smittspridning begränsad. Risken är troligen mindre än vid gödsling med stall- eller flytgödsel eller slam från avloppsreningsverk. Spridning av tarmpatogena humanvirus till djur bedöms ej ske.

6) Genom avrinning från marken som gödslats med urin till omgivande vattendrag och genom transport via marken till grundvattnet, kan mikroorganismer hamna i vatten som används för rekreation eller för produktion av dricksvatten. Risken för detta bedöms dock vara liten, dels för att urinen huvudsakligen kommer att spridas på våren då normalt ingen nedåtriktad vattentransport sker, och dels för att den volym som kommer att spridas (10-40 ton/ha, se 5.6) maximalt motsvarar 5 mm vätsketillförsel, vilket en åkerjord vid tiden för vårbruket normalt kan absorbera (beräknat från Kritz, 1983). Dessutom rekommenderas nedmyllning av urinen vilket ytterligare minskar risken för avrinning.

Det kan vara intressant att jämföra ett urinsorterande avloppssystem med ett konventionellt system (se även 6.2). Ur smittspridningssynpunkt kan det förenklat sägas att eftersom de flesta patogener föreligger i fekaliefractionen och hanteringen av denna inte förändras, påverkar urinsortering inte de ursprungliga riskerna i det konventionella systemet märkbart. Det vill säga, den fekalie mängd som hamnar i urinfraktionen är så liten att den inte minskar riskerna med hanteringen av fekaliefractionen. Däremot innebär denna begränsade mängd fekalier en viss ökning av den totala smittspridningsrisken eftersom det är den fekala inblandningen som medför den risk som finns vid hantering av urinblandningen. Urinsortering innebär således en liten ökning av risken jämfört med motsvarande konventionella system utan urinsortering eftersom ytterligare en fraktion innehållande eventuella patogener måste hanteras. Denna tillkommande risk bedömer vi dock som liten jämfört med den totala risken.

6.1.2 Minimering av smittspridningsriskerna

Åtgärder för att minimera riskerna för smittspridning i samband med urinsortering listas nedan.

- *Förbehandling/Lagring*

Lagring av urinen eliminerar eller reducerar antalet patogener i urinblandningen. Hur stor reduktionen är beror på lagringstiden och förhållandena som råder i tanken. Hög temperatur, hög kvävekoncentration (låg utspädning) och ett högt pH främjar hygieniseringen av urinblandningen. Lagras urinen (pH 9) vid 4°C i 6 månader kan samtliga patogener utom virus anses ha avdödats. Sker lagringen vid minst 20°C kan även virus anses ha avdödats efter 6 månader. Lagras urinen kortare tid än 6 månader, men mer än 1 månad, kan vid 4°C endast bakterier (Gramnegativa) anses ha avdödats och vid 20°C även protozoer. Vid användning av egen urin i den egna trädgården kan lagringstiden kortas eller uteslutas. Lagringsrekommendationerna baserade på de resultat som erhållits inom projektet finns sammanställda i Tabell 6.1

- *Spridningsteknik*

Genom att välja lämplig utrustning för att sprida urinen på åkrarna kan aerosolbildningen och exponeringen för lantbrukaren reduceras. Marknära spridningsmetoder och direktskyllning eller nedharvning av urinen strax efter gödsling minskar exponeringen för omkringvarande människor och djur. Spridning av patogener till växande gröda hålls även låg med dessa metoder. En tidig nedharvning minimerar dessutom ammoniakförlusterna.

- *Restriktioner på gröda*

Att välja en foder- eller livsmedelsgröda som processas före konsumtion innebär betydligt lägre risk än en gröda som konsumeras rå. Spridning i växande gröda kan, om man inte väljer ovan nämnda spridningstekniker, innebära större risk för förekomst av patogener på grödan. Restriktioner avseende gröda är till stor del beroende av om lagringsrekommendationerna följs eller ej (Tabell 6.1) och på vem som ska konsumera grödan. Om rekommendationerna på spridningsförfarande m.m. följs kan urinen användas för samtliga grödor om lagringen skett vid 20°C under 6 månader och till samtliga grödor utom livsmedelsgrödor som konsumeras råa, om lagringen skett vid 4°C under 6 månader.

- *Val av plats*

Genom att välja en lämplig plats och tidpunkt för hantering och spridning av urin kan exponeringen för omkringvarande människor och djur minimeras.

- *Undvika riskgrupper*

Tills mer kunskap tagits fram bör urin, av försiktighetsskäl, inte samlas upp från ställen där man vet att utsöndringen av patogener och mediciner är högre än normalt i populationen, exempelvis sjukhus och ålderdomshem.

- *Anpassning till kretsloppets storlek*

Ett mindre kretslopp innebär mindre risker än ett större. Att ett enskilt hushåll använder den egna urinen i den egna trädgården är säkrare än att använda urinen från en offentlig toalett för gödsling av gröda som ska konsumeras av många personer. Därför bör större försiktighet iakttas vad gäller t.ex. lagringsrutiner för större system. I ett enskilt hushåll är dessutom risken för direkt smitta (person till person) betydligt större än den via urin, varför vi bedömer att det inte behövs något generellt krav på lagring vid egen användning.

En sammanställning av de rekommendationer vi kan ge beroende på lagringstid och lagringstemperatur för större system ges i Tabell 6.1. Här har lägsta respektive högsta temperatur som uppmätts i urintankar (4°C respektive 20°C) använts eftersom det är vid dessa temperaturer som överlevnadsförsöken av mikroorganismer utförts. Med större system menas att urinblandningen används till att gödsla grödor som konsumeras av andra än medlemmar i det egna hushållet. Gödsling av betesvall rekommenderas av miljöskäl ej, och risken för smittspridning till djur via vall har därför inte bedömts. Rekommendationerna i tabellen gäller såväl vid spridning i samband med sådd som vid spridning i växande gröda.

Tabell 6.1. Samband mellan lagringsbetingelser och urinblandningens patogeninnehåll^a samt rekommenderat val av gröda för större system^b. Det förutsätts att urinblandningen har minst pH 8,8 och en kvävehalt på minst 1 g/l.

Lagrings-temperatur	Lagringstid	Eventuella patogener i urinblandningen	Rekommenderade grödor
4°C	≥1 månad	virus, protozoer	foder- och livsmedelsgrödor som processas
4°C	≥6 månader	virus	livsmedelsgrödor som processas, fodergrödor ^c
20°C	≥1 månad	virus	livsmedelsgrödor som processas, fodergrödor ^c
20°C	≥6 månader	troligen inga	samtliga ^d

a) Grampositiva bakterier och sporbildande bakterier inkluderas ej.

b) Med större system menas i det här fallet att urinblandningen används till att gödsla grödor som konsumeras av andra än medlemmar i hushållet som urinen samlats från.

c) Ej vall för produktion av foder.

d) För livsmedelsgrödor som konsumeras råa rekommenderas att urinen sprids senast en månad innan skörd samt att den nedmyllas.

Virus och protozoer kan överleva längre i urinblandningen än bakterier, men de överlever inte den behandling som exempelvis stråsäd och oljeväxter genomgår innan de blir färdiga foder- eller livsmedel. Därför kan urinen spridas på sådana grödor trots att virus och protozoer eventuellt finns kvar. Humana tarmpatogena virus sprids inte vidare till djur, så urinen kan även användas till övriga fodergrödor i de fall där endast virus har överlevt lagringen.

Livsmedelsprocesser och djuren som konsumerar fodergrödor kan i det här sammanhanget betraktas som säkerhetsbarriärer för smittspridning. Vid gödsling av livsmedelsgrödor som konsumeras råa finns ingen motsvarande säkerhetsbarriär. Därför rekommenderas en latenstid mellan gödsling och skörd på en månad för sådana grödor, samt att urinen myllas ned i samband med spridningen. Avdöningen som sker på grödan och i jorden fungerar då som säkerhetsbarriärer.

I fallet med det mindre kretsloppet, d.v.s. när urinblandningen som samlats upp från en enskild anläggning används som gödselmedel i samma hushåll, är rekommendationerna annorlunda. Vår bedömning är att för enskilda hushåll kan urinblandningen användas som gödningsmedel för samtliga grödor, inklusive livsmedelsgrödor som konsumeras råa, oavsett hur länge och vid vilken temperatur uppsamlingen/lagringen skett, under förutsättning att

grödan är avsedd för egen förbrukning. En latenstid på en månad rekommenderas dock alltid, d.v.s. gödsling med urin ska upphöra minst en månad innan skörd, och urinen bör dessutom myllas ned efter spridning. Vid försäljning gäller tidigare rekommendationer (Tabell 6.1). Särskild försiktighet bör iakttas efter att någon användare av toaletten haft diarré. Prövningar baserade på lokala förutsättningar kan vara nödvändiga.

Att lagringen inte behöver vara lika lång som i stora system beror främst på att kontrollen av den fekala inblandningen är bättre. Det är möjligt att hålla reda på vilka personer som använder toaletten, om någon i hushållet är sjuk och om det finns barn i hushållet som har svårt att använda toaletten på rätt sätt. Vid diarrésjukdom är det dessutom andra direkta smittspridningsvägar (person till person) som dominerar riskbilden.

6.1.3 Räkneexempel

Hur stor mängd patogener som kan tillföras urinblandningen via fekal förorening och senare återfinnas på grödan exemplifieras med beräkningar i Tabell 6.2. De olika grupper av mikroorganismer som undersökts närmare i projekten (bakterier, protozoer och virus) representeras i tabellen av varsin human patogen. Det som varierar beroende på patogen är koncentration i fekalerna, utsöndringstid och avdödningshastighet i urinblandningen.

I Tabell 6.2 redovisas patogenflödet vid en situation i Understenshöjden med följande antaganden.

- Ett sjukdomsutbrott har inträffat där hälften av de boende blivit infekterade och sjuka.
- Den akuta fasen av infektionen pågår under hälften av den totala utsöndringstiden.
- Under den akuta fasen beräknas tio gånger mer fekalier hamna fel i den urinsortande toaletten än normalt (5.1.2), d.v.s. den fekala inblandningen är 300 mg/l urinblandning.
- Under den resterande utsöndringstiden är den fekala inblandningen 30 mg/l urinblandning (5.1.2).
- 1,5 liter urinblandning samlas upp per person och dygn.
- Sjukdomsutbrottet inträffar strax innan tömning och ingen reduktion av patogenerna sker i uppsamlingstanken.
- Uppsamlingstanken i området antas tömmas var tionde månad, d.v.s. de utsöndrade patogenerna späds ut i den volym urinblandning som samlats upp under 10 månader.

Efter tömning av uppsamlingstanken transporteras urinblandningen till en lagringstank där lagring under en månad vid 4°C antas. Efter lagring sprids urinblandningen på sallad. Ovan gjorda antaganden kan sägas representera ett värsta fall snarare än normalfallet, speciellt som kombinationen av lagringstid och val av gröda inte är den rekommenderade. I Tabell 6.3 har den slutliga patogenhalten på salladsgrödan beräknats för de andra lagringsförhållanden som finns i Tabell 6.1.

Tabell 6.2. Patogenflöde i ett urinsorterande system vid lagring under en månad vid 4 °C

Parameter	Enhet	Salmonella	Cryptosporidium	Rotavirus
Antal sjuka	[st]	80	80	80
Utsöndringstid	[dygn]	42 ^a	60 ^b	20 ^c
Fekalier innehållande patogen till urintank	[g]	832	1188	396
Utsöndring av patogen	[st/g fekalier]	1 x 10 ^{8a}	1 x 10 ^{5b}	1 x 10 ^{10d}
Koncentration av patogen i urinblandning	[st/l]	1,1 x 10 ⁶	1,6 x 10 ³	5,4 x 10 ⁷
T ₉₀ vid 4°C	[dagar]	1	29	ingen reduktion
Lagringstid	[månader]	1	1	1
Koncentration av patogen i urinblandningen efter lagring	[st/l]	3,6 x 10 ⁻²⁵	1,4 x 10 ²	5,4 x 10 ⁷
Mängd urinblandning på gröda	[ml/kg]	108 ^e	108 ^e	108 ^e
Patogen på gröda	[st/kg]	3,9 x 10 ⁻²⁶	16	5,8 x 10 ⁶
Intag vid konsumtion av 100 g gröda	[st]	3,9 x 10 ⁻²⁵	1,6	5,8 x 10 ⁵
Infektionsdos	[st]	10 ⁵ -10 ^{9a}	10-100 ^f	1-50 ^g

a) Bryan m.fl., 1979.

b) Albiñ & Stenström, 1998.

c) Feachem m.fl., 1983.

d) Gerba m.fl., 1996.

e) Fattal & Shuval, 1999.

f) Hansen & Stenström, 1997.

g) Ward m.fl., 1986.

Resultaten av beräkningsexemplet för en månad och 4°C visar att Salmonella, och därmed andra Gramnegativa bakterier, inte innebär någon smittrisk. Om en individ skulle konsumera 100 g sallad kan den exponeras för någon enstaka (1,6) Cryptosporidium oocysta, vilket innebär en låg risk för infektion. Rotavirus förekommer däremot i höga halter på salladen. Urinen från större system med dessa lagringsförhållanden rekommenderas endast till foder- och livsmedelsgrödor som processas (se 6.1.2).

Tabell 6.3. Halter av olika patogener på salladsgröda vid varierade lagringsförhållanden

Lagrings-temperatur [°C]	Lagringstid [månader]	Salmonella [st/kg gröda]	Cryptosporidium [st/kg gröda]	Rotavirus [st/kg gröda]
4	6	1,2 x 10 ⁻¹⁷⁸	8,6 x 10 ⁻⁵	5,8 x 10 ⁶
20	1	3,9 x 10 ⁻²⁶	1,4 x 10 ^{-4a}	5,6 x 10 ⁵
20	6	1,2 x 10 ⁻¹⁷⁸	4,4 x 10 ^{-35a}	4,6

a) T₉₀ antas vara 5 dagar vid 20°C (se 5.4.1).

En lagring på sex månader vid 4°C hade gjort risken för cryptosporidiosis försumbar ($8,6 \times 10^{-5}$ oocystor/kg sallad; Tabell 6.3) men ej påverkat risken för rotavirusinfektion. Likaså hade halten av Cryptosporidium oocystor varit låg om lagringen skett vid 20°C under en månad, medan halten rotavirus på salladen fortfarande varit hög ($5,6 \times 10^5$ virus/kg sallad). Lagring vid 20°C i sex månader hade även påverkat rotavirus och gett en koncentration på ca. 5 virus/kg sallad (Tabell 6.3), vilket innebär en låg risk.

I exemplen har någon hänsyn till avdödning på gröda ej tagits. Den har för virus rapporterats vara 90% på ca. 3-4 dagar (Fattal & Shuval, 1999) och för fager 90% på ca. 2 dagar (Pettersson m.fl., 1999). Detta skulle innebära att det endast skulle finnas enstaka levande virus kvar på salladen en månad efter spridning om urinen lagrats under en månad vid 4°C innan spridning, och om lagringen skett under sex månader vid 20°C skulle risken vara försumbar.

Vidare har det antagits att urinblandningen hamnat på salladsbladen. Detta skulle kunna inträffa om marknära utrustning ej använts som rekommenderat, eller om kraftigt regn slår upp jord innehållande patogener på salladen.

Räkneexemplet visar att gödsling med urin under de flesta förutsättningar inte innebär någon risk för spridning av infektioner orsakade av bakterier eller protozoer. Risk för spridning av virusinfektioner via gröda föreligger endast om urinen, i samband med ett sjukdomsutbrott, ej används på rekommenderat sätt.

6.2 Miljöpåverkan och naturresurshushållning

Med simuleringsprogrammet ORWARE har avloppssystemet i Palsternackan modellerats och effekterna på miljö och naturresurshushållning simulerats. Simuleringar har gjorts för det befintliga urinsorterande avloppssystemet och för ett konventionellt avloppssystem. Dessa båda avloppssystem har sedan jämförts vad gäller miljöeffekter och naturresurshushållning (se 4.2).

För att rättvist jämföra olika system är det viktigt att man jämför system som har samma funktioner och att systemgränserna är väl definierade. De undersökta avloppssystemen delas upp i två delar; ett bassystem och ett utvidgat system (Figur 6.2). Av avloppssystemen krävs i denna studie de båda basfunktionerna:

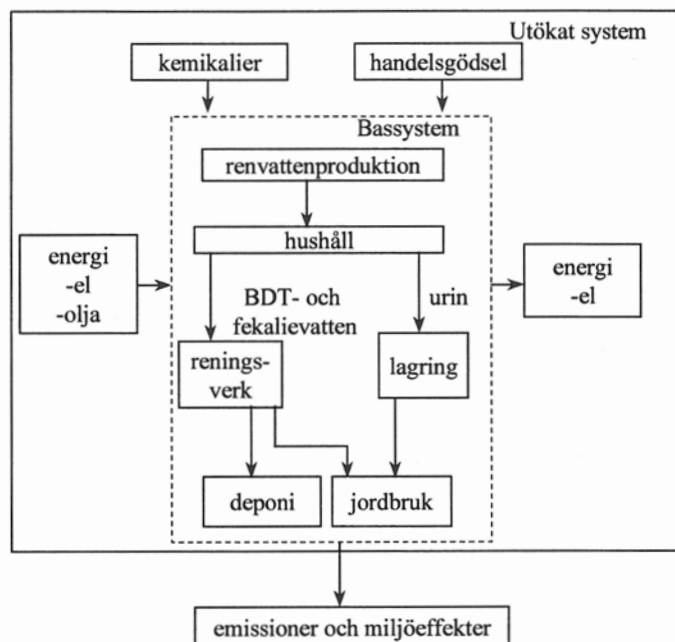
- Hantering och behandling av avloppsvatten från en tredjedel av bostadsområdet Palsternackan (den tredjedel som omfattades av mätningarna i 5.1) samt omhändertagande av uppkomna restprodukter.
- Produktion av det kommunala vatten som används i denna del av området Palsternackan.

Bassystemet består därför av; renvattenproduktion, transporten av vatten till hushållen, hushållens användning av vatten, transport av avloppsvatten till behandling, rening av avloppsvatten, återföring av slam till åkermark alternativt deponering, deponering av gallerrens och slam från sandfång. I de urinsorterande systemen ingår även uppsamling, återföring och återanvändning av urin.

För att rättvist kunna jämföra den sammanvägda effekten av olika avloppssystem krävs att det omkringliggande samhället får samma tjänster från de olika systemen. Detta uppfylls genom att systemen utvidgas så att både det konventionella- och det urinsorterande systemet:

- Producerar/recirkulerar samma mängd växttillgängligt kväve, fosfor och kalium till åkermark.

Detta innebär att det system som återför mindre mängd växtnäring utökas med produktion av handelsgödsel upp till den nivå som krävs för att båda systemen skall leverera lika mycket växtnäring till jordbruket (Figur 6.2). Handelsgödselproduktionen som ingår i det utvidgade systemet belastar således det system som återför mindre växtnäring än det andra systemet.



Figur 6.2. Systemgränser för bassystem och utökat system.

6.2.1 Modellbeskrivning

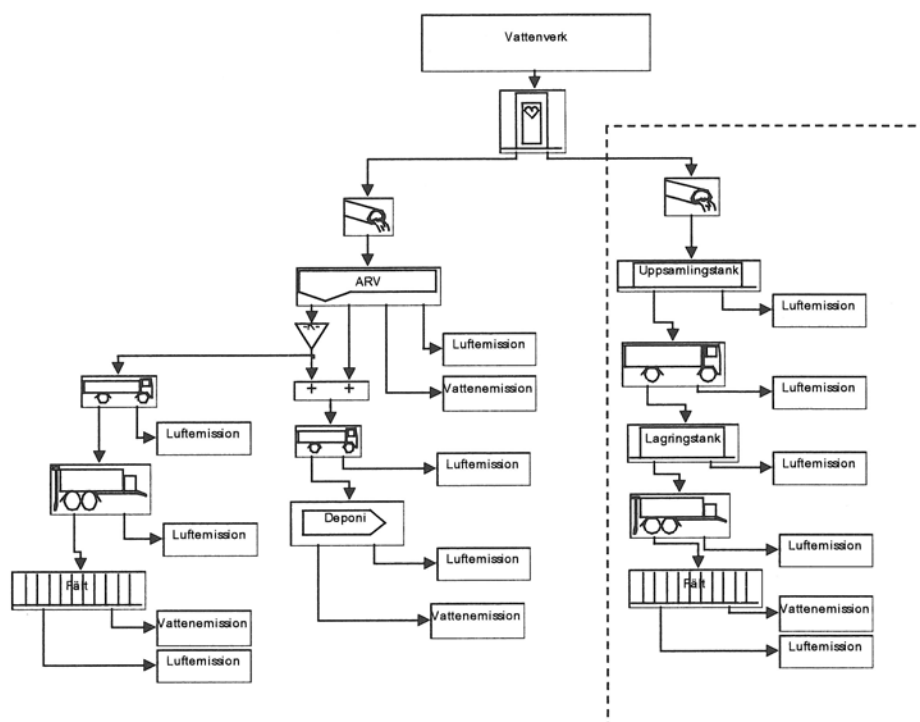
I simuleringarna användes ORWARE, en statisk simuleringsmodell utvecklad i Matlab och Simulink (Dalemo, 1999; Sonesson, 1998; Björklund, 1998; Figur 6.3). Modellen är utvecklad för att simulera produktion, behandling och hantering av fast och flytande organiskt avfall. ORWARE består av en samling delmodeller som utvecklats i olika projekt. De delmodeller som vi använt är; vattenverk, hushållens vattenanvändning, avloppsledning, reningsverk, slamtransport, deponi, slamspridning, fält, urinledning, uppsamlingstank för urin, urintransport, lagringstank för urin och urinspridning.

6.2.1.1 Vattenverk

Vattenproduktionen i ett ytvattenverk simuleras. Data för verket är hämtade från Tillman m.fl. (1996) och kommer från Alelyckans ytvattenverk i Göteborg. Energiförbrukningen för vattenverket anpassades till data för Stockholm 1998 (SVAB, 1999). Vattenmängden som produceras för Palsternackans behov är beräknad ur schablonsiffror för hushållavloppsvatten (Tabell 2.1). Byggandet av Palsternackan antas inte ha påverkat Stockholms sammanlagda ledningsläckage, varför inget tillägg görs för utläckande vatten. En närmare beskrivning av vattenverket ges av Kärman m.fl. (1999).

6.2.1.2 Avloppsledningen

I avloppsledningen beräknas energiförbrukningen för att pumpa avloppsvattnet från hushållen till reningsverket (Dalemo, 1999). Energiförbrukningen anpassades efter data för Stockholm 1998 (Reinius, pers. medd.)



Figur 6.3. ORWARE-modellen av systemet med urinsortering. Vid konventionellt system leds även urin och dess spolvatten till det konventionella systemet, varför urinsystemet, inom streckad linje, bortfaller.

6.2.1.3 Hushållens vattenanvändning

Toalettavfallets och BDT-vattnets föroreningar tillförs vattnet. De föroreningsmängder som använts i simuleringarna ges i Tabell 2.1. Mängden urin och fekalier som tillförs hushålls-avloppsvattnet och antalet toalettspolningar i hemmet antas vara proportionell mot hemvaron, medan BDT-vattenanvändningen antas vara oberoende av hemvaron. I simuleringarna har spolvattenmängden för den konventionella toaletten satts till 6 liter per gång liksom spolvattenmängden för fekaliespolning i urinsortande system. I det konventionella systemet tillförs alla föroreningar det samlade avloppsvattnet. I systemet med urinsortering leds urinen tillsammans med spolvattnet för urinspolning till uppsamlingsstanken för urinblandning, medan BDT-vattnet och fekalier tillförs avloppsvattnet som leds till reningsverket (Jönsson & Vinnerås, manuskript).

6.2.1.4 Reningsverket

Reningsverksmodellen är, vad gäller reningsgrader, energianvändning och slamproduktion anpassad till Henriksdals reningsverk 1998 (SVAB, 1999). Reningsverket hade mekanisk, biologisk och kemisk rening samt rötning och avvattning av slammet. Fosforreduktionen i simuleringarna var 98%. En närmare beskrivning av reningsverksmodellen ges av Dalemo (1999).

6.2.1.5 Slamtransport

För transport av slammet till fältet och till deponin används en modell som beräknar transportens energiförbrukning och emissioner utifrån transportarbetet och lastbilens prestanda (Sonesson, 1998). Lastbilens lastförmåga är satt till 13 ton och dess bränsleförbrukning utan last till 3 och med full last till 4 liter diesel per mil.

6.2.1.6 Slamspridning

I spridningsmodellen beräknas antalet hektar som behövs för att sprida slammet med fosforgivan 160 kg per hektar. Från mängden som skall spridas per hektar, spridartyp och spridarens storlek beräknas tidsåtgången enligt Elinder & Falk (1983) samt den energi som krävs för lastning, transport till fältet och spridning på fältet. Utifrån dieselförbrukning beräknas utsläppen till luft från traktorernas dieselmotorer. Modellen beskrivs i Jönsson & Vinnerås (manuskript).

Spridning antas ske med en fastgödselspridare med 8 meters arbetsbredd och lastförmågan 8 ton. Under lagringen före spridning antas 10% av slammets ammoniumkväve ha avgått, och efter spridningen beräknas 50% av det kvarvarande ammoniumkvävet avgå, i enlighet med data för klet- och fastgödsel (SJV, 1999).

6.2.1.7 Deponering

Vid deponeringen antas 90% av slammet brytas ned anaerobt och 10% aerobt. Deponin är modellerad utifrån en generell svensk deponi där deponigasen samlas upp och används för elproduktion. Modellen beräknar de samlade utsläppen från deponeringen under två olika tidsperioder. Vi har endast tagit hänsyn till och redovisat den första perioden, som kallas överskådlig tid och normalt är ca. 100 år. Under denna tid är utsläppen av metangas stora medan utsläppen av metaller är låga. Då modellen inkluderar en modell för rening av deponins lakvatten hålls även fosforutsläppen låga under denna tidsperiod. Sammanlagt beräknas under denna tidsperiod knappt 6% av fosfor i det deponerade slammet att läcka ut med renat lakvatten. Under den resterande tiden, hypotetiskt oändlig tid, bryts allt tillfört material ned eller späds ut. Under denna period kommer de största utsläppen av fosfor och metaller ske. Modellen beskrivs utförligt i Björklund (1998) och Bjuggren m.fl. (1998).

6.2.1.8 Urinledningssystem

Vi förutsätter att ledningarna är utförda enligt rekommendationerna, att de är svetsade och helt täta mot såväl in- som utläckage. I ledningssystemet omvandlas urinens urea till ammoniak. Detta medför att urinblandningens pH stiger från ca. 6 till ca. 9 (Jönsson & Vinnerås, manuskript).

6.2.1.9 Uppsamlingsstank och lagringstank

Urinblandningen leds via ledningssystemet till en uppsamlingsstank. Här fortsätter nedbrytningen av den urea som finns kvar efter ledningstransporten (Vinnerås, 1998). I uppsamlings- och lagringstankarna sker det ett visst gasutbyte (Tabell 5.10; Eriksson m.fl., manuskript) som leder till ammoniakavgång, vilken beräknades enligt Svensson (1993). I beräkningarna antas tanken vara bottenfylld. Såväl i uppsamlings- som lagringstank beräknas

därför gasflödet, ventilationen, genom respektive tank vara låg, vilket innebär att det är dubbelt så stort som flödet av urinblandning. Modellen beskrivs i Jönsson & Vinnerås (manuskript).

6.2.1.10 Urintransport

Ofta sker denna transport med en rengjord slamsugbil. Delmodellen utgår från lastbilsmodellen som används för transport av reningsverksslam (Sonesson, 1998), som kompletterats för beräkningar av kväveförlusten genom ammoniakavgång samt tids- och energiåtgång (13 MJ/ton; Blom, manuskript.) för att fylla bilen. Bilens lastkapacitet är satt till 12 m³.

6.2.1.11 Urinspridning

Själva modellen är samma som modellen för spridning av slam, men dess parametrar har andra värden. Antalet hektar som behövs för att sprida urinblandningen beräknas utifrån den förutbestämda kvävegivan, 80 kg mineraliskt kväve per hektar. Tidsåtgång, energiförbrukning och emissioner beräknas som för slamspridningen. Modellen beskrivs i Jönsson & Vinnerås (manuskript).

I grundfallet antas spridning ske med en 10 m³ flytgödselspridare med 12 m släpplangsramp. Avståndet mellan lagringstank och fält är satt till 0 km, precis som vid Bornsjön, där lagringstanken ligger i kanten på fältet.

6.2.1.12 Fältet

Det tillförda kvävet delas upp i mineraliskt och organiskt kväve. Normalt beräknas allt mineraliskt kväve (ammonium och nitrat) bli växttillgängligt, men inverkan av om endast 70% av tillfört mineraliskt kväve blir växttillgängligt studeras också (6.2.4). Av det organiska kväve som tillförs beräknas totalt 36% bli växttillgängligt, då endast den andel som mineraliseras under växtsäsongen blir växttillgänglig (Dalemo, 1999). Det kväve som inte blir växttillgängligt förloras, huvudsakligen under höst och tidig vår. Förlusten sker i form av nitratutlakning, kvävgas- och lustgasemission.

6.2.1.13 Mineralgödseltillverkning

För att jämföra tillförseln till jordbruket av växtnäring belastas det system som återför minst växtnäring med den energi som behövs för att tillverka kompletterande växtnäring, liksom med emissioner från denna tillverkning. Energiförbrukningen för att tillverka kväve är satt till 42,8 MJ/kg, för fosfor till 26,2 MJ/kg och för kalium 10,0 MJ/kg (Patyk, 1996).

6.2.2 Undersökta förutsättningar

Förutsättningarna för det urinsorterande avloppssystemet i bostadsområdet Palsternackan används som grund för simuleringarna, de utgör grundförutsättningarna. Detta innebär att reningen av fekalievatten och BDT-vatten antas ske i Stockholms avloppsreningsverk Henriksdal. Hälften av slammet i Stockholm spreds 1998 (SVAB, 1999) och 30% av reningsverksslammet i Sverige användes i lantbruket 1995 (SCB, 1997a). I grundförutsättningarna har vi räknat med att 50% av slammet återförs och att resten deponeras (Tabell 6.4).

För systemet med urinsortering har vi i simuleringarna med grundförutsättningarna använt den utsorteringsgrad (65%) samt den hemvaro (65%) som mättes upp för de boende i Palsternackan (5.1). Transportavståndet för urlösningen är satt till 33 km, avståndet Palsternackan - Bornsjön. Övriga grundförutsättningar framgår av Tabell 6.4. För att belysa inverkan av olika förutsättningar har simuleringar därefter även gjorts med ändrade förutsättningar, enligt Tabell 6.4.

I enighet med 4.2 har för samtliga simulerade förutsättningar följande aspekter jämförts; kväve-, fosfor och tungmetallutsläpp till vatten, återförda mängder växtnäring till odlingsmark, tungmetaller förda till odlingsmark samt energianvändning.

Tabell 6.4. Förutsättningar som använts i simuleringarna med grundförutsättningar och i senare simuleringar där förutsättningarna varierats

Variabel	Grundförutsättningar	Lägsta värde	Högsta värde
Transportavstånd	33 km	1 km	200 km
Reningsverkets kväverening	80%	20%	80%
Slam till åker	50%	0%	100%
Hemvaro	65%(15,6 h)	30%(7,2 h)	100%(24 h)
Utsorteringsgrad	65%	40%	100%
Urinspolvatten	0,1 l/spolning	0 l/spolning	0,3 l/spolning
Samtidiga spolningar ^a	66%	16%	100%
Kväveförluster (totalt) ^b	5%	1%	15%
Urinkvävet växttillgänglighet	100%	70%	100%

a) De samtidiga spolningarna anges som den andel av urinspolningarna som följs av en nästan samtidig spolning av fekalieskålen.

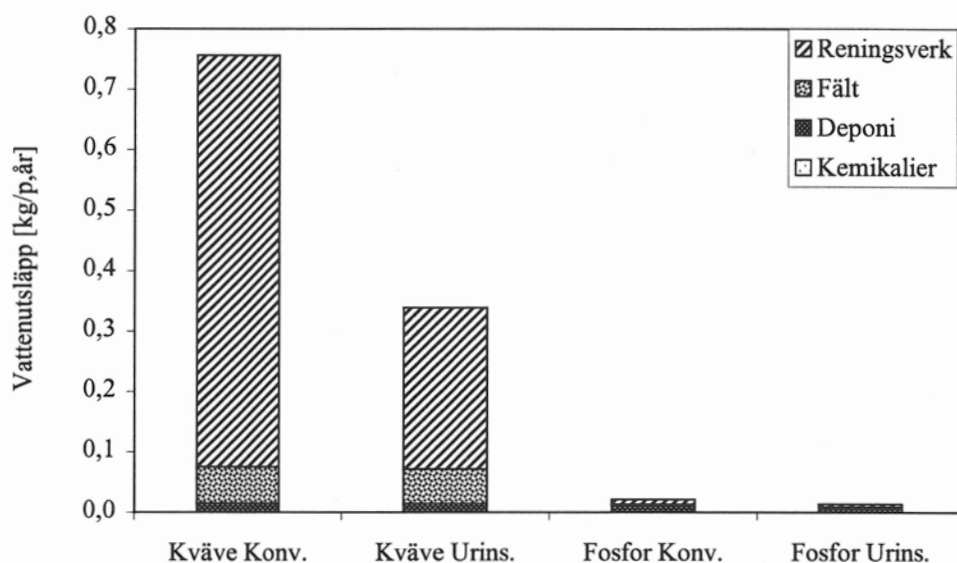
b) Urinhantering och spridning.

6.2.3 Grundförutsättningar

Beräknade utsläpp av kväve och fosfor till vatten per person och dygn från Palsternackan om de boende hade konventionella toaletter jämförs i Figur 6.4 med de från det befintliga urinsortande systemet. Utsläppen av växtnäring till vatten kommer från reningsverkets utgående vatten, deponins lakvatten (från deponeringen av slam och gallerrens) samt från de fält där spridningen av slam och urin sker. Modellen av fältet beräknar den extra utlakning som orsakas av att gödsling sker med organiskt kväve istället för med mineraliskt kväve. Detta innebär att slamgödslingen, men inte uringödslingen, beräknas öka kväveutlakningen från fältet. Detta beror på att knappt 20% av slammets kväve är mineraliskt, resten är organiskt, medan praktiskt taget allt kväve i urinen är mineraliskt.

Utsläppet av kväve till vatten per boende beräknas vara ca. 125% större från det konventionella systemet än från det urinsortande. Detta beror på att en stor del av kvävet i det urinsortande systemet samlas och återförs med urinblandningen. Utsläppet av fosfor från det konventionella systemet beräknas vara ca. 50% större än från det urinsortande. Skillnaden (Figur 6.4) beror på minskad fosforbelastning på reningsverket och på minskade fosforutsläpp från deponeringen av slam, eftersom slammets fosforinnehåll minskat. Det beror även till en mindre del på den vattenbesparing som det urinsortande systemet ger upphov till.

Det förtjänar att påpekas att de utsläppta mängderna är små för båda systemen. Detta beror på att reningen i Henriksdals reningsverk är höggradig såväl för fosfor (98%) som för kväve (80%).



Figur 6.4. Utsläpp, härrörande från bostaden, av kväve och fosfor till vatten vid konventionellt avloppssystem respektive urinsorterande avloppssystem och grundförutsättningar enligt Tabell 6.4.

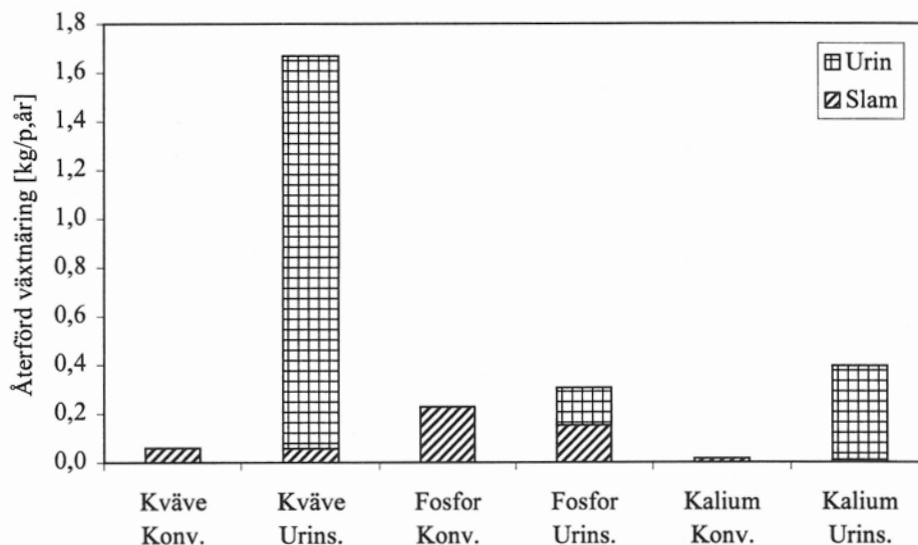
Återföringen av växttillgängligt kväve, fosfor och kalium till åkermark (Figur 6.5) sker med avvattnat rötslam från reningsverket samt, vid urinsortering, med den uppsamlade urinblandningen. I båda systemen antas 50% av slammet användas på åkermark. I det konventionella systemet och med 50% slam till åker beräknas 2% av kvävet i bostadens avlopp bli växttillgängligt på fältet. Motsvarande siffra för det urinsorterande systemet är 50%. Kvävet i slammet är till största delen, ca. 80%, i organisk form, vilket medför att det har en låg växttillgänglighet, medan det återförda kvävet i urinblandningen nästan helt är i mineralisk, växttillgänglig form. Huvuddelen av kvävet som avlägsnas från avloppsvattnet med kväverening avgår som kvävgas och är därmed inte växttillgängligt.

Mängden fosfor som återförs i det urinsorterande systemet är ca. 35% högre än i det konventionella (Figur 6.5). Att skillnaden mellan systemen är mindre för fosfor än för kväve beror på att fosfor i avloppsvattnet huvudsakligen hamnar i slammet. Av slammet deponeras 50% och kommer därmed inte växterna tillgodo.

Det råder delade meningar om växttillgängligheten på slammets fosfor och siffror från -20% till 120% nämns (Bengtsson m.fl., 1997). I våra simuleringar har vi antagit att all slamfosfor ersätter handelsgödsel. I kärnförsök är det konstaterat att urinens fosfor är lika tillgänglig som handelsgödsel (Kirchmann & Pettersson, 1995) och all urinfosfor antas därför kunna ersätta handelsgödsel.

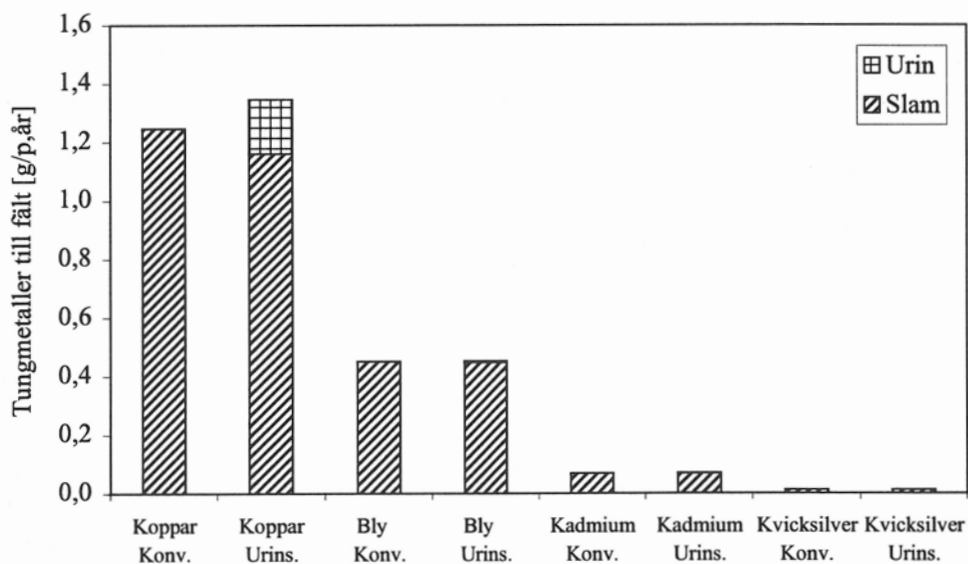
Skillnaden i återförd mängd kalium (Figur 6.5) beror på att kalium är mycket vattenlösligt och inte i nämnvärd grad ansamlas i slammet. Det kalium som återförs med urinblandningen är i jonform och därmed växttillgänglig. Ca. 25 gånger mer kalium återförs från det urinsorterande

avloppssystemet än från det konventionella. Behovet att gödsla med kalium är litet på lerjord vid odling av spannmål, men är ofta stort på andra jordar och till andra grödor.



Figur 6.5. Mängd växttillgänglig näring som återförs med rötslam och källsorterad urin till jordbruket från bostadens avlopp vid konventionellt respektive urinsortering avloppssystem och grundförutsättningar enligt Tabell 6.4. All återförd slamfosfor antas bli växttillgänglig.

Mängden växtnäring som återförs med urinen är betydligt större än mängden som återförs med slammet. För tungmetaller är förhållandet det omvända. Flödet av fyra tungmetaller; koppar, bly, kadmium och kvicksilver har studerats. Av Figur 6.6 framgår att den klart största mängden tungmetaller till åkermarken kommer med slammet, och detta trots att hälften av slammet i simuleringarna deponeras. Mängden tungmetaller som återförs med urinen är obetydlig, trots att all uppsamlad urinslämning återförs.



Figur 6.6. Flöden, härrörande från bostadens avlopp, av koppar, bly, kadmium och kvicksilver till åkermark med slam och urin vid konventionellt respektive urinsortering avloppssystem och grundförutsättningar enligt Tabell 6.4. Av slammet antas 50% användas på åker.

Mängden koppar som beräknas finnas i urinblandningen baseras på mätningarna i Hushagen (Tabell 5.3) eftersom urinsystemet där är helt gjort av plast. Om simuleringarna i stället görs för fallet att vattenlåsen är av koppar, vilket de är i Palsternackan, skulle flödet av koppar med urinblandningen vara sju gånger större, d.v.s. det skulle bli ungefär lika stort som flödet med de 50% av slammet som sprids.

Flödet av tungmetaller till vatten påverkas försumbart av om systemet har urinsortering, varför det inte visas. Den intresserade läsaren hänvisas istället till Kärman m.fl. (1999).

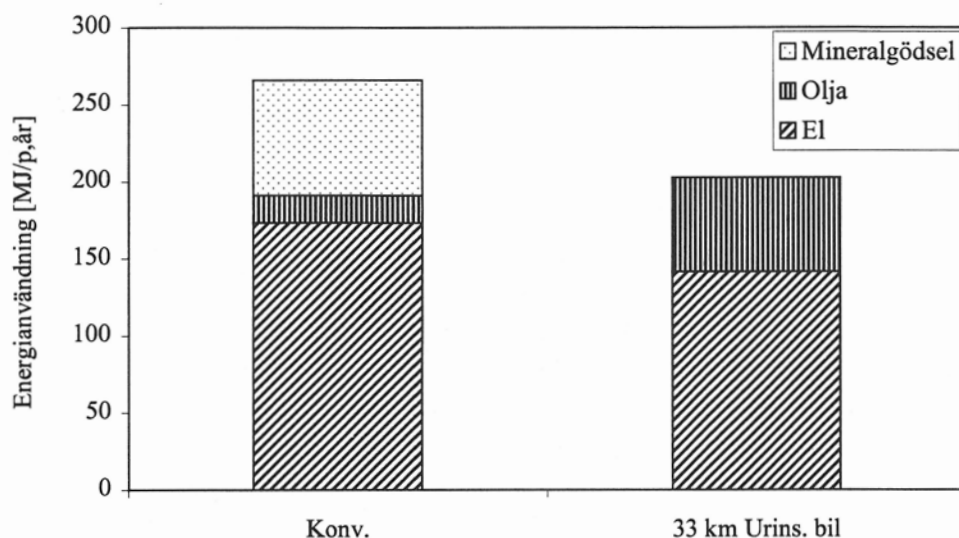
Elförbrukningen netto, d.v.s. elförbrukningen minus el som produceras i reningsverket och på deponin, beräknades vara 32 MJ per person och år större i det konventionella systemet än i det urinsorterande (Figur 6.7). Detta motsvarar energin som krävs för att hålla en lampas effekt 1 W lysande året om, men det innebär att det urinsorterande systemet netto förbrukar 23% mindre el än det konventionella systemet. Detta beror huvudsakligen på att mängden kväve som avlägsnas i reningsverkets kväverening är mindre vid urinsortering, vilket innebär mindre luftningsbehov samt en något lägre slamålder.

Det urinsorterande systemet beräknas förbruka mera olja, ca. 44 MJ per person och år mer än det konventionella systemet. Den större oljeförbrukningen beror på att transport- och spridningsarbetet ökar. Urinblandningen, ca. 1,3 l per person och dygn transporteras ju 33 km och senare sprids den. Sammantaget innebär detta att användningen av el och olja i bassystemet beräknas vara 12 MJ per person och år högre vid urinsorteringen än vid konventionellt system.

Att den sammanlagda förbrukningen av el och olja är något mindre för det konventionella systemet än det urinsorterande beror dels på Henriksdals reningsverk är ett mycket stort (ca. 621 000 anslutna mantalsskrivna personer; SVAB, 1999) och energieffektivt reningsverk och dels på att urinen antas transporteras så långt som 33 km med en 12 m³ slamsugbil utan släp. Oljeförbrukningen vid transport med bil med släp blir lägre, vilket framgår i 6.2.4. Det är också viktigt att komma ihåg att det konventionella systemet visserligen beräknades använda marginellt mindre energi i form av el och olja (6% mindre), men samtidigt beräknades det släppa ut 120% mera kväve och 50% mera fosfor än det urinsorterande.

Den återförda urinen används som gödselmedel i jordbruket och minskar härigenom behovet av att använda handelsgödsel. Av Figur 6.5 framgår att det urinsorterande systemet, jämfört med det konventionella beräknas återföra 1,6 kg mera växttillgängligt kväve, 0,1 kg mera fosfor och 0,4 kg mera kalium per person och år. I det konventionella systemet måste lantbrukarna köpa denna mängd växtnäring i form av handelsgödsel för att få tillgång till lika mycket växtnäring som i det urinsorterande systemet. Av Figur 6.7 framgår att tillverkning och distribution av denna mängd handelsgödsel beräknas kräva 75 MJ per person och år. Detta innebär att den totala energianvändningen av el, olja och energi för gödseltillverkning beräknas vara 63 MJ (24%) mindre i det urinsorterande systemet än i det konventionella.

Såväl det konventionella som det urinsorterande systemet ger ett värmeöverskott genom nyttiggörandet av producerad röt- och deponigas. Detta överskott beräknas vara något större i det urinsorterande systemet, beroende på något lägre slamålder och därmed något större slamproduktion. Då denna värme i många kommuner inte nyttiggörs har vi dock inte tagit hänsyn till den i vår jämförelse mellan systemen.



Figur 6.7. Beräknad nettoanvändning av elenergi (d.v.s. elförbrukningen minus elproduktionen), oljeenergi och energianvändning för produktion av mineralgödsel vid konventionellt respektive urinsorterande avloppssystem.

6.2.4 Påverkan av ändrade förutsättningar

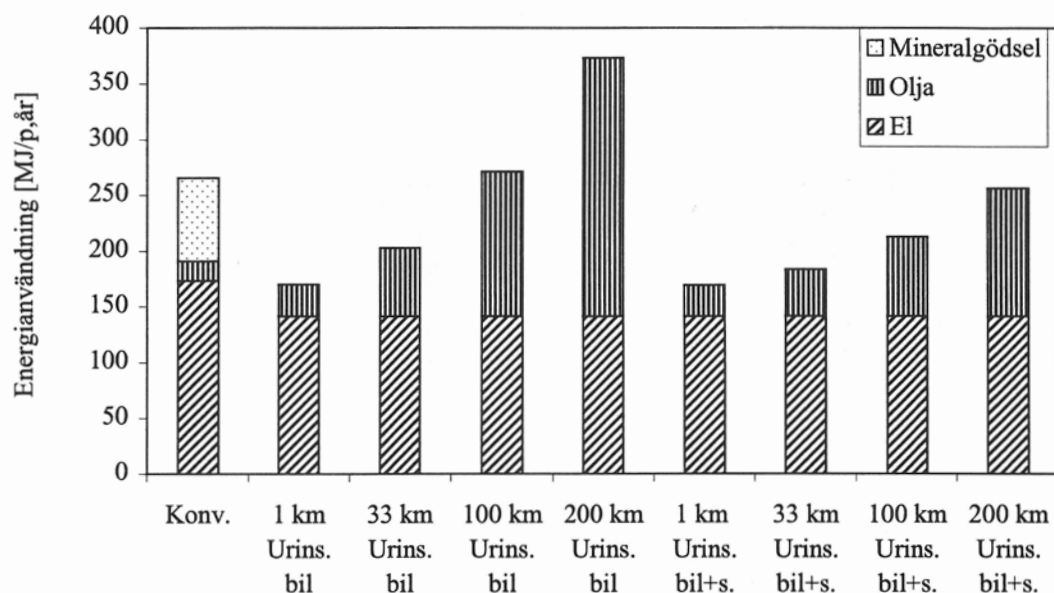
För att undersöka betydelsen vid införandet av urinsortering av olika förutsättningar har nya simuleringar gjorts med förändrade förutsättningar enligt Tabell 6.4. Endast en förutsättning har ändrats åt gången. Övriga förutsättningar är alltså enligt grundförutsättningarna.

6.2.4.1 Transportavstånd

Transportavståndet för urinblandningen påverkar starkt förbrukningen av olja (Figur 6.8). Om urinblandningen under de givna förutsättningarna transporteras längre än 95 km med slamsugbil blir den totala energiförbrukningen, i form av el, olja och energi för handelsgödseltillverkning, större för det urinsorterande systemet än för det konventionella. Vid längre transporter är det emellertid rimligt att bil med släp används istället för bara bil. Därför visas i Figur 6.8 även energiförbrukningen om transporten sker med en fordonskombination som lastar 32 m³ och som drar 5 liter diesel per mil full och 3 liter per mil tom. Med denna fordonskombination kan urinblandningen transporteras 221 km innan energianvändningen blir större än för det konventionella alternativet.

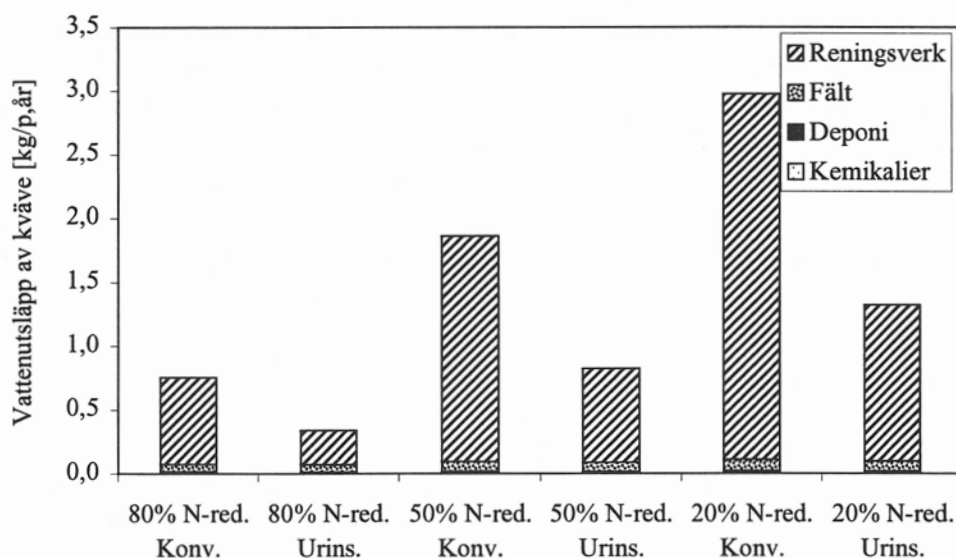
6.2.4.2 Kväverening

Effekten på systemets totala kväveutsläpp av varierande grad av kväverening i reningsverket belyses i Figur 6.9. Givetvis är systemsamlade kväveutsläpp lägre ju högre kvävereningen är i reningsverket. Oavsett graden av kväverening i reningsverket beräknas kväveutsläppet från ett konventionellt system vara väsentligt (ca. 125%) högre än från motsvarande urinsorterande. Vid lägre grad av kvävereduktion i reningsverket blir den absoluta skillnaden i mängd kväve utsläppt till vatten allt större mellan konventionellt och urinsorterande system. Vid 80% kvävereduktion är den 0,4 kg kväve per person och år, vid 50% kvävereduktion 1,0 kg och vid 80% kvävereduktion 1,7 kg (Figur 6.9).

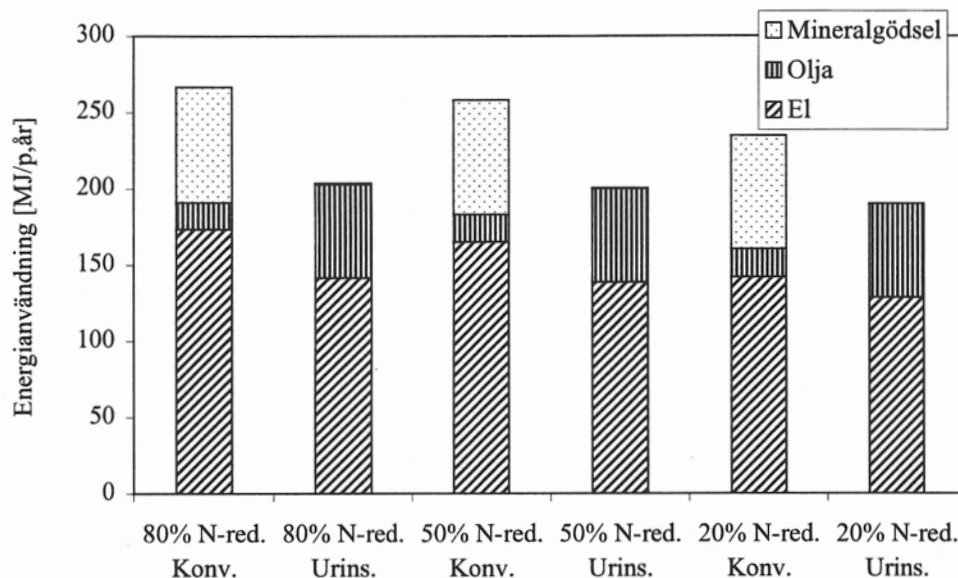


Figur 6.8. Transportavståndet för urinblandningen och hur transporten sker påverkar den totala energianvändningen (el netto, olja samt energi för produktion och distribution av mineralgödsel).

Kvävereduktionen i reningsverket påverkar dess användning av elenergi och därmed systemets samlade användning av el, olja och energi för framställning av handelsgödsel (Figur 6.10). Energibesparingen vid urinsortering ökar något vid ökande grad av kvävereduktion. Den är ca. 45 MJ per person och år vid 20% kvävereduktion, 58 MJ vid 50% och 63 MJ vid 80% kvävereduktion. Oavsett kvävereduktion innebär emellertid urinsortering en, relativt sett, väsentlig energibesparing (19%-24%).



Figur 6.9. Utsläpp, härrörande från bostaden, av kväve till vatten vid konventionellt respektive urinsortering avloppssystem och varierande grad av kvävereduktion, 80%, 50% respektive 20%, i reningsverket. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.



Figur 6.10. Graden av kvävereduktion i reningsverket påverkar den totala energianvändningen (el netto, d.v.s. elförbrukningen minus elproduktionen, olja samt energi för produktion och distribution av handelsgödsel).

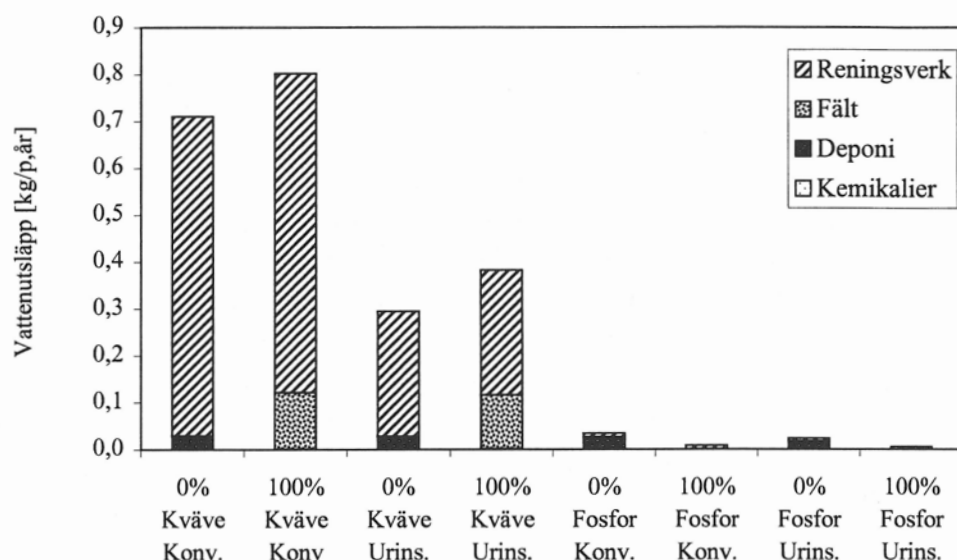
Kvävereduktionen i reningsverket beräknas vara ca. 20% om det inte har något speciellt kvävesteg. Denna låga rening kan ibland erhållas i markbäddar. Även kvävereduktion i Henriksdal 1998, 80%, kan ibland erhållas i markbäddar eller infiltrationsanläggningar (Nilsson m.fl., 1998).

6.2.4.3 Andel slam till åker

Simuleringar gjordes där 0%, 50% respektive 100% av slammet användes som gödselmedel på åkermark. Åkeranvändningen av slammet påverkar framförallt utsläppen av växtnäring till vatten samt flödet av växtnäring och tungmetaller till åkermark. Såväl för urinsortering som konventionellt system beräknas de totala kväveutsläppen till vatten öka med ökande användning av slam på åker (Figur 6.11). Detta beror på att ca. 80% av kvävet i slammet är organiskt bundet. Detta kommer delvis att mineraliseras vid tidpunkter då grödan inte kan tillgodogöra sig kvävet och kommer därför att läcka till vatten.

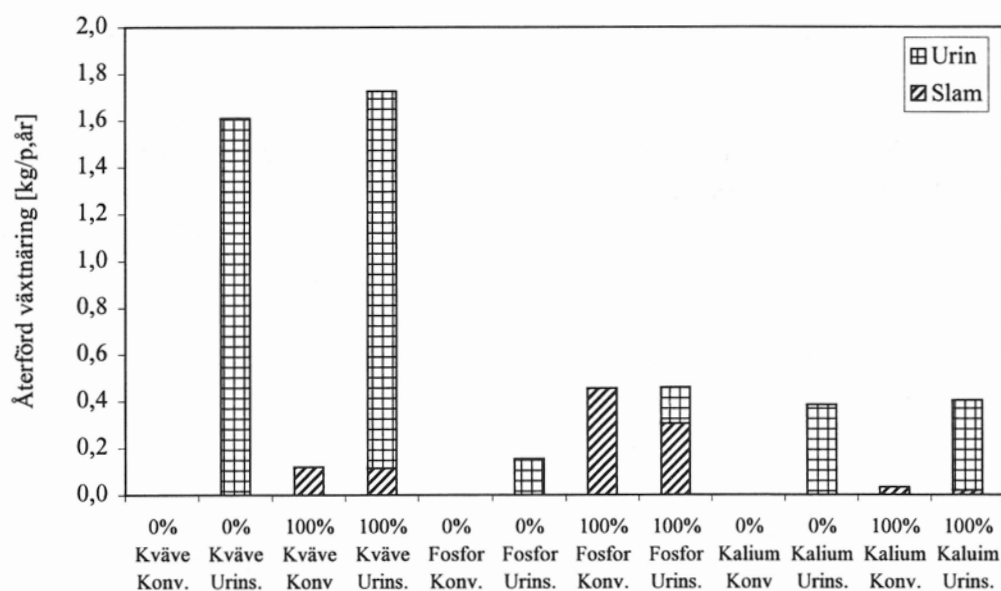
Ökad användning av slam på åkermark minskar de samlade utsläppen av fosfor till vatten. Detta beror på att av den slamfosfor som deponeras beräknas sammanlagt 5,7% läcka ut under överskådlig tid (ca. 100 år). Vid användning av slam på åkermark förutsätts slammet ersätta handelsgödsel. Detta innebär att varken den totala fosfortillförseln till åkermarken, eller läckaget av fosfor från den, påverkas då slammet används som gödselmedel.

Växtnäring förs från det konventionella avloppssystemet till åker endast via slam, vilket innebär att i då allt slam deponeras återförs ingen växtnäring (Figur 6.12). Vid urinsortering påverkas mängden kalium och växttillgängligt kväve till åker relativt lite av om slammet deponeras eller används på åkermark, eftersom mängderna växttillgängligt kväve och kalium i den källsorterade urinen är många gånger större än i slammet. Vad gäller fosfor återförs den största mängden via slammet, varför återförseln av fosfor minskar om slammet inte återförs.



Figur 6.11. Utsläpp, härrörande från bostaden, av kväve och fosfor till vatten vid konventionellt avloppssystem respektive urinsortering avloppssystem och varierande användning av slam i jordbruket. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4. Utsläppen vid 50% jordbruksanvändning, vilka framgår av Figur 6.4, är mitt emellan de för 0 respektive 100% jordbruksanvändning.

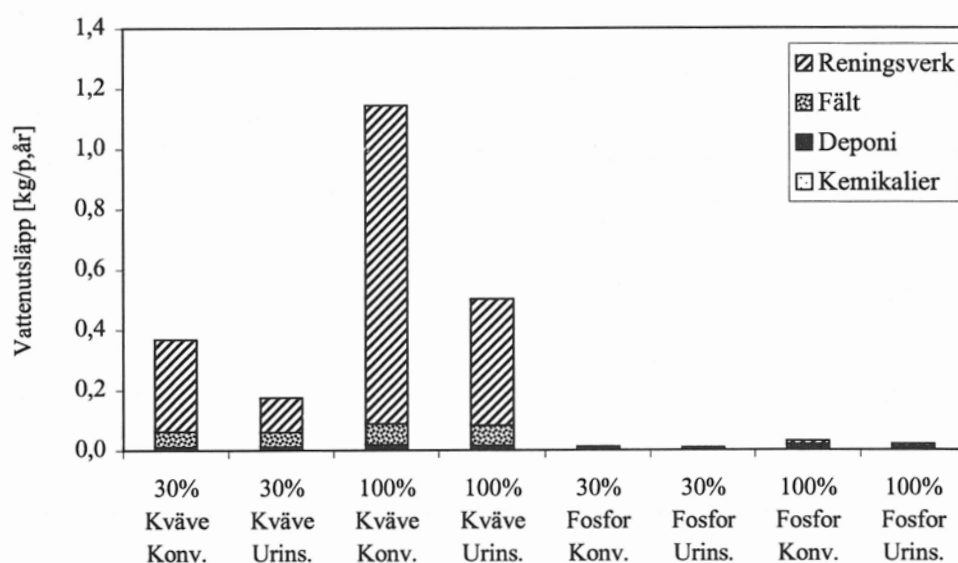
Nästan hela flödet av tungmetaller från avloppssystemet till åkermark sker via slammet, medan ytterst lite sker via urinen (Figur 6.6). Detta innebär att då 100% av slammet används på åker blir flödet av tungmetaller till åkermark via slam dubbelt så stort som i Figur 6.6, medan detta flöde blir noll när inget slam förs till åkermark.



Figur 6.12. Mängd växttillgänglig näring per person och år som återförs med rötslam och källsorterad urin till jordbruket från bostadens avlopp vid konventionellt respektive urinsortering avloppssystem och då 0% respektive 100% av slammet används i jordbruket. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4. All återförd slamfosfor antas bli växttillgänglig.

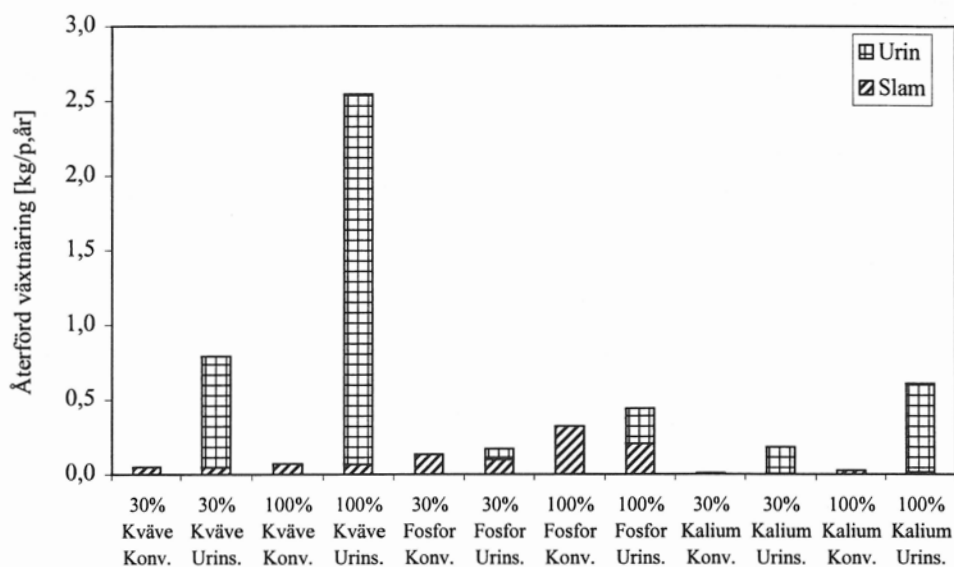
6.2.4.4 Hemvaro

Inverkan av hur stor del av dygnet som de boende befinner sig i bostaden, deras hemvaro, har undersökts för konventionellt respektive urinsorterande system. Mängden urin och fekalier som hamnar i toaletten hemma antogs vara proportionell mot hemvaron. Däremot antogs inte mängden BDT-vatten eller dess föroreningar påverkas av hemvaron. Detta innebär att såväl för konventionellt som urinsorterande system ökade de vattenburna näringsutsläppen härrörande från bostadens avlopp vid ökad hemvaro (Figur 6.13). Ökningen var ungefär proportionell med hemvaron. Oavsett hemvaron var utsläppen mindre vid urinsortering, och skillnaden, i absoluta tal, ökade från 0,2 kg kväve och 3,3 gram fosfor per person och år vid 30% hemvaro till 0,6 kg kväve och 10,9 g fosfor vid 100% hemvaro. Jämfört med det urinsorterande systemet var kväveutsläppen från det konventionella systemet 110% respektive 130% och fosforutsläppen 35% respektive 57% större vid 30% respektive 100% hemvaro. Fördelarna med urinsortering ökar således såväl i relativa som i absoluta mått med hemvaron.



Figur 6.13. Utsläpp, härrörande från bostaden, av kväve och fosfor till vatten vid konventionellt respektive urinsorterande avloppssystem och varierande hemvaro, 30% respektive 100%. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4. Utsläppen vid 65% framgår av Figur 6.4.

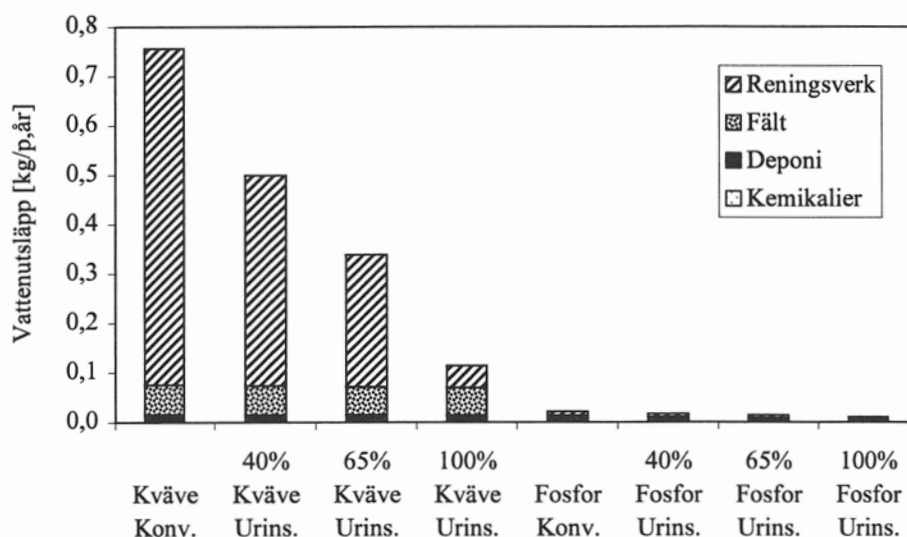
Om inte bara bostaden utan även arbetsplatsen utrustas med urinsorterande toaletter blir utsläppen från personen under hela dygnet de som visas för 100% hemvaro. Detta innebär att fördelarna, vad gäller naturresurser och miljö, med att utrusta arbetsplatser med urinsortering ofta är större än att utrusta bostäder. Fördelarna per toalett är extra stora eftersom i regel fler personer delar toalett på arbetsplatsen än hemma, vilket innebär att mer urin samlas per toalett.



Figur 6.14. Mängd växttillgänglig näring per person och år som återförs med rötslam och källsorterad urin till jordbruket från bostadens avlopp vid konventionellt respektive urinsortering av avloppssystem och hemvaron 30% respektive 100%. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4. Återförseln av växtnäring vid 65% hemvaro visas i Figur 6.5.

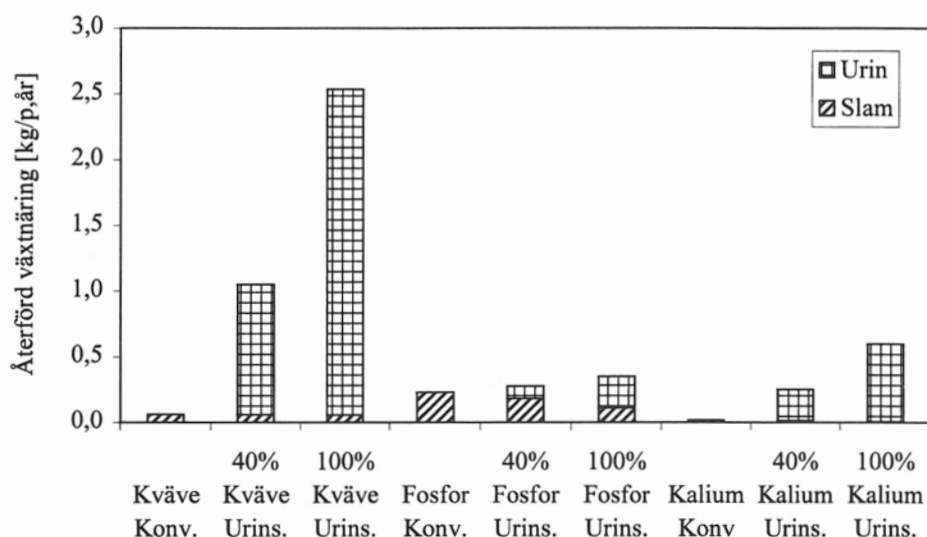
6.2.4.5 Utsorteringsgrad

Ökad utsortering av urin innebär att mängden växtnäring som leds till reningsverket minskar och mängden som återförs till åkermark ökar. Kväve- och fosforutsläppen från reningsverket minskar vid ökande utsortering (Figur 6.15). Då utsorteringen ökar från 65% till 100% minskar det beräknade kväveutsläppet med mer än 65% och fosforutsläppet med mer än 25%. Samtidigt ökar återföringen av växtnäring till jordbruket (Figur 6.16) med 52% för kväve och kalium medan den ökar med 14% för fosfor.



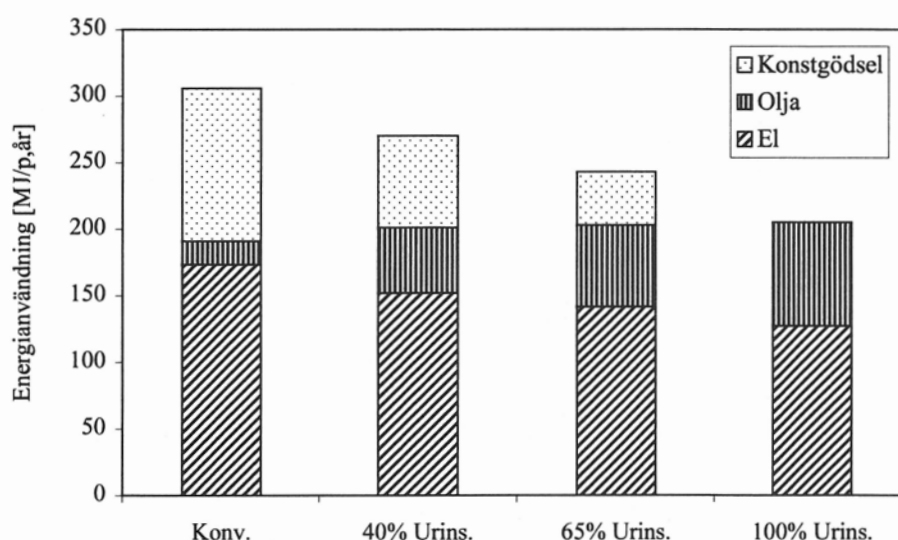
Figur 6.15. Utsläpp, härrörande från bostaden, av kväve och fosfor till vatten vid konventionellt respektive urinsortering av avloppssystem och varierande utsortering av urinen, 40% respektive 100%. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

Det minskade behovet av rening i reningsverket, liksom den ökade mängden återförd växtnäring innebär att systemets energibehov i form av el, olja och energi för mineralgödseltillverkning minskar vid ökad utsortering (Figur 6.17), trots att återförseln av urinblandningen, liksom spridningen av den, kräver något mera energi. Vid 65% utsortering använder det urinsorterande systemet 63 MJ mindre energi (el, olja och för mineralgödsel) än det konventionella. Vid 100% utsortering är motsvarande siffra 101 MJ per person och år.



Figur 6.16. Mängd växttillgänglig näring per person och år som återförs med rötslam och källsorterad urin till jordbruket från bostadens avlopp vid konventionellt respektive urinsorterande avloppssystem vid 30% respektive 100% utsortering av urinen i hemmet. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4. Återförseln vid 65% utsortering visas i Figur 6.5.

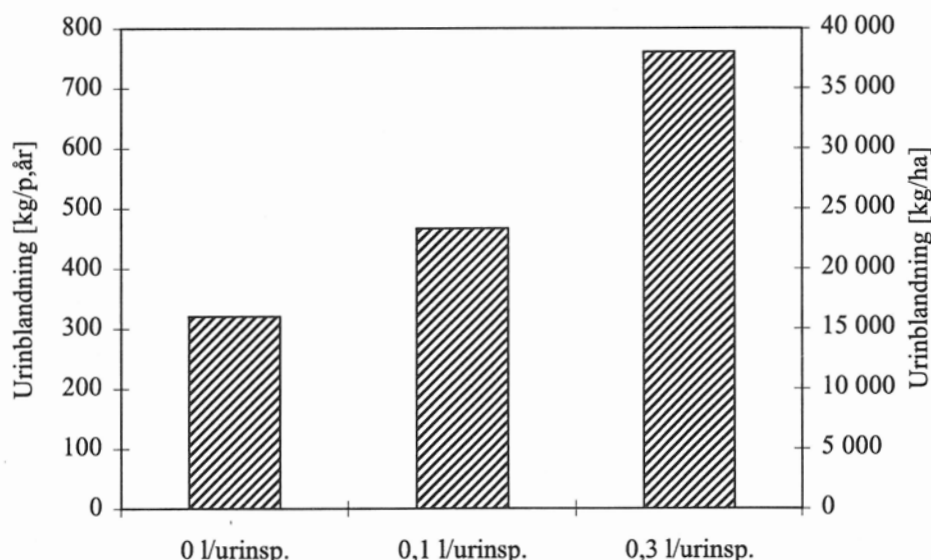
Av Figureerna 6.15 - 6.17 framgår att fördelarna är med en hög utsortering av urin är stora. Då mätningar visat att motivation och förståelse är viktiga för utsorteringen (5.1) är det viktigt att noga informera och motivera de boende vid införandet av urinsortering.



Figur 6.17. Påverkan på systemets totala energianvändning (el netto, olja samt energi för produktion och distribution av handelsgödsel) vid olika utsortering av urin, 40%, 65% respektive 100%. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

6.2.4.6 Urinspolvatten

Mängden urinspolvatten påverkar mängden producerad urinblandning per person och år (Figur 6.18). Om inget spolvatten alls användes skulle ca. 320 liter urin samlas per person och år vid förutsättningarna enligt Tabell 6.4. Vid användning av 0,1 liter spolvatten per urinspolning blir volymen ca. 470 liter och vi rekommenderar i 5.1 att system med Dubbletten dimensioneras för 550 liter per person och år. Vid 0,3 liter spolvatten per urinspolning produceras ca. 760 liter urinblandning per person och år.



Figur 6.18. Mängden vatten per urinspolning påverkar såväl mängden producerad urinblandning per person och år (vänster axel) som den mängd urinblandning som behöver spridas per hektar för att en bestämd kvävegiva skall erhållas (höger axel). Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

Då den önskade kvävegivan per hektar är konstant (i simuleringarna 80 kg växttillgängligt kväve per hektar), ökar mängden urinblandning som skall spridas per hektar i samma utsträckning som urinblandningen späds ut med ökande mängder spolvatten och dess volym per person och år alltså ökar (Figur 6.18). Även förbrukningen av olja för att transportera och sprida urinen ökar ungefär proportionellt med mängden urinblandning.

Den ökade mängden urinblandning som skall spridas per hektar innebär att lass per hektar ökar, vilket innebär ökad körning på fältet och därmed mera jordpackning. Stor arbetsbredd, stora däck, lågt däckstryck och låg axelbelastning är viktiga faktorer för att minska jordpackningen. En annan viktig faktor är jordens fukthalt. Jordpackningen blir mindre om urinspridningen görs när jorden är torrare. Detta innebär att spridning i växande gröda, när spannmålen är ca. 15-20 centimeter höga, ger mindre jordpackning än spridning före sådd. I mätningarna 1998 var ammoniakemissionerna ungefär lika små, och avkastningen ungefär lika stor, när urinblandningen spreds i växande gröda, som fått en liten startgiva handelsgödsel vid sådd, som när urinblandningen spreds före sådd (Richert Stintzing m.fl., 1999).

Tiden, och därmed kostnaden, för att sprida urinblandningen ökar i och med att urinblandningens koncentration minskar. I Tabell 6.5 visas den enligt Elinder & Falk (1983) beräknade tiden för att sprida urinblandningen samt kostnaden för att göra detta om traktor, förare och spridare hyrs för det pris, 592 kr/timme, som rekommenderades 1999 av maskinringen MR Dalarna (MRD, 1999) för en 10 m³ spridare med 12 m släpslangsramp. Om kvävet, fosfor och kaliumet värderas till priset på handelsgödsel; 8 kr per kg kväve, 11 kr per kg fosfor och 5 kr per kg kalium (SJV, 1999), kan värdet på den urinblandning som samlas med förutsättningar enligt Tabell 6.4 per person och år beräknas till knappt 17 kr. Då priset på ekologiskt godkända gödselmedel är flera gånger högre, kan värdet på urinblandningen öka flerdubblas om urinen blir godkänd för användning i ekologisk odling.

Tabell 6.5. Beräknad tid och kostnad för att sprida urinblandning vid varierade mängd spolvatten per urinspolning. Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4

Mängd urinspolvatten	Tid [h/p,år]	Tid [h/ha]	Kostnad [kr/p,år]	Kostnad [kr/ha]
Inget urinspolvatten	0,007	0,33	3,94	196
0,1 liter/urinspolning	0,010	0,48	5,75	286
0,3 liter/urinspolning	0,016	0,79	9,37	465

6.2.4.7 Samtidiga spolningar - vattenbesparing

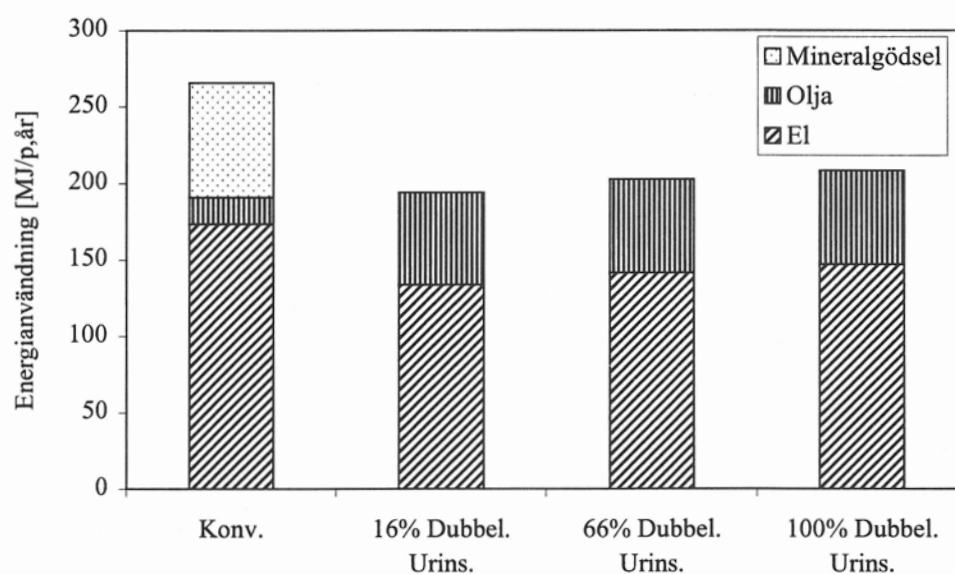
Vattenanvändningen i toaletterna är i det konventionella systemet (6 liter per spolning) vid förutsättningarna enligt Tabell 6.4 och spolfrekvenser från mätningen i Palsternackan är (Jönsson m.fl., 1998) 35 liter per person och dygn. I grundförutsättningarna för det urinsorterande systemet är spolvattenanvändningen 28 liter per person och dygn. Att besparingen (22%) inte är större beror på att 66% av urinspolningarna skedde med samtidig aktivering av spolningen av fekalieskålen. I Understenshöjden var den uppmätta spolvattenbesparingen betydligt större, 48%. Detta beror på att en lägre andel, 37%, av urinspolningarna följdes av en spolning av fekalieskålen.

I urinsorterande system kan torkpapper från urineringshanteringen hanteras på flera olika sätt. Det kan spolvas ned i fekalieskålen direkt och då uppnås ingen vattenbesparing. Det kan läggas i fekalieskålen, som man sedan spolar när det behövs av andra orsaker. Torkpappret kan också läggas i en papperskorg på toaletten och hanteras som torrt hushållsavfall. Även i detta fall uppnås en vattenbesparing, dessutom avlastas reningsverket från belastningen av pappret från urineringshanteringen.

I dessa simuleringar undersöktes effekten av varierande frekvens av samtidiga spolningar, tillfällen när fekaliespolningen aktiverades nästan samtidigt med urinspolningen. Frekvensen varierades från 16% via 66% till 100%. Frekvensen 16% innebär en samtidig spolning per person och dygn. Andelen av de samtidiga spolningarna som sker i hemmet antogs vara proportionell mot hemvaron. Frekvensen 66% samtidiga spolningar är den som uppmättes i Palsternackan. Frekvensen 100% erhålls om alla män och kvinnor spolar ned torkpapper i fekalieskålen efter varje urineringshantering. I samtliga fall antogs personerna, utifrån mätningarna i Palsternackan, ha som grundbehov att spola fekalieskålen 2,9 gånger per person och dygn. Andelen av dessa spolningar som sker i hemmet beror på hemvaron.

Vid förutsättningarna enligt Tabell 6.4 förbrukades 35,3 liter spolvatten per person och dag i det konventionella systemet. Vid varierande frekvens av simultana spolningar, 16% till 100% varierade i det urinsortande systemet spolvattenanvändningen per person och dag från 15,4 till 35,7 liter spolvatten eller från 44% till 101% av spolvattenanvändningen i det konventionella systemet. I förhållande till hushållets totala vattenanvändning varierade påverkan från en minskning med 11% (vid 16% simultana spolningar) till en ökning med 0,2% (100% simultana spolningar).

Spolvattenanvändningen påverkar energibehovet för dricksvattenframställning och vattenpumpning (Figur 6.19). Energinbehovet minskade med 4% vid 16% simultana spolningar jämfört med energibehovet för det urinsortande systemet vid grundförutsättningarna. Vid 100% simultana spolningar ökade energibehovet med 3%.



Figur 6.19. Frekvensen simultana spolningar, 16%, 66% respektive 100% påverkar systemets användning av elenergi och därmed dess totala energianvändning (el netto, olja samt energi för produktion och distribution av handelsgödsel). Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

Enligt simuleringsresultaten påverkas växtnäringsutsläppen från reningsverket knappast alls av frekvensen simultana spolningar, eftersom dess belastning av växtnäring och organiska ämnen är konstant. Ofta drivs dock reningsprocessen till en viss utgående halt. I så fall skulle även växtnäringsutsläppen härrörande från hushållsspillvattnet minska, i bästa fall i proportion till vattenbesparingen (upp till 11%).

6.2.4.8 Ammoniakavgång och växttillgänglighet

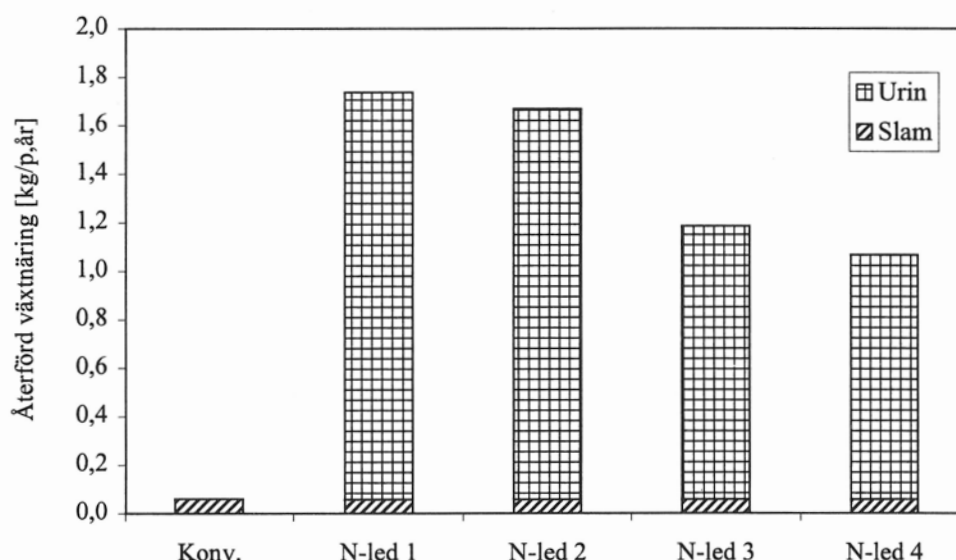
Då det är lätt att bygga systemet så att ammoniakförlusterna under hanteringen fram till spridningen är minimala (<0,3%) och då ca. 5% i genomsnitt avgått vid spridning i mätningarna 1997 och 1998 har samtliga övriga simuleringar utförts med antagandet att sammanlagt 5% av urinkvävet avgår under hanteringen. Kvarvarande kväve har antagits till 100% ersätta mineralgödselkväve. Mätningarna har emellertid visat att vid omsorgslös konstruktion av uppsamlingssystemet för urin kan ca. 5% av urinkvävet avgå från uppsamlingstanken (Eriksson m.fl., manuskript) och efter spridningen 1997 avgick i något led

nästan 10% av kvävet (Elmqvist m.fl., 1998). Dessutom föreföll urinkvävet det året endast till ca. 70% ersätta kväve i form av handelsgödsel. Därför har fyra olika kombinationer av ammoniakavgång och växttillgänglighet hos kvävet simulerats (Tabell 6.6).

Tabell 6.6. De kombinationer av ammoniakförlust och växttillgänglighet hos kvävet som simulerats

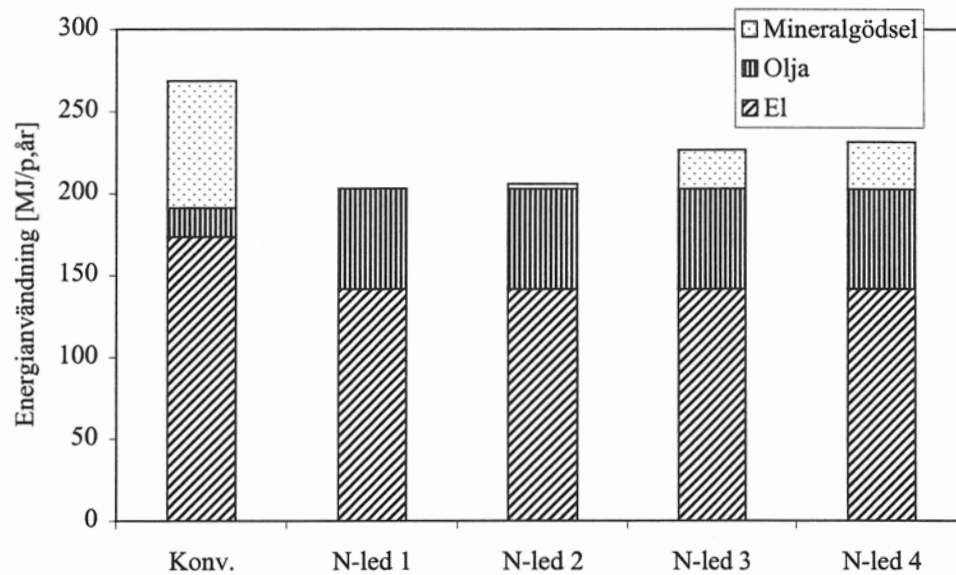
Led	Total ammoniakavgång	Kvävets växttillgänglighet
N-led 1	1%	100%
N-led 2, grundförutsättning	5%	100%
N-led 3	5%	70%
N-led 4	15%	70%

Ökande ammoniakförlust och sjunkande växttillgänglighet innebär givetvis att allt mindre växttillgängligt kväve återförs till åkermark. I N-led 4 är återförseln knappt 1,1 kg växttillgängligt kväve per person, medan den i N-led 1 är drygt 1,7 kg och i N-led 2, grundförutsättningar, är den knappt 1,7 kg växttillgängligt kväve per person och år (Figur 6.20). Detta innebär att från N-led 2 till 4 har mängden minskat med 36%.



Figur 6.20. Mängd växttillgänglig näring per person och år som återförs med rötslam och källsorterad urin till jordbruket från bostadens avlopp vid konventionellt respektive urinsortering avloppssystem vid fyra olika antaganden för ammoniakförlusten från urinblandningen och för urinkvävets växttillgänglighet (Tabell 6.6). Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

Av Figur 6.21 framgår, som förväntat, att energianvändningen i det urinsorteringssystemet ökar om kväve avgår som ammoniak och om det inte till fullo är växttillgängligt. Totala energianvändningen (el, olja och för mineralgödsel) i N-led 4 beräknas vara 12% högre än i N-led 2 (grundförutsättningarna). Fortfarande är dock urinsortering energimässigt klart fördelaktigare än det konventionella systemet (Figur 6.21).



Figur 6.21. Ammoniakförlusten från urinblandningen och urinkvävet växttillgänglighet påverkar systemets totala energianvändning (el netto, olja samt energi för produktion och distribution av handelsgödsel). Förutsättningar i övrigt enligt Tabell 6.4.

7 Diskussion och slutsatser

Den genomsnittliga halten patogener i avloppsvattnet i ett konventionellt system kan i genomsnitt vara mindre än en promille av halten i de utsöndrade fekalerna, bl.a. beroende på utspädning med BDT-, dag- och annat vatten. I ett urinsorterande system späds eventuella fekalier endast med en liten mängd urin och spolvatten. Detta innebär att en mycket låg inblandning av fekalier kan ge samma genomsnittshalter som finns i ingående avloppsvatten till avloppsreningsverk. I de ”värsta fall” scenarier som använts vid riskbedömningarna har den fekala inblandningen vid normalförhållanden, baserat på våra mätningar, satts till 30 mg fekalier per liter, vilket motsvarar en utspädning på 10 000-100 000 gånger. I ledningssystemet är alltså den hygieniska risken med urinblandningen lägre än den med ett obehandlat avloppsvatten. Den är jämförbar med risken för utgående vatten från ett konventionellt avloppsreningsverk med 90-99% reduktion.

Utspädning av urinen bör i möjligaste mån undvikas eftersom den innebär försämrad hygienisering under lagring beroende på lägre pH, lägre ammoniumkoncentration och minskande hämning från andra komponenter i urinen. För att lagringen skall fungera som en extra säkerhetsbarriär, utöver låg fekalinblandning, innebär detta att utspädningen skall hållas så låg som möjlig samtidigt som ett pH runt eller över 9 eftersträvas.

Studierna har visat att vid högt pH-värde går avdödningen betydligt snabbare. Högt pH samverkar med lagringstemperaturen och avdödningen är snabbare vid 20°C än vid 4°C. Man kan förmoda att avdödningshastigheten ökar ytterligare om temperaturen ökar. För andra organiska restprodukter sker en hygienisering inom någon vecka vid 50°C, inom något dygn vid 60°C och på cirka en timme vid 70°C. Hygienisering av urinblandningen bör ske snabbare, under förutsättning att dess pH är högt.

Undersökningar har visat att ett sänkt pH, liksom sänkt urinkoncentration (ökad utspädning) innebär att patogena mikroorganismer överlever längre och ibland till och med kan tillväxa (Nordling, 1998; Johansson & Hellström, 1999). Högre temperatur, som är en reducerande faktor vid höga pH-värden kan vid lägre pH-värden faktiskt gynna en tillväxt. Eftersom gasväxlingen i, och därmed ammoniakförlusten från, urinsorterande system enkelt kan hållas mycket låg rekommenderar vi att man strävar efter så högt pH i urinblandningen som möjligt. Under lagringen bör pH vara över 8,8 och värden över 9 eftersträvas.

Under förutsättning att fekalinblandningen är låg och urinen har hygieniserats är de sekundära spridningsriskerna via marken små. Detta gäller speciellt då man myllat urinen, vilket även minimerar kväveförlusterna. Eftersom givorna med urinblandning är jämförelsevis låga och sker under kontrollerade former fungerar marken som en effektiv säkerhetsbarriär mot eventuell grundvattenförorening. Risken med kontaminering av rotgrönsaker ökar dock vid minskad lagringstid.

De hygieniska riskerna med användning av humanurin i jordbruk bedöms vara betydligt mindre än de med rötslam, eftersom ingen ordentlig hygienisering sker av rötslam. Risken jämfört med kompost beror på kompostens ursprungsmaterial samt på om allt material under komposteringen verkligen nått hygieniserande temperatur (50-60°C) under tillräckligt lång tid. En god hygienisering av urinblandningen erhålls under förutsättning att den lagras avskilt under tillräckligt lång tid och vid tillräckligt högt pH och ammoniumkoncentration. Detta är betydligt enklare att kontrollera än att hygieniseringen av kompost eller rötslam är fullgod.

Att tillföra urin till kompostsubstrat innebär alltid en risk att större delen av urinens kväve avgår som ammoniak. Eftersom ammoniak är såväl övergödande som försurande avråder vi från denna användning av urin, utom i vissa speciella fall. Ett sådant speciellt fall är om kol/kväveknoten är alltför hög i ett kompostsubstrat som behöver hygieniseras och om urintillförseln, genom att sänka kol/kväveknoten, bidrar till att komposttemperaturen stiger till hygieniserade nivåer.

Blandning av icke hygieniserad humanurin med djurgödsel avrådes ifrån, då blandningen är svårbedömd och inte har studerats närmare avseende de hygieniska riskerna. Hygieniserad humanurinblandning (urinblandning som uppfyller lagringskraven enligt Tabell 8.1) håller vanligen betydligt högre hygienisk standard än djurgödsel. Om de blandas bestäms därför den hygieniska kvaliteten på blandningen av gödseln snarare än av urinen. Det kan ses som slöseri att blanda hygieniserad humanurin med icke hygieniserad djurgödsel, men det bör inte påverka smittrisen till människor. Vi förutsätter dock, av försiktighetsskäl, att grödvalet vid spridning av gödselurinblandningen sker i enlighet med Tabell 8.1, samt att eventuella spridningsrestriktioner för gödseln efterlevs.

Lägre hygieniska krav kan ställas på urinblandningen vid enbart gödsling av gröda för egen konsumtion, eftersom risken för direktspridning av patogener inom den egna familjen är betydligt högre än via urinen. Det beror också på att det lilla kretsloppet är mer kontrollerbart. Riskerna ökar vid större uppsamlingssystem. Detta beror på att en exposition kan ske av tidigare inte utsatta individer och på att man har mindre kontroll på den möjliga fekala inblandningen. Dessutom innebär ett större system ett samhälleligt eller kollektivt ansvar, medan ett mindre system innebär ett individuellt ansvar.

Koncentration av patogener hänger samman med sjukdomsfrekvens, vilken vanligtvis är låg i Sverige. Den största risken föreligger under epidemisituationer, men även i denna situation bedömer vi effekten av rekommenderade kombinationer av lagring och användning som adekvat.

Jämförelserna i kapitel 6 mellan konventionellt avloppssystem och urinsorteringssystem visade genomgående på lägre utsläpp och större recirkulation av växtnäringsämnen vid urinsortering. Eftersom urinens innehåll av tungmetaller är mycket lågt påverkades systemets samlade tungmetallflöden knappast alls. Under förutsättning att urinen inte transporterades alltför långt och att kvävereningen skedde i reningsverket minskade också systemets totala energianvändning. Dessa fördelar har vunnits till priset av ett mer komplicerat avloppssystem. Istället för en spillvattenledning behövs minst två ledningar, en för BDT- och fekalievatten och en för urinblandningen. Dessutom behövs uppsamlings- och lagringstankar, transportbilar och gödselspridare för urinen.

I denna rapport har vi värderat resursförbrukning och miljöeffekter vid drift av avloppssystemen. Tillman m. fl. (1996) inkluderade i LCA-analyser av alternativt utformade avloppssystem för området Bergsjön (i Göteborg) och Hamburgsund även investeringsfasen. Resultaten visade att resursförbrukningen och miljöeffekterna av att bygga avloppssystemen var väsentligt lägre än de från driften av systemen, även om de inte var försumbara. Rankningen mellan systemen påverkades dock inte av investeringsfasen. I studierna framstod urinsorteringalternativen (som även inkluderade separat hantering av fekalerna) som miljömässigt bättre i Bergsjön och som väsentligt bättre i Hamburgsund. Även i en LCA-studie av driftsfasen för VA-systemet för området Kronan i Luleå framstod urinsorterings-

alternativet som klart bättre (Bengtsson m.fl., 1997). Samma resultat erhöles i en mindre LCA-studie av driftsfasen för avloppssystemet i Södra Valsängs ekoby (Jernlid & Karlsson, 1997).

Urinsortering har framstått som lika bra eller bättre än det konventionella systemet i vår studie, i studien av Kärman m.fl. (1999), och i samtliga påträffade LCA-studier. Slutsatsen att urinsortering leder till miljöfördelar jämfört med det konventionella avloppssystemet förefaller alltså gälla under de flesta förutsättningar.

Ju sämre den befintliga avloppsreningen är, ju mer minskar utsläppen när urinsortering införs (se kapitel 6). På personbasis innebär därför införandet som komplettering till enskilda anläggningar betydande miljövinster. Urinsortering passar även i övrigt väl i enskilda anläggningar p.g.a. teknisk enkelhet och robusthet. Drift och underhåll inskränker sig normalt till att kontrollera tankens fyllnadsnivå, beställa tömning samt att vid behov rensa urinvattenlåsen. I glesbygd är tomterna ofta större, vilket innebär mera utrymme för att gräva ned uppsamlingstank och att urinen oftare kan användas som gödselmedel på den egna tomten. Sammantaget innebär detta att även om urinsortering ger miljövinster och passar i tätorter så passar den ännu bättre som komplettering till enskilda anläggningar.

I konventionell odling är användning av urin tillåten, men inte i ekologisk (EEG 2092/91). Ett godkännande för ekologisk odling skulle dels förbättra avsättningen för källsorterad urin och dels tillföra ekologisk produktion ett gödselmedel med, för organiska gödselmedel unikt hög och snabb verkan. Detta är givetvis viktigt för ekologisk lantbruk, men också för ekologisk produktion av bär, frukt och grönsaker. Den lagrade urinen kan vid behov pastöriseras eller steriliseras i slutna kärl utan att dess växtnäringssvärde går förlorat, vilket innebär att urinen, efter lämplig behandling/hygienisering, kan användas som snabbverkande gödselmedel för krukodlade växter.

Växtnäringseffekten är snabb då tillförseln sker i mineralisk form. Gödselmedel med snabb effekt kan, och bör, tillföras strax innan växten/grödan har behov av växtnäringen, vilket minimerar tiden som växtnäringen finns i marken och därmed eventuellt växtnäringssläckage. Av de vanligaste gödselmedlen med biologiskt ursprung har källsorterad urin högst andel mineraliskt kväve av totalkvävet (ofta 95-100%). Därefter kommer rötrest från rötning av biologiskt avfall, avvattat rötslam (i snitt ca. 25%; NV, 1995c) och sist kompost, ofta med endast 5-15% (Eklind & Kirchmann, 1999) mineraliskt kväve. Detta innebär att källsorterad urin är ett bra komplement till de andra organiska gödselmedlen.

Risken är låg för att det i urinen skall finnas störande halter av miljöfarliga ämnen, eftersom insamling innebär strikt källkontroll; endast urin och spolvatten ska hamna i den uppsamlade fraktionen. Detta innebär en mycket god barriär mot att störande halter av farliga ämnen skall hamna i urinen. Speciellt gäller detta jämfört med BDT-vattnet, som påverkas av kemikalier i rengöringsprodukter, kläder, fogmaterial etc. Eftersom de ämnen som förekommer i samhället långsamt, via läckage eller nötning, hamnar i avloppssystemet, är den kemiska risken förknippad med BDT- och dagvatten mycket större än den är med urin.

Förutom livsmedel äter vi ibland även mediciner, vilka senare utsöndras i mer eller mindre metaboliserad form. En förstudie publicerad av Naturvårdsverket (1996) och sammanfattad i 5.7 tyder på att riskerna för miljön på grund av användning av mediciner är liten i samband med urinanvändning. Alla mediciner studerades dock inte, t.ex. inte cellgifter. Vidare forskning behövs också bl.a. gällande risken för antibiotikaresistens orsakad av antibiotikaresten i urinen. Det förtjänar dock att påpekas att i nästan alla länder används stora mängder av antibiotika regelmässigt som tillväxtstimulerande tillsats i fodret, vilket givetvis innebär att de i metaboliserad eller ometaboliserad form sprids med gödseln. I Sverige är denna användning förbjuden.

Det föreligger inget omedelbart behov att koncentrera källsorterad urin, eftersom urinblandningen kan transporteras relativt långt (ca. 220 km) med tankbil och släp innan oljeförbrukningen för att transportera urinblandningen blir större än energibesparingarna av minskat kvävereningsbehov och minskat konstgödselbehov. Koncentrering av urinen komplicerar dessutom systemet och leder, om urinen inte via rörledning leds till koncentreringsanläggningen, till fler transporter. En fördel med att koncentrera urinblandningen vore att markpackningen vid spridning liksom tidåtgången för densamma skulle minska. Många koncentreringsprocesser innebär emellertid att olika kemikalier tillförs urinen och att urinen förvandlas från ett fullgödselmedel till ett, eller flera, ensidigt sammansatta gödselmedel. Innan en eventuell koncentreringsanläggning införs bör den inte bara fungera kemiskt utan undersökningar krävs så att den är hygieniskt säker och att växtnäringen har god tillgänglighet. För att vara intressant bör också den koncentrerade produktens struktur (viskositet) och tänkt giva vara sådan att lantbrukets befintliga spridningsutrustning kan användas.

8 Rekommendationer

Urinblandningen behöver lagras innan den används som gödningsmedel för att

- patogener skall avdödas och för att
- spridning endast bör ske när grödan kan utnyttja urinens växtnäring.

Hög temperatur, hög kvävekoncentration (låg utspädning) och ett högt pH främjar hygieniseringen av urinsblandningen. Lagringsrekommendationer baserade på de resultat som erhållits inom projekten redovisas i Tabell 8.1.

Tabell 8.1. Samband mellan lagringsbetingelser och urinsblandningens kvarvarande patogeninnehåll^a samt rekommenderat val av gröda för större system^b. Det förutsätts att urinsblandningens pH är minst 8,8 och dess kvävehalt minst 1 g/l. För enskilda anläggningar avgörs rekommendationen av lokala förutsättningar. Dock bör alltid nedmyllning och en månads latenstid mellan spridning och skörd eftersträvas

Lagrings-temperatur	Lagringstid	Eventuella patogener i urinsblandningen	Rekommenderade grödor
4°C	≥1 månad	virus, protozoer	foder- och livsmedelsgrödor som processas
4°C	≥6 månader	virus	livsmedelsgrödor som processas, fodergrödor ^c
20°C	≥1 månad	virus	livsmedelsgrödor som processas, fodergrödor ^c
20°C	≥6 månader	troligen inga	samtliga ^d

a) Grampositiva bakterier och sporbildande bakterier inkluderas ej.

b) Med större system menas i det här fallet att urinsblandningen används till att gödsla grödor som konsumeras av andra än medlemmar i hushållet som urinen samlats från.

c) Ej vall för produktion av foder.

d) För livsmedelsgrödor som konsumeras råa rekommenderas att urinen sprids senast en månad innan skörd samt att den nedmyllas.

8.1 Administration – hälsoskydd och miljö

För att ta ett representativt prov ur en urintank bör innehållet blandas om ordentligt. När detta inte är praktiskt möjligt rekommenderas att ett prov tas från mitten av urinsblandningen.

Den smittspridningsrisk som finns vid hantering av urinsblandningen beror främst på fekal förorening. Analys av de traditionella indikatorbakterierna (koliformer, *E. coli*, enterokocker och clostridier) är inte användbara för att mäta urinsblandningens hygieniska kvalitet. Bakterietillväxten i ledningsslammet orsakar förhöjda halter av t.ex. enterokocker i urinsblandningen, vilka därför ej speglar den fekala inblandningen. Analys av fekala steroler (främst koprostanol) ger den bästa indikationen på hur stor den fekala inblandningen i urinen är, men detta är för närvarande ingen rutinmetod.

Enterokocker kan användas som lagringsindikator om höga halter fanns i urinblandningen vid lagringens början. Under lagringen av urinen avdödas de flesta mikroorganismer. Ett undantag är virus om lagringen sker vid låga temperaturer (mätningar gjorda vid 4°C). Hur länge urinen bör lagras beror på systemets utformning (enskilt hushåll, större system), vid vilken temperatur lagringen sker samt till vilken typ av gröda som urinen ska användas och vilka konsumenterna av grödan är.

De miljövinster som kan erhållas genom införande av urinsorterande system i bostäder är framförallt beroende avloppssystemets övriga standard och av andelen utsorterad urin (utsorteringsgrad och hemvaro). Kväveförlusterna från insamling, transport och lagring i ett urinsorterande system kan, med rätt utförd installation, hållas låga (<0,3%). De största kväveförlusterna sker då i samband med spridning och är oftast 1-10% vid spridning i öppen odling med god teknik.

8.2 Projektering - konstruktör

Det är viktigt att urinsystemet utformas så att urinblandningen inte förorenas. Tungmetallhalterna i urin är mycket låga vid utsöndring. Urinen löser ut metaller och för att inte urinens kvalitet eller systemets hållbarhet ska påverkas negativt bör det utformas så att metall inte kommer i kontakt med urinen. Det är också viktigt att urinen inte förorenas av olika kemikalier.

För att undvika att patogener förorenar urinen bör toaletterna konstrueras så att risken för fekalier att hamna i urinskålen minimeras. Vidare ska inget vatten från spolningen av fekalieskålen flöda över till urinskålen. För brukarnas bekvämlighet och maximal uppsamling av urin bör toaletten konstrueras så att män kan stå upp när de urinerar, ett alternativ kan vara att installera urinaler.

Slambildning i ledningssystemet är svår att undvika men bör inte orsaka några problem om systemet konstrueras

- med minst 1% lutning,
- med större diameter än 50 mm (helst 110 mm) på horisontella ledningar och
- med god möjlighet till inspektion samt renspolning av ledningarna.

Renspolning av ledningarna kan göras med normalt vattentryck eller högtrycksspolning. För att undvika inträngande vatten bör samtliga ledningar i mark vara helt täta (svetsade skarvar).

Dimensionering av uppsamlings- och lagringstank är beroende av toalettmodell. Vid ca. 15 timmars hemvaro per dygn bör de dimensioneras för uppsamling av

- ca. 1,5 l urinblandning per person och dygn om Dubbletten (0,1 l/urinspolning) installeras och
- ca. 2,5 l urinblandning per person och dygn om toaletten DS (0,2 l/urinspolning) installeras.

Kväveförlusterna från slutna uppsamlings- och lagringstankar är, om de fylls från botten och inte ventileras, mindre än 0,1 % av kvävemängden, varför de ej behöver förses med flytlock. För att minimera kväveförlusterna bör uppsamlingstankarna fyllas från botten genom att påfyllningsledningen inuti tanken förlängs mot botten. Tanken bör ha en manlucka nära påfyllningsledningen för att underlätta inspektion och underhåll. Lagringstanken kan placeras antingen i bostadsområdet eller vid jordbruksmarken.

För närvarande finns ingen konkurrenskraftig metod för att koncentrera växtnäringsämnena i urinblandningen.

8.3 Boende – brukare

För att undvika att urinlösningen förorenas av fekalier bör separat utrustning användas vid rengöring av den främre respektive den bakre skålen. Finns bara en toalettborste bör urinskålen rengöras före fekalieskålen. Miljömärkta rengöringsprodukter rekommenderas och det är viktigt att inte olika kemikalier m.m. hålls i toaletten.

De flesta av de stopp som påträffats i urinvattenlåsen har varit lättrensade. Rekommendationerna gällande stopp är följande:

- Använd i första hand manuell roterande rensvajer med öppen spiralskruvad ände.
- Om rensvajer inte fungerar eller inte finns till hands använd då kaustiksoda (1 dl NaOH upplöses i ett kärl med 2 dl vatten) som får verka i vattenlåset över natten, varefter renspolning sker med två liter vatten. (Rensvajer kan eventuellt behövas för att initiera vattenflödet.) Beakta risken för frätskador; använd skyddsglasögon och skyddshandskar!
- Flaskborste bör inte användas då strån kan lossna och bygga på ett redan existerande stopp.
- Porslinsproppen i Dubbletten bör tas bort eftersom den troligen medverkar till att hår och annat fastnar och bildar stopp.
- Renspolning av ledningarna kan göras med normalt vattentryck eller genom högtrycksspolning.

För att minimera spolvattenmängderna bör toalettpapper som används efter urinering läggas i en papperskorg alternativt i den bakre skålen i toaletten för senare bortspolning.

8.4 Lantbrukare – odlare

Humanurin är ett fullgödselmedel innehållande såväl makronäringsämnen som mikronäringsämnen. Innehållet av tungmetaller är mycket lågt. Kväve- och fosforeffekten på stråsäd vid gödsling med urin är i snitt nästan lika hög som den som erhålls med handelsgödsel. Vid gödsling bör följande beaktas:

- Marknära spridningsteknik med nedmyllning snarast efter spridningen rekommenderas för att minimera kväveförluster och eventuella kvarvarande smittspridningsrisker.
- Uringivan beräknas normalt utifrån önskad kvävegiva.
- För full kvävegiva (80 - 100 kg/ha) behöver 10-40 ton urinblandning per hektar spridas.
- Spridning kan ske i samband med sådd eller i växande gröda (kan kombineras med en startgiva mineralgödsel).

Urin rekommenderas till kvävekrävande grödor i öppen odling, t.ex. stråsäd och oljeväxter.

Inga växttoxiska effekter har observerats vid gödsling av stråsäd, inte ens vid mycket höga givor. Urin bör ej användas för gödsling av vall på grund av ökad kväve/ammoniakförlust i samband med spridning och viss risk för toxisk effekt samt viss hygienisk risk.

Kväveförlusterna från ett urinsorterande system fram till spridningstillfället är vanligtvis låga ($<0,3\%$) om det är utfört enligt rekommendationerna. I samband med spridning i öppen odling och med god teknik är kväveförlusterna ofta av storleksordningen 1-10%.

Vid användning av egenproducerad urin är det viktigt att latenstiden (1 månad) mellan gödsling och skörd upprätthålls. Spridning och brukande måste ske på sådant sätt att luktolägenhet ej inträffar.

9 Fortsatt forsknings- och utvecklingsbehov

Det är ont om lättillgängliga och snabbverkande gödselmedel för ekologisk produktion. Under förutsättning att källsorterad urin godkänns för ekologisk produktion kan den därför betyda mycket, speciellt för produktionen av bär, frukter och grönsaker. Urinens relativt höga innehåll av klorid och ammonium innebär att växtodlingsförsök med olika grödor behövs, liksom annan forskning som bildar underlag inför ett EU-godkännande i ekologisk odling.

Rester av mediciner och läkemedel har inte ingått i vårt forskningsuppdrag. En komplettering inom detta område bör inriktas på koncentration av aktiva substanser och metaboliter av dessa i utsöndrad urin, samt deras persistens i mark. Jämförelse bör ske med koncentrationer och metabolisering i avloppsvatten, slam och gödsel. Förekomst och omsättning av syntetiska antibiotika bör ingå.

De hygieniska riskerna med den föreslagna hanteringskedjan – strikt källsortering, separat uppsamling och lagring – har blivit väl utredda, men kan behöva kompletteras med ytterligare undersökningar av överlevnaden av parasiter, speciellt *Ascaris*. Vi har gjort initiala avdödningsförsök med *Ascaris* ägg och visat på en reduktion på 5-20% under de första tre veckornas lagring. För användning i u-länder fordras kompletterande undersökningar med typiska mikroorganismer.

För tillämpningar i u-länder, liksom vid speciella behandlingar i Sverige kan högre temperaturer komma ifråga. Troligen är avdödningsprocessen av patogener avsevärt snabbare, men detta har inte studerats utan föreligger som ett framtida behov.

Andra hanteringskedjor för urinblandningen än den som studerats närmare i denna rapport föreslås ibland, exempelvis surgöring eller koncentrerings genom omvänd osmos, fällning, frysning, torkning eller dylikt. Det är viktigt att hygieniska aspekter, växtnäringsspekter och lantbrukets maskinutrustning beaktas vid eventuell forskning på alternativa hanteringskedjor.

Om urinen blir godkänd som ett ekologiskt gödselmedel kan den bli intressant att använda till krukodlad sallad och liknande produkter. För att då garantera en mycket hög hygienisk kvalitet kan det vara intressant att undersöka några alternativa hygieniseringsmetoder, som ultrafiltrering, värmebehandling, pastörisering, höjning av pH etc.

Inte bara urinen, utan även fekalerna, innehåller mycket av avloppets växtnäring och har liten volym och skulle därför vara intressanta att källsortera. En stor nackdel hittills med klosettavloppssystem är emellertid att de i regel bygger på att hygienisering sker i en våtkompostprocess. Denna förutsätter en komplicerad anläggning som förbrukar mycket elektricitet. Forskning på resurssnåla alternativa transport-, hygieniserings- och behandlingsprocesser för fekalier, eventuellt blandade med spolvatten och/eller urin, behövs.

För att urinsortering skall bli ett intressant alternativ för betydligt fler behöver toaletten vidareutvecklas: Toaletten bör utformas så att män kan urinera stående. Urinvattenlåset bör vara lätt att rensa mekaniskt med rensvajer och helst också vara lätt att demontera och eventuellt byta ut. Urinspolningen bör, med liten vattenanvändning (0,1-0,2 liter/spolning), klara att spola rent urinskålen och väggen mellan urin- och fekalieskålen, vilken inte får vara så hög att den oavsiktligt kommer i kontakt med någon kroppsdel. Väggen bör dock vara så hög att spolvatten inte kan rinna från fekalieskålen till urinskålen, inte ens vid stopp i

avloppsledningen. Givetvis bör toaletten dessutom vara bekväm att sitta på och god installations- och bruksanvisning följa med.

Källsortering av urinen och/eller fekalierna ändrar sammansättningen på det kvarvarande avloppsvattnet och därmed förutsättningarna för och kraven på dess behandling. Forskning behövs på hur denna behandling på bästa sätt kan utföras.

En stor nackdel vid urinsortering är att det är dyrt att installera nya rör. Flödet i det urinsorterande systemet är litet, varför möjligheten att enkelt och billigt komplettera befintliga avloppsledningar borde undersökas. Målet skulle vara att utveckla enkla, helst grävningsfria, system för att komplettera befintliga avloppsrör. Vid självfall behöver horisontella urinledningar vara relativt grova (>50 mm i diameter), men de kan troligen vara betydligt klenare om tryckledning används.

Enligt vissa observationer blir rörtätningarna i urinsystemet spröda, vilket gör det svårare att få tätt vid reparationer. Detta visar på att åldringsegenskaper hos lednings-, packnings- och tankmaterial behöver studeras. Utveckling av billigare tankar är önskvärd, liksom av mjuka tankar som utan grävning kan installeras i t.ex. rymliga krypgrunder.

I denna rapport har preliminära dimensionerings- och utförandeanvisningar givits för utformningen av ledningar och tankar i urinsorterande system grundade på observationer och mätningar i 2-3 år gamla system. Det är viktigt att funktionen hos såväl befintliga som nya anläggningar även i fortsättningen följs upp för att ta tillvara erfarenheter och vid behov förändra eller komplettera anvisningarna. Speciellt stor osäkerhet råder om erforderlig diameter på horisontella ledningar med rätt fall (minst 1%). Behovet av erfarenhetsåterföring gäller dock hela systemet.

10 Publikationer i projekten

10.1 Vetenskapliga publikationer

- Börjesson, E., Sundin, A., Leeming, R., Torstensson, L. 1998. A new method for determination of fecal sterols in urine using non-chlorinated solvents. *Journal of Chromatography B* 713(2):438-442.
- Höglund, C., Stenström, T. A., Jönsson, H., Sundin, A. 1998. Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. *Water Science and Technology* 38(6):17-25.
- Höglund, C. & Stenström, T. A. 1999. Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in source separated human urine. *Canadian Journal of Microbiology* 45:1-7.
- Höglund, C., Vinnerås, B., Jönsson, H., Stenström, T.A. 1999. Chemical and microbial composition of layers in source separated human urine. Inskickad till *Journal of Environmental Science and Health*.
- Jönsson, H., Stenström, T. A., Svensson, J., Sundin, A. 1997. Source separated urine - Nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. *Water Science and Technology* 35(9):145-152.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.A. 1999. Source separation of urine – an added function to the sewage system aiming at sustainability. *Wasser & Boden* 51(11):21-25.
- Stenström, T.A., Höglund, C., Jönsson, H. 1999. Evaluation of microbial risks and faecal contamination of urine diverting sewage systems. *Wasser & Boden* 51(10):11-14..
- Sundin, K.A., Leeming, R. L., Stenström, T. A. 1998. Degradation of faecal sterols in urine for assessment of faecal crosscontamination in source-separated human urine and urine sediment. *Water Research* 33(9):1975-1980.
- Vinnerås, B., Höglund, C., Jönsson, H., Stenström, T.A. 1999. Characterisation of sludge in urine separating sewerage systems. Inskickad till *Ecological Engineering*.

10.2 Övriga publikationer och informationsmaterial

- Burström, A. & Jönsson, H. 1998. Dubbelspolade urinsorterande toaletter - driftserfarenheter och problemuppföljning. Rapport 229, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Dalhammar, G. 1998. Behandling och koncentrerings av humanurin: Ett delprojekt inom Källsorterad humanurin i kretslopp. Mibi-rapport 98-12, KTH, Stockholm.
- Eriksson, H., Vinnerås, B., Jönsson, H. Uppsamlingsstankar för humanurin – gasväxling och ammoniakförlust. Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala. Manuskript.
- Höglund, C. 1998. Hygienisk kvalitet på källsorterad humanurin. Dokumentationen från Rikskonferensen Avlopp och Kretslopp 2-3 mars 1998, Linköping.
- Höglund, C. 1998. Hygieniska aspekter på källsorterad humanurin. Biologik 2:98.
- Höglund, C. 1998. Är urin en hygienisk risk? Dokumentationen från seminariet "Urinseparerande avloppssystem" 26 mars 1998, Stockholm, arrangerat av Stockholm Vatten AB, HSB Riksförbund och AB Stockholmskem.

- Höglund, C., Stenström, T.A., Sundin, A., Jönsson, H., Vinnerås, B. 1998. Hygienic quality of source separated urine based on the analysis of faecal indicator bacteria. Proceedings från RAMIRAN '98, 8th International Conference, Rennes, Brittany, France, 26-29 maj 1998.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Jönsson, H., Sundin, A. 1998. Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. Proceedings från Water Quality International 1998, IAWQ 19th Biennial International Conference, Vancouver, 21-26 juni 1998
- Höglund, C., Vinnerås, B., Stenström, T.A., Jönsson, H. 1999. Chemical and microbial composition of layers in source separated human urine. Proceedings från the 4th International Conference Managing the Wastewater Resource, Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Ås, Norway 7-11 juni 1999.
- Höglund, C. 1999. Hygienic aspects on the reuse of source separated human urine in agriculture. Proceedings från Stockholm Water Symposium, Stockholm, Sweden, 9-12 augusti 1999.
- Höglund, C., Vinnerås, B., Jönsson, H., Stenström, T.A. 1999. Chemical and microbial composition of source separated human urine. Artikel presenterad på Civil and Environmental Engineering Conference (C&EEC), Bangkok, Thailand, 8-12 november 1999.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Svensson, L. Survival of rotavirus (RRV) and bacteriophage *Salmonella typhimurium* 28B in source separated human urine. Manuskript.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Sundin, A., Leeming, R. Faecal contamination of source separated urine based on the content of faecal sterols. Manuskript.
- Johansson, M., Jönsson, H., Höglund, C. 1998. Urinsortering - ett avloppssystem för framtiden? Gröna fakta 7/1998. Movium, SLU. Alnarp.
- Jönsson, H. 1996. Urin från tätort till lantbruk. I: Sammanfattning av seminariet "Morgondagens kretslopp" Uppsala, 22-23 oktober 1996. JTI rapport Kretslopp & Avfall nr 8, Jordbrukstekniska Institutet. Uppsala.
- Jönsson, H., Olsson, A., Stenström, T. A., Dalhammar, G. 1996. Källsorterad humanurin i kretslopp - en förstudie i tre delar. VA-FORSK Rapport 1996-03, VAV AB, Stockholm.
- Jönsson, H., Stenström, T.A., Dalhammar, G., Svensson, J., Olsson, A. 1996. Är urinsortering ett bra sätt att öka kretsloppsanpassningen? VAV-nytt 2:50-53.
- Jönsson, H. 1997. Assessment of sanitation systems and reuse of urine. I: Drangert, J.O., Bew, J., Winblad, U. (eds.). Ecological alternatives in sanitation - Proceedings från SIDA Sanitation Workshop, Balingsholm, Sweden, 6-9 augusti 1997. Publications on Water Resources no 9, Department for Natural Resources and the Environment, Sida. Stockholm, Sverige.
- Jönsson, H. 1997. Separation of urine: Wait before introducing it on a large scale! Swedish Building Research, English issue. Journal of the Swedish Council for Building Research 2:14-15.
- Jönsson, H. 1997. Vänta med den stora skalan! Byggforskning 2:27-29.

- Jönsson, H., Dalemo, M., Sonesson, U., Vinnerås, B. 1998. Modelling the sewage system – evaluating urine separation as a complementary function to the conventional sewage system. Artikel presenterad på Systems Engineering Models for Waste Management, International Workshop in Gothenburg, Sweden, 25-26 februari, 1998.
- Jönsson, H., Vinnerås, B. 1998. Systemaspekter vid urinsortering. Dokumentation från Rikskonferensen Avlopp och Kretslopp 2-3 mars 1998, Linköping.
- Jönsson, H., Burström, A., Svensson, J., Vinnerås, B. 1998. Mängd och sammansättning på urinlösningen i Understenshöjden, Palsternackan och Hushagen. Dokumentation från Rikskonferensen Avlopp och Kretslopp 2-3 mars 1998, Linköping.
- Jönsson, H., Vinnerås, B. 1998. Resurshushållning och miljöpåverkan. Dokumentation från seminariet "Urinseparerande avloppssystem" 26 mars 1998, Stockholm, arrangerat av Stockholm Vatten AB, HSB Riksförbund och AB Stockholmshem.
- Jönsson, H. 1998. Praktiska erfarenheter av toaletter och urinsystem. Dokumentation från seminariet "Urinseparerande avloppssystem" 26 mars 1998, Stockholm, arrangerat av Stockholm Vatten AB, HSB Riksförbund och AB Stockholmshem. Också tryckt som:
- Jönsson, H., Dalemo, M., Höglund, C., Sonesson, U., Stenström, T.A., Vinnerås, B. 1998. Source separation of human urine - nitrogen and phosphorus emissions. Poster presenterad på RAMIRAN '98, 8th International Conference, Rennes, Brittany, France, 26-29 maj 1998.
- Jönsson, H. 1998. Praktiska erfarenheter av toaletter och urinsystem. VVS-Forum nr 8: 79-80. Augusti 1998.
- Jönsson, H., Burström, A., Svensson, J. 1998. Mätning på två urinsorterande avloppssystem - urinlösning, toalettanvändning och hemvaro i en ekoby och i ett hyresområde. Rapport 228, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.A. 1999. Source separation of urine – an added function to the sewage system aiming at sustainability. Artikel presenterad på ORBIT 99, International Conference on Biological Treatment of Waste and the Environment, Weimar, Germany, 2-4 september 1999.
- Jönsson, H., Vinnerås, B. Modellering av urinsortering i ORWARE. Rapport, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala. Manuskript.
- Kvarmo, P. 1998. Humanurin som kvävegödselmedel till stråsäd. Examensarbete 1998, nr 107, Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.
- Lindgren, M. 1999. Urinsorterande toaletter – rensning av stopp samt uppsamling och attityder. Institutionsmeddelande 99:05, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Nordling, J. 1998. Growth of enterococci at optimal and psychrotrophic temperature conditions related to growth in an urine source separating sewage system. Examensarbete vid institutionen för biologi, Stockholms Universitet. Stockholm.
- Olsson, A. 1995. Källsorterad humanurin - förekomst och överlevnad av fekala mikroorganismer samt kemisk sammansättning. Rapport 208, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.

- Stenström, T.A. 1997. Disease control. I: Drangert, J.O., Bew, J., Winblad, U. (eds). Ecological alternatives in sanitation - Proceedings från SIDA Sanitation Workshop, Balingsholm, Sweden, 6-9 augusti 1997. Publications on Water Resources no 9, Department for Natural Resources and the Environment, Sida. Stockholm, Sverige.
- Sundin, A. 1999. Koprostanol som fekal indikator i urinsorterande system. Examensarbete 1999:2, Institutionen för mikrobiologi, SLU. Uppsala.
- Vinnerås, B. 1998. Källsorterad humanurin – skiktning och sedimentering samt uppsamlad mängd och sammansättning. Institutionsmeddelande 98:05, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Vinnerås, B., Höglund, C., Jönsson, H., Stenström, T.A. 1999. Characterisation of sludge in urine separating sewerage systems. Proceedings from the 4th International Conference Managing the Wastewater Resource, Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Ås, Norway 7-11 juni 1999.

11 Referenser

11.1 Litteratur

- Albihn, A., Stenström, T.A. 1998. Systemanalys VA – Hygienstudie. VA-FORSK Rapport 1998-16. VAV AB, Stockholm.
- Alef, K., Nannipieri, P. 1995. Urease activity. I: Alef, K. and Nannipieri, P. (eds). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press Inc., London.
- Andersson, A., Eriksson, J., Mattsson, L., Andersson, R. 1998. Fosforupplagringen i svensk jordbruksmark. Rapport 4919, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Balows, A. (ed. in chief), Hausler, Jr., W.J., Herrmann, K.L., Isenberg, H.D., Shadomy, H.J. (eds.). 1991. Manual of clinical Microbiology 5th ed. American Society for Microbiology, Washington DC, USA.
- Bán, Z., Bydén, S., Lind, B.-B. 1999. Concentration, crystallisation and mineral adsorption processes for nutrient recovery and reuse from human urine. Proceedings from the 4th International Conference Managing the Wastewater Resource, Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Ås, Norway 7-11 juni 1999.
- Battistoni, P., Fava, G., Pavan, P., Musacco, A., Cecchi, F. 1997. Phosphate removal in anaerobic liquors by struvite crystallization without addition of chemicals: preliminary results. *Water Research* 31(11): 2925-2929.
- Becker, W., Robertsson, A.-K. 1994. Den svenska kostens näringsinnehåll 1980-92. Vår föda, 46(7):374-385. Livsmedelsverket.
- Bengtsson, M., Lundin, M., Molander, S. 1997. Life cycle assessment of wastewater systems – Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Rapport 1997:9, Technical Environmental Planning, Chalmers tekniska högskola. Göteborg.
- Bjuggren, C., Björklund, A., Dalemo, M., Oostra, H., Nybrant, T., Sonesson, U. 1998. Systemanalys av avfallshantering i Stockholm – slutrapport. AFR-Report 215, AFN, Naturvårdsverket.
- Björklund, A. 1998. Environmental systems analysis waste management – with emphasis on substance flows and environmental impact. Licentiatavhandling vid Institutionen för industriellt miljöskydd, KTH. Stockholm.
- Blom, A. Klosettvattnen från slutna tankar som gödselmedel i jordbruket - Fallstudie av toalettssystem på kolonier i Lund. Institutionsmeddelande, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Manuskript.
- Bryan, F.L., Fanelli, M.J., Riemann, H. 1979. Salmonella infections. I: Riemann, H., Bryan, F.L. (eds.). Food-borne infections and intoxications. Academic Press, Inc., New York, USA.
- Burström, A., Jönsson, H. 1998. Dubbelspolade urinsorterande toaletter – driftserfarenheter och problemuppföljning. Rapport 229, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Börjesson, E., Sundin, A., Leeming, R., Torstensson, L. 1998. New method for determination of fecal sterols in urine using non-chlorinated solvents. *Journal of Chromatography B* 713:438-442.

- Crowson, P. 1992. Minerals handbook 1992-93. Stockton Press, New York, USA.
- Dalemo, M. 1999. Environmental system analysis of organic waste management – The ORWARE model and the sewage plant and anaerobic digestion submodels. Doktorsavhandling vid SLU. Agraria 146. Uppsala.
- Dalhammar, G. 1998. Behandling och koncentrerings av humanurin: Ett delprojekt inom Källsorterad humanurin i kretslopp. Mibi-rapport 98-12, KTH, Stockholm.
- Diem, K., Lentner, C. (eds.) 1970. Documenta Geigy: Scientific Tables, 7th ed. Basel, Schweiz.
- EEG. 1991. Rådets förordning (EEG) nr 2092/91 av den 24 juni 1991 om ekologisk produktion av jordbruksprodukter och uppgifter därom på jordbruksprodukter och livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 198, 22/07/1991, med senare uppdateringar och förändringar.
- Eklind, Y., Kirchmann, H. 1999. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II. Nitrogen turnover and losses. *Bioresource Technology*. Accepterad.
- Elinder, M., Falk, C. 1983. Arbets- och maskindata inom jordbruket. Maskindata 6, Institutionen för arbetsmetodik och teknik, SLU. Uppsala
- Elmqvist, H., Rodhe, L., Steineck, S., Lindén, B., Blomberg, M. 1998. Delrapport – Humanurin och rötresten till vårkorn – skörd, kväveutnyttjande, ammoniakavgång och risk för nitratutlakning – 1997 års fältförsök, Södermanland. Opublicerad rapport, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Eriksson, H., Vinnerås, B., Jönsson, H. Uppsamlingsstankar för humanurin – gasväxling och ammoniakförlust. Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala. Manuskript.
- Fattal, B., Shuval, H. 1999. A risk assessment method for evaluating microbiological guidelines and standard for reuse of wastewater in agriculture. Artikel presenterad på mötet "Harmonised risk assessment for water related microbiological hazards", finansierat av WHO. Stockholm, Sverige, 12-16 september 1999.
- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D. 1983. Sanitation and disease – Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank studies in water supply and sanitation 3. John Wiley and Sons, Chichester.
- Fällman, A. 1999. Hydro bäst i handelsgödseltest. Lantmannen nr 11: 16-18.
- Geldreich, E. E. 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. I: Berg, G. (ed.). *Indicators of viruses in water and food*. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor.
- Gerba, C.P., Rose, J.B., Haas, C.N., Crabtree, K.D. 1996. Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research* 30(12):2929-2940.
- Greenwood, E.E., Earnshaw, A. 1998. Chemistry of the elements 2nd ed. Butterworth Heinemann. England.
- Gustafsson, A.-M., Svensson, G. 1996. Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät – Metodikmanual. VA-FORSK Rapport 1996-06. VAV AB, Stockholm.

- Haglund, J.-E., Olofsson, B. 1997. Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar. VA-FORSK Rapport 1997-1 VAV AB, Stockholm.
- Hanaeus, J., Hellström, D. & Johansson, E. 1997. A study of a urine separation system in an ecological village in northern Sweden. *Water Science and Technology* 35:153-160.
- Hansen, A., Stenström, T.A. 1998. Kartläggning av *Giardia* och *Cryptosporidium* i svenska ytvattentäkter. Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket ISBN 1400-3473, SMI-tryck 118-1998. Elanders Gotab, Stockholm.
- Hargelius, K., Holmstrand, O., Karlsson, L. 1994. Hushållspillvatten – framtagande av nya schablonvärden för BDT-vatten. I: NV. 1995a. Vad innehåller avlopp från hushåll? – Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten. Rapport 4425, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hellström, D., Kärrman, E. 1996. Nitrogen and phosphorus in fresh and stored urine. *Environmental Research Forum* 5-6: 221-226.
- Hellström, D., Thurdin, J. 1998. Drying as a urine dewatering method. *VATTEN* 54(2):109-114.
- Hirata, T., Kawamura, K., Sonoki, S., Hirata, K., Kaneko, M., Taguchi, K. 1991. *Clostridium perfringens* as an indicator microorganism for the evaluation of the effect of wastewater and sludge treatment systems. *Water Science and Technology* 24(2):367-372.
- Hydro Agri. 1998. Kadmiumgaranti, en del av vårt miljöprogram - om vår kadmiumgaranti och om kadmium i svenskt jordbruk. Hydro Agri, broschyr.
- Höglund, C., Stenström, T.A. 1999. Survival of *Cryptosporidium parvum* in source separated human urine. *Canadian Journal of Microbiology* 45:1-7.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Jönsson, H., Sundin, A. 1998. Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. *Water Science and Technology* 38(6):17-25.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Svensson, L. Survival of rotavirus (RRV) and bacteriophage *Salmonella typhimurium* 28B in source separated human urine. Manuskript.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Vinnerås, B., Jönsson, H. 1999. Chemical and microbial composition of layers in source separated human urine. Inskickad till *Journal of Environmental Science and Health*.
- IAWPRC Study Group on Health Related Microbiology, 1991. Review paper – Bacteriophages as model viruses in water quality control. *Water Research* 25(5):529-545.
- Jarlöv, L. 1998. Urinseparerande toaletter i flerfamiljshus – Rapport från ett försök i Hushagen, Borlänge. Arbetsrapport maj 1998. Dalarnas forskningsråd. Falun.
- Jernlid, A-S., Karlsson, K. 1997. Våta toalettsystem - driftstudier och utvärdering med livscykelanalys i Södra Valsängs ekoby. Examensarbete 1997:6, VA-teknik, Chalmers tekniska högskola. Göteborg.
- Johansson, E., Hellström, D. 1999. Nitrification in combination with drying as a method for treatment and volume reduction of stored human urine. Inskickad till *Ecological Engineering*.

- Johansson, M., Pell, M., Stenström, J. 1998. Kinetics of substrate-induced respiration and denitrification: applications to a soil amended with silver. *Ambio* 27(1):40-44.
- JTI. Odaterad. Teknik och metodik för typprovning av konstgödsel- och stallgödelspridare – Sammanfattande slutrapport av projekten i TYP93-programmet, som utförts på uppdrag av Statens jordbruksverk. Jordbrukstekniska institutet. Uppsala.
- Jönsson, H., Burström, A., Svensson, J. 1998. Mätning på två urinsorterande avloppssystem – urinlösning, toalettanvändning och hemvaro i en ekoby och i ett hyreshusområde. Rapport 228, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Jönsson, H., Olsson, A., Stenström, T. A., Dalhammar, G. 1996. Källsorterad humanurin i kretslopp - en förstudie i tre delar. VA-FORSK Rapport 1996-03. VAV AB, Stockholm.
- Jönsson, H., Vinnerås, B. Modellering av urinsortering i ORWARE. Rapport, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala. Manuskript.
- Keswick, B.H., Gerba, C.P. 1980. Viruses in groundwater. *Environmental Science and Technology* 14(11):1290-1297.
- Kichmann, H., Pettersson, S. 1995. Human urine – chemical composition and fertilizer efficiency. *Fertilizer Research* 40:149-154.
- Kritz, G. 1983. Såbäddar för vårstråsäd – en stickprovsundersökning. Doktorsavhandling, Rapport 65, Avdelningen för jordbearbetning, Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.
- Kvarmo, P. 1998. Humanurin som kvävegödselmedel till stråsäd. Examensarbete 1998, nr 107, Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.
- Kärman, E., Jönsson, H., Gruvberger, C., Dalemo, M., Sonesson, U., Stenström, T.A. 1999. Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs". VA-FORSK Rapport 1999-15. VAV AB, Stockholm.
- Larsson, M. (red.), Albertsson, B., Goldstein, B., Pettersson, O., Ulén, B. 1997. Fosfor – livsnödvändigt, ändligt och ett miljöproblem. Rapport 4730, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Leeming, R., Nichols, P. D., Ashbolt, N. 1998. Distinguishing sources of faecal pollution in Australian inland and coastal waters using sterol biomarkers and microbial faecal indicators. CSIRO Report 98-WSAA and Water Services Association of Australia Report No. 204. Report prepared for the Water Services Association of Australia Nov. 1998.
- Lentner, C. (ed.). 1981. Geigy Scientific Tables, Vol. 1. 8th ed. Ciba-Geigy Limited, Basel, Schweiz.
- Lindgren, M. 1999. Urinsorterande toaletter – rensning av stopp samt uppsamling och attityder. Institutionsmeddelande 99:05, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Lundin, G., Thylen, L., Hoffman, M. 1997. Ökad precision vid spridning av mineralgödsel ger högre skörd. Växtpressen november 1997.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. (eds). 1997. Biology of microorganisms. 8th ed. Prentice-Hall, Upper Saddle river, New Jersey.
- Mengel, K., Kirkby, E.A. 1987. Principles of plant nutrition. 4th ed. International Potash Institute. Bern, Schweiz.

- Moyo, C.C., Kissel, D.E., Cabrera, M.L. 1989. Temperature effects on soil urease activity. *Soil Biology and Biochemistry* 21(7):935-938.
- MRD. 1999. Vägledande taxa 1999. Maskinring Dalarna.
- Murray, P.R., Drew, L.W., Kobayashi, G.S., Thompson, J.H. 1990. Medical microbiology. Wolfe Publishing Ltd, USA.
- Nichols, P.D., Leeming, R. 1991. Tracing sewage in the marine environment. *Chemistry in Australia* July 274-276.
- Nielsen, T.H., Bonde, T.A., Sorensen, J. 1998. Significance of urea turnover in N cycling of three Danish agricultural soils. *FEMS Microbiology Ecology* 25:147-157.
- Nilsson, P., Nyberg, F., Karlsson, M. 1998. Markbäddars funktion – kontroll och utvärdering av markbäddar. Rapport 4895, Naturvårdsverket. Stockholm.
- Nord. 1995. Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Nord 1995:20, Nordic Council of Ministers, Danmark.
- Nordling, J. 1998. Growth of enterococci at optimal and psychrotrophic temperature conditions related to growth in an urine source separating sewage system. Examensarbete vid Institutionen för biologi, Stockholms Universitet, Stockholm.
- NV. 1995a. Vad innehåller avlopp från hushåll? – Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten. Rapport 4425, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV. 1995b. Miljöanpassade vatten- och avloppssystem – förslag till bedömningsgrunder. Rapport 4429, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV. 1995c. Stora avloppsreningsverk – slam och avloppsvatten – aktuella förhållanden 1993. Rapport 4423, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV. 1996. Läkemedel och miljön. Rapport 4660, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV. 1997. Kväve från land till hav - huvudrapport. Rapport 4735, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Olovsson, I. 1995. Vatten och is, struktur, fysikaliska och kemiska egenskaper. I: Isfeldt, I. (ed.). NFR Årsbok 1995. Det eviga vandrande vattnet. Stockholm. Sid: 53-70.
- Olsson, A. 1995. Källsorterad humanurin - förekomst och överlevnad av fekala mikroorganismer samt kemisk sammansättning. Rapport 208, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Palma, R.M., Conti, M.E. 1990. Urease activity in argentine soils: field studies and influence of sample treatment. *Soil Biology and Biochemistry* 22(1):105-108.
- Palumbo, S.A. 1988. The growth of *Aeromonas hydrophila* K144 in ground pork at 5°C. *International Journal of Food Microbiology* 7:41-48.
- Patyk, A. 1996. Balance of energy consumption and emissions of fertilizer production and supply. I: Ceuterick, D. (ed). Preprints from International Conference on Application of Life Cycle Assessment in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects. Bryssel, 4-5 April 1996.
- Pesaro, F., Sorg, I., Metzler, A. 1995. In situ inactivation of animal viruses and a coliphage in nonaerated liquid and semiliquid animal wastes. *Applied Environmental Microbiology* 61(1):92-97.

- Petterson, S.R., Ashbolt, N.J., Sharma, A. 1999. Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: Are risks dictated by rare virus events? Proceedings från the 4th International Conference Managing the Wastewater Resource, Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Ås, Norway 7-11 juni 1999.
- Prop. 1997/98:145. Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige. Regeringens proposition 1997/98:145.
- R.Skr. 1997/98:13. Ekologisk hållbarhet. Regeringens skrivelse 1997/98:13.
- Richert Stintzing, A., Rodhe, L., Steineck, S., Blomberg, M. 1999. Preliminär delrapport år 2 (1998) – Fältförsök med humanurin vid Bornsjön. Opublicerat pm, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Robertson, L.J., Campbell, A.T., Smith, H.V. 1992. Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. *Applied Environmental Microbiology*. 58(11):3494-3500.
- Rodhe, L., Johansson, S. 1996. Urin – Spridningsteknik, ammoniakavgång och växtnäringsutnyttjande. JTI rapport 217. Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Rydin, E. 1995. Potentiellt läckage av fosfor från avloppsslam och slam i jord. Scripta Limnologica Upsaliensia 1995 B:8, Limnologiska institutionen. Uppsala.
- SCB. 1996. Naturmiljön i siffror. SCB, Örebro.
- SCB. 1997a. Utsläpp av vatten och slamproduktion 1995 – kommunala reningsverk samt viss kustindustri. Statistiska meddelanden Na 22 SM 9701, Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB. 1997b. Utsläpp till luft i Sverige - svaveldioxid, kväveoxider, koldioxid, metan, dikväveoxid, kolmonoxid, flyktiga organiska ämnen och ammoniak Statistiska meddelanden Na 18 SM9801, Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB. 1998. Gödselmedel i jordbruket 1996/97 - tillförsel till åkergrödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden Na 30, SM 9803. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB. 1999. Statisk årsbok 1999. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- Serra-Wittling, C., Houot, S., Barriuso, E. 1995. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste composte. *Biology and Fertility of Soils* 20:226-236.
- Sinton, L.W., Davies-Colley, R.J., Bell, R.G. 1994. Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers. *Applied Environmental Microbiology* 60(6):2040-2048.
- SJV. 1999. Manual till kalkylprogrammet STANK 4.1 – Stallgödsel – näring i kretslopp. December 1999, Jordbruksverket. Jönköping.
- Smittskyddsinstitutet. 1998. Smittsamma sjukdomar i Sverige 1998. Epidemiologiska enhetens årsrapport, Smittskyddsinstitutet, Solna.
- Sonesson, U. 1998. System analysis of waste management – The ORWARE model, transport and compost submodels. Doktorsavhandling vid SLU. Agraria 130. Uppsala.
- Stenström, T.A. 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Rapport 4683, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Sundin, A. 1999. Koprostanol som fekal indikator i urinsorterande system. Examensarbete 1999:2, Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala.
- Sundin, K.A., Leeming, R.L., Stenström, T.A.B. 1999. Degradation of faecal sterols in urine for assessment of faecal cross-contamination in source-separated human urine and urine storage tank sediment. *Water Research* 33(9):1975-1980.
- SVAB. 1999. Miljöredovisning och årsredovisning 1998. Stockholm Vatten AB, Stockholm.
- Svensson, L. 1993. Ammonia volatilization from land-spread livestock manure – Effects of factors relating to meteorology, soil/manure and application technique. Doktorsavhandling. Institutionen för lantbruksteknik. SLU. Uppsala.
- Svensson, L. 1996. Vaccin mot diarré. *Läkartidningen* 93(5):353-358.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. 1991. Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse. 3rd ed. McGraw-Hill Inc., Singapore.
- Tillman, A-M., Svingby, M., Lundström, H. 1996. Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Göteborg – Delrapport från ECO-GUIDE-projektet. Rapport 1996:1. Avdelningen för teknisk miljöplanering. Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Tortora, G.J., Funke, B.R., Case, C.L., 1992. Microbiology: An introduction. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., Redwood City, California, USA.
- Uhnö, I., Wadell, G., Svensson, L., Olding-Stenkvis, E., Ekwall, E., Möllby, R. 1986. Aetiology and epidemiology of acute gastro-eneritis in Swedish children. *Journal of Infection* 13:73-89.
- Walker, R.W., Wun, C.K., Litsky, W. 1982. Coprostanol as an indicator of fecal pollution. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 10:91-112.
- Warburton, D.W., McCormick, J.K., Bowen, B. 1994. Survival and recovery of *Aeromonas hydrophila* in water: development of methodology for testing bottled water in Canada. *Canadian Journal of Microbiology* 40:145-148.
- Ward, R.L., Bernstein, D.I., Young E.C., Sherwood, J.R., Knowlton, D.R., Schiff, G.M. 1986. Human rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection. *Journal of Infectious disease*, 154:871-880.
- Weglin, J., Vinnerås, B. Avloppsvatten och fast organiskt avfall i hyreshuset Ekoporten – sammansättning och flöde. Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala. Manuskript.
- WHO. 1989. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. WHO, Genève.
- WHO. 1995. Concern for Europe's tomorrow. Wiss Verlag. Tyskland.
- Vinnerås, B. 1998. Källsorterad humanurin – skiktning och sedimentering samt uppsamlad mängd och sammansättning. Institutionsmeddelande 98:05, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.
- Vinnerås, B., Höglund, C., Jönsson, H., Stenström T.A. 1999. Characterisation of sludge in urine separating sewerage systems. Inskickad till *Ecological Engineering*.

WRI. 1992. World Resources 1992-93. A report by The World Resource Institute in collaboration with The United Nations Environment Programme and The United Nations Development Programme. Oxford University Press.

11.2 Personliga meddelanden

Johansson, Mats. Forskarassistent, Institutionen för mikrobiologi, SLU. Tel: 018-67 32 88.

Lindén, Börje. Docent. Institutionen för jordbruksvetenskap, SLU. Tel: 0511-67 112.

Qvarnström, Lennart. Förvaltare. Stockholm Vatten AB. Tel: 08-550 619 04.

Reinius, Lars-Gunnar. Driftavdelningen stab, Stockholm Vatten AB. Tel 08-5221 2490.

Sundberg, Karin. Byrådirektör, Naturvårdsverket. Tel: 08-698 10 00.

Söderlund, Nisse. Ansvarar för avloppssystemet, Understenshöjden. Tel: 08-600 12 42.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-
verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum,
Dan Göthe, Bertil Israelsson
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser,
H B Wittgren
- 1996-02 Rotinfrängning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Clæs Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöshet för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skenad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcksökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattningslaguner med naturnära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluol i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg,
Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av
nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albihi, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992–1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering, *Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöförroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk, *Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner, *Peder Hjorth*
- 1999-09 Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(or)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbricht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*
- 1999-15 Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnärsresurs", *Erik Kärrman, Håkan Jönsson, Christopher Gruvberger, Magnus Dalemo, Ulf Sonesson, Thor Axel Stenström*
- 1999-16 Kadmium – spårning och analys, *Marie Hägglund, Christina Rydh, Birgitta Strandberg*
- 1999-17 Optimering av långsamfilter, *Husam S. Jabur, Jonas Mårtensson*
- 1999-18 Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen, *Johanna Blomberg, Redaktör*
- 1999-19 Hårdgörning av dricksvatten med krita i torr form och kolsyra – fullskaleförsök vid Öxsjöverket i Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1999-20 Servisavloppsledningar – erfarenheter och råd vid schaktfri renovering, *Thomas Johansson*
- 1999-21 Hydraulisk modellering av vattenledningsnät i realtid, *Lennart Andersson*
- 1999-22 Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–1997, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 2000-01 Källsorterad humanurin i kretslopp, *Håkan Jönsson, Björn Vinnerås, Caroline Höglund, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar, Holger Kirchmann*