



Marie Karlsson

Näringsbelastning på en anlagd våtmark från åker, skog och enskilda avlopp



Handledare: Helena Aronsson

Seminarier och examensarbeten Nr. 50

Uppsala 2005

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences

ISRN SLU-VV-SEMEX-50-SE

Division of Water Quality Management

ISSN 1100-2263



Marie Karlsson

Näringsbelastning på en anlagd våtmark från åker, skog och enskilda avlopp



Handledare: Helena Aronsson

Seminarier och examensarbeten Nr. 50

Uppsala 2005

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences

Division of Water Quality Management

ISRN SLU-VV-SEMEX-50-SE

ISSN 1100-2263

Tryck: SLU Repro, Uppsala 2005

ABSTRACT

This work is a part of the project “Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen” (Wetlands in arable land – following-up of the environmental goals). The main objective with this project is to study nitrogen and phosphorus retention in a constructed wetland by using mass balance calculations. Continuous measurements of nutrients and water flow through the inlet and the outlet of the wetland are made. However, substantial amounts of nitrogen and phosphorus were assumed to reach the wetland with a drain-pipe transporting wastewater from nearby houses (10 persons). This drain-pipe is located after the inlet and in order to make reliable mass balance calculations it was important to quantify this flow of nutrients through measurements, which was the main objective with this thesis. Another objective was to quantify nitrogen and phosphorus load from forest and arable land by using literature and a nitrogen leaching model. The aim was also to describe how water moves through the catchment toward the wetland.

The catchment area is 98 hectares of which 82 % is drained through the inlet of the wetland. This 82 % represented 77 % of the total nitrogen load (per year) and 60 % of the total phosphorus load to the wetland respectively.

The total nitrogen load to the wetland was estimated to be 730 kg /year. The arable land, which constitutes only about one third of the catchment contributed with 89 % of the total nitrogen load. From the forest land was 8 % estimated to origin and only 3 % from wastewater.

The total phosphorus load was 19 kg/year, of which 63 % originated from arable land, 13 % from forest and 24 % from wastewater.

An important conclusion from this work is that wastewater has a large impact on the phosphorus supply to this particular wetland, especially during periods when drainage flow from the surrounding land is low. Another conclusion is that arable land was an important source of both nitrogen and phosphorus.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	7
1.1.Syfte.....	9
2. VATTNETS VÄG TILL VÅTMARKEN	9
2.1.Material och metoder.....	9
2.2.Resultat.....	9
2.3.Diskussion.....	10
3. ENSKILDA AVLOPPS PÅVERKAN PÅ VÅTMARKEN	11
3.1.Allmänt om avlopp	11
Definition av begreppet avlopp.....	11
Vattenförbrukning.....	11
Vad innehåller avloppsvatten från hushåll?.....	11
BDT-vatten.....	12
KI-vatten.....	12
Enskilda avlopp.....	13
Slamavskiljare.....	13
Markbädd.....	14
3.2.Material och metoder	16
Vattenprovtagning och analyser.....	17
Mätning av vattenföring i dräneringsröret.....	18
3.3.Resultat	19
3.4.Diskussion	24
4. VATTEN- OCH NÄRINGSFLÖDEN GENOM VÅTMARKENS INLOPP	26
4.1.Material och metoder.....	26
4.2.Resultat.....	27
4.3.Diskussion.....	27
5. KVÄVE- OCH FOSFORUTLAKNING FRÅN SKOGSMARK OCH ÅKERMARK	27
5.1.Material och metoder.....	29
5.2.Resultat.....	29
5.3.Diskussion.....	31
6. SLUTSATS	33
7. TACKORD	34
8. REFERENSER	35
Publicerade referenser.....	35
Internet referenser.....	37
Personliga referenser.....	38

1. INLEDNING

På mitten av 1800-talet började människorna i Sverige att torrlägga sjöar och våtmarker (Wennberg & Gustafson, 1992). Samhället drev på och subventionerade en systematisk utdikning av landskapet. Från början gällde det att försörja en snabbt växande befolkning och längre fram att uppnå ett rationellt, konkurrenskraftigt jordbruk (Hagerberg *et al*, 2004). Fram till 1990 hade ca tre miljoner hektar våtmark försvunnit i Sverige på grund av utdikning och invallning. När våtmarkerna försvann minskade också den naturliga vattenmagasineringsen. För att undvika problem med översvämningar rätades vattendragen ut för att snabbt kunna transportera vattnet till havet (Wennberg & Gustafson, 1992). Torrläggningen medförde även att naturens förmåga till självrening minskade, vilket bidragit till övergödning av åar, sjöar och hav (Hagerberg *et al*, 2004). Våra kustvatten bedöms vara känsliga för fosforutsläpp. Egentliga Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerrak anses dessutom vara känsliga för utsläpp av kväve. Sjöar och vattendrag betraktas vara känsliga för fosfor, men vissa är också mer eller mindre känsliga för kväveutsläpp (Widell, 2003). Känsligheten beror på att fosfor oftast är det begränsande ämnet för primärproducenter i sötvatten. Ökade fosfor-koncentrationer i vattnet leder till en ökad tillväxt hos framförallt växtplankton. Dominansen av växtplankton resulterar i minskat siktdjup och en ökande mängd dött organiskt material. Nedbrytningen av det organiska materialet kräver syre, vilket i förlängningen kan leda till syrefria bottenar med fiskdöd som följd (Brönmark & Hansson, 1998).

Riksdagen beslutade att en omställning skulle ske av det svenska jordbruket innan juli 1996 med syfte att genomföra en övergång till en fri marknad inom jordbrukssektorn. I samband med omställningen inrättades ett anläggningsstöd för etablering av bland annat våtmarker. Vilja och intresset för att åter- och nyskapa våtmarker var som en omvänd hand i jämförelse med de mycket stora motsättningar som tidigare funnits mellan naturvården och framförallt jordbrukets intressen (Svensson & Glimskär, 1993).

Mellan 1990 och 2002 anlades närmare 5 900 ha våtmark i Sveriges odlingslandskap inom ramen för Jordbruksverkets stödverksamhet och Lokala investeringsprogram (www, anlagda våtmarker). I Södermanlands län började våtmarker anläggas redan 1991. Många av de platser där det är lätt att anlägga våtmarker är redan tagna i anspråk (www, Södermanlands län).

Våren 1999 antog riksdagen femton nationella miljö kvalitetsmål. Till de femton målen finns konkreta delmål som gör det möjligt att se om Sverige är på rätt väg. I november 2001 fattade riksdagen beslut om Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier i proposition 2000/01:130 (Widell, 2003). Ett av miljömålen är ”Myllrande våtmarker” och delmålet innebär att minst 12 000 ha våtmarker ska anläggas eller återställas fram till 2010. Med nuvarande takt kommer 7500-8000 ha våtmarker att ha anlagts eller återställts inom den utsatta tiden, vilket innebär att delmålet inte kommer att nås (www, delmål).

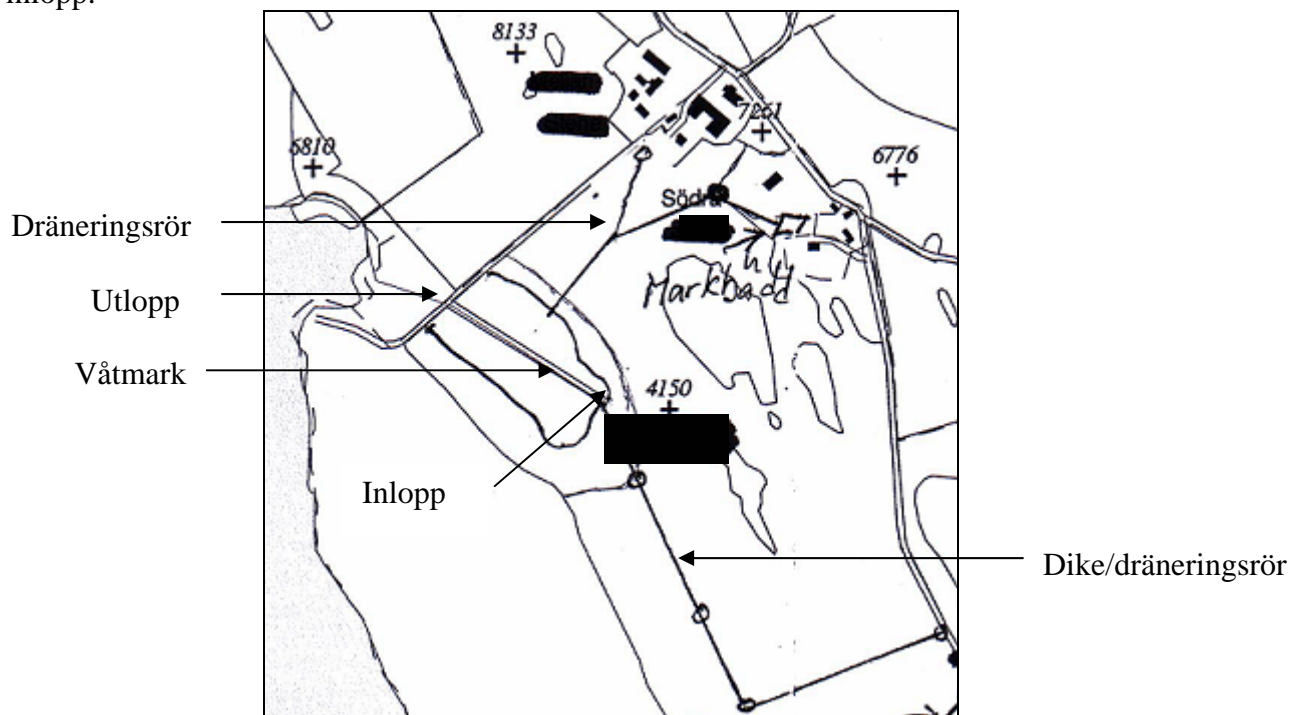
Eftersom våtmarker har betydelse för biologisk mångfald, vattenrening, flödesdämpning, fritidsintressen och landskapsbilden är forskning viktig för att öka kunskapen rörande våtmarker. Föreliggande examensarbete ingår i ett större projekt ”Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen” som drivs av Hushållningssällskapet i Stockholms och Uppsala län, i vilket även WRS Uppsala AB, Linköpings universitet, institutionen för naturvårdsbiologi vid SLU och länsstyrelsen i Stockholms län medverkar. Projektet startade hösten 2003 och dess syften är att förbättra den kvantitativa kunskapen om kväve- och fosforavskiljning i anlagda våtmarker, vilket ska tjäna som underlag för prioriteringar av åtgärder från samhällets sida, öka kunskapen om hur våtmarker ska utformas

och skötas för att långsiktigt gynna biologisk mångfald samt att sprida kunskap om våtmarkers utformning och skötsel till framförallt lantbrukare. Projektet ska avslutas i augusti 2006 och fram till dess sker provtagning av näringsämnen och vattenflöden i våtmarkens in- och utlopp.

Våtmarken som valdes ut för projektet ligger i Södermanland. Det är en anlagd våtmark på ca 2 ha från 2003 med ett väldefinierat in- och utlopp där provtagningar görs. Avrinningsområdet till våtmarken är 98 ha stort. Det består av åker-, skogs-, betes- och tomtmark. Åkermarken domineras av mellan- och lättlera.

Mitt i våtmarken mynnar ett dräneringsrör, vilket innebär att dess vatten inte provtas av provtagaren i inloppet. Vattnet från dräneringsröret bestod av dräneringsvatten från omgivande åkermark och avloppsvatten från byns enskilda avlopp. Avloppsvatten kan innehålla höga halter av näringsämnen och kan därför påverka näringsbudgeten i våtmarken. Med anledning av detta var det av intresse att även provta vattnet i dräneringsröret, för att kunna göra tillförlitliga beräkningar av näringsretentionen i våtmarken.

Bebyggelsen som påverkade våtmarken, när detta arbete utfördes, bestod av fem hushåll. Avloppsvatten från hushållen rann genom dräneringsröret ut i våtmarken. Av dessa fem hushåll hade tre en gemensam markbädd. Markbädden fick avloppsvatten från två trekammarbrunnar. De andra två hushållen delade på en trekammarbrunn och därifrån gick avloppsvattnet direkt ut i dräneringsröret. Våtmarken påverkades även av avloppsvatten från ytterligare två hushåll. Avloppsvattnet från dessa hushåll renades genom trekammarbrunn och en nyanlagd markbädd och rann sedan till våtmarken genom ett dike/dräneringsrör (figur 1). Detta vatten rann genom våtmarkens inlopp och beaktades därför inte i den här studien. Inom en oviss framtid kan ytterligare fyra hushåll komma att påverka våtmarken då det finns sex avstyckande tomter. Även avloppsvattnet från dessa fyra hushåll kommer att renas genom trekammarbrunn och den nyanlagda markbädden och därefter rinna till våtmarken genom dess inlopp.



Figur 1. Karta som visar våtmarkens in- och utlopp, dräneringsröret där prover togs samt dike/dräneringsrör som ledde till våtmarkens inlopp. © Lantmäteriverket Gävle 2005. Medgivande I 2005/533.

1.1. Syfte

Examensarbetet ingår som en del i det pågående projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen”. Huvudsyftet med examensarbetet var att mäta hur mycket kväve och fosfor som når våtmarken från den näraliggande bebyggelsens enskilda avlopp samt att uppskatta hur stor andel av näringstillförseln till våtmarken som kommer från åker- respektive skogsmark i avrinningsområdet. Syftet var också att beskriva hur vattnet rinner genom avrinningsområdet till våtmarken. Resultatet av examensarbetet kommer att ligga till grund för beräkning av transport och retention av näringsämnen i våtmarken.

2. VATTNETS VÄG TILL VÅTMARKEN

Då projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen” har kontinuerlig provtagning i våtmarkens inlopp var det av intresse att veta hur stor del av avrinningsområdet som avvattnades genom inloppet och alltså provtogs. Det var även intressant att ta reda på hur stora delavrinningsområdena var, vars vatten rann direkt till våtmarken och inte passerade inloppet.

2.1. Material och metoder

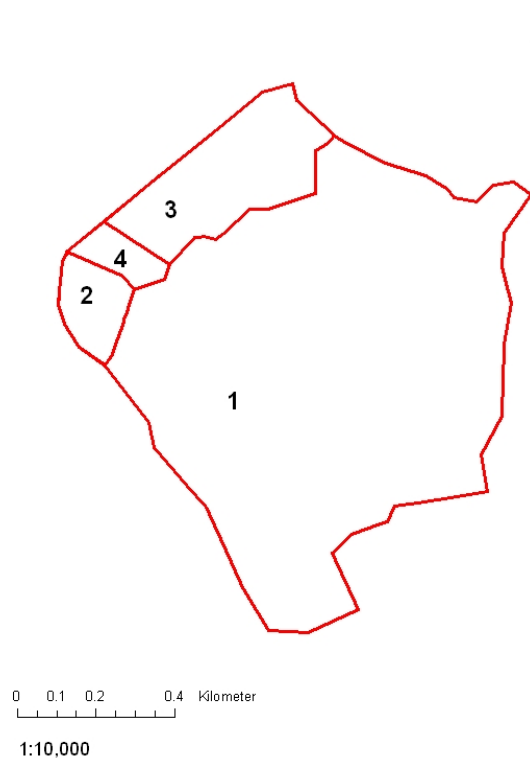
Genom att studera en täckdikningsplan från år 1920 och terrängkarta (1:50 000) över området uppskattades vattnets flödesriktning till våtmarken. Flödesriktningen uppskattades utifrån höjdkurvornas riktning och från dräneringssystemet. Vattendelaren uppskattades genom att följa höjdkurvor från terrängkartan över området och på så sätt ta fram våtmarkens avrinningsområde. Med hjälp av flödesriktningen ritades även delavrinningsområdena ut, som avvattnades till våtmarkens inlopp respektive sidorna på våtmarken. Avrinningsområdets och delavrinningsområdenas storlek beräknades med hjälp av GIS-programmet ArcView 8.3. I ArcView beräknades också hur stor del av avrinningsområdet och delavrinningsområdena som bestod av skog, åkermark och annan öppen mark.

2.2. Resultat

Hela avrinningsområdet har en areal på 98 ha (tabell 1). Avrinningsområdet delades upp i tre delavrinningsområden. Det ena delavrinningsområdet (område 1) på 80 ha avvattnades till våtmarkens inlopp, det vill säga ca 82 % av hela avrinningsområdet. De två andra delavrinningsområdena avvattnades till våtmarkens sidor. Område 2 avvattnades söderifrån och område 3 avvattnades från nordost (figur 2). Våtmarken (område 4) är ca 2 ha stor. Tabell 1 visar även hur stor areal av avrinningsområdet och delavrinningsområdena som består av skog, åkermark, annan öppen mark samt våtmark.

Tabell 1. Den totala arean för respektive område inom avrinningsområdet och areal av de olika markanvändningstyperna inom avrinningsområdet och delavrinningsområdena

Markanvändning	Avrinningsområde (ha)	Område 1 (ha)	Område 2 (ha)	Område 3 (ha)	Våtmark (ha)
Skog	56	50	3,0	2,6	
Åkermark	34	27	0,6	6,6	
Annan öppen mark	6,0	3,1	-	2,9	
Våtmark	2,0	-	-	-	2
Total area (ha)	98	80	4	12	2



Skapad av Marie Karlsson.

Figur 2. Karta över våtmarkens (4) avrinningsområde med tre delavrinningsområden.

2.3. Diskussion

Avrinningsområdet var ungefär 98 ha stort och av detta avvattnades ca 82 % till våtmarken genom inloppet. Detta innebär att projektets kontinuerliga provtagning i inloppet mäter vattenkvaliteten på vattnet som avvattnas från ca 82 % av avrinningsområdet.

Beräkning av avrinningsområdets, delavrinningsområdenas samt våtmarkens storlek gjordes utifrån kartmaterial och är på så sätt inte precisa. Uppskattningen gjordes utifrån höjdkurvor och det är inte säkert att berggrunden följer dessa. Täckdikningskartan är över 80 år gammal och det kan ha tillkommit nya dräneringsrör sedan dess. Enligt lantbrukaren har det endast tillkommit ett nytt dräneringsrör, vilket är det rör som avloppsvattnet rinner igenom till våtmarken. Det ovan nämnda medför en viss osäkerhet till storleken på områdena, men påverkar antagligen inte storleken anmärkningsvärt. Det kan röra sig om något hektar, vilket inte har någon större betydelse i sammanhanget.

3. ENSKILDA AVLOPPS PÅVERKAN PÅ VÅTMARKEN

3.1. Allmänt om avlopp

I följande litteraturstudie ges bakgrund och förklaringar av begrepp inom området avlopp.

Definition av begreppet avlopp

Avloppsvatten är ett samlingsbegrepp för olika sorters förorenat vatten. De vanligaste är spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten. Spillvatten från hushåll består i huvudsak av bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten eller gråvatten) (75 vol%) samt vatten från vattenklosett (Kl-vatten eller svartvatten) (25 vol %). Dagvatten kan definieras som ytligt avrinnande regn- och smältvatten från gårdar, tomter, vägar, taktäckta ytor och liknande. Med dräneringsvatten menas grundvatten som avleds vid dränering av husgrunder eller mark genom avledning i rörledning, dike eller dräneringslager (SNV, 1990). Det här examensarbetet handlar i huvudsak om spillvatten från hushåll och kommer närmare att gå in på begreppen BDT-vatten och Kl-vatten.

Vattenförbrukning

Enligt Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen och Naturvårdsverkets schablonvärde är vattenanvändandet i ett hushåll 200 liter vatten per person och dygn (VAV, 2001; Sundberg, 1995). Fördelningen mellan BDT-vatten och spolvatten till toaletter har Naturvårdsverket beräknat utifrån 5-6 toalettbesök/dygn och vattenmängden 8 l/spolning (Sundberg, 1995). Ungefär fem av toalettbesöken är för att utsöndra urin och en gång för att utsöndra fekalier (Czemieli, 2000), men det varierar från person till person. Medel i Sverige ligger på en utsöndring av fekalier per person och dygn, men det varierar från en gång per vecka upp till fem gånger per dygn (Pharmacia, 2000). Detta innebär att ungefär 40-50 l/pd (liter/person och dygn) används som Kl-vatten och ca 150 l/pd som BDT-vatten (Sundberg, 1995). Den genomsnittliga användningen av BDT-vatten per hushåll fördelas på 30 l för tvätt, 40 l för disk, 70 l för personlig hygien, 10 l för mat och dryck samt 10 l per person och dygn för övrig användning (VAV, 2001). Det mesta av vattnet förorenas mer eller mindre och blir avloppsvatten (www, gotland, 1998).

Vad innehåller avloppsvatten från hushåll?

Avloppsvattnets mängd och innehåll av näringsämnen varierar mellan olika hushåll beroende på vanor och vilka produkter som används. Ett avloppsvatten kan innehålla många olika ämnen och de vanligaste och ur miljösynpunkt viktigaste ämnena är kväve, fosfor, organiskt material och bakterier (www, gotland, 1998).

Näringsämnen i hushållsavloppsvatten härrör huvudsakligen från födan, men fosfor kommer även ifrån rengöringsmedel. Enligt Naturvårdsverket fördelas näringsämnena enligt följande (Sundberg, 1995):

- kväve återfinns till ca 80 % i urin, 10 % i fekalier och 10 % i BDT-vatten.
- fosfor återfinns till ca 50 % i urin, 25 % i fekalier och 25 % i BDT-vatten.

Kväve är ett näringsämne som bidrar till eutrofiering av sjöar, vattendrag och hav. Huvuddelen av kvävet återfinns i Kl-avloppsvattnet som restprodukt från vårt intag av mat och dryck (www, gotland, 1998). Obehandlat avloppsvatten innehåller ofta låga halter av nitrat, vilket innebär att största delen kväve består av ammonium eller är organiskt bundet (Påledal, 1999).

Även fosfor är ett näringsämne som bidrar till eutrofiering av sjöar och vattendrag. Fosfor i avloppsvattnet har sitt huvudsakliga ursprung ifrån vår föda och från disk- och tvättmedel (www, gotland, 1998).

Avloppsvatten innehåller stora mängder organiskt material (slam). Vid nedbrytning krävs tillgång på syre och därför kan syrebrist uppstå om utsläpp sker till vatten. Det organiska materialet härrör framförallt från KI-vatten, men finns även i BDT-vatten. Metallinnehållet i avloppsvatten är normalt mycket litet. Halterna är främst beroende av vår föda och tobaksvanor, men även av installationer i fastigheten och vad som ”hålls” i avloppet. Avloppsvattnet innehåller även stora mängder bakterier och andra smittämnen som utgör en hälsofara om de hamnar i dricksvattnet. Bakterier förekommer framförallt i KI-vatten, men även BDT-vattnet kan innehålla höga halter bakterier (www, gotland, 1998). Största halten smittämnen återfinns främst i fekalier (www, avloppsguiden, 2004). Avloppsvatten kan även innehålla mänskliga hormoner och läkemedelsrester, vilka kan påverka fiskars honliga köns cykel (östrogena effekter). Enligt en undersökning från 2000 fanns det förekomst av ämnen med östrogena effekter i avloppsvatten från de arton kommunala reningsverk som medverkade i studien (Svensson *et al*, 2000).

BDT-vatten

Ämnena som påträffas i BDT-vatten kommer ifrån kemiska produkter som används i hushållen för personlig hygien och rengöring, som till exempel tvål, tvättmedel, konserveringsmedel, parfym och färger, men också från mat och dryck. Köksvattnet innehåller mycket fetter, oljor och matpartiklar, medan tvättvattnet innehåller stora mängder tvättmedel, partiklar och fibrer. Huvudkällan till fosfor i BDT-vatten är tvättmedel innehållande fosfater (Eriksson *et al*, 2002). Tabell 2 visar hur mycket kemiska produkter svenska hushåll konsumerar per år. Stora mängder av dessa kan förväntas återfinnas i BDT-vattnet (Eriksson *et al*, 2002).

Tabell 2. Konsumtion av kemiska produkter i svenska hushåll (Eriksson *et al*, 2002)

Kemisk produkt	Årlig konsumtion (10 ⁶ kg)	Årlig konsumtion per person (kg/person och år)
Rengöringsmedel	4,4	0,5
Tvättmedel	49	5,5
Schampo	8-10	0,9-1,1
Tvål	8	0,9

KI-vatten

Enligt en undersökning av Almeida *et al* (1999) bidrog vattenklosett till störst påverkan av både det totala flödet och föroreningsmängden i hushållsavloppsvatten. KI-vattnet innehåller bland annat knappt 50 % av den totala fosformängden och 90 % av kvävet (SNV, 1990).

Tabell 3 visar den ungefärliga mängden fekalier och urin som produceras per dag.

Tabell 3. Ungefärlig produktion av fekalier och urin per dag (Almeida *et al*, 1999)

	1 vuxen	1 barn (0-14 år)
Fekalier (g)	130	90
Urin (ml)	1200	800

Naturvårdsverket har beräknat schablonvärden för olika ämnen i avloppsvatten. Det finns idag tillräckligt med data för att kunna beräkna BOD₇ (biological oxygen demand), fosfor och kväve i g/pd uppdelat på BDT-vatten, urin och fekalier. Schablonvärdena för kväve och fosfor i urin och fekalier har beräknats från vad som konsumeras via födan (tabell 4). De fosfor- och kvävemängder per person och dygn, som beräknas från framtagna schablonvärden visar god överensstämmelse med dem som uppmätts vid stora avloppsreningsverk med ingen eller låg industribelastning (Sundberg, 1995).

Tabell 4. (Schablonvärden) Specifika närings- och föroreningsmängder från svenska hushåll (g/pd) (Sundberg, 1995)

Parameter	BDT-vatten	Urin	WC	Fekalier	Totalt
Torrsubstans	80	60	95	35	175
Suspenderad substans	16		27		43
BOD₇	28		20		48
Totalfosfor	0,6 ^a	1,0	1,5	0,5	2,1
Totalkväve	1,0	11	12,5	1,5	13,5
Flöde (l/pd)	150		50		200

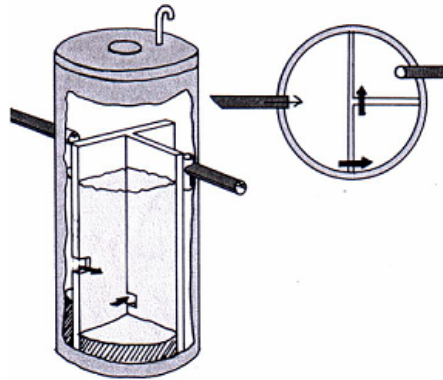
^a0,15 g/pd är "bakgrundsvärde" när tvätt- och övriga rengöringsmedel inte innehåller någon fosfor och 0,6 g/pd är "bakgrundsvärdet" plus medelanvändningen av fosfor i tvätt- och övriga rengöringsmedel år 1992.

Enskilda avlopp

De kommunala avloppsreningsverken tar huvudsakligen hand om avloppsvatten från tätorter medan permanent- eller fritidsboende människor i glesbygd vanligtvis har egna anläggningar, så kallade enskilda avlopp (Widell, 2003). År 1998 hade nästan en miljon svenskar enskilt avlopp, under varierande del av året. Även internationellt är tekniken med lokala lösningar mycket utbredd (Nilsson *et al*, 1998). Avloppsstandarden i glesbygd är mycket varierande, men många gånger är reningsanläggningarna bristfälliga och Miljöbalkens krav åsidosatta (Widell, 2003). Miljöbalken ställer krav på att avloppsvattnet ska genomgå längre gående rening än slamavskiljning (MB, 2003). Mer än hälften av permanenthushållen saknar rening utöver slamavskiljning (www, JTI). De enskilda avloppen bidrar med stora näringsutsläpp, framförallt av fosfor. Idag överstiger fosforutsläppen från de enskilda avloppen utsläppen av fosfor från de kommunala avloppsreningsverken. Genom att använda fosforfria tvätt- och rengöringsmedel kan fosforutsläppen minska (Widell, 2003). Bland de aktuella teknikerna inom enskilda avlopp dominerar infiltrationsanläggningar och markbäddar (Nilsson *et al*, 1998).

Slamavskiljare

Med slamavskiljare menas en behållare där de grova föroreningarna avskiljs. På så sätt undviks att den efterkommande infiltrationsytan slammar igen (SNV, 1990). Det finns två olika typer av slamavskiljare; dels tvåkammerbrunn för behandling av enbart BDT-vatten och dels trekammerbrunn för kombinerat avloppsvatten (BDT och KI) (www, gotland, 1998). Den vanligaste förbehandlingen i enskilda anläggningar är slamavskiljning i trekammerbrunn (Palm *et al*, 2002). En trekammerbrunn är uppdelad i tre kammare, som skiljs åt av väggar (figur 3). Hushållsavloppsvattnet rinner genom kamrarna innan det infiltrerar i marken i en markbädd eller infiltrationsanläggning (Nilsson *et al*, 1998).



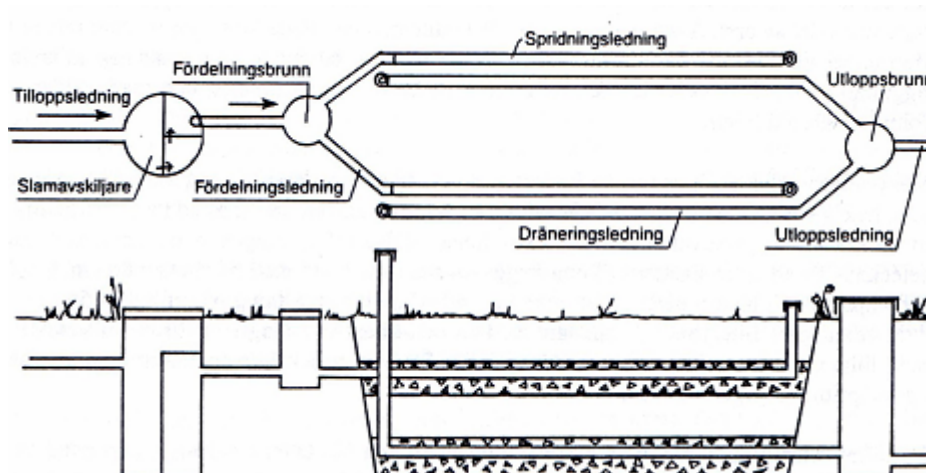
Figur 3. Principskiss av en slamavskiljare utformad som trekammarbrunn (SNV, 1990).

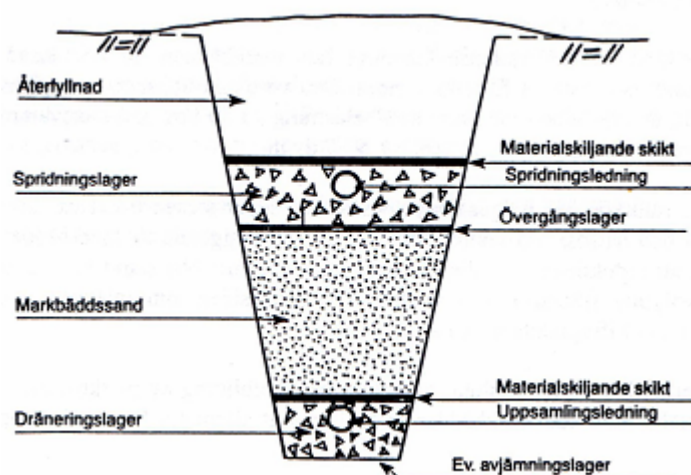
Slamavskiljarens huvudsakliga uppgift är att förbehandla spillvattnet så att en tillfredsställande rening kan ske i efterföljande behandlingssteg (SNV, 1990). Slamavskiljaren bygger på att vissa partiklar flyter och bildar ett flytskikt och vissa sedimenterar och bildar ett botten slam. Slamavskiljningens reningseffekt med avseende på närsalter beror till stor del på avskiljning av närsaltshaltiga organiska och oorganiska partiklar (Palm *et al*, 2002). En riktigt utformad slamavskiljare ger ca 70 % reduktion av avsättbara och suspenderande ämnen. Reduktionen av organiska ämnen BOD/COD (chemical oxygen demand), fosfor och kväve är vanligtvis mycket låg (10-20 %) (SNV, 1990), men då slamavskiljning oftast är en anaerob behandling kan vattnet delvis renas genom syrefria processer. Det organiska materialet mineraliseras till viss del i slamavskiljaren, vilket gör att näringen blir vattenlös. Mineraliseringen ökar med ökad uppehållstid (Palm *et al*, 2002), men största delen, över 90 %, av näringsämnen och mikrober passerar slamavskiljaren (www, avlopp).

En slamavskiljare anpassad till belastningen, har ca ett dygns uppehållstid (Nilsson *et al*, 1998). Normalt ska en slamavskiljare tömmas varje år och slammet behöver transporteras bort för omhändertagande utanför fastigheten (www, gotland, 1998).

Markbädd

Efter en slamavskiljare ska antingen en markbädd eller infiltrationsbädd finnas. En infiltrationsbädd anläggs på platser där det naturliga markmaterialet (sand) är genomsläppligt och med tillräcklig mäktighet. Avloppsvattnet infiltrerar i de naturliga jordlagren och renas under transporten av markens egen reningsförmåga. Recipienten för det renade avloppsvattnet är grundvattnet (www, gotland, 1998). I det här examensarbetet undersöktes avloppsvatten som passerat en markbädd. Markbäddars uppbyggnad visas i figur 4.





Figur 4. Principritning av en markbädd (SNV, 1990).

Markbäddar väljs när de naturliga jordarterna inte är tillräckligt genomsläppliga att tillåta infiltration, till exempel mjåla/fin mo eller lerinblandade jordar. Till skillnad från en infiltrationsanläggning har markbädden en begränsad jordvolym (markbäddssand) som vattnet filtreras genom (Nilsson *et al*, 1998). En markbädd består av ett rörsystem för att fördela avloppsvatten till det konstruerade sandfiltret samt ett dränerande rörsystem för att leda ut det behandlade vattnet ur markbädden (Palm *et al*, 2002). Vattnet leds oftast till något lämpligt ytvattendrag eller ut i marken. Ytbehovet per person är ca 4 m² för blandat avloppsvatten (www, avlopp). Djupet på en markbädd ska vara ca två meter inklusive övertäckningsmaterialet (SNV, 1990). Markbäddssanden har en tjocklek på ungefär 80 cm. Bredden anpassas efter belastningen så att en hydraulisk belastning på vanligen 50 l/m² och dygn fås. Normalt görs filterytan inte smalare än 1 m och oftast inte längre än 20 m (Nilsson *et al*, 1998). Tabell 5 visar en undersökning gjord av Naturvårdsverket, då 20 permanentbebodda enfamiljsfastigheter deltog. Tabellen visar näringshalter ut från slamavskiljare samt utgående halter från markbädd (Nilsson *et al*, 1998).

Tabell 5. Utgående vatten (BDT+KI) från slamavskiljare och markbädd för permanentbebodda enfamiljsfastigheter (Nilsson *et al*, 1998)

	Slamavskiljare (mg/l)		Markbädd (mg/l)	
	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Medel	8,1	71	5,2	38
Median	7,1	58	2,45	19,5
Std-avv.	4,1	38	6,6	41,0
Min	0,89	9,8	0,2	4,0
Max	15,0	140	29,0	170

Reningen av avloppsvattnet sker genom en kombination av biologiska, kemiska och fysikaliska processer i markmaterialet. I ytskiktet, där avloppsvattnet fördelas, bildas en biohud, där de biologiska processerna och huvuddelen av BOD- och COD-reduktionen sker. BOD minskas normalt med 85-97 %. Fosforreningen sker framför allt genom kemiska processer i sanden och fosforhalten i avloppsvattnet reduceras med ca 50 % (medianvärde). Minskningen av ammonium och totalkväve varierar mycket från bädd till bädd. För ammonium varierar effekten från 0 % till 90 % och för totalkväve från ca 10 % till ca 80 % (Palm *et al*, 2002). I en väl fungerande markbädd nitrifieras det mesta av kvävet till nitrat, men den totala kvävereduceringen är oftast mycket låg (tabell 6) (SNV, 1990).

Reningsförmåga är begränsad och avtar oftast med tiden, vilket innebär att markbäddssanden bör bytas ut och förnyas med jämna tidsintervall (www, gotland, 1998). I större markbäddar minskade den genomsnittliga fosforreduktionen från 51 % för 0-5 år gamla anläggningar till 46 % för anläggningar äldre än 10 år (Palm *et al*, 2002).

Tabell 6. Ungefärliga reduktioner i en markbädd (SNV, 1990)

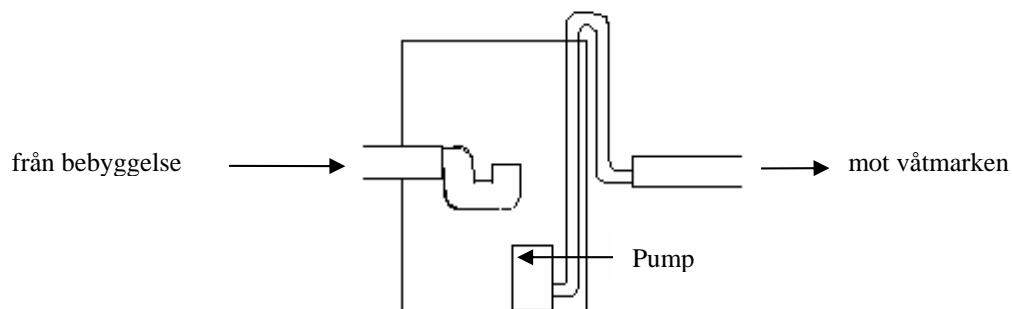
Parameter	Ungefärlig reningsgrad (%)
Suspenderad substans (SS)	85-90
Organiskt material (BOD)	90-99
Organiskt material (COD)	85-95
Totalkväve (Tot-N)	10-40
Totalfosfor (Tot-P)	25-50
Coliforma bakterier (44°)	95-99

Om hänsyn tas till tjocklek, normalbelastning och porositet är den teoretiska transporttiden fem till sju dygn i en markbädd (Nilsson *et al*, 1998). Efter bädden leds vattnet till en recipient via utloppsledningen. Den kan antingen bestå av en dräneringsledning eller av täta markavloppsrör. Vilket som väljs beror på om största möjliga mängd spillvatten ska infiltrera i marken eller om det ska ledas direkt ut i recipienten. Om vattnet från markbäddens dräneringsledning är oklart eller färgat och luktar beror det på att anläggningen fungerar dåligt och bör kontrolleras noggrannare. Kvarstår problemet är anläggningen överbelastad/underdimensionerad (SNV, 1990).

3.2. Material och metoder

Prover togs av vattnet i dräneringsröret som innehöll påverkan från hushållsavlopp. Likaså mättes vattenföringen i röret. Proverna togs där dräneringsröret från markbädden gick ihop med dräneringsröret från trekammarbrunnen. Efter denna punkt rann vattnet vidare i ett rör ned mot våtmarken.

Dräneringsröret blottlades och öppnades så att vattnet kunde samlas upp i en 210 literstunna. På röret satt ett uppsamlingskärl, som fungerade som ett vattenlås, där provtagaren sög upp vattnet. När kärlet blev fullt rann det över i tunnan. Detta för att det hela tiden skulle finnas vatten att suga upp för provtagaren och för att vattnet i uppsamlingskärlet inte skulle stå för länge, då det annars fanns risk att det var "samma" vatten som provtogs under flera timmar. Vattnet som samlades i tunnan pumpades sedan vidare med hjälp av en dränkbar pump (figur 5 och 6).



Figur 5. Principskiss över tunnan med utrustning och vattenflödesriktning.



Figur 6. Fotografi taget uppifrån ner i tunnan (Foto: Marie Karlsson).

Vattenprovtagning och analyser

Proverna togs med en automatisk vattenprovtagare (ISCO Model 3700) innehållande 24 flaskor á 500 ml. Till en början togs prover varje timme för att ta reda på hur halterna av näringsämnen från de enskilda avloppen varierade under dygnet. Varje timme togs ett prov på 100 ml och alla proven tagna under fyra timmar samlades i samma flaska. Totalt innehöll en flaska 400 ml vatten. När nästa fyratimmars period började, samlades proverna i en annan flaska (tabell 7).

Tabell 7. Provtagningsperioder per dygn mellan den 22 okt till den 2 nov. Varje tidsperiod bestod av fyra prover på 100 ml vardera

Tidsperiod, klockslag	01-05	05-09	09-13	13-17	17-21	21-01
Totalvolym/flaska (ml)	400	400	400	400	400	400

Den första provtagningsperioden varade i elva dagar, från 22 oktober till 2 november 2004. Den 2 november programmerades provtagaren till att varje timme ta ett prov på 50 ml och åtta prov samlades i en flaska (tabell 8). Den efterföljande provtagningsperioden pågick till den 17 november. Totalt provtogs avloppsvattnet i 26 dygn.

Tabell 8. Provtagningsperioder per dygn mellan den 2 nov till 17 nov. Varje tidsperiod bestod av åtta prover på 50 ml vardera

Tidsperiod, klockslag	22:30-6:30	6:30-14:30	14:30-22:30
Totalvolym/flaska (ml)	400	400	400

Samtliga prover analyserades av laboratoriet på avdelningen för vattenvårdslära (SLU, Uppsala) med avseende på totalkväve (tot-N), ammoniumkväve (NH₄-N), nitratkväve (NO₃-N + NO₂-N), totalfosfor (tot-P), fosfatfosfor (PO₄-P), totalkol (tot-C), totalt organiskt kol (TOC) och oorganiskt kol (IC). Totalkväve analyserades på en Shimadzu TOC-V_{CPH} med totalkväve tillsatsen TNM-1 tillkopplad med provväxlare. Ammoniumkväve analyserades enligt Tecator application not. 50.01/84. Nitratkväve analyserades efter SIS 028133-2, modifierad enligt Tecator Application not. 62-02/83 (Svensk standard SS-EN ISO 13395). Totalfosfor uppslöts enligt SS - EN 1189-1 och analyserades sedan som PO₄-P på FIA (flow injection analysis) enligt Tecator app.not. 60-03/83. Fosfatfosfor analyserades enligt Svensk Standard SS-EN 1189-1 modifierad enligt Tecatorapp.not. 60-03/83. Totalkol, totalt organiskt kol och

oorganiskt kol analyserades enligt SS-EN 1484 på en Shimadzu TOC-V_{CPH} kolanalysator med provväxlare.

Vid de tillfällen provtagaren tömdes på prover togs även manuella prover med hjälp av vakuumpump i trekammarbrunnens sista kammare och i brunnen efter markbädden för att undersöka näringsämnenas koncentrationer innan avloppsvattnet rann ut i dräneringsröret. Dessa prover analyserades med avseende på alla ovanstående nämnda ämnen. Prover från trekammarbrunnen togs fem gånger mellan den 25 oktober och 17 november. Brunnen efter markbädden provtogs vid sju olika tillfällen mellan 4 oktober och 17 november. Trekammarbrunnen skulle provtagits lika många gånger som markbädden, men tekniska problem medförde att endast fem prover togs.

Från antalet prover tagna i trekammarbrunnen och efter markbädden beräknades ett medelvärde för totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve och totalkol. Proverna från det blandade vattnet i dräneringsröret analyserades och utifrån sammanslagna provsvar för respektive ämne beräknades medelvärden för hela mätperioden (22 okt-17 nov). Dessa värden jämfördes med Naturvårdsverkets schablonvärden för orenat avloppsvattens innehåll (Sundberg, 1995).

Variationen hos näringsämnenas koncentrationer under medeldygnen beräknades genom att beräkna medelvärdet för varje fyratimmars period under dygnet baserat på hela mätperioden.

Mätning av vattenföring i dräneringsröret

Vattenföringen mättes genom att pumpa upp vattnet ur tunnan med en dränkbar pump för smutsvatten med flytande brytare (900 W, 1300 l/h). Pumpens gångtid registrerades av en fältsensor och tidsintervallen lagrades av en datalogger med 0,5 sekunds upplösning. Pumpens kapacitet (mängd vatten/tidsenhet) bestämdes efter montering i tunnan och vattenföringen beräknades genom att multiplicera gångtid och kapacitet. Vattenföring under ett medeldygn beräknades genom att lägga ihop vattenföringen för en fyratimmars period för varje dygn under hela mätperioden och sedan räkna ut medelvärdet för perioden.

Analysresultaten behöver inte överensstämja med de verkliga halter näringsämnen i avloppsvattnet, då dräneringsröret både kunde släppa in och ut vatten och på så vis påverka halterna. På grund av detta fick de boende även fylla i en hemvaroenkät (Jönsson *et al*, 1998; Vinnerås, 1998; Weglin & Vinnerås, 2000; Andersson & Jensen, 2002) där de noterade hur många timmar om dagen de befann sig i hemmet (bilaga 1). Från enkäten beräknades med hjälp av Naturvårdsverkets schablonvärden (Sundberg, 1995), vilka halter näringsämnen och vattenmängder som teoretiskt kan komma från de enskilda avloppen. De beräknade värdena jämfördes med de analyserade proverna. Eftersom schablonvärdena enbart finns för totalfosfor, totalkväve och vattenflödet gjordes beräkningar för dessa ämnen.

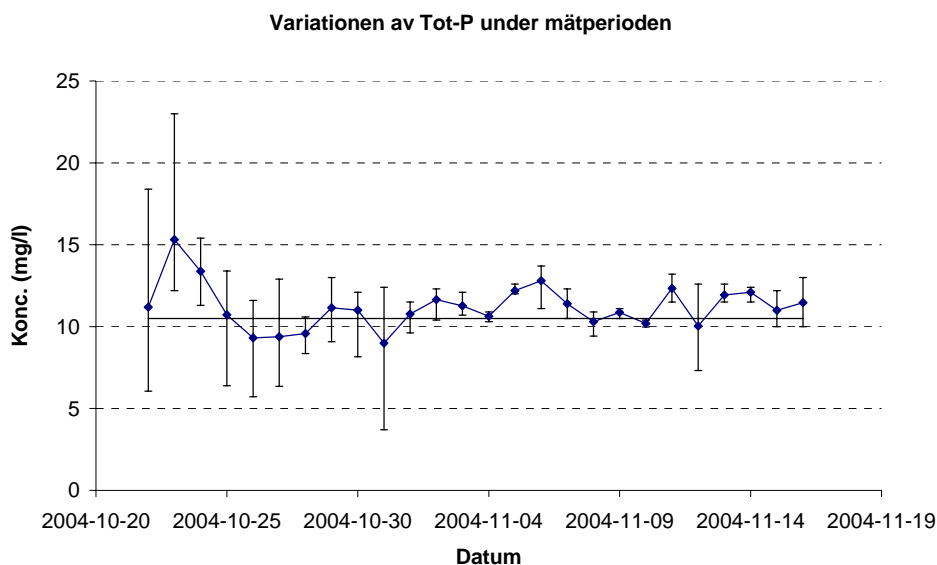
3.3. Resultat

Avloppsvattnet bestod av klosettvattnet och BDT-vatten. Halterna från mätpunkterna i trekammarbrunnen, brunnen efter markbädden och i dräneringsröret redovisas i tabell 9.

Tabell 9. Halter i trekammarbrunnens sista kammare, i brunnen efter markbädden och i dräneringsröret för hela mätperioden, samt schablonvärden från Naturvårdsverket (Sundberg, 1995)

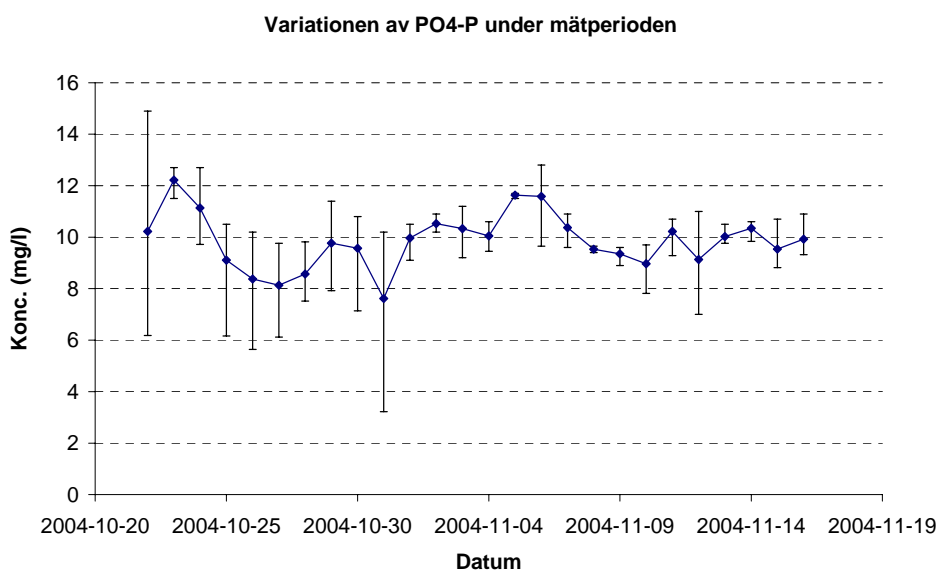
		Trekammarbrunn	Efter markbädd	I dräneringsrör	Schablonvärden
Tot-P (mg/l)	Medel	13,7	10,6	11,2	10,5
	Median	13,0	10,8	11,1	
	Std-avv.	3,3	1,4	2,5	
	Min	10,6	7,9	3,7	
	Max	19,2	12,1	23,0	
PO₄-P (mg/l)	Medel	11,1	9,2	9,8	
	Median	12,5	9,0	9,8	
	Std-avv.	2,2	1,6	1,7	
	Min	8,6	7,1	3,2	
	Max	12,9	11,6	14,9	
Tot-N (mg/l)	Medel	53,7	67,1	49,4	67,5
	Median	56,2	66,9	49,1	
	Std-avv.	7,3	9,5	8,7	
	Min	43,4	50,8	15,1	
	Max	60,7	79,5	67,9	
Tot-C (mg/l)	Medel	288	181	162	
	Median	277	189	162	
	Std-avv.	38,4	25,5	26,7	
	Min	245	144	51,8	
	Max	336	217	218	

Under mätperioden togs regelbundna prover från dräneringsröret, innehållande avloppsvatten från alla fem hushållen. Halterna av totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve och totalkol varierade över dygnet. Figur 7 visar hur totalfosforkoncentrationen skiftade under mätperioden med stora skillnader mellan högsta och lägsta koncentration under dygnet i början av mätperioden. Den högsta halten var 23 mg/l den 23 oktober och den lägsta halten var 3,7 mg/l den 31 oktober.



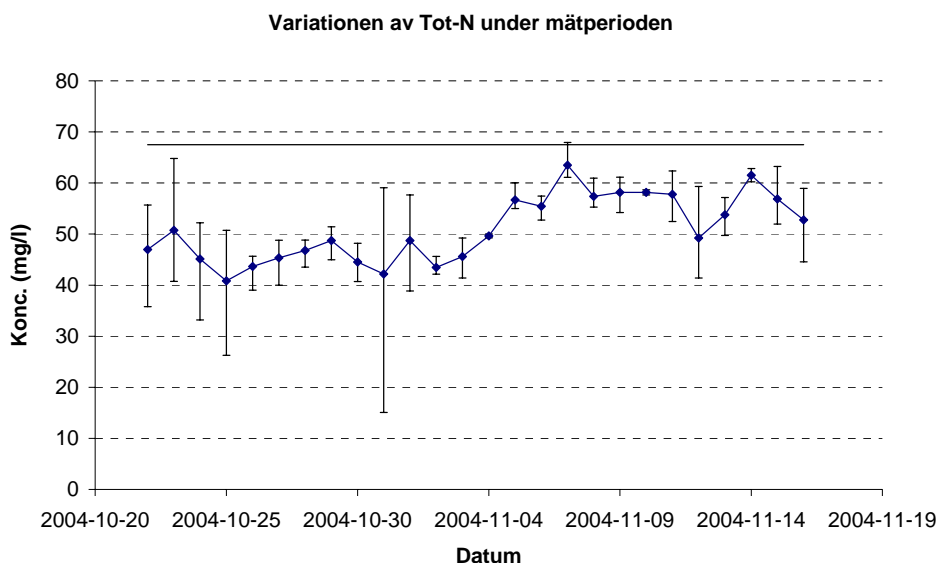
Figur 7. Dygnsmedelvärden av totalfosfor under mätperioden. Utöver medelvärden visas även högsta och lägsta koncentration, som uppmättes under respektive dygn. Den raka linjen representerar schablonvärdet för totalfosfor (Sundberg, 1995).

Totalfosfor består av olika fosforföreningar. Föreningen som analyserades var fosfatfosfor och avloppsvattnet bestod av 88 % fosfatfosfor av den totala halten fosfor. Halterna av fosfatfosfor varierade under dygnet, men även under hela mätperioden (figur 8). Den högst uppmätta halten var 14,9 mg/l den 22 oktober och lägsta var 3,22 mg/l den 31 oktober.



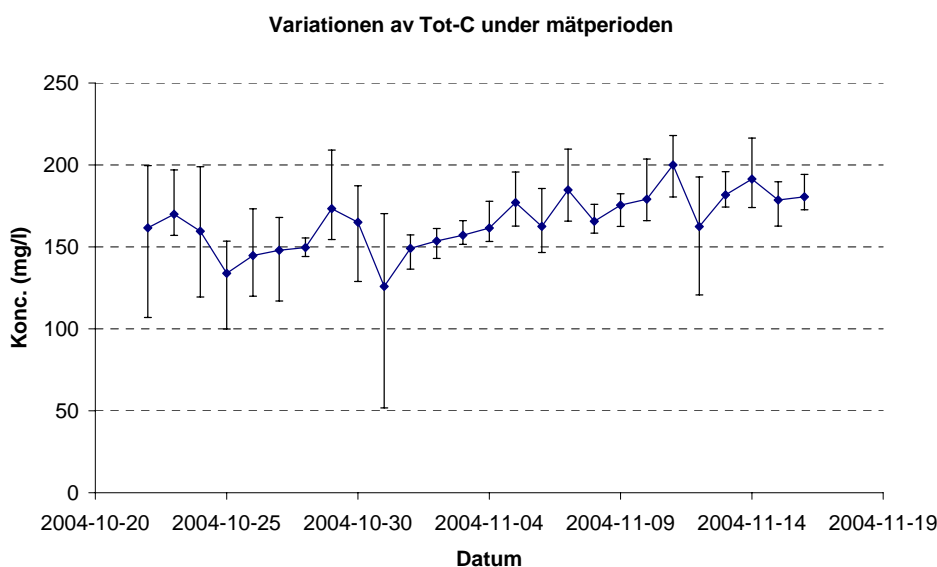
Figur 8. Dygnsmedelvärden av fosfatfosfor under mätperioden. Utöver medelvärden visas även högsta och lägsta koncentration, som uppmättes under respektive dygn.

Totalkvävehalterna för varje dygn varierade under mätperioden (figur 9). Den 7 november var koncentrationen som störst på 67,9 mg/l. Lägst var koncentrationen den 31 oktober då totalkvävehalten var 15,1 mg/l. Kvävet i avloppsvattnet utgjordes till största delen av ammoniumkväve och endast till marginell del av nitratkväve och organiskt kväve. Kväve redovisas här endast som totalkväve eftersom den analysen har minst felmarginal (10 %) (pers. medd. Ekberg, S).



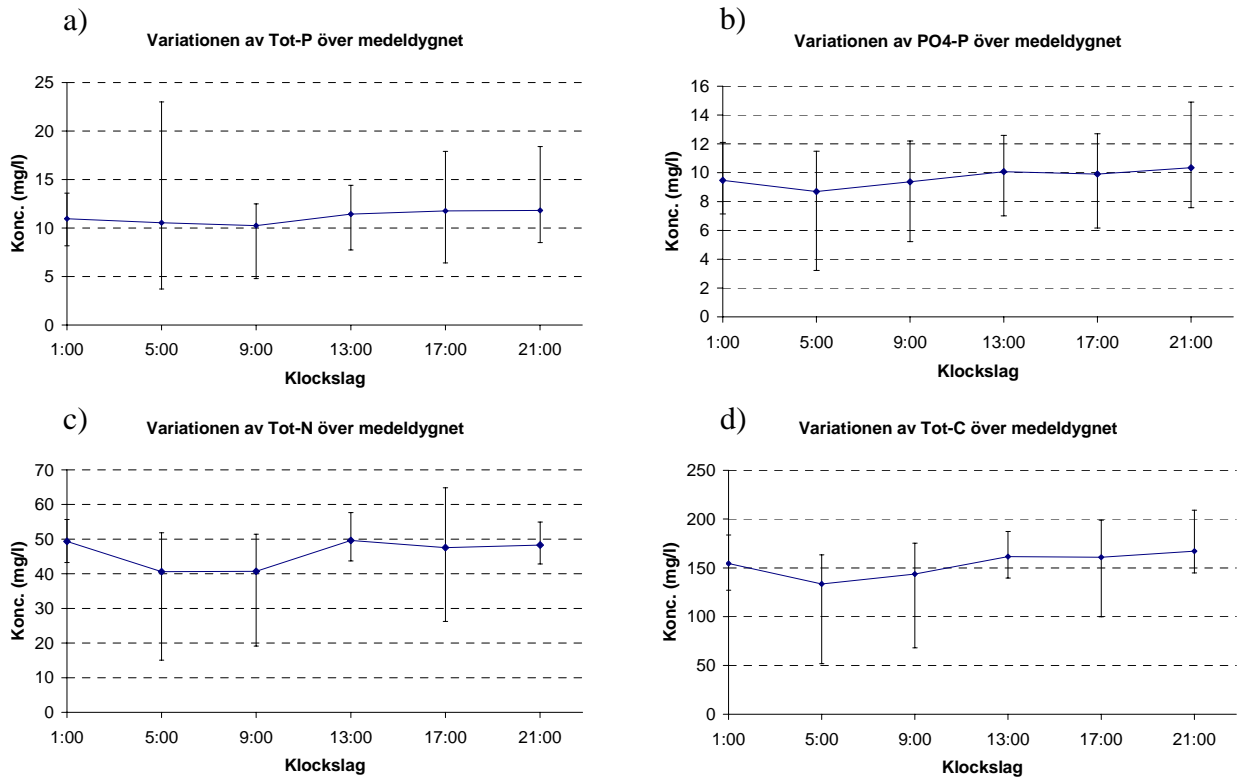
Figur 9. Dygnsmedelvärden av totalkväve under mätperioden. Utöver medelvärden visas även högsta och lägsta koncentration, som uppmättes under respektive dygn. Den raka linjen representerar schablonvärdet för totalkväve (Sundberg, 1995).

I figur 10 kan variationen av totalkol under mätperioden studeras. Det högsta värdet uppmättes den 11 november till 218 mg/l. Den lägsta halten var 51,8 mg/l den 31 oktober. Totalkol består både av organiskt och oorganiskt kol. Ungefär 65 % var oorganiskt kol och resterande del bestod av organiskt kol.



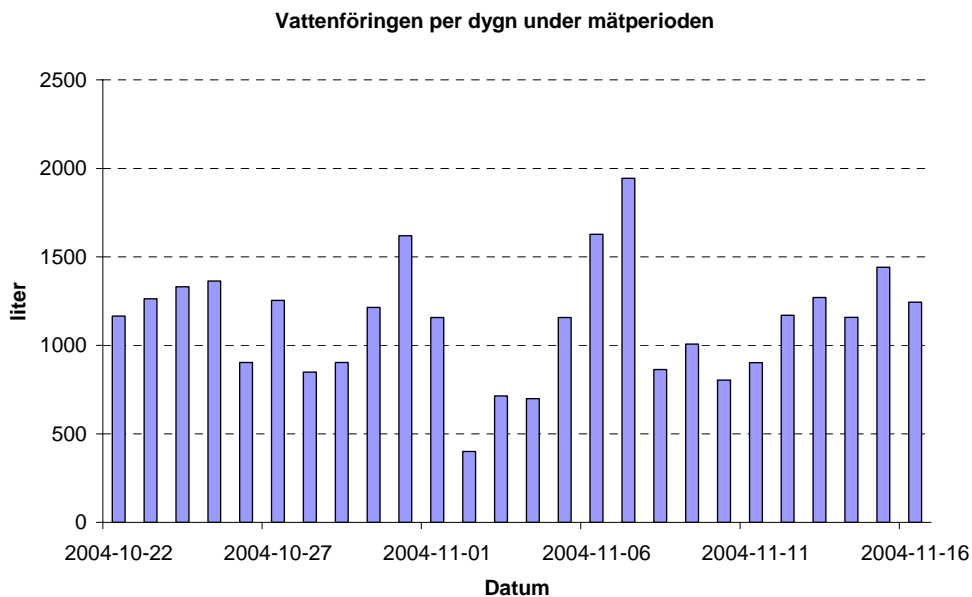
Figur 10. Dygnsmedelvärden av totalkol under mätperioden. Utöver medelvärden visas även högsta och lägsta koncentration, som uppmättes under respektive dygn.

Figur 11 visar ämnenas förändring under ett medeldygn. Varje prov som analyserades innehöll avloppsvatten från en fyra timmars period. Perioderna slutade vid klockslagen som visas i figurerna, det vill säga mellan klockan 1:00 och 5:00 varierade exempelvis totalfosforkoncentrationen mellan 23 och 3,7 mg/l och medelvärdet låg på 10,6 mg/l.



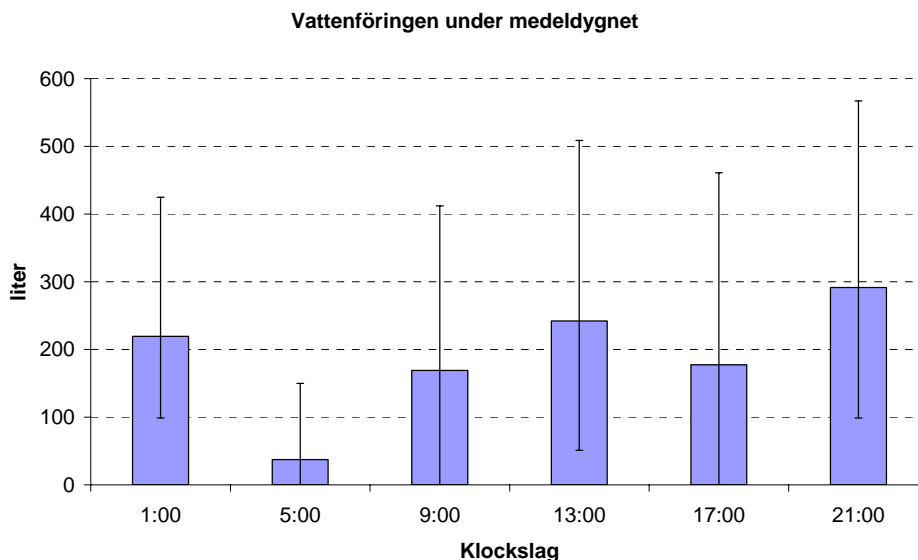
Figur 11. Medelvärde av totalfosfor (a), fosfatfosfor (b), totalkväve (c) och totalkol (d) vid olika tidpunkter under dygnet. Perioderna slutade vid klockslagen som visas i figurerna. Även högsta respektive lägsta koncentration för varje tidsintervall visas.

Vattenföringen mättes i dräneringsröret. För varje dygn under mätperioden beräknades den totala vattenföringen (figur 12). Den största vattenföringen uppmättes den 7 november till 1940 liter och den lägsta vattenföringen till 400 liter den 2 november. I genomsnitt låg vattenföringen på 1132 liter/dygn under mätperioden.



Figur 12. Den totala vattenföringen för varje dygn under mätperioden.

Figur 13 visar vattenföringen under ett medeldygn. Perioderna slutade vid klockslagen som visas i figuren. Denna figur visar att den största vattenföringen under fyra timmar var 567 liter och perioden var mellan 17 till 21. Perioder med lägst vattenföring var mellan 1-5, 5-9 och 13-17. Under medeldygnnet rann det mest avloppsvatten under perioden 17-21, då det i medeltal rann 291 liter. Mellan 1-5 kom det som minst avloppsvatten (medel=37 liter).



Figur 13. Vattenföringens variation under medeldygnnet med inlagda max- och minvärden, dvs. den största respektive den minsta vattenföringen för varje period. Vattenföringen är framräknad för fyratimmars perioder. Det är samma perioder som användes vid analys av avloppsvattnet. Perioderna slutade vid klockslagen som visas i figuren.

Med hjälp av vattenföring och koncentrationer från tre veckor av mätperioden beräknades transporten av respektive ämne under denna tid (tabell 10). I genomsnitt tillkom våtmarken ca 87 g totalfosfor/vecka, 390 g totalkväve/vecka och 1250 g totalkol/vecka. Medelvattenflödet var ca 7,7 m³/vecka.

Tabell 10. Total mängd näringsämnen och vattenflöde som uppmättes i dräneringsröret under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i

	Tot-P (g)	PO4-P (g)	Tot-N (g)	Tot-C (g)	Totalt flöde (l)
v 1 (22/10-28/10)	95	80	385	1262	8131
v 2 (29/10-4/11)	69	61	302	994	6760
v 3 (5/11-11/11)	98	88	492	1492	8307
Medel	87	77	393	1249	7732

Med hjälp av svaren från hemvaroenkäten och Naturvårdsverkets schablonvärden (Sundberg, 1995) beräknades vad som teoretiskt producerades (tabell 11). I medel var en person hemma 61 % av dygnnet (för att se de boendes hemvaro/dygn se bilaga 2).

Tabell 11. Totalt vad som teoretiskt producerades av de fem hushållen de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i. Värdena är framräknade med hjälp av schablonvärden (Sundberg, 1995)

	Tot-P (g)	Tot-N (g)	Totalt flöde (l)
v 1 (22/10-28/10)	76	490	7263
v 2 (29/10-4/11)	98	632	9367
v 3 (5/11-11/11)	103	659	9758
Medel	92	594	8796

3.4. Diskussion

Medelvärdet av proverna som togs i trekammarbrunnen hade högre koncentration av totalfosfor, fosfatfosfor och totalkol än proverna som togs i brunnen efter markbädden. Detta var troligt eftersom trekammarbrunnen var det första reningssteget för avloppsvattnet. För kväve var däremot halterna lägre i trekammarbrunnen än efter markbädden. En förklaring skulle kunna vara olika matvanor från de olika avloppssystemen, men det undersöktes inte i det här examensarbetet. De lägre halterna av fosfor ut från markbädden kan tyda på att avloppsvattnet hade renats lite, men då värden på vattnet som rann in i markbädden saknades kan orsaken inte säkerställas. Det var inte vattnet från trekammarbrunnen där prover togs, som sedan rann till markbädden utan det var skilda avloppssystem. Vattnet som kom till markbädden hade först passerat två andra trekammarbrunnar, men där togs inga prover. Vattnet som provtogs i brunnen efter markbädden var oklart och luktade, vilket tyder på att anläggningen fungerade dåligt (SNV, 1990). Vid ett tillfälle då våtmarken var sänkt syntes dräneringsrörets mynning i våtmarken. Även vattnet som kom ur röret var oklart och luktade, vilket tyder på att det inte skett någon rening av avloppsvattnet under transporten i dräneringsröret till våtmarken.

I dräneringsröret med det blandade avloppsvattnet låg den uppmätta halten av totalfosfor och fosfatfosfor mellan halterna från trekammarbrunnen och efter markbädden, vilket är rimligt då avloppsvattnet blandades. Halterna av totalkväve och totalkol var dock lägst i det blandade vattnet i dräneringsröret. Även om de lägsta värdena tas bort så påverkas medel- och minsta värdet ändå inte tillräckligt mycket för att förklaras av analysfel. De lägre koncentrationerna av totalkväve och totalkol i dräneringsröret kan bero på att provtagningsfrekvensen var mycket högre i dräneringsröret. En förklaring kan vara utspädning av avloppsvattnet i dräneringsröret av inträngande vatten från marken, men de opåverkade fosforhalterna motsäger förklaringen.

Naturvårdsverkets schablonvärden var framtagna för orenat avloppsvatten (Sundberg, 1995). Vid jämförelse med de uppmätta värdena i trekammarbrunnen, markbädden och i dräneringsröret låg alla halter för totalfosfor något över eller ungefär lika med Naturvårdsverkets schablonvärde på 10,5 mg/l. Det kan tyda på att ingen eller endast liten rening av avloppsvattnet med avseende på totalfosfor har skett, men då avloppsvattnet inte provtogs innan markbädden går resultatet inte att säkerställa. För totalkväve ser mönstret lite annorlunda ut. Värdena låg något under eller lika med schablonvärdet på 67,5 mg Tot-N/l (Sundberg, 1995). Vinnerås (2001) har gjort ett nytt förslag på hur schablonvärdena bör revideras. Enligt Vinnerås bör halten för totalkväve vara ännu högre. Orsaken till att de uppmätta halterna av totalkväve är lägre än schablonvärdet är svårt att fastställa. Totalkvävehalterna borde inte vara så låga, eftersom det inte sker någon större rening av kväve i en trekammarbrunn och att det i en väl fungerande markbädd endast sker nitrifikation. Den totala kvävereduceringen är oftast mycket låg (SNV, 1990). Antagligen förekom ingen större nitrifikation i markbädden då vattnets färg och lukt tydde på att den fungerade dåligt.

Nitratkoncentrationen visade på så låga halter ut från markbädden att analysen togs bort. De låga halterna av nitrat indikerade att ingen nitrifikation ägde rum i markbädden.

Jämförelse mellan Naturvårdsverkets undersökning om markbäddar (Nilsson *et al*, 1998) och den här studien visar att vattnets innehåll från trekammarbrunnen skiljer sig åt. I den här studien var halterna av totalfosfor och totalkväve i trekammarbrunnens sista kammare högre än i Naturvårdsverkets studie. Skillnaden mellan studierna kan bero på att prover endast togs från en trekammarbrunn i den här studien. De boende som delade på trekammarbrunnen hade en viss livsstil med samma vanor, det vill säga varje enskilt hushåll hade sina egna vanor, vilket resulterade i ett visst avloppsvatten. I Naturvårdsverkets studie provtogs 20 olika trekammarbrunnar, vilket innebar avloppsvatten från 20 olika hushåll där livsstilarna antagligen skiljde sig åt. Om min- och maxvärdena studeras framgår det att det är större skillnader i Naturvårdsverkets studie (tabell 5) än i den här studien. Skillnaderna i avloppsvattnet kunde bland annat bero på användning av olika tvättmedel och diskmedel samt om de boende var vegetarianer eller inte.

Diagrammen (figur 7-10) som visar variationen av olika ämnen under mätperioden har skillnader mellan max- och minvärdena, vilket beror på att under första delen av mätperioden togs sex flaskor per dygn och skillnaden mellan dessa flaskor var större jämfört med efter den andra november då provtagaren omprogrammerades till att ta tre flaskor per dygn. En flaska under andra delen av mätperioden täckte in en större del av dygnet och på så sätt kan koncentrationen ha jämnats ut.

Totalfosfors och fosfatfosfors kurva följde varandra under hela mätperioden (figur 7 och 8), vilket är naturligt då 88 % av totalfosfor bestod av fosfatfosfor. Gemensamt för totalfosfor och fosfatfosfor var att den 22 oktober uppvisade de största skillnaderna mellan lägsta och högsta koncentration under dygnet. Den 31 oktober var det störst skillnad mellan lägsta och högsta koncentration för totalkväve och totalkol. Vid detta datum hade alla analyserade ämnen sin lägst uppmätta koncentration. Alla ämnen utom totalkväve hade också sina lägsta medelvärden den 31 oktober. De låga koncentrationerna är svåra att förklara eftersom hemvaron enligt enkäten och vattenflödet inte skiljer sig nämnvärt från övriga dagar.

Variationen i medelhalt under dygnet för totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve och totalkol var låg. Dock varierade halterna kraftigt med högsta respektive lägsta koncentration för varje tidpunkt. Detta visar att vissa dagar resulterade aktiviteter i hushållen till mer avloppsvatten än andra, under de olika tidsperioderna. Detsamma gällde för vattenföringen under medeldygnet. Figur 13 visade tydligt när hushållsaktiviteter ledde till mer avloppsvatten. Mellan klockan 1 och 5 rann det minst vatten, vilket antagligen kan förklaras med att de boende sov. Det är även under denna tidsperiod avloppsvattnet innehöll lägst halter av totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve och totalkol. Dock finns det inget samband mellan halterna under medeldygnet och vattenföringen under medeldygnet, eftersom vattnet som kom in i trekammarbrunnen respektive markbädden inte var samma vatten som kom ut och provtogs i dräneringsröret, vilket berodde på vattnets fördröjning i reningsanläggningarna. Vattenföringen under medeldygnet visar när avloppet användes av de boende. När det kom in avloppsvatten i trekammarbrunnen och markbädden måste ungefär samma mängd komma ut, vilket uppmättes i dräneringsröret. Mest avloppsvatten uppmättes under perioden 17-21, vilket antagligen kan förklaras med att de boende kommit hem från jobbet. Invånarna i byn där studien genomfördes verkar ha en dygnsrytm som de flesta andra. Folk går upp på morgonen och åker iväg till jobbet för att sedan komma hem framåt kvällen.

Hushållens dygnsförbrukning av vatten varierade från dag till dag beroende på hur många som var hemma och vilka aktiviteter som utfördes. I genomsnitt förbrukade varje person ungefär 110 liter vatten per dygn, vilket är 90 liter mindre än vad Naturvårdsverkets schablonvärden anger (Sundberg, 1995). Mängden näringsämnen som uppmättes i dräneringsröret (tabell 10) kan också jämföras med Naturvårdsverkets schablonvärden för avloppsvattens innehåll (tabell 11) (Sundberg, 1995). Jämförelsen visar att värdena framräknade med hjälp av schablonvärdena är högre än de uppmätta värdena. Mönstret bryts endast under vecka ett då totalfosfor och vattenflödet från schablonvärdena är lägre än de uppmätta. Det kan bero på att de boende tvättade och diskade mer den veckan än vad som är normalt enligt Naturvårdsverket. I den här studien låg hemvaron på 61 % av dygnet, vilket stämmer väl överrens med tidigare studier. Tidigare studier har visat på en hemvaro mellan 58 % och 69 % av dygnet (Jönsson et al, 1998; Vinnerås, 1998; Weglin & Vinnerås, 2000).

I genomsnitt tillförs våtmarken ca 90 g totalfosfor varav ca 80 g är fosfatfosfor, 390 g totalkväve och 1200 g totalkol per vecka från avloppsvattnet. Medelvattenflödet till våtmarken är ungefär 7,7 m³ per vecka om allt det uppmätta vattnet når våtmarken. Avloppsvattnet rinner genom ett dräneringsrör och en del av vattnet kan rinna ut till omgivande mark. Beroende på väder och årstid kan koncentrationerna spädas ut vid till exempel nederbörd och snösmältning och minskas vid torka och växtupptag. Vid rik nederbörd påverkas inte mängden av ämnen som når våtmarken, men vid torka kan vatten från dräneringsröret sippra ut i marken utanför. Försvinner vatten från dräneringsröret kan mängden näringsämnen minska i vattnet som slutligen når våtmarken genom röret. Under perioden då mätningarna genomfördes verkar det inte varit någon utspädning av avloppsvattnet av vatten utifrån, eftersom fosforhalterna i dräneringsröret låg mellan halterna i trekammarbrunnen och i brunnen efter markbädden.

4. VATTEN- OCH NÄRINGSFLÖDEN GENOM VÅTMARKENS INLOPP

Som tidigare nämndes ingår det här examensarbetet i projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen”. När föreliggande examensarbete skrevs hade inte projektet börjat analysera sina resultat, men siffrorna för vatten- och näringsflöde genom våtmarkens inlopp, som presenteras nedan, kommer från projektets provtagningar.

4.1. Material och metoder

Vattenflödet in i våtmarken uppmättes kontinuerligt var tionde minut av en kombinerad vattenprovtagare och flödesmätare (SIGMA 900 MAX). Dessa värden slogs samman till veckoflöden under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i, det vill säga i slutet av oktober till början av november. Under dessa veckor togs stickprov som analyserades med avseende på totalfosfor och totalkväve av ALcontrol Laboratories i Linköping. För analysen av totalfosfor användes ISO 15681/SS028127 mod. Totalkväve analyserades enligt SS13395, mod/ SS028131, mod.

4.2. Resultat

Det totala vattenflödet som uppmättes i våtmarkens inlopp under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i, visas i tabell 12. Under dessa tre veckor tillfördes i genomsnitt ungefär 630 m³ vatten per vecka till våtmarken. Den totala transporten av totalfosfor och totalkväve genom inloppet till våtmarken var i medel ca 90 g respektive ca 1370 g.

Tabell 12. Värden uppmätta i våtmarkens inlopp under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i

	Totalt flöde in i våtmark (m³)	Tot-P (g/m³=mg/l)	Tot-N (g/m³)	Transport Tot-P (g)	Transport Tot-N (g)
v 1 (22/10-28/10)	780	0,31	2,80	242	2184
v 2 (29/10-4/11)	535	0,02	1,90	11	1017
v 3 (5/11-11/11)	564	0,01	1,60	6	903
Medel	626	0,11	2,10	86	1368

4.3. Diskussion

I normala fall tar provtagaren i våtmarkens inlopp regelbundna prover som slås samman till veckoprover, men under den aktuella mätperioden (22 okt-11 nov) togs endast ett stickprov varje vecka. Transporten av totalfosfor och totalkväve var framräknade från stickprov som tagits i våtmarkens inlopp. Säkerheten av hur mycket näringsämnen som kommit till våtmarken är inte lika stor som vid kontinuerlig provtagning, men ger ändå en uppskattning av hur det såg ut under den aktuella perioden. Värdena kan jämföras med vad som tillfördes våtmarken från dräneringsröret innehållande avloppsvatten. Avloppsvattnet bidrog med ca 8 m³/vecka under mätperioden, medan det kom 630 m³ vatten/vecka genom inloppet. Under mätperioden utgjorde avloppsvattnet en mycket liten del av det totala flödet till våtmarken. Däremot kom det ungefär lika mycket fosfor per vecka till våtmarken från avloppsvattnet som det gjorde från omgivande mark. Det innebär att under den här perioden påverkade avloppsvattnet från byn våtmarken lika mycket som vattnet som kom genom inloppet med avseende på fosfor. Bilden såg annorlunda ut för totalkväve. Av den totala mängd kväve, som tillkom våtmarken under en vecka, kom ungefär 20 % från avloppsvattnet.

Mängden näringsämnen i avloppsvattnet kan antas vara jämn under året förutsatt att hemvaron är ungefär densamma. När det gäller de omkringliggande markerna varierar däremot både vattenflöde och näringshalter mycket under året. Under höst- och vårflöden ökar vattenflödet och därmed halterna av fosfor och kväve i vattnet. Det innebär att under sommaren, då det kan förekomma mycket låga vattenflöden, kan avloppsvattnet stå för en betydande del av näringstillförseln till våtmarken. Medan efter snösmältning eller vid hög nederbörds mängd kan avloppsvattnets påverkan på våtmarken vara marginell.

5. KVÄVE- OCH FOSFORUTLAKNING FRÅN SKOGSMARK OCH ÅKERMARK

Det finns olika sätt att uppskatta näringsförluster från åker- och skogsmark. Ett sätt är att använda schablonvärden som tagits fram genom olika undersökningar. Läckage av kväve från skogsmark avgörs i princip av balansen mellan processerna som tillför oorganiskt kväve till markvattnet och de processer som förbrukar kväve. Tillförseln utgörs av atmosfäriskt nedfall, kvävefixering och mineralisering av organiskt kväve i marken. Processerna som förbrukar

kväve består av växtupptag, lagring i markens organiska substans och avgång av kvävgas (SNV, 1999). Enligt Naturvårdsverket (1997) varierar bakgrundsläckaget av kväve från skogsmark med uppvuxen skog mellan 1 och 4 kg kväve/ha och år. Kväveläckaget är som minst i norra Sverige och som störst i sydvästra delen av landet. Utlakningen ökar i samband med slutavverkning, kvävegödsling, markavvattning och markberedning. Om kväveläckaget från skogsmark endast baseras på nedfallet (våt- och torrdeposition) skulle ett nedfall på mindre än 10 kg kväve/ha och år ge en utlakning på ca 1,0 kg/ha och år (SNV, 1999). Över det aktuella området var det 1996 ett kvävenedfall på 3-4 kg/ha (SNV, 1999). Detta stämmer väl överrens med Löfgren och Westling (2002), som uppger att kväveförlusterna från växande skog till Östersjön är 1,0 kg/ha och år.

Enligt Ugglå och Westling (2003) varierar utlakningen av fosfor från skogsmark relativt lite inom Sverige. Inte heller här har tydliga skillnader i halter eller arealförluster kunnat påvisas mellan normalt brukade skogsmarker och obrukade referensområden. Regionala variationer i naturliga bakgrundshalter i avrinningen från skogsmark beror delvis på förekomsten av det relativt lättvittrade och fosforrika mineralet apatit i jordarna. Andra faktorer som inverkar på halterna av fosfor är halten TOC i ytvattnet, som i sin tur främst beror på andelen torv- och myrmark i tillrinningsområdet. Fosforutlakningen från skogsmark ökar i samband med avverkning, markberedning och dikning (SNV, 2003). I studien gjord av Ugglå och Westling (2003) framkommer det att den genomsnittliga arealförlusten av totalfosfor för 36 studerade avrinningsområden utspridda över hela Sverige låg på 0,04 kg fosfor/ha och år. Den siffran stämmer väl överrens med en undersökning gjord av Sonesten (2002).

Fosforläckaget från åkermark varierar med jordart och lokal från 0,2 till 0,4 kg/ha och år. I Mellansverige med jordarten mellanler/styv ler ligger fosforförlusten på ca 0,35 kg/ha och år (Ulén, 1997).

Nedan följer en beskrivning av hur kväveläckage från åkermark kan uppskattas. Jordbruksverkets rådgivningsprogram, STANK, innehåller en modell för att uppskatta storleken på kväveutlakningen från åkermark på en speciell plats (Aronsson & Torstensson, 2004). Till stor del är kväveutlakningen beroende av de naturliga villkoren på den aktuella platsen. Dessa villkor sammanfattas i modellen under begreppet *grundutlakning*. Risken för utlakning uppskattas sedan med fokus på hur olika odlingsåtgärder inverkar på kväveutlakningen. De odlingsfaktorer som bedöms vara viktigast för kväveutlakningen är:

- tidpunkt för bearbetning
- gödselgiva i förhållande till grödans behov
- tidpunkt och teknik för spridning av stallgödsel
- gödsling på hösten
- höstväxande grödors kväveupptag
- grödors kväveefterverkan

Grundutlakningen representerar den utlakning som normalt kan väntas från stråsådesodling med normala givor handelsgödsel och där första bearbetning efter skörd sker i september-oktober. Den säger ingenting om utlakningen ett enskilt år utan beskriver endast en medelsituation. Varje kommun har en egen grundutlakning med uppdelning på fem lerklasser. Grundutlakningen grundar sig på beräkningar som gjorts av kväveutlakningen från Sveriges åkermark (Johnsson & Mårtensson, 2002).

Med tidpunkt för bearbetning menas den första bearbetningen efter skörden av huvudgrödan. Denna bearbetningsfaktor kan vara lika med, större eller mindre än 1,0 beroende på när jorden bearbetas. Vid tidig bearbetning blir faktorn större än 1,0, vilket leder till större utlakning i beräkningen. Sker bearbetningen istället sent på hösten eller inte alls minskar faktorn under 1,0 och likaså gör utlakningen. Marken kan innehålla ett överskott av kväve och hur stor del av det som utlakas bestäms av utlakningsfaktorn, *Kf*. Faktorn påverkas av jordart, nederbörds mängd och årsmedeltemperatur. Detta innebär att olika regioner har egna värden utifrån sina unika förhållanden. I modellen ingår även en temperaturfaktor, *Klimf*, vilken beror på årsmedeltemperatur i olika regioner. Temperaturförhållanden påverkar kväveomsättningen i marken, grödornas tillväxtperiod och avrinningsförhållanden (Aronsson & Torstensson, 2004).

Jordbruksverket har utfärdat gödslingsråd för stråsäd och vall beroende på hur stor skörd som förväntas (SJV, 2003). Dessa råd används i STANK för att se om det är en över- eller underdosering av kväve för en viss gröda. Gödsel kan tillföras på hösten inför kommande års huvudgröda. Detta medför ofta en risk för utlakning eftersom det sker så nära inpå utlakningssäsongen. Vid höstväxande grödor motverkas utlakningen av växtupptag. Växtupptaget är olika stort beroende på hur länge grödan hinner växa under hösten, vilket i sin tur beror på det geografiska läget. Årets huvudgröda ger efterverkans effekter på utlakningen under efterföljande vinter om bearbetning sker någon gång under perioden mycket tidig höst till sen höst (Aronsson & Torstensson, 2004).

5.1. Material och metoder

Kväveutlakningen från skogsmark uppskattades med hjälp av schablonvärden (SNV, 1997; Löfgren & Westling, 2002). Detsamma gäller för fosforförluster från åkermark (Ulén, 1997) och skogsmark (Uggla & Westling, 2003; Sonesten, 2002). I utlakningsberäkningarna antogs annan öppen mark, till exempel tomtmark, ha en utlakning i samma storleksordning som skogsmark (Carlsson, 2001; Ahlkrona, 2001). I fortsatt text kommer annan öppen mark att ingå i skogsmark. Jordbruksverkets bidrag till kvävebelastningen på våtmarken uppskattades genom att studera markkartering från 1974, växtföljder från 2001-2004 och odlingsåtgärder i avrinningsområdet samt med hjälp av utlakningsmodellen STANK (Jordbruksverkets rådgivningsprogram). En preliminär version av modellen i form av ett Excelblad användes (bilaga 3). Den förväntade kväveutlakningen utifrån områdets normalklimat och odlingsåtgärder beräknades för åren 2003 och 2004. Resultaten jämfördes med liknade avrinningsområden i Sverige.

5.2. Resultat

Ungefär 62 ha av avrinningsområdet visade sig bestå av skogsmark. Ett uppskattat kväveläckage på 1,0 kg/ha och år ger en utlakning på ungefär 62 kg under normala avrinningsförhållanden. Fosforutlakningen från skogsmark uppskattades till 0,04 kg/ha och år, vilket ger en fosforutlakning på 2,5 kg under ett år.

I det aktuella avrinningsområdet skiftade jordarten på åkermarken från mellanlera till lättlera, vilket enligt STANK gav en grundutlakning på 18 respektive 26 kg N/ha. Ett område på 4 ha bestod av både mulljord, mellanlera och lättlera, vilket gav en grundutlakning på 27 kg N/ha. Tidpunkt för bearbetning av jorden var under medelsen höst eller under våren, vilket minskade utlakningsrisken jämfört med grundutlakningen. På åkermarken produceras årligen ca 4,5 ton stråsäd/ha, vilket innebär att höstveten borde ha gödslats med 110 kg N/ha, havre

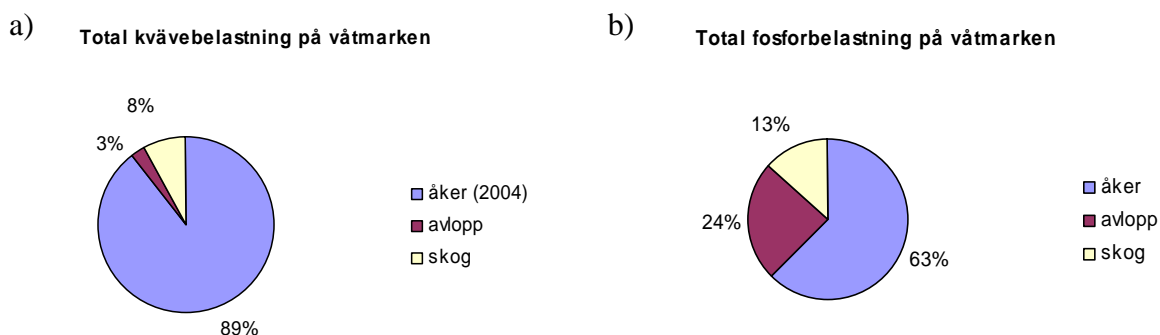
med 70 kg N/ha, råg med 75 kg N/ha och korn med 75 kg N/ha. Under 2003 och 2004 gödslades höstvetet med 120 kg N/ha, havre, råg och korn gödslades med 108 kg N/ha vardera, det vill säga en viss övergödning skedde vilket gav ökad utlakning enligt modellen. Höstvetet har ett kväveupptag på 20 kg/ha vid normal kvävetillgång och växande vall/bete har ett upptag på 40 kg N/ha, vilket minskar mängden utlakningsbart kväve i marken under hösten. Huvudgrödan kan ge efterverkan på utlakningen vid bearbetning på hösten. Det blir dock ingen efterverkan av spannmål, men när havre/ärt bearbetas blir efterverkan 15 kg N/ha. För att studera beräkningar i modellen se bilaga 3 för 2003 och bilaga 4 för 2004.

Åkermarken i avrinningsområdet hade enligt lantbrukarens växtodlingsplan en total area på 33 ha. Den av STANK-modellen beräknade totala kväveutlakningen under 2003 blev 740 kg kväve från åkermarken (22 kg N/ha). 2004 låg utlakningen på 650 kg kväve från åkermarken (20 kg N/ha). Dessa skillnader representerar skillnader i odling under de två åren och inte skillnader i avrinning (tabell 13), eftersom beräkningarna baserades på en normalavrinning på 200 mm/år (www, SMHI). Med en area på 33 ha uppskattas åkermarken bidra med 11,6 kg fosfor/år till våtmarken.

Tabell 13. Areal av odlad gröda under år 2003 och 2004. Under rubriken bete ingår bete, viltbete, träda, vall och skyddszon, dvs. bevuxen mark året runt, vilket ger samma grundutlakning

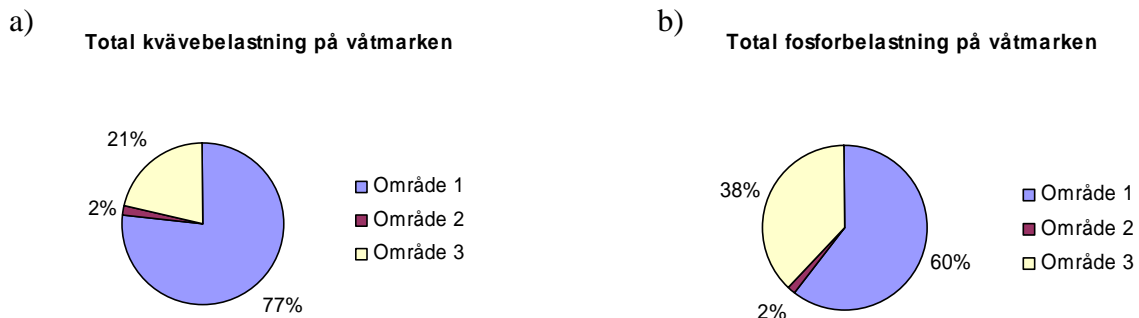
Gröda	Areal under 2003 (ha)	Areal under 2004 (ha)
Höstvetet	6,5	10,4
Havre	9,8	3,5
Råg	12,8	-
Korn	-	10,1
Bete	2,7	9,1
Salix	1,2	-
Totalt	33	33

Våtmarken fick ta emot näring från skog, åker och enskilt avlopp i dess avrinningsområde. Det totala kväveläckaget i avrinningsområdet beräknades år 2004 till ca 730 kg. Åkermarken stod för 89 % av kvävetillförseln till våtmarken (figur 14a). Avloppsvattnet belastade våtmarken med endast 3 %, vilket motsvarar ca 20 kg kväve per år. Fosforutlakningen var ungefär 19 kg/år (figur 14b). Avloppsvattnet bidrar med 24 % av den totala fosforimporten, vilket motsvarar ca 4,5 kg. Kväve- och fosformängden från avloppsvattnet grundade sig på antagandet att allt avloppsvatten nådde våtmarken samt att produktionen av avloppsvatten var jämn under året.



Figur 14. Den totala kväve- (a) och fosforbelastningen (b) på våtmarken uppdelat på åkermark, skogsmark och avloppsvatten.

Näringsutlakningen kan även delas upp i vad som kom ifrån delavrinningsområdena (figur 2) som avvattnades till våtmarken (figur 15).



Figur 15. Kväve- (a) och fosforutlakning (b) från de tre delavrinningsområdena till våtmarken.

5.3. Diskussion

Risken för kväveutlakning från åkermarken var enligt modellen ca 740 kg till våtmarken under 2003. År 2004 beräknades utlakningen till ca 650 kg, vilket är 90 kg mindre kväve jämfört med föregående år. Detta berodde på att under 2004 bestod en större areal av bete och vall, som vare sig gödslades eller bearbetades. Areal höstsådd höstvetete var också större 2004. Vid större areal höstväxande gröda minskar kväveutlakningen då kväveupptaget fortsätter en bit in på hösten. Om lantbrukaren gödslar enligt Jordbruksverkets rekommendationer under de aktuella åren kunde risken för kväveutlakning ha minskat med ca 95 kg under 2003 och med ca 80 kg under 2004. Genom att minska gödselgivan till den av Jordbruksverket rekommenderade (SJV, 2003) kan risken för kväveläckage minskas från åkermarken. Schablonvärden är aldrig en exakt bild av verkligheten, men ger en hänvisning av hur det kan se ut. Inte heller en modell är en exakt bild av verkligheten. Utlakningsberäkningarna beskriver endast risken för kväveutlakning under ett medelår och säger inget om den faktiska utlakningen under 2003 och 2004.

Enligt växtodlingsplanen bestod avrinningsområdet av 33 ha åkermark, men enligt beräkning i ArcView 8.3 var 34 ha åkermark. Siffrorna som användes i utlakningsmodellen har kommit ifrån skiftena i växtföljderna. Skiftena var i stort sett desamma för åren 2001-2003, men var annorlunda år 2004. Det berodde på att våtmarken skapades 2003 och skiftena förändrades därefter. För att kunna jämföra växtföljder från år 2003 och 2004 delades skiftena in i ett antal mindre skiften och vid denna omräkning kan avrundningar ha gjorts som påverkade arealen. Skillnaden i arealen påverkade fosforutlakningen med 0,4 kg, vilket i sammanhanget kan anses vara obetydligt.

Totalkvävehalterna i tabell 12, som redovisar värden uppmätta i våtmarkens inlopp under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i, kan tyckas vara låga jämfört med kväveutlakningen som modellerats fram med hjälp av STANK. Halterna i våtmarkens inlopp på 2,1 mg kväve/l blir med en årsavrinning på 200 mm (www, SMHI) en utlakning på 4,2 kg kväve/ha. Risken för kväveutlakning under 2004 var enligt modellen 20 kg/ha från åkermark. Schablonvärdet som användes för kväveutlakningen från skogsmark var 1 kg/ha och år. Skillnaden var stor, men kan förklaras med att en kväveutlakning på 20 kg/ha var ett medelvärde för hela året, medan utlakningen på 4,2 kg/ha endast var för tre veckor under hösten.

Från våren till hösten 2004 var kvävehalterna ca 2 mg/l, men under snösmältningen i december ökade halterna till 8-10 mg/l (Andersson & Eriksson, 2004). En kväveutlakning på 20 kg/ha motsvarar en halt på 10 mg/l. Denna halt uppmättes endast i december och motsvarar inte hela året. Detta kan tyda på att den framräknade risken för kväveutlakningen från åkermarken enligt modellen var något överskattad. Å andra sidan utgörs mer än hälften av avrinningsområdet av skog, vilken ger upphov till betydligt lägre kvävekoncentrationer än åkermarken. Om den uppskattade kväveutlakningen från skogen var rimlig är svårt att säga då vattnet i våtmarkens inlopp inte skiljer på om det kommer ifrån åker- eller skogsmark och läckaget från skogsmark är litet i jämförelse med åkermarkens läckage.

I miljöövervakningsprogrammet "Observationsfält på åkermark" har kväveutlakningen mätts från 1977-2001 och ett långtidsmedelvärde för varje fält har beräknats (Johansson & Gustafson, 2003). Ett av fälten i programmet låg vid Flen och var det observationsfält som låg närmast det undersökta området i den här studien med ungefär samma lerhalt. Geografiskt nära innebär att områdena nästan har samma årsavrinning. Samma ungefärliga lerhalt ger ungefär samma grundutlakning av kväve. Årsavrinning och lerhalt påverkar kväveutlakningen. Observationsfältet i Flen har ett långtidsmedelvärde av utlakning på 12 kg kväve/ha och år (Johansson & Gustafson, 2003). I ett annat miljöövervakningsprogram "Typområden på jordbruksmark" undersöktes år 2000 olika små jordbruksdominerade avrinningsområden utspridda över hela landet. Ett av avrinningsområdena kallades för Hillestabäcken och låg geografiskt nära det undersökta området i den här studien. Avrinningsområdet bestod av 60 % åkermark och den dominerade jordarten var mellanlera. Mätningar hade pågått i fem år och långtidsmedelvärde för årstransporten för hela avrinningsområdet låg på 10 kg kväve/ha. Den skattade nettoarealförlusten för åkermark låg på 15 kg kväve/ha. Åkermarkens nettoarealförlust beräknades genom att ta bort skattningen av utsläpp från punktkällor och övriga markslag från den totala arealförlusten (Carlsson *et al.*, 2001). Dessa två områden från olika miljöövervakningsprogram tyder på att den i modellen uppskattade kväveutlakningen från åkermarken var något överskattad.

Halterna av totalfosfor i våtmarkens inlopp låg mellan 0,05-0,15 mg/l under våren till hösten. Under december då vattenflödet ökade låg fosforhalterna på ca 0,2 mg/l (Andersson & Eriksson, 2004). En fosforhalt på 0,2 mg/l motsvarar en utlakning på 0,4 kg/ha med en årsavrinning på 200 mm (www, SMHI). Värden som uppmättes i våtmarkens inlopp under de tre veckor som hemvaroenkäten fylldes i gav ett medelvärde på 0,11 mg fosfor/l, vilket motsvarar 0,22 kg/ha.

Fosforläckaget från det här undersökta området kan jämföras med Hillestabäcken i miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark". Långtidsmedelvärdet för transporten av fosfor uppmättes till 0,31 kg/ha för hela avrinningsområdet. Den skattade nettoarealförlusten för åkermark uppskattades till 0,39 kg fosfor/ha (Carlsson *et al.*, 2001).

Schablonvärdet som använts i det här examensarbetet var 0,35 kg fosfor/ha för åkermark och 0,04 kg fosfor/ha för skogsmark. Då de uppmätta halterna i inloppet inte visade vad som kommer ifrån skog respektive åker gick det inte att avgöra om schablonvärdena var i rimlig storlek. Schablonvärdena ska visa på ett medelvärde för hela året, medan värdena som uppmättes i våtmarkens inlopp endast representerar delar av året. De uppmätta fosforvärdena i våtmarkens inlopp, fosforutlakningen i Hillestabäcken och schablonvärdena är relativt lika, vilket kan tyda på att schablonvärdena för fosforutlakning kunde användas i detta fall.

Det här examensarbetet, som tidigare nämnts, ingår som en del i det större pågående projektet "Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen". Projektet kommer fortlöpande att ta prover i våtmarkens in- och utlopp och när projektet avslutats och svaren bearbetats kommer det visa sig om uppskattningarna på kväve- och fosforutlakning från skogs- och åkermarken i detta examensarbete var rimliga för just det här området.

Under ett år är kvävetillförseln från de enskilda avloppen låg (3 %) jämfört med vad som beräknas komma från skogs- och åkermark. Åkermarken står för den största kvävetillförseln under året. 2004 kom 89 % av den totala kvävebelastningen på våtmarken från åkermark. Även för fosfor står åkermarken för den största mängden, men avloppsvattnet bidrar med en betydande del av den totala mängd fosfor (24 %) som tillförs våtmarken. Andelen näringsämnen som kommer ifrån skog, åker respektive avlopp varierar under ett år. Under torrare delar av året står avloppsvattnet för en större andel näringsämnen, men under perioder av rik nederbörd kan avloppsvattnets del vara försumbar. Dock verkar fosfor från avloppsvattnet ha en stor inverkan på fosforhalterna i våtmarken under stora delar av året.

Våtmarkens avrinningsområde delades upp i tre delavrinningsområden. Eftersom områdena var olika stora och med olika stor andel åker- och skogsmark påverkade de våtmarken med olika mycket näring. Det största området på 80 ha (område 1) har också störst andel åker och skog, vilket resulterade i den största näringsbelastningen på våtmarken. Område 1 var det delavrinningsområde som avvattades genom våtmarkens inlopp, vilket innebär att ungefär 77 % av kvävetillförseln och 60 % av fosfortillförseln till våtmarken passerar våtmarkens inlopp och därmed provtas av projektet. Område 2 var det minsta delavrinningsområdet på endast fyra hektar. Markanvändningen dominerades av skog, vilket har en låg näringsutlakning. Från område 3 på 12 ha tillfördes våtmarken näring från åker, skog och enskilda avlopp. Detta delavrinningsområde stod för ungefär 21 % av kvävebelastningen och 38 % av fosforbelastningen på våtmarken. Den höga näringsbelastningen från område 3 beror på avloppsvattnet från de enskilda avloppen.

Den höga näringstillförseln och då framförallt fosfortillförseln från område 3 samt att avloppsvattnet bidrog med en stor mängd fosfor till våtmarken visar tydligt att det finns en potential att minska det enskilda avloppets påverkan på vattenmiljön i våtmarken. Avloppsvattnets påverkan kan minskas genom att förbättra reningen i reningsanläggningarna, till exempel genom att anlägga en markbädd efter trekammarbrunnen och förbättra den nuvarande markbädden som inte verkar fungera så bra.

6. SLUTSATSER

I avrinningsområdet, som omfattar 98 hektar, avvattnas uppskattningsvis 82 % genom våtmarkens inlopp. Vatten från resterande areal tillkommer våtmarken på annat sätt. Av den totala näringstillförseln till våtmarken innebär detta att ungefär 77 % av kvävet och 60 % av fosfor når våtmarken via inloppet.

Den totala belastningen av kväve och fosfor på våtmarken uppskattades till 730 kg respektive 19 kg per år. Avrinningsområdet utgörs endast till en tredjedel av åkermark, men det är ändå åkermarken som står för den största tillförseln av både kväve (89 %) och fosfor (63 %). När det gäller inverkan av de enskilda avloppen på våtmarken står avloppen endast för 3 % av kvävebelastningen på våtmarken, men hela 24 % av fosforbelastningen.

Resultatet visar hur viktigt det är att ta hänsyn till punktkällor, såsom enskilda avlopp, vid den här typen av studier. I detta fall hade tillförseln från de enskilda avloppen mycket stor betydelse för fosfortillförseln till våtmarken. Särskilt under perioder då avrinningen från området i övrigt var liten, visade sig fosfortillförseln via avloppsvattnet minst lika betydelsefull som tillförseln från åker och skog.

7. TACKORD

Jag skulle vilja tacka Jonas Andersson, WRS Uppsala AB, för att han lät mig vara en del av projektet "Våtmarker i odlingslandskapet – uppföljning av miljömålen" så att detta examensarbete kunde utföras och för hans hjälp vid installation och nedmontering av utrustning i fält. Jag vill tacka min handledare Helena Aronsson, avdelningen för vattenvårdslära, för hennes hjälp och stöd under examensarbetets gång. Ett stort tack riktar jag också till lantbrukaren, som gjorde provtagningen möjlig genom att han upplät en bit av sin åker till mätutrustning samt att han hjälpte till med att gräva upp ett stort hål i åkern så att jag kom åt dräneringsröret. Jag vill samtidigt tacka de boende i byn som fyllde i hemvaroenkäten och skickade den till mig. Jag vill även tacka Stefan Ekberg och Amanuel Tesfamikael på laboratoriet på avdelningen för vattenvårdslära och alla andra på avdelningen som på något sätt hjälpt mig med detta arbete. Göran Adelsköld (GIS-samordnare, SLU) och Erik Lundborg (GIS-handläggare, Länsstyrelsen i Västmanlands län) ska ha ett stort tack som hjälpt mig med GIS-programmet ArcView. Slutligen vill jag tacka Malin Birgersson, Stefan Ekvall, Åsa Gustafsson och Pia Kynkäänniemi för kommentarer och korrekturläsning av arbetet.

8. REFERENSER

Publicerade referenser

- Ahlkrona, M. 2001. Växtnäringsstatus i Mässingboån och Brunnsjön 1989/2000. *Seminarier och examensarbeten Nr 37*. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Almeida, M.C., Butler, D., Friedler, E. 1999. At-source domestic wastewater quality. *Urban Water*, **1**: 49-55.
- Andersson, J. & Eriksson, S. 2004. Nyhetsbrev nr 3 2004 - Projekt "Våtmarker i odlingslandskapet". KULM (kompetensutveckling för lantbrukare inom miljöstödsområdet).
- Andersson, Å. & Jensen, A. 2002. Flöden och sammansättning på BDT-vatten, urin, fekalier och fast organiskt avfall i Gebers, *Institutionsmeddelande 2002:05*, Examensarbete, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Aronsson, H. & Torstensson, G. 2004. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen – Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar. *Ekohydrologi 78*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Brönmark, C. & Hansson, L-A. 1998. The biology of lakes and ponds. pp 176-178, Oxford University Press.
- Carlsson, C. 2001. Växtnäringsförluster till vatten i Averstadåns avrinningsområde – Redovisning av mätresultat för perioden 1988 till 2000, Averstadån, Värmlands län. *Ekohydrologi 61*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Carlsson, C., Kyllmar, K., Johnsson, H. 2001. Typområden på jordbruksmark – Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 1999/2000. *Ekohydrologi 59*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Czemiel, J. 2000. Phosphorus and nitrogen in sanitary systems in Kalmar. *Urban Water 2*:63-69.
- Eriksson, E., Henze, M., Ledin, A. 2000. Characteristics of grey wastewater - a literature survey. Institut for Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby, Danmark.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, **4**:85-104.
- Hagerberg, A., Krook, J., Reuterskiöld, D. 2004. Åmansboken – Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté.
- Johansson, G. & Gustafson, A. 2003. Observationsfält på åkermark. *Tekniskt rapport 76*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Johnsson, H. & Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. *Naturvårdsverkets rapport 5248*.

Jönsson, H., Burström, A., Svensson, J. 1998. Mätning på två urinsorterande avloppssystem – urinlösning, toalettanvändning och hemvaro i en ekoby och i ett hyrsehusområde. *Rapport 228*, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.

Löfgren, S. & Westling, O. 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. *Rapport 2002:1*, Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.

MB. 2003. Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 12§. Miljöbalken och andra miljölagar. Uppdatering 2003-01-01, Naturvårdsverket, Natliken Förlag AB.

Nilsson, P., Nyberg, F., Karlsson, M. 1998. Markbäddars funktion - kontroll och utvärdering av markbäddar. *Naturvårdsverkets rapport 4895*, Naturvårdsverket förlag.

Palm, O., Malmén, L., Jönsson, H. 2002. Robusta, uthålliga små avlopp – En kunskapsammanställning. *Naturvårdsverkets rapport 5224*, Danagårds Grafiska.

Pharmacia. 2000. Svenska Folkets Tarmvanor – Den största undersökningen någonsin om magen, dess skötsel och våra attityder till det allra mest privata. En Gallupundersökning av Pharmacia Upjohn, Stockholm.

Påledal, A. 1999. Nitrifikation i en grund och en djup damm för rening av avloppsvatten – Våtmark Alhagen i Nynäshamn, Uppsala.

SJV. 2003. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2004. *Rapport 2003:22*. Statens jordbruksverk 551 82 Jönköping.

SNV. 1990. Små avloppsanläggningar – hushållspillvatten från högst 5 hushåll. *Naturvårdsverket allmänna råd 87:6*, Tryckindustri AB, Solna.

SNV. 1997. Källor till kväveutsläpp – underlagsrapport. *Naturvårdsverkets rapport 4736*, Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

SNV. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Skogslandskapet. *Naturvårdsverket rapport 4917*, Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

SNV. 2003. Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar – Redovisning av ett regeringsuppdrag. *Naturvårdsverket rapport 5288*, Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

Sonesten, L. 2002. Källfördelning av kväve och fosfor i Slöan/Tarmsälvens avrinningsområde. *Rapport 2002:18*, Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.

Sundberg, K. 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? – Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- och duschvatten. *Naturvårdsverkets rapport 4425*, Naturvårdsverkets reprocentral, Stockholm.

Svensson, A., Allard, A., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förllin, L., Norrgren, L. 2000. Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. *IVL rapport B 1352*, Stockholm.

Svensson, R. & Glimskär, A. 1993. Våtmarkernas värde för flora och fauna, skötsel, restaurering och nyskapande – En kunskapsöversikt. *Naturvårdsverkets Rapport 4175*.

Uggla, E. & Westling, O. 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. *IVL rapport B 1549*, Stockholm.

Ulén, B. 1997. Förluster av fosfor från jordbruksmark. *Naturvårdsverkets rapport 4731*, Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

VAV. 2001. Fakta om vatten och avlopp. VAV, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, informationsblad, Stockholm.

Vinnerås, B. 1998. Källsorterad humanurin – skiktning och sedimentering samt uppsamlad mängd och sammansättning. *Institutionsmeddelande 98:05*, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.

Vinnerås, B. 2001. Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater. *Institutionen för lantbruksteknik, rapport 245*, SLU, Uppsala.

Weglin, J. & Vinnerås, B. 2000. Avloppsvatten och fast organiskt avfall i hyreshuset Ekoporten – sammansättning och flöde. *Rapport 242*, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.

Wennberg, K & Gustafson, A. 1992. Våtmark som kvävefälla i åkerlandskapet. *Lantbrukskonferensen 1992 Stad och land i samverkan*, 80-92, Uppsala.

Widell, A. 2003. Avloppsrening i Sverige. Rapportering enligt Direktiv 91/271 EEG, § 16, Naturvårdsverket.

Internet referenser

www, anlagda våtmarker. Anlagda våtmarker.

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?InkID=112&MmID=11&LocType=CC&LocID=SE&retur> besökte sidan 041215

www, avlopp. Lång, L. Avlopp i kretslopp – lösningar för glesbygden. Broschyr från Natur och Miljö- Riksorganisation för miljövård, Boktryckeri Fram, Helsingfors.

www.naturochmiljo.fi besökte sidan 041124

www, avloppsguiden, 2004. Innehåll i olika avloppsflöden.

www.avloppsguiden.se/varfor/documents/innehall_avlopp.PDF besökte sidan 041124

www, delmål. Myllrande våtmarker. När vi delmålen?

http://miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmall1.php besökte sidan 041215

www, gotland, 1998. Planera för avlopp. Information angående enskilda avloppsanläggningar från miljö- och hälsoskyddskontoret, Gotlands kommun.

www.gotland.se/imcms/servlet/GetDoc?meta_id=3027 besökte sidan 041027

www, JTI. Enskilda avlopp – problem och möjligheter. Folder framtagen av JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.

<http://www.jti.slu.se/publikat/ovrigt/enskildavlopptryck.pdf> besökte sidan 041210

www, SMHI. Årsavrinning. Medelvärde 1961-1990.

<http://www.smhi.se/syn0102/images/p149.gif> besökte sidan 050131

www, Södermanlands län. Anlagda våtmarker. Södermanlands län. besökte sidan 041215

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?LocType=Lan&MmID=11&InkID=112>

Personliga referenser

Ekberg, S. Laboratorieingenjör på avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Bilaga 1

Till dig som bor i [REDACTED]!

Jag heter Marie Karlsson och studerar vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Uppsala. Nu under hösten håller jag på med mitt examensarbete. Som du säkert har sett så står det provtagningsapparater vid våtmarkens in- och utlopp. Dessa registrerar hur mycket vatten som rinner förbi dem och de tar automatiskt vattenprover. Proverna analyseras sedan på deras innehåll av bl a kväve och fosfor. Torsdagen den 21 oktober kommer jag att installera ytterligare en provtagningsapparat på åkern som vätter ner mot våtmarken. Här kommer jag att mäta hur mycket vatten som rinner i dräneringsröret. Jag kommer också att ta vattenprover som analyseras på kväve och fosfor. Jag vill ta reda på hur mycket vatten och dess näringsinnehåll som rinner till våtmarken från de enskilda avloppen i [REDACTED]. Detta kan jag göra med mina provtagningar, men du kan också hjälpa mig! I den här typen av studier har det visat sig att information om tiden som tillbringas hemma är bra för att bedöma vattenförbrukningen.

Om du fyller i den medskickade hemvaroenkäten kan jag med hjälp av schablonvärden räkna ut hur mycket vatten och näring som teoretiskt bör rinna i dräneringsröret. Dessa värden kommer jag sedan att jämföra med värdena på mina prover. Mina mätningar kan bli ett bidrag till att öka kunskapen kring näringsinnehållet i avloppsvatten i allmänhet, inte bara i [REDACTED]. Det jag får fram har även det stora projektet, som provtar i våtmarken, nytta av. De är intresserade av att ta reda på hur mycket vatten och näring som rinner till våtmarken för att kunna uppskatta hur stor den naturliga reningen är i våtmarken innan vattnet rinner ut genom utloppet till sjön [REDACTED].

Ditt deltagande är naturligtvis frivilligt, men skulle vara till en stor hjälp för mig i mitt examensarbete.

När hemvaroenkäten är slut samlar jag in den. Skulle du inte vara hemma lägger jag ett frankerat brev i din brevlåda, som jag ber dig att lägga enkäten i och skicka den till mig så fort som möjligt och helst inom en vecka.

Om du vill veta mer ring gärna mig på XXXXXXXXX.

Tack på förhand för hjälpen!

Med vänliga hälsningar

Marie Karlsson

Hemvaroenkät

I tabellen nedan fyller du/ni i antalet timmar eller ungefärliga tider som du/ni **varit hemma** i huset för varje dygn. Kortare frånvaro som att vara ute i trädgården bortses ifrån. Var vänliga att räkna med tillfälliga gäster. Nedan visas ett exempel på hur enkäten kan fyllas i.

Datum	Person 1	Person 2	Person 3	anmärkningar (gäster etc.)
Ålder				
Exempel	18 - 08.30	14,5 tim		
22-okt				
23-okt				
24-okt				
25-okt				
26-okt				
27-okt				
28-okt				
29-okt				
30-okt				
31-okt				
01-nov				
02-nov				
03-nov				
04-nov				
05-nov				
06-nov				
07-nov				
08-nov				
09-nov				
10-nov				
11-nov				

Har du/ni diskmaskin? Ja Nej

Om du/ni har diskmaskin, hur ofta används den/vecka? _____

Hur många gånger/vecka tvättas i tvättmaskin? _____

Bilaga 2

Hemvaro andel av dygnet												
Datum	Pers 1	Pers 2	Pers 3	Pers 4	Pers 5	Pers 6	Pers 7	Pers 8	Pers 9	Pers 10	Gäster markbädd	Gäster tre-kammarbrunn
2004-10-22	0,71	0,67	0,83	0,50	0,50	0,96	0,54	0,67				
2004-10-23	1,00	0,67	0,83	0,50	0,50	0,92	0,54	1,00			0,23	
2004-10-24	1,00	0,75	0,88	0,83	0,50	0,83	0,54	0,92			0,79	
2004-10-25	0,67	0,50	0,67	0,58	0,50	0,29	0,50	0,63			0,33	
2004-10-26	0,67	0,42	0,63	0,67	0,50	0,54	0,46	0,63			0,04	
2004-10-27	0,67	0,50	0,58	0,63	0,29	0,50	0,50	0,63			0,17	
2004-10-28	0,67	0,25	0,58	0,63	0,50	0,33	0,48	0,56			0,04	
2004-10-29	0,67	0,25	0,75	0,58	0,50	0,88	0,50	0,54			0,75	
2004-10-30	1,00	0,92	0,83	0,25	0,58	0,67	0,67	0,75			3,00	
2004-10-31	1,00	0,92	0,67	0,71	0,58	0,77	0,58	0,77			1,50	0,75
2004-11-01	0,67	0,58	0,67	0,67	0,13	1,00	0,92	1,00			0,33	
2004-11-02	0,67	0,29	0,42	0,25	0,50	0,46	0,60	0,60	1,00	1,00	0,04	
2004-11-03	0,67	0,25	0,50	0,29	0,50	0,42	0,46	1,00	1,00	1,00	0,08	
2004-11-04	0,67	0,29	0,58	0,42	0,50	0,79	0,46	0,79	1,00	1,00	0,04	
2004-11-05	0,71	0,25	0,42	0,29	0,17	0,92	0,46	0,92	1,00	1,00	0,04	
2004-11-06	1,00	0,92	0,83	0,83	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00		0,58
2004-11-07	1,00	0,83	0,83	0,71	0,63	1,00	0,92	1,00	1,00	1,00	0,63	0,75
2004-11-08	0,67	0,29	0,42	0,29	0,50	0,50	0,46	0,67	1,00	1,00	0,04	
2004-11-09	0,67	0,25	0,42	0,25	0,50	0,33	0,42	0,58	1,00	1,00	0,04	
2004-11-10	0,67	0,25	0,58	0,25	0,50	0,42	0,42	0,58	1,00	1,00	0,04	
2004-11-11	0,67	0,29	0,58	0,29	0,50	0,42	0,42	0,46	1,00	1,00	0,04	

Bilaga 3				År 2003, Kväveutlakning STANK	A	B	A*B (= C)	D	D*kf (= E)	F	G	
Skifte / gröda	Klim F	Kf	jordart / lerhalt	gröda / bearb.	Grund- utlakning kg/ha	Bear- b. fakto- r	Bearbetn- -eff.	"Över- opt." giva	Effekt utlakn. över.o pt. giva	Stg. vår <u>OR</u> <u>G-N</u> kg	Stg. vår fak- tor	
					enligt bilaga	tab. 3 sid 12		Grundut- lakning "justera d" kg / ha	kg/ha	kg/ha	kg/h a	tab. 6 s. 13 fakt.
								C = (+)	E = (+)			
skifte 1	0.75	0.18	lättlera	höstvete / bearb.sept. / djupkult. sept / sådd bete nästa vår	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 2	0.75	0.18	lättlera	höstvete / bearb.sept. / djupkult. sept / sådd korn nästa vår	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 3	0.75	0.18	lättlera	havre / bearb. Sept. / djupkult. sept / höstvete	26	1.00	0.0	26	38	6.8		
skifte 4	0.75	0.18	lättlera	råg / plöjs i sept. / sådd höstvete	26	1.00	0.0	26	33	5.9		
skifte 5	0.75	0.18	lättlera	höstvete / sådd höstvete	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 6	0.75	0.13	mellanler	havre / bearb. Sept. / djupkult. sept / höstvete	18	1.00	0.0	18	38	4.8		
skifte 7	0.75	0.18	lättlera	bete	26	0.65	-9.1	17		0.0		
skifte 8	0.75	0.13	mellanler	råg / plöjs i sept. / sådd korn	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 9	0.75	0.13	mellanler	råg /bearb. Sept. / djupkult. sept / sådd höstvete	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 10	0.75	0.13	mellanler	salix / sådd havre nästa vår	18	1.00	0.0	18		0.0		
skifte 11	0.75	0.13	mellanler	råg /bearb. Sept. / djupkult. sept / sådd havre nästa vår	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 12	0.75	0.15	M/Ll	höstvete / sådd korn nästa vår	22	1.00	0.0	22	10	1.5		
skifte 13	0.75	0.18	lättlera	viltbete	26	0.65	-9.1	17		0.0		
skifte 14	0.75	0.13	mellanler	bete	18	0.65	-6.3	12		0.0		
skifte 15	0.75	0.13	mellanler	råg / sådd träda nästa vår	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 16	0.75	0.13	mellanler	råg / sådd skyddszon	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 17	0.75	0.17	Mull/Ml/Ll	havre+ärt /bearbetat/ sådd vall nästa vår	27.33	1.0	0.0	27.3		0.0		
skifte 18	0.75	0.18	lättlera	bete	26	0.7	-9.1	16.9		0.0		

F*G *klimf. (= H)	H* kf * B(bearb.) (= J)	K L M			L*M (= N)	(K + N) *kf (= O)	P	Q	Q2= (K+L+T)	(Q*Q2+P)*KlimF	R * kf (= S)	T	T*klimF	T*klimF *kf	C + E + J + O - S + T		
STG- Vår- Poten- tial	STG- vår utlagn.- eff.	Gödsling hösten NH4-N NO3-N	STG- höst- amm- N	STG- höst- faktor	STG- Höst- Poten- tial	Vn+STG höst Utlagn. effekt	Grund- behov höstv. gröda	Tillg. Växtn. just- faktor	Extra N- tillgång höst	Just. behov höstv. gröda	Höstv. gröda utlagn. effekt	Efterv. gröda / sk.rest		Efterv. skörde- rester * kf	Summering av grundutl. och effekter	Skiftets areal ha	Total utlakn. n. kg/sk ifte
kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	tab. 6 sid 13 faktor	kg/ha	kg/ha	tab. 7 sid 14				tab. 8 sid 16			Summa utlakning kg/ha			
	J = (+)					O = (+)				S = (-)			T = (+)				
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	0	15	3	0	0	0	25	0.24	6
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	0	15	3	0	0	0	25	1.66	42
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	33	0.74	24
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	32	0.74	24
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	0	15	3	0	0	0	25	0.74	19
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	23	5.1	116
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	17	0.35	6
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	22	4.56	101
0.0	0.0				0	0.0	20.0	0.10	0	15	2	0	0	0	20	3.06	62
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	18	1.2	22
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	22	2.33	52
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	0	15	2	0	0	0	21	3.84	82
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	17	0.79	13
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	12	1.43	17
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	22	1.04	23
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	22	1.08	24
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	15	16	3	15	11.25	1.92375	26	4.0	106
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0	0	0	0	17	0.2	3

22 kg / ha

Summa= 33 740

Bilaga 4				År 2004, Kväveutlakning STANK	A	B	A*B (= C)	D	D*kf (= E)	F	G	
Skifte / gröda	Klim F	Kf	jordart / lerhalt	gröda / bearb.	Grund- utlakning g kg/ha	Bearb. faktor	Bearbetn -eff.	Grundut- lakning "justera d" kg / ha	"Över- opt." giva	Effekt utlakn. över.opt. giva	Stg. vår OR G-N kg	Stg. vår fak- tor
					enligt bilaga	tab. 3 sid 12		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/h a	tab. 6 s. 13 fakt.
								C = (+)		E = (+)		
skifte 1	0.75	0.18	lättlera	bete	26	0.65	-9.1	17		0.0		
skifte 2	0.75	0.18	lättlera	korn /bear. Sept / sådd höstvete	26	1.00	0.0	26	33	5.9		
skifte 3	0.75	0.18	lättlera	höstvete /bearb. Sept	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 4	0.75	0.18	lättlera	höstvete /bearb. Sept	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 5	0.75	0.18	lättlera	höstvete /bearb. Sept	26	1.00	0.0	26	10	1.8		
skifte 6	0.75	0.13	mellanler	höstvete /bearb. Sept	18	1.00	0.0	18	10	1.3		
skifte 7	0.75	0.18	lättlera	bete	26	0.65	-9.1	17		0.0		
skifte 8	0.75	0.13	mellanler	korn /bear. Sept / sådd höstvete	18	1.00	0.0	18	33	4.1		
skifte 9	0.75	0.13	mellanler	höstvete /bearb. Sept /sådd höstvete	18	1.00	0.0	18	10	1.3		
skifte 10	0.75	0.13	mellanler	havre /berb. Sept /sådd höstevete	18	1.00	0.0	18	38	4.8		
skifte 11	0.75	0.13	mellanler	havre /berb. Sept /sådd höstevete	18	1.00	0.0	18	38	4.8		
skifte 12	0.75	0.15	M/Ll	korn /bear. Sept	22	1.00	0.0	22	33	5.0		
skifte 13	0.75	0.18	lättlera	viltbete	26	0.65	-9.1	17		0.0		
skifte 14	0.75	0.13	mellanler	bete	18	0.65	-6.3	12		0.0		
skifte 15	0.75	0.13	mellanler	träda	18	0.65	-6.3	12		0.0		
skifte 16	0.75	0.13	mellanler	skyddszone	18	0.65	-6.3	12		0.0		
skifte 17	0.75	0.17	Mull/M/Ll	vall	27.33	0.65	-9.6	17.8		0.0		
skifte 18	0.75	0.18	lättlera	bete	26	0.65	-9.1	17		0.0		

F*G *klimf . (= H)	H* kf * B(bearb.) (= J)	K	L	M	L*M (= N)	(K + N) *kf (= O)	P	Q	Q2= (K+L+T)	(Q*Q2+P)*Klim F	R * kf (= S)	T	T*klim F	T*klim F *kf	C + E + J + O - S + T		
STG- Vår- Poten- tial	STG- vår utlagn. -eff.	Gödslin g hösten NH4-N NO3-N	STG- höst- amm- N	STG- höst- fakto- r	STG- Höst- Poten- tial	Vn+ST G höst Utlagn. effekt	Grund - behov höstv. gröda	Tillg. Växtn . just- faktor	Extra N- tillgång höst	Just. behov höstv. gröda	Höstv. gröda utlagn . effekt	Efterv. gröda / sk.res t		Efterv. skörde- rester * kf	Summerin g av grundutl. och effekter	Skiftets areal ha	Total utlak n. kg/sk ifte
kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	tab. 6 sid 13 faktor	kg/ha	kg/ha	tab. 7 sid 14					tab. 8 sid 16			Summa utlakning kg/ha		
	J = (+)					O = (+)					S = (-)			T = (+)			
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	17	0.24	4
0.0	0.0				0	0.0	20	0.10	0	15	3		0	0	29	1.66	49
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	28	0.74	21
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	28	0.74	21
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	28	0.74	21
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	19	5.1	98
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	17	0.35	6
0.0	0.0				0	0.0	20.0	0.10	0	15	2		0	0	20	4.56	92
0.0	0.0				0	0.0	20.0	0.10	0	15	2		0	0	17	3.06	53
0.0	0.0				0	0.0	20.0	0.10	0	15	2		0	0	21	1.2	25
0.0	0.0				0	0.0	20.0	0.10	0	15	2		0	0	21	2.33	49
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	27	3.84	104
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	17	0.79	13
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	12	1.43	17
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	12	1.04	12
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	12	1.08	13
0.0	0.0				0	0.0	40	0.15	0	30	5		0	0	13	4.0	51
0.0	0.0				0	0.0			0	0	0		0	0	17	0.2	3

20 kg / ha

summa 33 650

Distribution:

Avdelningen för vattenvårdslära
Box 7014
750 07 UPPSALA, Sweden

Tel 018-67 24 60
