



Pia Kynkäänniemi

Reningsfunktion i en lågbelastad våtmark



Handledare: Helena Aronsson

Seminarier och examensarbeten Nr. 57

Uppsala 2006

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences

Division of Water Quality Management

ISRN SLU-VV-SEMEX-44-SE

ISSN 1100-2263

ABSTRACT

The constructed wetland that has been evaluated in this thesis is located 60 km south-east of Stockholm, and is a part of the project “Våtmarker i odlingslandskapet- uppföljning av miljömålen” (Wetlands in arable land- a follow up of the environmental goals). The aim of this thesis was partly to compile and evaluate flow proportional sampled data, that have been gathered continuously at the in- and outlet of the constructed wetland between 2004 and 2006. The objective was also to make a deeper evaluation of the constructed wetland’s function and effectiveness as a nutrient trap. This was done by calculating the nitrogen and phosphorus retention, where additional inputs have been considered. This includes the sewage water from nearby households and the runoff from the surrounding 16 ha of land, which is not sampled at the inlet and contains a higher percentage of arable land. A tracer study was carried out between the 18th of April and the 9th of May 2006 to more closely examine the water movement through the constructed wetland during high flows and to estimate the actual residence time.

The results from both tracer studies, dye tracing with uranine and the conservative tracer potassium iodide, interprets improved flow conditions after the dam was installed at the inlet of the constructed wetland. The hydraulic effectiveness was lower than one, which indicates channelling and ineffective zones. Despite this, the water was spread over the entire constructed wetland and even though the flow was high during the investigation period, a relatively long average residence time of nine days was obtained. The nominal residence time was 33 days, indicating that 27 % of the constructed wetland’s volume was utilised effectively.

The installation of the dam improved the hydraulic conditions in the constructed wetland and therefore also the nutrient retention. The relative nitrogen reduction was ten times higher during 2005/2006 compared to 2004/2005. The total phosphorus removal increased with 2 % during the same period. The constructed wetland’s absolute removal of nutrients were 2 kg TN/ha and 0,9 kg TP/ha during 2004/2005 and 25 kg TN/ha respectively 1,4 kg TP/ha during 2005/2006. Extreme winter conditions resulting in oxygen depletion, probably released phosphorus from the sediments in 2005/2006, despite this the phosphorus removal increased.

When the mass balance was not only corrected with the sewage water, but also with the runoff from the surrounding land, the nutrient retention increased with more than 10 % for nitrogen and phosphorus. The retention increase in the same amount for nitrogen and phosphorus, since the expected leakage share from land was the same. The sewage water had on other hand a higher contribution of phosphorus than the runoff from land. Hence it is significant to include all possible in- and outflows to be able to evaluate the nutrient removal and the constructed wetland’s effectiveness. The constructed wetland with a relatively high area relation to its catchment area (2,1 %), gave a nutrient retention (20 % TN and 18 % TP, respectively) expected for constructed wetlands receiving a low load of nutrients. The absolute retention is low, as the retention increase with the load of nutrients. Since the wetland was mainly constructed to benefit nitrogen retention and biodiversity, the achieved phosphorus removal was better than expected. The land is now utilised more effectively and contributes with a decreasing amount of nutrients to the lake after the wetland was constructed and recreation of the landscape benefiting the biodiversity.

SAMMANFATTNING

Våtmarken som utvärderades i det här examensarbetet ingår i projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet- uppföljning av miljömålen”. Syftet med examensarbetet var dels att sammanställa och utvärdera den data som kontinuerligt insamlats med flödesstyrd provtagning i våtmarkens in- och utlopp under perioden april 2004 till mars 2006. Målet var även att göra en fördjupad utvärdering av våtmarkens funktion och effektivitet som näringsfälla. Detta gjordes genom noggranna beräkningar av kväve- och fosforavskiljningen, där tillflöden från hushållens enskilda avlopp och de 16 ha mark som avvattnar våtmarken via våtmarkens sidor (registrerades inte i inloppets mätstation) medberäknats. För att närmare utreda hur vattnet rörde sig genom våtmarken i samband med stora flöden, samt att uppskatta vattnets verkliga uppehållstid, utfördes 18 april- 9 maj en spårämnesstudie.

Resultaten från både färgämnesförsöket med uranin och spårämnesförsöket med kaliumjodid, tyder på förbättrade strömningsförhållanden efter det att ett dämme installerades i våtmarkens inlopp hösten 2005. Den hydrauliska effektiviteten understeg ett, vilket tyder på att det finns kanaler och ineffektiva zoner. Vattnet spreds dock över hela våtmarken och trots det höga flödet under försöksperioden erhöles en relativt lång medeluppehållstid på nio dygn. Den teoretiska uppehållstiden var 33 dygn, vilket innebar att 27 % av våtmarkens volym utnyttjades effektivt.

Installationen av dämnet förbättrade hydrauliken i våtmarken och därmed även näringsavskiljningen. Den relativa kväveretentionen var tio gånger högre under 2005/2006 jämfört med 2004/2005. Fosforretentionen ökade med 2 % under samma period. Våtmarkens absoluta näringsavskiljning var 2 kg TN/ha och 0,9 kg TP/ha under 2004/2005 och 25 kg TN/ha respektive 1,4 kg TP/ha under 2005/2006. Extrema vinterförhållanden och syrebrist frigjorde troligen fosfor från sedimenten 2005/2006, trots detta ökade således fosforavskiljningen.

När retentionen för kväve och fosfor korrigerats inte bara för det enskilda avloppet utan även för avrinningen från marken på våtmarkens sidor, ökade reningen i Stene våtmark med drygt 10 % för kväve och fosfor. Läckaget från marken tillför en lika stor andel kväve som fosfor till våtmarken, medan det enskilda avloppet bidrar med en betydligt större andel fosfor än kväve. Det är således betydelsefullt att inkludera alla eventuella in- och utflöden, för att kunna utreda näringsavskiljningen och våtmarkers effektivitet. Våtmarken som är relativt stor i förhållande till avrinningsområdet (2,1 %), ger en hög relativ näringsavskiljning (20 % TN respektive 18 % TP) som förväntas av lågbelastade våtmarker. Den absoluta avskiljningen blir därmed låg, eftersom avskiljningen ökar med belastningen. Då våtmarken konstruerats för att främst gynna retentionen av kväve och den biologiska mångfalden, har även god fosforretention uppnåtts. Marken som gång på gång svämmades över utnyttjas mer effektivt och bidrar till att reducera mängden närsalter till sjön efter att våtmarken anlagts, landskapsbilden har förskönats och även den biologiska mångfalden gynnas.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	6
Syfte	7
1.1 Beskrivning av våtmarken	7
2. MATERIAL OCH METODER	9
2.1 Flödesförhållanden och nederbördsdata	9
Inlopp	9
Utlopp	10
2.2 Vattenprovtagning, vattenanalyser och balansberäkning	11
Vattenprovtagning och analyser	11
Balansberäkningar	11
2.3 Teoretisk uppehållstid	12
2.4 Spårämnesstudie april-maj 2006	13
Moment och medelvärde för beräkning av uppehållstid	13
Kriterier för ett bra spårämne	13
Kaliumjodid	14
Uranin	14
Utförande	14
Val av provpunkter	15
2.5 Olika mått på reningseffektivitet	16
3. RESULTAT	17
3.1 Nederbörd och vattenflöde	17
Nederbörd	17
Vattenflöden 2004-2006	17
3.2 Koncentrationer av kväve och fosfor vid inlopp och utlopp	19
Kväve	19
Fosfor	20
3.3 Näringsbudget	20
Kväveretention	20
Fosforretention	22
3.4 Teoretisk och verklig uppehållstid	23
Den teoretiska uppehållstiden	23
Vattnets verkliga rörelse	24
Färgämnesförsök	24
Manuella prover i våtmarken	25
Automatiska prover i utloppet	27
3.5 Effektiv reningsyta	29
4. DISKUSSION	30
5. SLUTSATSER	33
6. TACKORD	34
7. REFERENSER	35
Publicerade referenser	35
Personliga referenser	37
Internet referenser	38

1. INLEDNING

I århundraden har sjösänkning och utdikning av våtmarker tillämpats i Sverige för att skapa mer jordbruksmark åt en växande befolkning. Ända fram till 1970-talet gavs statligt stöd för torrläggning av mark för jordbruksändamål, vilket har resulterat i att stora arealer våtmarker har försvunnit, framför allt i södra Sverige. I vissa jordbruksområden har mer än 90 % av våtmarkerna försvunnit. Den minskade vattenförvaringsvolymen och ökade avrinnings hastigheter har bidragit till minskad reduktion av näringsämnen, eftersom de naturliga reningsprocesserna inte får tid att verka (Koskiaho, 2003). Övergödningsproblemen i form av återkommande algbloomningar och spridning av döda och syretömnda bottnar i Östersjön har ökat. Kväve anses vara det begränsande näringsämnet i Östersjön, medan fosfor begränsar tillväxten i sjöar och vattendrag (Wetzel, 2001). Den största diffusa näringskällan är jordbruket som står för 49 % av kvävetillförseln till Östersjön och 43 % av fosfortillförseln. De enskilda avloppen står för det största punktutsläppet för fosfor med 20 %, medan kvävetillförseln är desto mindre 3 % (Formas, 2006). Livsmiljön för våtmarksberoende växter och djur har radikalt minskat i och med utdikning, sjösänkning och att vattendragen rätats ut. Omkring 560 rödlistade arter är beroende av våtmarker i den öppna naturtyp som odlingslandskapet utgör (Jordbruksverket, 2004). Våtmarker främjar således den biologiska mångfalden, utjämnar flödet och bidrar till näringsavskiljning, ökar natur- och kulturmiljövärden samt kan även användas för bevattning och jaktändamål (Koskiaho & Puustinen, 2005).

Svenska myndigheter har förstärkt kravet på rening av näringsämnen i vatten och riksdagen antog våren 1999 femton nationella miljö kvalitetsmål. Miljö kvalitetsmålen som berör våtmarker i odlingslandskapet är *Ingen övergödning*, *Myllrande våtmarker* och *Biologisk mångfald*. I odlingslandskapet skall minst 12 000 ha våtmarker och småvatten anläggas eller återställas fram till 2010 (SNV, 2006). Kvävebelastningen förväntas minska med 2 100 ton/år, detta värde är baserat på en genomsnittlig rening på 150-200 kg N/ha och år (Jordbruksverket, 2004). Det finns inga kvantifierade mål för hur mycket fosfor som ska avskiljas eller målformuleringar för den biologiska mångfalden i våtmarker. Förbättring av den biologiska mångfalden kräver en variation av våtmarkstyper, vilket kan skapa en konflikt med en våtmark som näringsfälla, där man försöker uppnå bästa reningseffektivitet. Våtmarker i odlingslandskapet utformas främst för att gynna sedimentation och denitrifikation, som är de viktigaste reningsprocesserna för fosfor respektive kväve. Denitrifikationen står för 90 % utav kväveavskiljningen i våtmarker och ökar med våtmarkens ålder, medan sedimentationen minskar med åren (Koskiaho & Puustinen, 2005).

I miljömålen står även att våtmarker ska anläggas eller restaureras där de bäst behövs och reningseffekten blir störst, vilket är i Skåne, Halland och Blekinge. Som andra prioritet tillhör avrinningsområden till Östersjön för att minska läckaget nära kusterna (Jordbruksverket, 2004). Vid val av läge och utformning av våtmarker behöver våtmarkens miljönytta i förhållande till kostnaderna bedömas. Ett mått på kostnadseffektiviteten fås genom att bedöma kostnaden per kilo kväve och fosfor som avskiljs i våtmarken per år. Detta gäller främst våtmarker vars huvudsyfte är näringsretention. Markens alternativvärde är intäkten lantbrukaren går miste om när markanvändningen övergår till våtmark. I kostnaden bör även skötsel, anläggnings- eller restaureringskostnader räknas med (Persson & Ståhl-Delbanco, 2005).

Statligt stöd har sedan 1990 getts för att återskapa våtmarker i odlingslandskapet, men de hittills anlagda våtmarkerna utgör bara en liten del utav de våtmarker som tidigare dränerats och ombildats till åkermark. Det är därför av stor betydelse att anläggningen och restaureringen av våtmarker sker på sådant sätt att retentionen av näringsämnen effektiviseras och den biologiska mångfalden gynnas. Därmed behövs bättre kunskap om kväve- och fosforavskiljningen samt den biologiska mångfalden i våtmarker som anläggs i odlingslandskapet.

Syfte

För att öka kunskapen kring kväve- och fosforavskiljning i anlagda våtmarker startades hösten 2003 projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet- uppföljning av miljömålen”. Det drivs av Hushållningssällskapet i samarbete med WRS Uppsala AB, SLU, Länsstyrelsen i Stockholms län samt Linköpings Universitet med medel från Stockholms läns landsting, Jordbruksverket, Naturvårdsverket och Vastra. Genom noggranna mätningar av vattenflöden och flödesstyrd provtagning studerades näringsämnestransporten genom en våtmark som anlades 2003 och som uppfyllde valda kriterier. Särskilda studier har dessutom gjorts av näringsbelastningen från omgivande marker och bebyggelse. Även inventeringar av flora och fauna har genomförts för att värdera våtmarken med avseende på biologisk mångfald. Ett övergripande mål med projektet är att bidra med kunskap om lämplig utformning och skötsel av våtmarker i odlingslandskapet för att få bästa möjliga utnyttjande.

Det specifika målet med detta exmensarbete var dels att sammanställa och utvärdera den data som insamlats angående vattenflöden och näringsämneskoncentrationer under perioden april 2004 till mars 2006, samt att beräkna hur reningen av kväve och fosfor fungerat under olika perioder. Vissa data redovisas säsongvis och därför har även april 2006 bearbetats och redovisas i dessa fall. Målet var även att genom spårämnesstudier närmare utreda hur vattnet rör sig genom våtmarken i samband med stora flöden. Kunskap om vattnets verkliga uppehållstid i våtmarken är mycket viktig för att utvärdera dess funktion och effektivitet som näringsfälla.

1.1 Beskrivning av våtmarken

Våtmarken i Södra Stene söder om Gnesta, Södertälje kommun, var tidigare ett vassbeklätt dike som gång på gång svämmades över. Omgivande mark var därmed relativt obruklig och användes sedan början av 1990-talet för salixodling. Lantbrukaren, som har stort miljö- och naturintresse tog, efter att ha läst om våtmarkers nytta, kontakt med Länsstyrelsen i Stockholm som hjälpte till att skissa fram ett förslag till en lämplig våtmark. Under 2003 grävdes diket ut till en våtmark med viss finansiering via statligt stöd. In- och utloppet är väldefinierat och diket mynnar efter en kort sträcka ut i sjön Sillen. Vattenyta varierar under året, men ligger runt 2,1 ha vilket motsvarar ungefär 2,1 % av avrinningsområdet. Hela avrinningsområdet är 98 ha stort (inklusive våtmarken) och kan delas in i tre tillrinningsområden till våtmarken, som visas i figur 1 (Karlsson, 2005). Det största på 80 ha för vatten till våtmarken vid inloppet och de två andra till våtmarken via sidorna. Område 2 är 4 ha stort och är beläget söder om våtmarken, medan område 3 (12 ha) ligger åt nordost. Avrinningsområdet dominerades av skog (56 ha) och åker (34 ha), medan resterande 6 ha bestod av betes- och tomtmark. Tillrinningsområdena 2 och 3 består av en större andel åkermark (45 %) än tillrinningsområde 1 (34 %). Förutom tillflöden från omgivande marker tillkommer ytterligare flöde till våtmarken med hushållens avloppsvatten, som via ett dräneringsrör mynnar halvvägs ner i våtmarkens nordöstra sida, från tillrinningsområde 3.

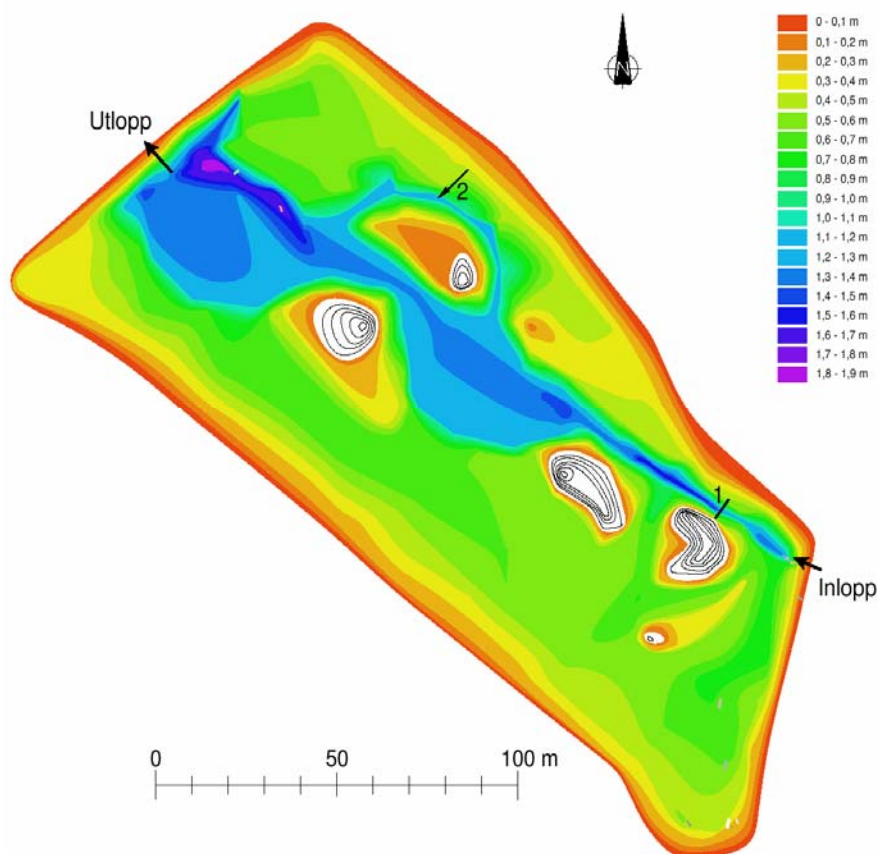


Skapad av Marie Karlsson, © Lantmäterierket Gävle 2005. Medgivande I 2005/533, GSD-Terrängkartan.

Figur 1. Karta över Stene våtmarks (4) avrinningsområde indelade i tre tillrinningsområden (Karlsson, 2005).

Våtmarken är relativt grund. Den består av två djuphålor där maxdjupet är 1,8 m, medan resterande områden är 0,2-0,3 m djupa. I våtmarken finns fyra öar samt några mindre platser för häckande fåglar, som förbättrar landskapsbilden, ökar biodiversiteten och ökar den hydrauliska effektiviteten. Kaveldun (*Typha latifolia*) var under de första åren den dominerande arten och bekämpades aktivt för att förhindra igenväxning. Vid kanterna fanns även en del tåg (*Juncus sp.*) och intill södra strandkanten stod ett salixbestånd. Vegetation reducerar strömningshastigheten, vilket leder till ökad sedimentation. Växternas upptag av näring har en mindre betydande roll för nettoretentionen (Koskiaho & Puustinen, 2005). Däremot bidrar de med större yta åt mikroorganismer, som i sin tur ökar denitrifikationen. I och med att kaveldun bekämpas, reduceras vegetationens friktionsdämpande förmåga. Stene våtmark skyddas delvis av skog på sydsidan men vindens påverkan var trots detta stor, vilket kom att visa sig i denna studie.

I början följde vattnet i våtmarken främst kanalfåran från det gamla diket. Ett dämme konstruerades i kanalen vid inloppet hösten 2005, då vattenytan sänktes för slåtter. Dämmets uppgift var att sprida ut inkommande vatten åt sidorna och därmed förlänga vattnets uppehållstid i våtmarken. En avvägning har även utförts med hjälp av avvägningssinstrument. Från de erhållna koordinaterna skapades höjdkurvor i CAD-programmet FastCAD 6.13 och genom interpolering med polygoner togs en volymmodell över våtmarken fram (figur 2).



Figur 2. Djupprofil av våtmarken i Södra Stene. Nivåangivelser avser djup vid högvatten. Vid normalvattenstånd är djupet ca 1-2 dm lägre. Den flödesavskärande presenning som monterats i det gamla diket är placerad vid 1 och dräneringskulverten som leder behandlat hushållsvatten till våtmarken mynnar i punkt 2.

Volymen och i viss mån ytan varierar beroende på vattennivån i våtmarken. Beräkningarna visade att om exempelvis nivån var 1,8 m blev volymen 13 311 m³, medan den sjönk ner till 9 068 m³ om nivån var 20 cm lägre. Under större delen av provtagningsperioden var våtmarkens volym 11 125 m³ och detta värde användes därmed vid beräkningar.

2. MATERIAL OCH METODER

2.1 Flödesförhållanden och nederbördsdata

Inlopp

Inloppsstationen bestod av en kombinerad vattenprovtagare och flödesmätare med inbyggd temperaturmätning och nederbördsdata av typen SIGMA 900 MAX. Nederbörden mättes av ett vippkärl vars tippningar registrerades med datalogger. Genom att ha monterat en sond i botten på röret som leder vattnet in i våtmarken, mättes flödet enligt area/hastighetsmetoden. Sonden skickade ut en ljudimpuls mot strömningsriktningen och det reflekterande ljudet från partiklar fångades upp av sonden. Detta kallas dopplereffekten och med hjälp av frekvensförändringar bestämdes vattnets hastighet. Rörets area beräknades med ekvation 1,

$$A = r^2 \times \pi \quad (1)$$

där radien, r är 22,6 cm. Var femte minut loggades hastighetsdata i en dator som beräknade flödet genom att multiplicera hastigheten (m/s) med rörets area (m²), ekvation 2 som även användes vid omräkningar utav inflödet.

$$Q = A \times v \quad (2)$$

Utlopp

Vid utloppet var ett V-överfall installerat med ett 60° skibord. En tryckgivare registrerade kontinuerligt vattennivån och flödet beräknades enligt ISO 1438-1, där följande formel gällde för triangulära skibord:

$$Q = C_e \times \frac{8}{15} \times \tan \frac{\alpha}{2} \times \sqrt{2g} \times h_e^{5/2} \quad (3)$$

Q = flödet genom skibordet (m³/s)

α = skibordets vinkel (20-100°)

C_e = konstant

h_e = mät höjd (m)

g = accelerationskonstant (9,807 m/s²)

Konstanten C_e varierade beroende på vattennivån och skulle enligt Naturvårdsverkets allmänna råd för flödesmätning 90:2 ligga mellan 0,57-0,59 (SNV, 1990). Enligt beräkningar från registrerade flöden och nivåer av utloppets mätstation erhöles ett C -värde på 0,59. En kontrollberäkning av C_e gjordes även med tabellvärden för triangulära skibord enligt ISO-standard. Vid avvägningen av våtmarken framgick att nivåmätaren i utloppet bör ange ett värde som var ca 0,76 m högre än det vid inloppet. Om skillnaden inte verkade stämma gjordes omräkningar av utloppsflödet med hjälp av ekvation 3.

Flödesdata saknades periodvis i både in- och utloppet, då tekniska problem uppstått eller när flödesdata inte kunnat beräknas, i och med att vattennivån varit för låg efter sänkning av våtmarken. När inte interpolering kunde utföras, justerades inlopps- respektive utloppsflöde med en faktor. Enligt Karlssons beräkningar (2005) registrerar inloppsstationen 81,6 % (80 ha/ 98 ha) av Stene våtmarks tillrinning, varav ekvation 4 användes för korrigering av flödet.

$$Q_{inlopp} = 0,816 \times Q_{utlopp} \quad (4)$$

Det lägsta inloppsflödet som kunde registreras var 11,6 m³/h, vilket motsvarar 277 m³/d. När flödet var lägre än så, registrerar flödesmätaren ett fast flöde som var satt till 76,3 m³/d, vilket gav upphov till mindre pålitliga inloppsvärden. Sommartid när flödet var lågt överskattades inloppsflödet, medan en underskattning skedde under perioder som flödet låg mellan 76,3-277 m³/d. I beräkningarna har i första hand utloppsflödet, som ansågs mer tillförlitligt, använts men korregerats med hjälp av ekvation 4 för inloppet. Under några perioder har inloppsflöden använts trots att flödet legat mellan fixeringspunkten och brytpunkten eftersom utloppsflödet saknats och en över- respektive underskattning borde därmed räknas med. Under november 2005 kunde däremot utloppsflödet beräknas ur våtmarkens volymmodell och inloppsflödet som inte ansågs pålitligt beräknades med ekvation 4.

2.2 Vattenprovtagning, vattenanalyser och balansberäkningar

Vattenprovtagning och analyser

I två års tid (2004-2006) har flödesproportionella vattenprover tagits med de automatiska provtagarna i inlopp respektive utlopp. Vatten sögs upp med en slangpump där provtagningsfrekvensen reglerades efter flödet. Om provtagaren varit ur funktion på grund av tekniska problem eller kyla togs stickprov. Proverna analyserades varje vecka med avseende på totalkväve (Tot-N), nitratkväve (NO₃-N), ammoniumkväve (NH₄-N) och totalfosfor (Tot-P) vid ALcontrol AB i Linköping. Laboratoriet är ackrediterat av SWEDAC enligt SS-EN ISO/IEC 17025 och de vattenkemiska analysmetoder som använts visas i tabell 1.

Tabell 1. Vattenkemiska analysmetoder som användes utav Alcontrol AB Sverige vid analysering av Stene våtmarks vattenprover.

Ämne	Analysmetod	analyserades 2006
Total-fosfor	SS-EN ISO 15681	X
Total-kväve	SS-EN ISO 13395	X
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	SS-EN ISO 11732	X
Fosfatfosfor, PO ₄ -P	SS-EN ISO 1189	
Nitratkväve, NO ₃ -N + Nitritkväve, NO ₂ -N	SS-EN ISO 13395	X

Vid tillfällena då prover inte kunde tas och värden saknades gjordes en linjär interpolering i Microsoft Excel, förutom under sänkningen av våtmarksytan september-oktober 2005 då inga prover togs i våtmarkens inlopp.

Balansberäkningar

Genom att beräkna transporten av näring in i och ut ur våtmarken och ta differensen däremellan fås en uppskattning av våtmarkens reningseffekt. Detta förutsätter att kontinuerliga mätningar av flödet sker och att eventuella tillflöden eller utflöden från våtmarken mellan inlopp och utlopp beaktas. För att få beräkningarna att stämma överens med verkligheten i största möjliga utsträckning borde även samma vattenpaket följas genom våtmarken.

Tidigare har mängden närsalter som transporterats genom Stene våtmark beräknats genom att multiplicera flödet i utloppet med inkommande respektive utgående koncentration. I den beräkningen antogs inflödet vara lika stort som utflödet. Hänsyn har dock tagits till det enskilda avloppsvatten som tillför näring till våtmarken från tillrinningsområde 3 och därmed inkluderats i näringsbudgeten.

I det här examensarbetet gjordes mer utförliga beräkningar som jämförts med tidigare beräkningsmetod. Inkommande flöde antogs inte vara detsamma som utflödet, utan multiplicerades med inkommande näringsmängd och utloppsflödet med utgående mängd näring. Försök till att följa samma vattenpaket genom våtmarken vid beräkningarna gjordes. Eftersom uppehållstiden varierar kraftigt under året och den verkliga uppehållstiden skiljer sig från den teoretiska gjordes endast förskjutning av utflödet med ett eller två dygn. Detta antogs vara relativt rimligt då även utflödet i våtmarken hade en snabb respons på nederbörden. Jämförelser gjordes även med att förskjuta utloppshalten, när ut- och inloppsflödet antogs vara lika. Behovet att korrigera för uppehållstiden i början och slutet av perioden blir marginell vid summering av transporten under längre perioder, varav även ingen förskjutning alls undersöktes.

Den koncentration som mättes i inloppet motsvarade tillrinningsområde 1, som enligt omräkningar i Karlssons modell- och schablonberäkningar (2005) stod för 79 % av kväve- och fosforbelastningen till våtmarken 2004. Extra flöden som tillkom från det enskilda avloppet och som avrinning från åkermarkerna på våtmarkens sidor togs därför med i beräkningarna. Tillsammans bidrog markavrinningen från områdena 2 och 3 med 21 % totalkväve och totalfosfor, då de innehöll en större andel åkermark än område 1. Den förväntade belastningen från område 2 och 3 beräknades således med ekvation 5.

$$Belastning_{omr2\&3} = (Q_{in} \times C_{in} / 0,79) \times 0,21 \quad (5)$$

Enligt beräkningarna i samma rapport bidrog avloppsvattnet år 2004 med 24 % av den totala fosfortillförseln. Detta motsvarar ca 4,5 kg fosfor/år. Andelen kväve var endast 3 %, som motsvarar ca 20 kg kväve per år. Tillförseln från avloppet ansågs vara relativt konstant under året och var baserade på uppmätta värden, varför månadsvis ca 0,82 kg TN respektive 0,18 kg TP adderades till inkommande mängder. Näringsretentionen i Stene våtmark beräknades sedan genom att subtrahera utgående mängd från den inkommande mängd närsalter, korrigerad för avrinning från område 2 och 3 samt avloppet (ekvation 6).

$$Ret = Omr 1 + Omr 2 \& 3 + Avl - Ut \quad (6)$$

Då retentionen varierade beroende på årstiderna, beräknades förutom årsvärden även säsonsretentionen för tremånadersperioder; vår (mars-maj), sommar (juni-augusti), höst (september-november) och vinter (december-februari).

2.3 Teoretisk uppehållstid

En våtmark där vattnet stannar kvar länge anses ha bättre rening då viktiga biologiska och kemiska processer hinner ske. Uppehållstiden påverkas av våtmarkens form, bottenstruktur och vegetation. Den teoretiska tid det tar för vattnet att färdas genom våtmarken, kallas *nominell uppehållstid*, τ_n . Den beräknades genom att dividera våtmarkens totala volym (m^3) med inflödet (m^3/d), ekvation 7 och förutsätter att vattnet rör sig i en jämn front genom våtmarken, så kallat kolvflöde.

$$\tau_n = \frac{V}{Q_{in}} \quad (7)$$

Då volymen ofta är ett uppskattat värde anses detta osäkert (Kadlec, 1996), speciellt eftersom flödet varierar mycket och därmed påverkar den nominella uppehållstiden. För våtmarken i Stene beräknades den teoretiska uppehållstiden under olika perioder med hjälp av registrerat flöde och mätningar av våtmarkens volym. Vanligtvis är den verkliga medeluppehållstiden kortare än den nominella, eftersom vattnet rör sig snabbare genom vissa partier av våtmarken. Genom att göra ett spårämnesförsök kan vattnets verkliga flödesvägar synliggöras.

2.4 Spårämnesstudie april-maj 2006

Genom att studera ett spårämnes förflyttning mellan inloppet och utloppet kan den verkliga uppehållstiden i våtmarken beräknas. Dessutom kan den verkliga strömningshastigheten och vattnets strömningsvägar fastställas, vilket kan ge värdefull information om hur stor del av våtmarkens yta som verkligen utnyttjas för reningsprocesser. Spårämnets koncentration i utloppet blir en funktion av tiden och kan visas i en genombrottskurva. Där beskrivs vattenpaketets olika uppehållstider och alla avvikelser från kolvflödet. Vid ett kolvflöde är den aktuella uppehållstiden lika med den nominella, d v s maximalt möjliga uppehållstiden eftersom alla vattenpaket stannar lika länge i våtmarken. Kolvflöden uppstår emellertid aldrig i naturliga system (Persson & Wittgren, 2003), vilket medför att den verkliga uppehållstiden blir kortare. Detta beror delvis på zoner i våtmarken som inte interagerar med flödet, t ex volymer som vattnet inte når på grund av kanaler som vattnet följer eller volymer ockuperade av växtmaterial (Koskiaho, 2005).

Moment och Medelvärde för beräkning av uppehållstiden

Genom att göra om genombrottskurvan till ett histogram där den uppmätta koncentrationen (C_i) motsvarar centroiden i koncentrationsfördelningen, uppskattades den totala arean (M_0) under genombrottskurvan. Detta kallades det nollte momentet som inte var beroende av tiden och beräknades med ekvation 8.

$$M_0 = \sum_{i=1}^N \Delta t_i \times C_i \quad (8)$$

Δt var bredden av varje stapel och en linjär fördelning för koncentrationen antogs där prover saknades. En viktning av genombrottskurvan gjordes för att hitta det första momentet, väntevärdet, som var medeltiden spårämnet uppehöll sig i våtmarken. Det första momentet (M_1) beräknades med ekvation 9 och vissa svårigheter uppstod vid bestämningen, då svansen på kurvan hade stor påverkan.

$$M_1 = \sum_{i=1}^N t_i \times \frac{\Delta t_i \times C_i}{M_0} \quad (9)$$

Den temporära variansen av uppehållstiden, bredden av genombrottskurvan, beräknades genom att subtrahera det första momentet i kvadrat från det andra momentet (ekvation 10). Variansen är lika med noll under optimala förhållanden, det vill säga när ett kolvflöde råder och blir större ju mer flödet avviker från kolvflödesförhållanden.

$$\sigma^2 = M_2 - M_1^2 \quad (10)$$

Kriterier för ett bra spårämne

Ett bra spårämne ska vara stabilt och inte avdunsta eller adsorberas till partiklar i vattnet, sediment, botten eller mätinstrument. Dessutom ska det inte ske någon kemisk reaktion med dessa ytor eller atmosfären. Det underlättar även om bakgrundshalten är låg så att ämnet går relativt lätt att detektera. Spårämnet får inte vara hälsofarligt eller skadligt för miljön. Dessutom bör kostnaden vara rimlig och det ska helst inte vara några svårigheter att få tag på ämnet. Sedan 1870-talet har åtskilliga spårämnen använts, framförallt salter som klorid,

litium, jodid och bromid. Organiska färgämnen som rhodamin och olika typer av fluorescein är också vanliga. Även radioaktiva isotoper som tritium eller gammastrålning samt stabila metallkomplex, framförallt EDTA, används som spårämne (Persson 1998). I det här fallet valdes kaliumjodid (KI) och färgämnet fluoresceinnatrium ($C_2OH_{10}Na_2O_5$).

Kaliumjodid

Till skillnad från katjoner adsorberas anjoner i väldigt liten grad och fördröjs inte utav jonbytarprocesser (Knutsson, 1995). Jodid kan dock, enligt Magnus Holmqvist på Geosigma AB, till viss del adsorberas även av mangan och Fe-utfällningar. Kaliumjodid är ett konservativt ämne som finns i låga koncentrationer (0,02-0,03 mg/l) i ytvatten. Det kan lätt analyseras direkt i fält med en jon-selektiv elektrod, vilket ger stor flexibilitet. Degradering av jodid kan ske på två sätt; omvandling till organiskt-I genom en långsam reaktion med organiskt material samt genom foto-oxidation av I^- till hypoiodous acid, HOI, som avdunstar eller reagerar med organiskt material. Vattnet bör därför filtreras för att bli av med partiklar och analyseras direkt. Det går även bra att kyla proven och analysera inom 48 timmar (Salehin *et al*, 2003). Kaliumjodid har använts i många försök och anses vara ett lämpligt spårämne.

Uranin

Fluorescein skapades 1871 och används som färgämne i läkemedel och kosmetika. Några år senare producerades en mer vattenlösligt form, fluoresceinnatrium, vars handelsnamn är uranin (www.dyetesting). Det används till spårning av läckage i avloppssystem, grundvatten och ytvatten och anses även 120 år senare vara ett utav de bäst lämpade fluorescerande färgämnena vid spårning av vatten (Schindel, 2003). Fördelen med uranin, precis som för eosin, pyranin och phloxin B är den låga detektionsgränsen (<0,1 ppb), vilket gör det möjligt att med hjälp av UV-ljus använda väldigt låga koncentrationer och få ner analyskostnaden. Dessutom är sorptionen låg och den minskar med temperaturen. Uranin är grön-gult och starkt fluorescerande. Det bryts ner utav solljus och reduceras vid höga temperaturer till ofluorescerande leuco-dye form (Behrens, 2006). Bakteriell kontaminering och starka oxidations- eller reduktionsmedel påverkar också uranin (Jarret, 2005). Idag används uranin bland annat av Uppsala kommun- VA, Täby kommun, Geosigma och anses vara ofarligt för miljön men kan vara irriterande för ögon och hud, varav skyddskläder bör användas (Ross, 2000).

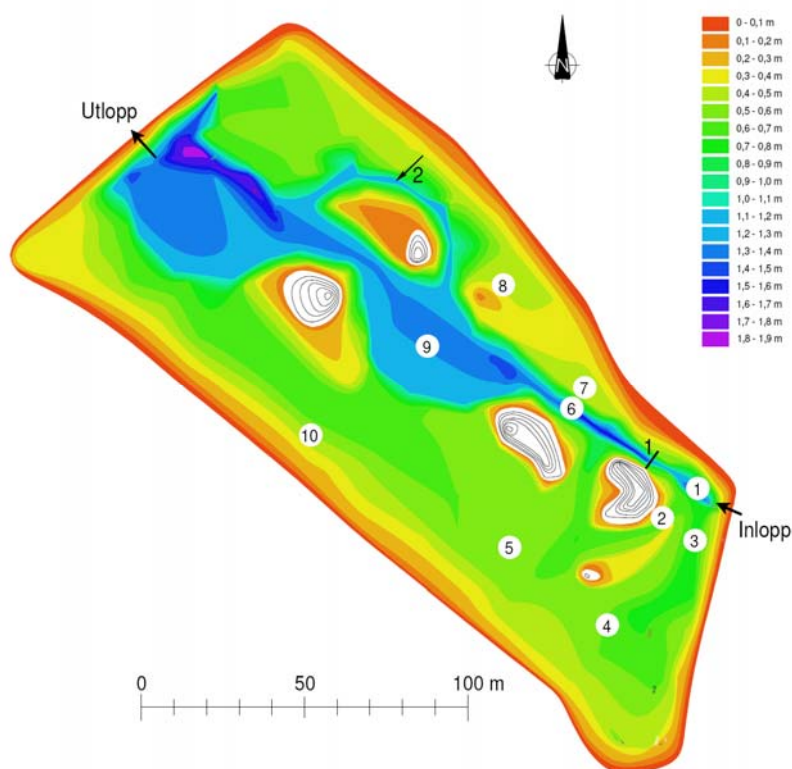
Utförande

Den 18 april 2006 startades ett spårämnesförsök i Stene våtmark. 6,48 kg kaliumjodid (KI) löstes upp i 24 l våtmarksvatten och kl 12.50 injicerades kaliumjodidlösningen i inloppet. Strax efteråt tillsattes även ca 0,5 kg uraninpulver. Flödet ut ur våtmarken var vid tillfället högt 815 m³/d, då försöket startades dagarna efter issmältningen i våtmarken, och klingade sedan av under försöksperioden. Flödesdata registrerades som vanligt var femte minut i mätstationerna vid in- och utloppet.

I våtmarkens utlopp togs vattenprover från och med den 18 april 2006 med en automatisk provtagare varje timme första veckan och var femte timme de andra veckorna. Första veckan fylldes provflaskorna varje timme fyra gånger med 120 ml vatten, varav en medelkoncentration för varje timme erhöles. De andra veckorna fylldes flaskorna 5 gånger med 100 ml varje timme. Vid tillfällena då tekniska problem uppstått med provtagaren togs

manuella stickprover, men under 25-28 april saknas prover helt. Det sista provet togs manuellt den 9 maj kl 10.10 den tjugoandra försöksdagen.

Det togs även manuella vattenprover i våtmarken som delades upp i tre tvärsnitt, med fyra punkter i inloppet, tre i den mellersta delen och tre längre ner i våtmarken (placeringarna och djupen visas i figur 3). Proverna togs från en roddbåt ca 0,15 m under vattenytan två gånger dagligen, på morgonen och på eftermiddagen. Proverna vid utloppet och vid de olika provtagningspunkterna filtrerades direkt genom pappersfilter och analyserades sedan med en jon-sektiv elektrod (ISE251, Radiometer analytical S.A.) speciellt anpassad för analys av jodidjoner i vattenlösning. Med elektroden kopplad till en voltmeter mättes jonaktiviteten uttryckt i form av spänning. Med hjälp av kalibreringskurvor för kända koncentrationer av jodid kunde spänningen överföras till koncentrationsvärden. Med hjälp av flödet beräknades sedan mängden jodid. För att se hur mycket jodid som transporterats under hela försöksperioden beräknades summan av mängden jodid som återfunns i utloppet.



Figur 3. De 10 provpunkternas placering och djup, indelade i tre tvärsnitt i Stene våtmark där manuella provtagningar av jodid togs under försöksperioden 18 april – 9 maj 2006. Den flödesavskärande presenning som monterats i det gamla diket är placerad vid 1 och dräneringskulverten som leder behandlat hushållsavlopp till våtmarken mynnar i punkt 2.

Då syftet med tillsättningen av uranin enbart var att visualisera vattnets väg genom våtmarken gjordes inga mätningar av koncentrationen. Däremot observerades färgämnets fördelning så länge det var möjligt, ungefär fyra dygn, och våtmarken fotograferades från ett närliggande berg.

Val av provpunkter

Ett av syftena med provtagning i våtmarken, var att se om det installerade dämnet lyckats sprida vattnet i hela våtmarken eller om vattnet fortfarande tog vägen genom det gamla diket. Provpunkt 1 sattes därför direkt efter inloppet vid dikeskanalen, där våtmarken var 1,10 m

djup (figur 3). Efter första punkten var det dämme placerat, som förväntades tvinga tillbaka vattnet till andra sidan av våtmarken. Vattnet kunde då ta två huvudvägar som blev provpunkterna 2 och 3. Dessa skiljdes åt av ett lite grundare parti med ett gammalt bestånd av kaveldun. Provpunkt 4 var belägen längst bort i tvärsnittet, på våtmarkens södra sida. Det andra tvärsnittet delades på tre provplatser; punkt 5, punkt 6 (dikeskanalen) och punkt 7 som låg på en grundare vegetationsdel norr om dikeskanalen. Tredje tvärsnittet var placerat på liknande provplatser (prov 8, 9 och 10) men längre ner mot utloppet. Provpunkternas koordinater mättes med en GPS, modell eTrex Legend och noggrannheten var den 28 april 6 meter.

2.5 Olika mått på reningseffektivitet

Generellt beror våtmarkens effektivitet på tre faktorer:

- Reningsprocesser (sedimentation, växtupptag och denitrifikation)
- Hydrologin (vattenomsättningen)
- Hydrauliken (strömningsförhållanden)

Det som kanske har störst inverkan på våtmarkens effektivitet är våtmarkens area i relation till avrinningsområdets area, *Area relation*. Högre kvot ger vattnet i våtmarken en längre uppehållstid, vilket leder till att reningsprocesserna hinner ske. Även hydrauliken är av central betydelse för vattnets uppehållstid och våtmarkens reningseffektivitet. Vanligen behövs en beskrivning av hydrauliken i våtmarken, det vill säga hur stor omblandningen av vattnet är. Den hydrologiska effektiviteten påverkas utav dammens volym i förhållande till avrinningen och utformningen av utloppet (Persson, 1998).

Hydraulisk effektivitet, λ är ett mått på förmågan att sprida flödet jämt över hela volymen, det vill säga hur stor del av våtmarken som utnyttjas för rening (Jaremalm, 2005). Den hydrauliska effektiviteten påverkas utav våtmarkens form, en smal avlång damm har bättre hydraulisk effektivitet än en rund. Detta beror på bättre utnyttjande av vattenvolymen och mindre spridning av vattnets uppehållstid (Wörman & Kronnäs, 2005). Inflödet av vatten har också stor betydelse och beror på inloppets utformning och placering (Davidsson *et Al*, 2003). Bottenpografien, öar, uddar och andra strukturer påverkar även den våtmarkens hydrauliska effektivitet som beräknades enligt ekvation 11 (Persson, 1998).

$$\lambda = \frac{t_{peak}}{t_{nominell}} \quad (11)$$

Där t_{peak} var tiden från att ämnet tillsattes tills den högsta koncentrationen fås i utloppet och $t_{nominell}$ var den teoretiska uppehållstiden (VA-Forsk, 2004). Ju närmare 1 λ är, desto bättre hydraulisk effektivitet har våtmarken tack vare färre ineffektiva zoner med stillastående vatten. Lägre λ betyder snabbare huvudflöde och större ineffektiva zoner (Koskiahio, 2005).

Ett tredje sätt att mäta våtmarkens effektivitet och hur väl arean utnyttjas är *Aspect ratio*. En kvot erhöles när våtmarkens kantlängder dividerades, bredden genom längden.

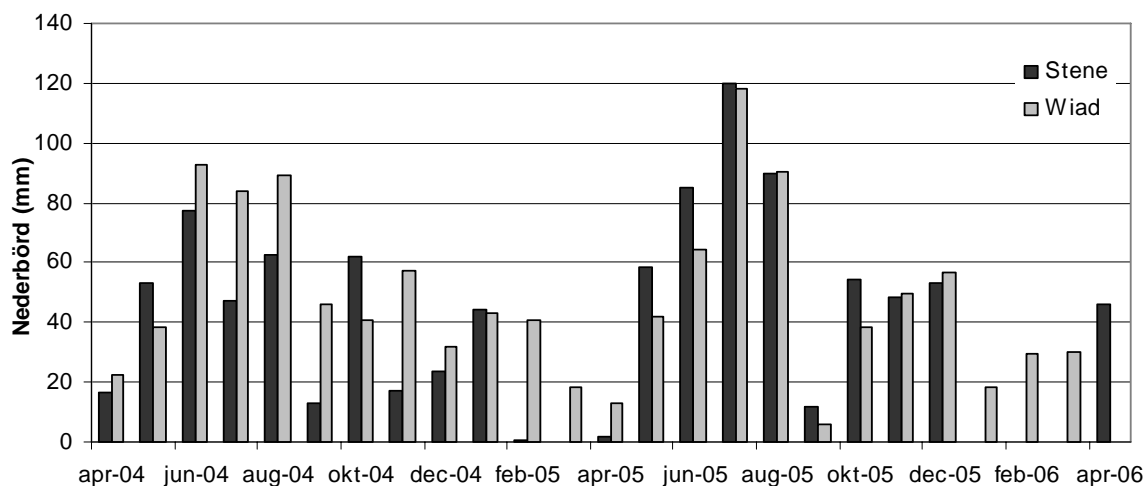
Effektivvolymkvot, e är ett mått på hur stor den effektiva volymen i våtmarken är och beräknades genom att dividera den verkliga uppehållstiden genom den teoretiska (Bojcevska, 2005).

3. RESULTAT

3.1 Nederbörd och vattenflöde

Nederbörd

Nederbörden som registrerats i våtmarkens inloppsstation jämfördes med SMHI's station Wiad, som var belägen på Södertörn, söder om Stockholm. Då det bara var regn som registrerades i Stene stämde värdena bäst överens de snöfria månaderna, men lokalt fanns även vissa skillnader. Figur 4 visar nederbörden från de två stationerna som stämmer relativt bra överens.



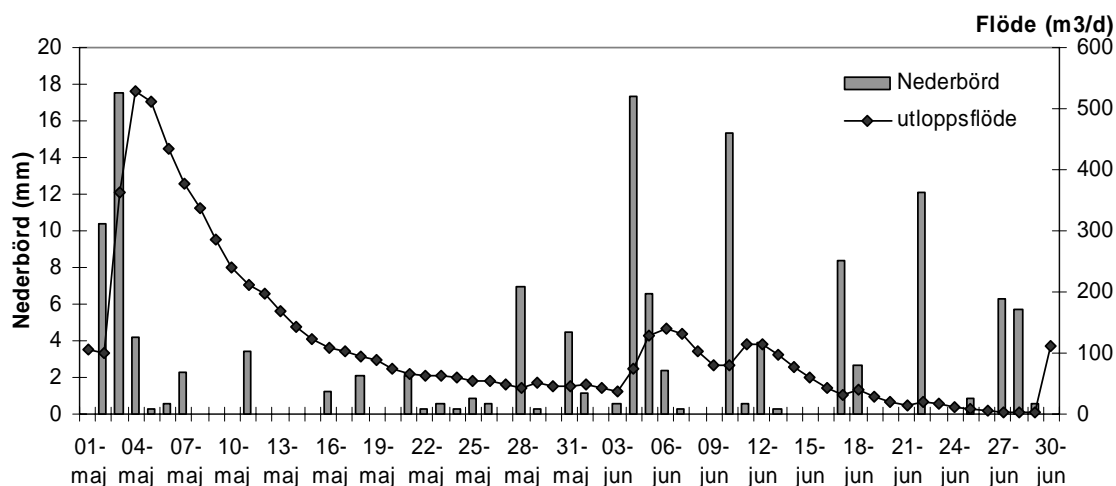
Figur 4. Nederbörden under april 2004- april 2006 från mätstationerna i södra Stene och Wiad, Stockholms län.

Under det första året (april 2004-mars 2005) var nederbörden totalt 419 mm i Stene och 602 mm i Wiad, men data saknades tidvis från Stene under februari-mars. Andra året (april 2005-mars 2006) ökade nederbörden i Stene till 531 mm, medan den minskade i Wiad till 557 mm. Även andra året registrerades således mer nederbörd i Wiad än i Stene, då endast regn registrerades i Stene. Värdena stämmer bra med referensnormaler, som för stationen i Wiad var 547 mm för perioden 1961-1990 (SMHI, 1991).

Vattenflöden

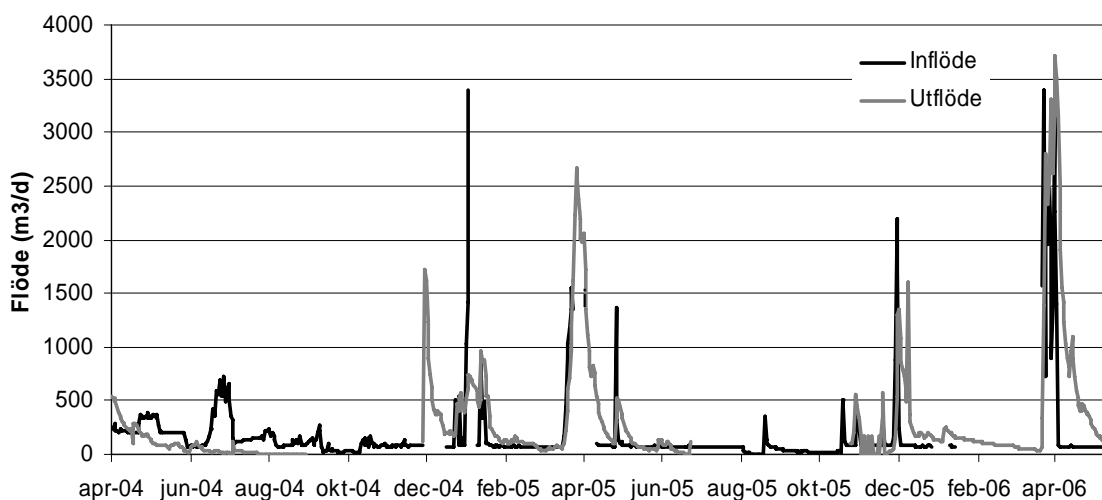
I februari 2006 gjordes mätningar av flödet i utloppsbrunnen med hink och stoppur, för att kontrollera det registrerade flödet i loggen. Resultatet efter upprepade mätningar tydde på att värdena överensstämde.

Att flödet har en snabb respons på nederbörden kan ses i figur 5, där flödet ökade inom ett dygn efter större mängder regn. Detta har även varit tydligt i fält.



Figur 5. Utloppsflödets respons på nederbörden i Stene våtmark, 1 maj-30 juni 2005.

Under de två år som provtagning skett i våtmarken varierade flödet kraftigt (figur 6). Flödet ökade markant under snösmältningen som ägde rum två gånger, i december och i april båda vintrarna. Flödet i utloppet var drygt 1000 m³/d mer under våren 2006 jämfört med våren 2005, då en vinter med mycket snö gav upphov till en mer omfattande avsmältning. Medelflödet det första året (april 2004-mars 2005) var 169 m³/dygn och år, medan andra året (april 2005- mars 2006) ökade flödet ut ur våtmarken till 262 m³/dygn och år. Flödesdata saknas dock under olika delar av de två åren, vilket gjorde jämförelsen mindre tillförlitlig. Avrinningen för våtmarkens avrinningsområde blev utifrån flödesdata 62 mm/år första året och 73 mm/år det andra året, vilket är betydligt lägre än det som anses normalt (200 mm) för Stockholms län (Carlsson *et al*, 2003). Flödena var lite lägre än förväntat, men en förklaring kan finnas i att även nederbörden var relativt liten dessa år. Avdunstningen för området är i genomsnitt 450 mm/år (SMHI) och den årliga avrinningen blir 110 mm om den årliga medelnederbörden uppskattats till 560 mm/år. En medelavrinning på 70 mm till våtmarken ger att grundvattenbildningen bör vara ca 40 mm, vilket är en rimlig siffra för området. Den låga årsavrinningen bör alltså kunna förklaras av att en stor del av avrinningen från högre liggande skogsmark infiltrerar i moränzonen mellan berg och lera och alltså aldrig når våtmarken.

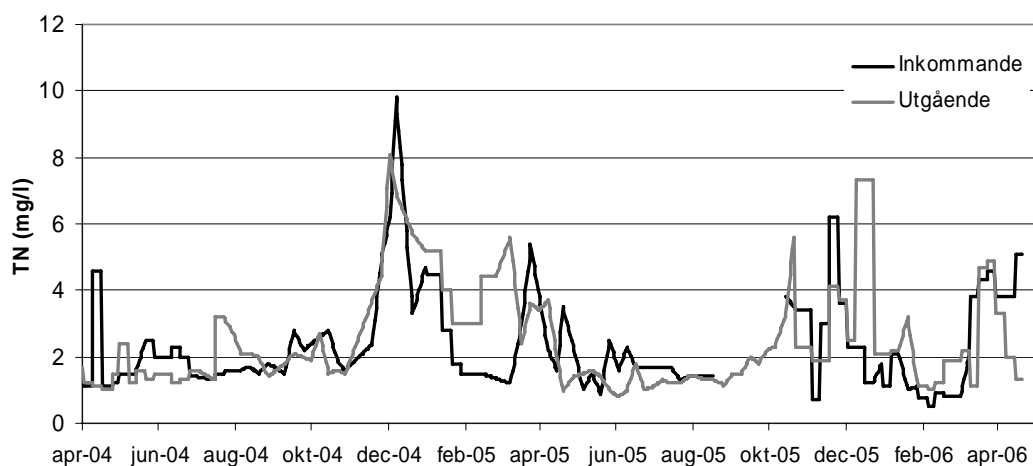


Figur 6. Dygnsflödet i inloppet respektive utloppet i Stene våtmark april 2004- april 2006.

3.2 Koncentrationer av kväve och fosfor vid inlopp och utlopp

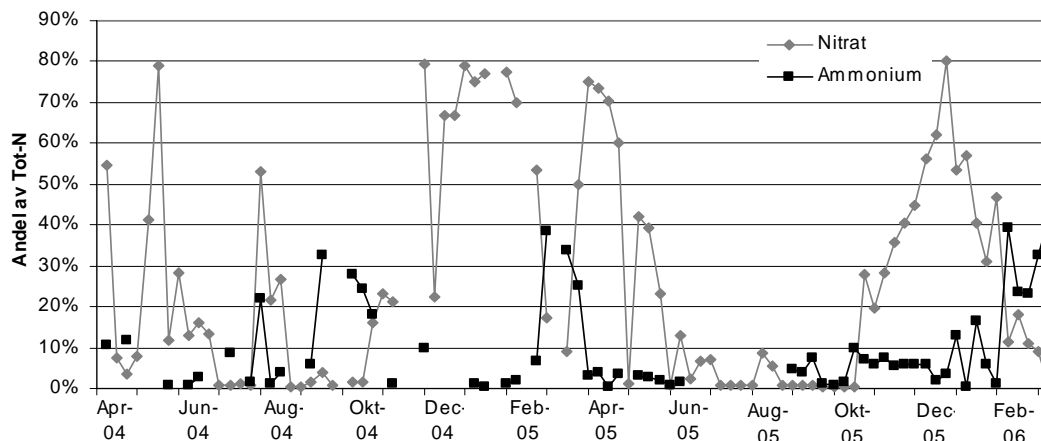
Kväve

Koncentrationerna av totalkväve var låga, ca 2 mg/l, under största delen av året men högre, 6-10 mg/l, under vinter- och vårmältningen (figur 7). Under den perioden finns ingen vegetation på åkermarken som kan ta upp näringen och läckaget blir stort från marken. När grundvattenytan dessutom stiger, kan kväve från markskikten längre ner bidra till att ytterligare öka kväveläckaget. Medelhalten för totalkväve var i inkommande vatten de två åren 2,4 mg/l respektive 2,1 mg/l. Utgående koncentration var i medel högre det första året 2,8 mg TN/l, medan halten var densamma i in- och utloppet det andra året. Halterna ligger något lägre än i liknande avrinningsområden i Mälarenregionen, 4 mg/l (Carlsson *et al*, 2003), vilket kan bero på att Stene har en relativt liten andel åkermark, 35 %.



Figur 7. Inkommande och utgående koncentrationer av totalkväve under april 2004- april 2006 i Stene våtmark.

Andelen nitrat- och ammoniumkväve följde relativt tydliga mönster (figur 8), där andelen av totalkväve baserades på koncentrationerna av nitrat och ammonium tagna varje vecka i våtmarkens utlopp. Andelen nitratkväve var låg under sommarmånaderna, eftersom växterna tagit tillvara på all växttillgängligt kväve. En liten ökning skedde dock i augusti 2004, vilket kan bero på att ammonium som tillförts med avloppsvattnet nitrifierats. Under oktober blev nitratandelen åter högre, i och med att kväveläckaget ökade från åkrarna under höstregnet. Nitratandelen reducerades i början av mars 2005, när det mesta syret förbrukats i våtmarken, men ökade igen med tillskottet från vårfloden i slutet av mars. När växterna åter började ta upp nitratkvävet minskade andelen och följande år observerades samma mönster.

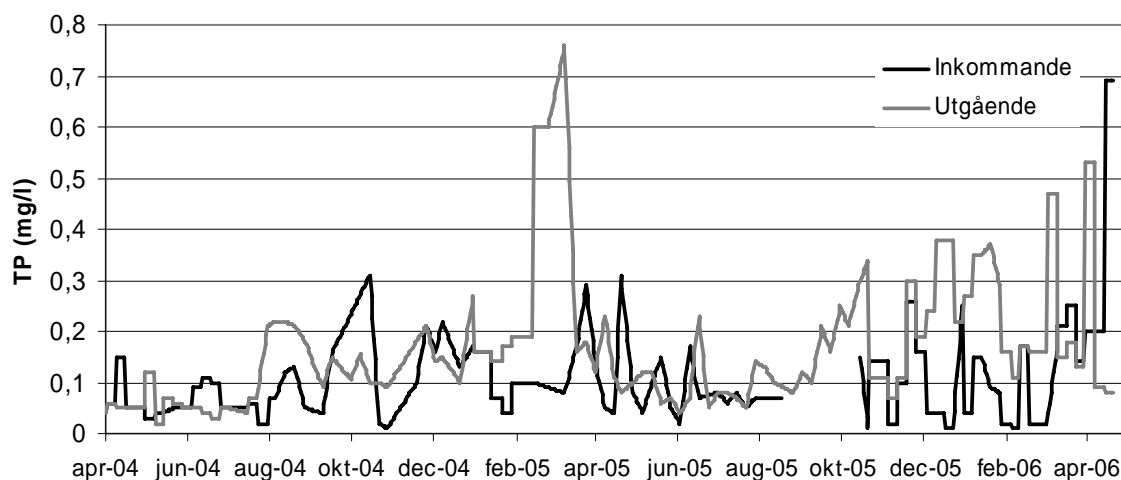


Figur 8. Andelen ammonium- och nitratkväve utav totalkvävekoncentrationen i utgående vatten under april 2004 - mars 2006 i Stene våtmark.

Ammoniumkväve har inte analyserats lika frekvent under samma period. Andelen ammoniumkväve var under större delen utav åren mindre än 10 % och ökade under vårfloden till ungefär 40 % både 2005 och 2006. Under augusti 2004 ökade andelen till 20-30 % ammoniumkväve, troligen på grund av det låga flödet som framhävde tillförseln från avloppet.

Fosfor

Inkommande fosforhalten var högst under perioder med höga flöden under höst och vår. Även den utgående fosforhalten var högst vid högflödesperioder men ökade även på sommaren, vilket berodde på att avloppets inverkan är mest påtagligt då flödet var lågt. Avloppets påverkan syns även då inkommande halten fosfor i medel var lägre (0,1 mg/l) båda åren än utgående koncentration som var 0,16 mg/l första året och 0,17 mg/l andra året (figur 9). Andra avrinningsområden i Mälarenregionen har liknande halter (Carlsson *et al*, 2003). Även vintern 2005 var fosforhalten förhöjda, vilket tyder på stor utlakning på grund av den stora syrebrist som länge uppstod i våtmarken under den långa vintern. Kraftig syrebrist uppstod eftersom våtmarken innehöll stora mängder avslaget växtmaterial som skulle brytas ner (näring frigjordes) och ringa syresättning ägde rum då isen låg kvar länge. Allt syre förbrukades vilket påbörjade produktionen utav svavelväte, vilket ledde till att en stark doft kändes länge från våtmarkens utlopp. Från syrefria bottnar frigörs fosfor som är bundet till järn, då det tvåvärda järnet reduceras till trevärt järn. Fosfaten blir åter tillgänglig i den fria vattenmassan, men då ingen upptagning sker lakas det ut under den kraftiga vårfloden (Wetzel, 2001). Grundvattenytan låg högt under vintern då hela kulverten dämades och även koncentrationen in i våtmarken förhöjdes. År 2006 slås inte vegetationen av.



Figur 9. Inkommande och utgående koncentrationer av totalfosfor under april 2004-april 2006 i Stene våtmark.

3.3 Näringsbudget

Kväveretention

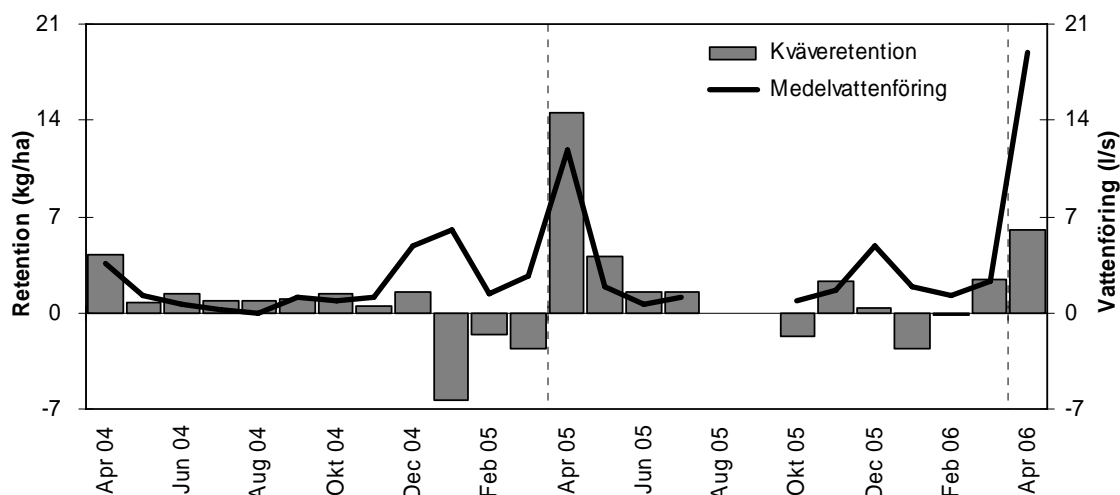
Med tidigare beräkningsmetod, där hänsyn tagits till tillförseln från det enskilda avloppet och inflödet ansågs detsamma som utflödet, var den absoluta kväveavskiljningen under april 2004-mars 2005 -1 kg TN/ha våtmarksyta (tabell 2). Följande år (april 2005-mars 2006) renades en betydligt större mängd kväve, 22 kg. Detta motsvarar en relativ kväveretention på 0 % under första året och 8 % andra året.

Med mer utförliga beräkningar, där inkommande kvävemängd även korrigerades för tillförseln från tillrinningsområdena på våtmarkens sidor, blev resultatet en högre retention. Under första året avskiljdes 2 kg och 25 kg andra året. Det andra året saknades koncentrationer för september och oktober, varav ingen retention kunde beräknas för dessa månader. Om de månaderna inte inkluderades det första året (för att göra så rättvis jämförelse av åren som möjligt) blev den absoluta avskiljningen för totalkväve 4 kg. I dessa beräkningar korrigerades utflödet till ett representativt inflöde att multiplicera inkommande koncentrationer med. Med detta beräkningssätt blev den relativa kväveretentionen -1 % (exkluderat sep-okt) under första året och 20 % det andra året. Det installerade dämnet förde troligen vattnet till grundare vegetationsdelar och förlängde därmed uppehållstiden, vilket i sin tur bidrog till att öka retentionen. Under februari-mars ökade mycket riktigt ammoniumkvoten medan andelen nitrat minskade (figur 8). Detta skulle kunna tyda på att denitrifikationen varit större under denna period. Korrigeras inkommande kvävemängd även för avrinningen från områdena 2 och 3 samt att inflödet justeras med en faktor på 0,816, ökade kväveretentionen med 12 % andra året, jämfört med bara justering för det enskilda avloppet. Här har inte hänsyn tagits till uppehållstiden, men om inloppshalten förskjuts ett eller två dygn bakåt så skiljer sig resultaten endast med enstaka procent.

Tabell 2. Absolut och relativ retention av totalkväve under första (april 2004-mars 2005) och andra (april 2005-mars 2006) provtagningsåret i Stene våtmark. Korrigerad motsvarande inflödet gjordes och transporten från tillrinningsområdena på våtmarkens sidor samt avloppet adderades.

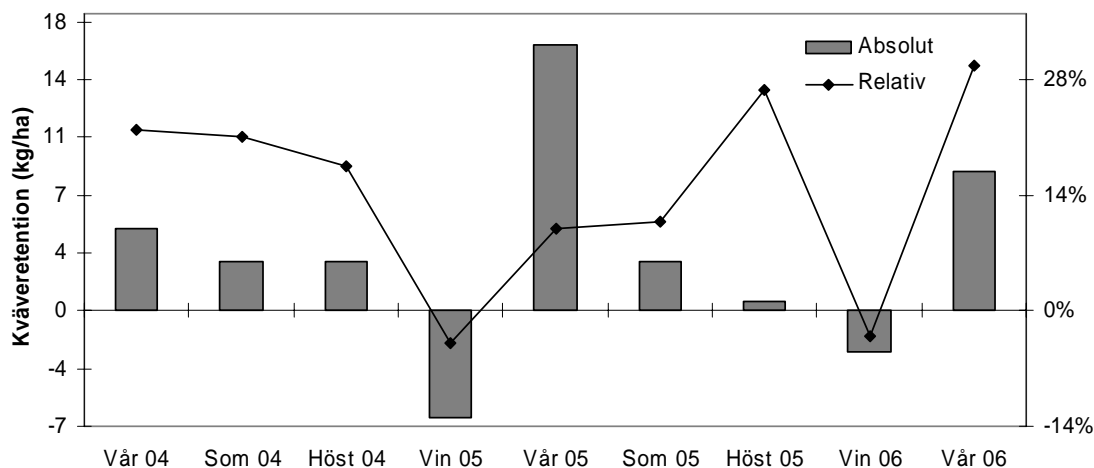
Kväveretention (kg TN/ha våtmarksyta)	$Q_{ut} = Q_{in} + \text{avloppet}$		Korr. för Q_{in} , omr. 2 & 3 + avloppet	
	Absolut	Relativ	Absolut	Relativ
Netto År 1 (utan sep-okt)	-1 kg	0 %	2 kg (4 kg)	2 % (-1 %)
Netto År 2	22 kg	8 %	25 kg	20 %

Vid en jämförelse mellan det första och andra provtagningsåret framgår att kväveretentionen genomgående var högre år två, undantaget oktober och december månad (figur 10). I oktober 2005 ökade dock den relativa kväveretentionen med 11 %.



Figur 10. Medelflödet och den totala kväveretention korrigerad för det enskilda avloppet och avrinningen från Stene våtmarks sidor, då inflödet inte antas vara lika med utflödet under april 2004 t o m april 2006.

Även den säsongsvisa retentionen ökade från år ett till år två (figur 11). Våren 2006 var den absoluta kväveavskiljningen lägre igen, förmodligen på grund av minskad denitrifikation under den långa isläggningen. Den relativa kväveretentionen minskar under vår och sommar 2005, medan den ökar under hösten och vintern. Även den relativa kväveretentionen minskar våren 2006



Figur 11. Absoluta och relativa säsongretentionen av totalkväve under april 2004- april 2006 i Stene våtmark.

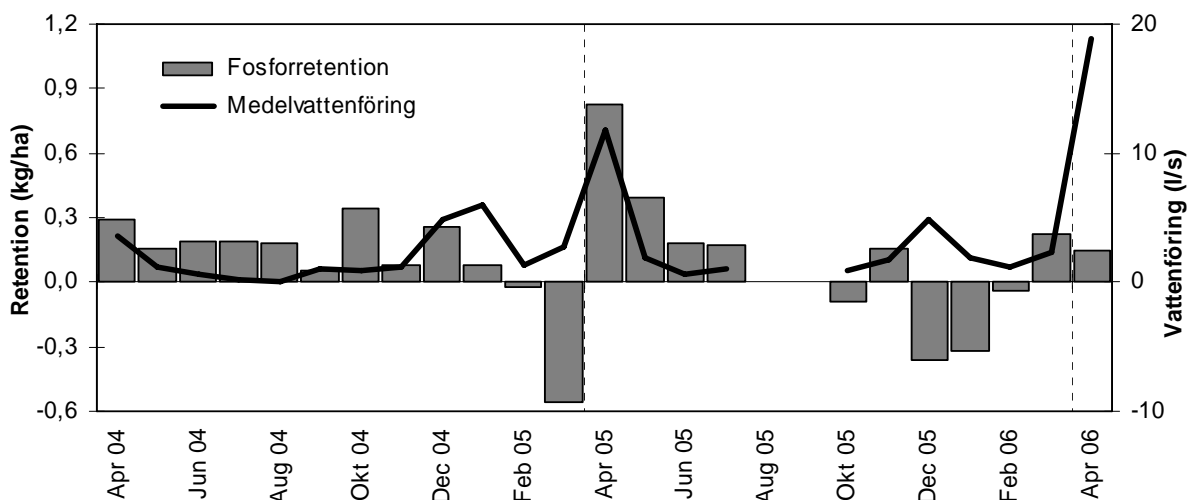
Fosforretention

Den absoluta retentionen av fosfor var under första provtagningsåret (april 2004-mars 2005) 1,1 kg TP/ha våtmarksyta (tabell 3), med den tidigare beräkningsmetoden då hänsyn tagits till det enskilda avloppets bidrag. Motsvarande relativ retention blev då 9 % totalfosfor det första året och minskade till 7 % det andra året. När även korrigering för avrinningen gjordes och inflödet inte ansågs vara lika med utflödet, ökade retentionen till 1,3 kg TP/ha första året och 1,4 kg TP/ha andra året. Även fosforkoncentrationer saknas för september och oktober 2005, varav ingen retention kunde beräknas för dessa månader. För att göra en så rättvis jämförelse av åren som möjligt inkluderades inte de månaderna under det första året. Den absoluta retentionen första året blev då 1,0 kg TP/ha. Den relativa retentionen av totalfosfor ökade från 16 % till 18 % när sep-okt inte togs med i beräkningarna. Den relativa ökningen blev ungefär lika omfattande (11 %) när avrinningen från områdena 2 och 3 inkluderades i inkommande mängd som för kväve, då läckaget av kväve och fosfor från marken runt om uppskattats vara lika stort.

Tabell 3. Absolut och relativ retention av totalfosfor under första (april 2004-mars 2005) och andra (april 2005-mars 2006) provtagningsåret i Stene våtmark. Korrigering motsvarande inflödet gjordes och transporten från tillrinningsområdena på våtmarkens sidor samt avloppet adderades.

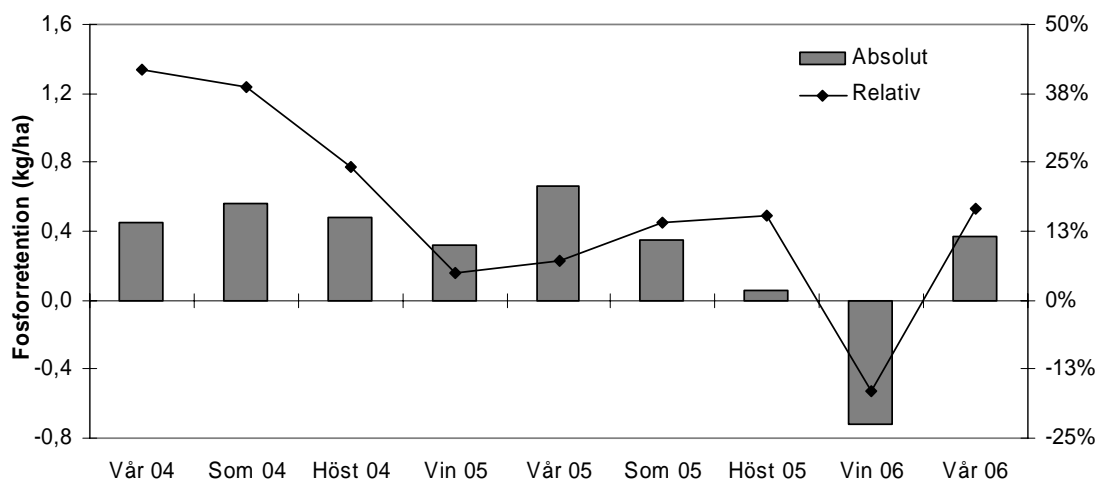
Fosforretention (kg TN/ha våtmarksyta)	Q _{ut} = Q _{in} + avloppet		Korr. för Q _{in} , omr. 2 & 3 + avloppet	
	Absolut	Relativ	Absolut	Relativ
Netto År 1 (utan sep-okt)	1,1 kg	9 %	1,3 kg (1,0 kg)	21 % (16 %)
Netto År 2	1,2 kg	7 %	1,4 kg	18 %

Vid en jämförelse mellan provtagningsåren framgår att en ökning skedde av den absoluta fosforavskiljningen under april, maj och november 2005 samt mars 2006 (figur 12). Trots den kraftiga syrebristen under mars och delar av april 2006, var den absoluta fosforretentionen högre i mars 2006 än 2005. Under oktober och vintern andra året var fosforretentionen lägre.



Figur 12. Medelflöde och fosforretention korrigerad för det enskilda avloppet och avrinningen från Stene våtmarks sidor, då inflödet inte antogs vara detsamma som utflöde under april 2004- april 2006.

Detta resulterade i att fosforavskiljningen endast ökade under våren 2005. Under resterande säsonger andra året transporterades en större mängd fosfor ut ur Stene våtmark (figur 13). Däremot var den relativa fosforretentionen enbart 9 % under våren 2005, vilket berodde på den kraftiga vårfloden och därmed en stor transport av fosfor med vattenmassorna.



Figur 13. Absoluta och relativa säsongretention av totalfosfor under april 2004- april 2006 i Stene våtmark.

3.4 Teoretisk och verklig uppehållstid

Den teoretiska uppehållstiden

Enligt volymmodellen var vattenvolymen i Stene våtmark i genomsnitt 11 125 m³ under året och detta värde användes därmed vid beräkningar av den teoretiska uppehållstiden. Eftersom flödet skiftar mycket under året varierade även den teoretiska uppehållstiden i Stene våtmark kraftigt. Den kortaste teoretiska uppehållstiden var tre dygn under snösmältningen i mars 2006, medan den kunde vara flera år vid låga flöden. Baserat på utloppsflöden var den nominella uppehållstiden i medel 66 dagar under det första året (april 2004-mars 2005) och minskade det andra året (april 2005- mars 2006) till 42 dagar. En kortare medeluppehållstid 2005/2006 beror främst på högre flöden.

Vattnets verkliga rörelse

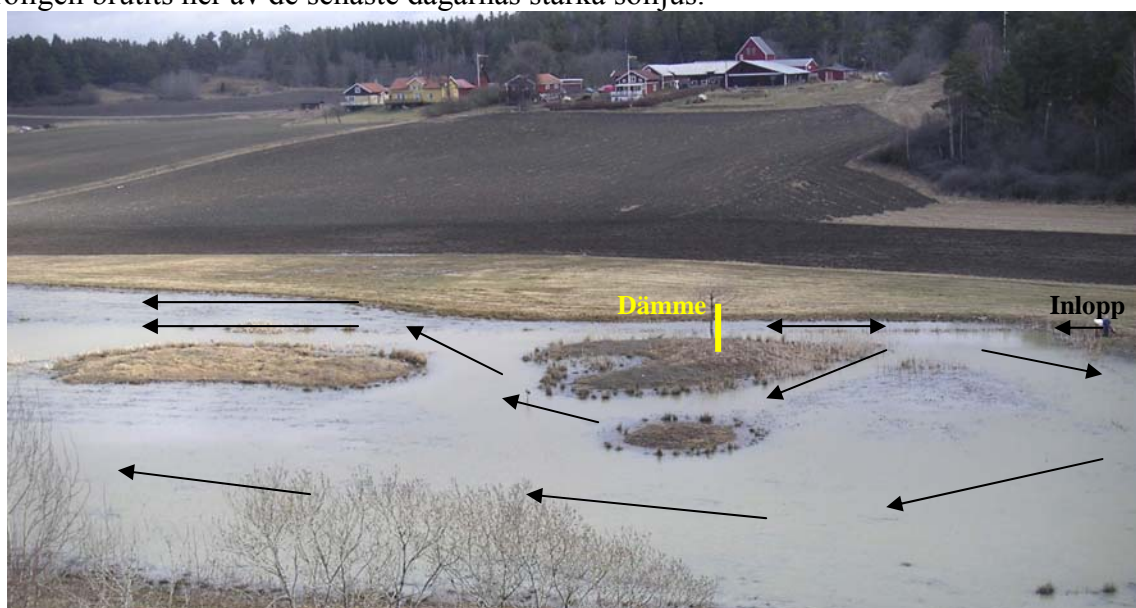
Färgämnesförsök

Uranin visade tydligt hur vattnet spred sig i början av våtmarken. Redan efter 15 minuter hade vattnet följt det gamla diket fram till dämnet där vattnet stannade upp och en tydlig grön gräns observerades (bild 1).



Bild 1. Färgämnet uranin ca en timme efter försöket startades 18 april 2006, dämnet (mitt för träkonstruktionen på bilden) vid våtmarkens inlopp pressade tillbaka vattnet till andra sidan ön (foto Helena Aronsson, SLU).

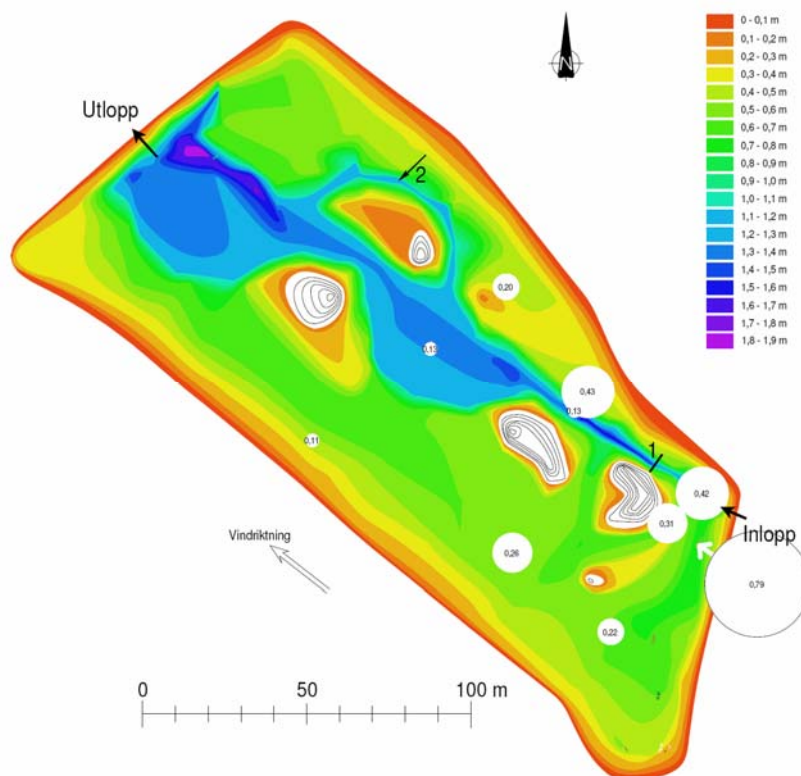
Vattnet pressades sedan tillbaka och spreds ut på andra sidan ön och södra delen av våtmarken. Hela våtmarkens inlopp blev färgat inom några timmar. Vinden hade förhållandevis stor påverkan, då våtmarken är relativt grund och då skyddande vegetation ännu inte vuxit upp. Första dagen haglade och blåste det från utloppet, medan det nästa dag blåste från inloppet, vilket till viss del verkade påverka färgämnets spridning. Vid inloppet kunde vattnet ta två vägar, direkt runt ön och tillbaka till dikesfåran eller en längre väg längs våtmarkens södra del (figur 14). Vattnet tenderade att först välja de djupare delarna där hastigheten var störst, men spreds så småningom in i grundare delar och ända ut till strandkanterna. Efter fyra dygn kunde inte uranin skådas längre med blotta ögat, utan det hade troligen brutits ner av de senaste dagarnas starka solljus.



Figur 14. Vattnets möjliga flödesvägar i Stene våtmarks övre del samt dämmets och inloppets placering.

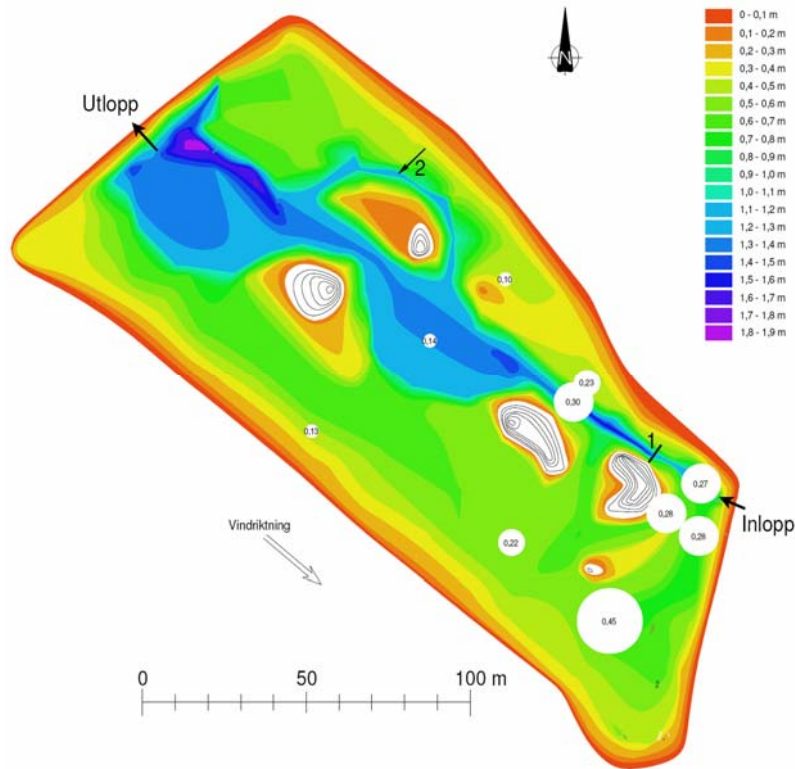
Manuella prover i våtmarken

Jodidkoncentrationen visade samma mönster som uraninet. Till en början var koncentrationen högst i första provpunkten innan dämnet. Senare ökade koncentrationen av jodid i de två alternativa vägarna runt ön i våtmarkens inlopp. Figur 15-18 visar hur fördelningen av jodidkoncentrationen ändrades med tiden och vid olika vindriktningar i de tio provpunkterna i våtmarken. Vid tidpunkt 1 (figur 15) följde jodiden den djupare vägen runt första ön, varav den största halten observerades i den grundare delen norr om kanalen och inte i det gamla diket. Även den södra sidan i mellersta tvärsnittet hade en högre jodidkoncentration än kanalen. Den högsta koncentrationen hade provpunkt tre, vilket tyder på att vattnet sprids ut på den södra sidan.



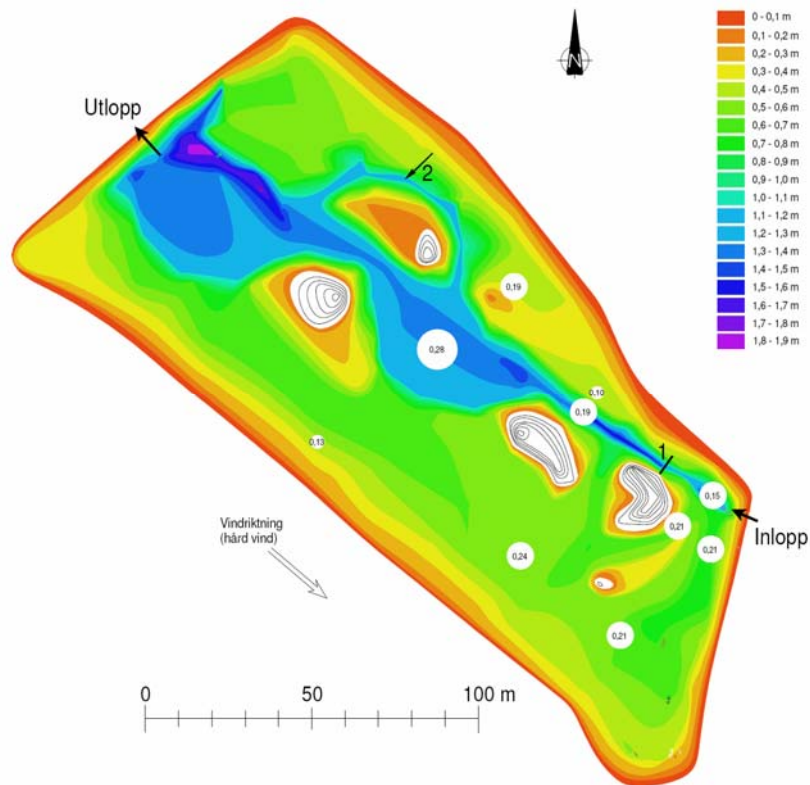
Figur 15. Jodidhalten i tio provpunkter för manuellprovtagning i Stene våtmark kl 9.00 20 april 2006. Den flödesavskärande presenning som monterats i det gamla diket är placerad vid 1 och dräneringskulverten som leder behandlat hushållsavlopp till våtmarken mynnar i punkt 2.

Detta visas tydligare i figur 16, där den högsta koncentrationen 4 timmar senare observerades i nästa provpunkt (4) längre ner i våtmarken. Koncentrationen i kanalen efter dämnet ökade och var högre än i punkterna på sidorna i samma tvärsnitt. I den nedre delen av våtmarken var halterna fortfarande lägre.



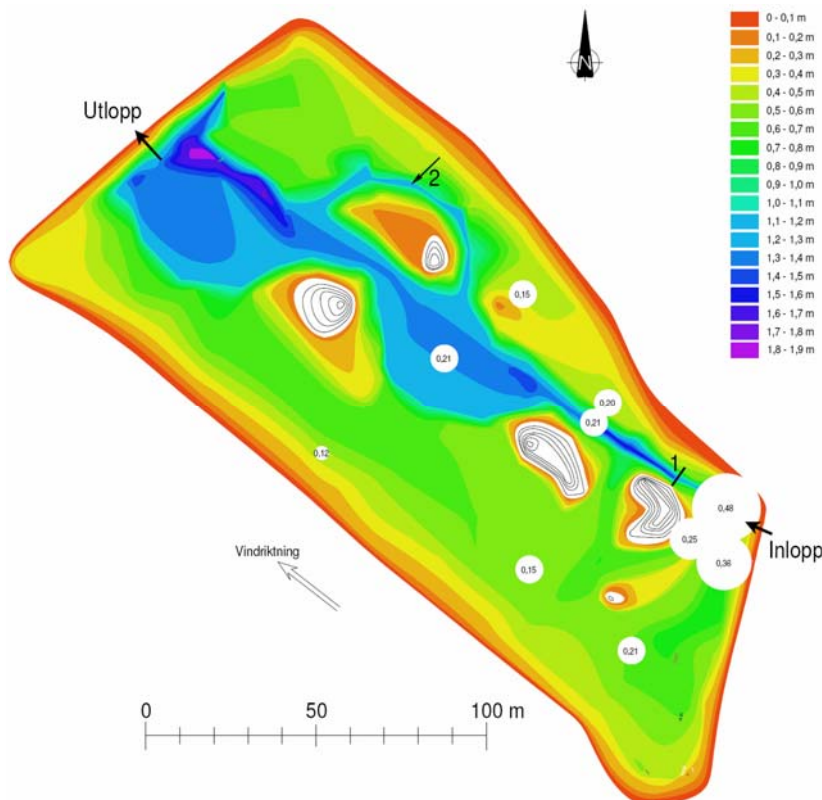
Figur 16. Jodidhalten i tio provpunkter för manuellprovtagning i Stene våtmark kl 13.00 20 april 2006. Den flödesavskärande presenningen är placerad vid 1 och behandlat hushållsavlopp mynnar i punkt 2.

Vid tidpunkt 3 var koncentrationen förhållandevis jämt fördelad i översta och mellersta tvärsektionen, medan kanalen hade högre jodidkoncentration i den nedre delen (figur 17). Den högsta halten jodid i våtmarken vid tidpunkten var även den i kanalen längst ner.



Figur 17. Jodidhalten i tio provpunkter för manuellprovtagning i Stene våtmark kl 13.00 21 april 2006. Den flödesavskärande presenningen är placerad vid 1 och behandlat hushållsavlopp mynnar i punkt 2.

Efter en tid (42 timmar) hade koncentrationen av jodid åter ökat i den övre delen av våtmarken (figur 18). Eftersom jodid bara tillsattes vid ett tillfälle, kan en förklaring vara att den starka vinden från utloppet fört jodiden till vegetationen i strandkanten i våtmarkens övre del. När vindriktningen sedan ändrades förde vinden med sig jodiden från vegetationen och bidrog därmed till en ökning av jodidkoncentrationen vid inloppet. Vinden antas därmed påverka transporten i Stene våtmark som är relativt grund. Jodidhalten var sedan relativt jämnt fördelad över våtmarken.

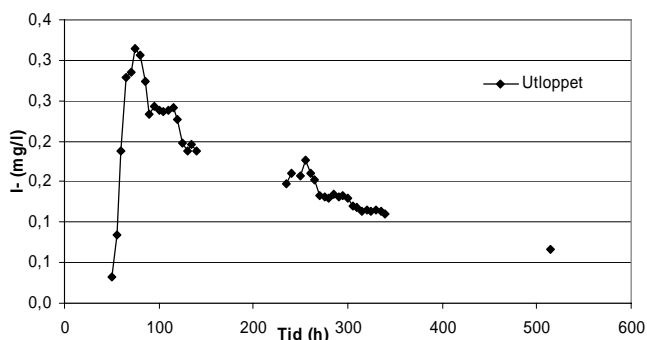


Figur 18. Jodidhalten i tio provpunkter för manuellprovtagning i Stene våtmark kl 8.00 23 april 2006. Den flödesavskärande presenningen är placerad vid 1 och behandlat hushållsavlopp mynnar i punkt 2.

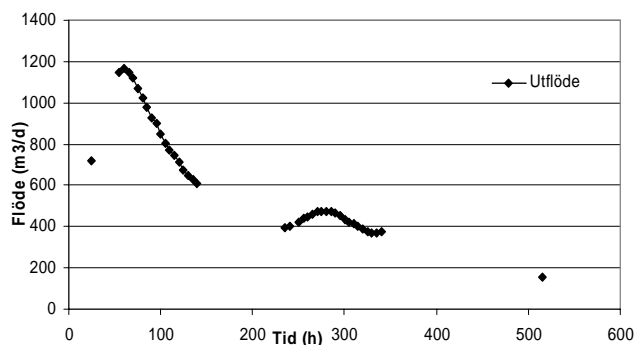
Automatiska prover i utloppet

Beräkningar av massbalansen tyder på att jodidkoncentrationerna i utloppet var något överskattade, då en större mängd jodid återfanns än vad som tillsatts. Vid lägre koncentrationer varierade utslaget på mätaren vid olika kalibreringstillfällen och det tog längre tid innan värdet stabiliserades. De för höga jodidkoncentrationerna berodde av allt att döma på instabila utslag på mätinstrumenten och felomvandlingar från volt till koncentration på grund av skiftande kalibreringskurvor. Även om analysmetoden inte var tillräckligt exakt vid låga koncentrationer och att den exakta koncentrationen eller mängden inte erhöles, uppstod distinkta toppar, vilket uppfattades som en trovärdig dynamik.

Den maximala jodidkoncentrationen i utloppet återfanns 75 timmar efter att försöket startades (figur 19). Genombrottskurvan följde inte en stor topp, utan varierade i viss omfattning, vilket tydde på att vattnet tog olika vägar i våtmarken. Risken att ha missat en stor topp med jodid under de dagar då prover saknades, var enligt mätningarna liten då det mesta av jodiden verkade vara återfunnet i utloppet. En linjär fördelning för koncentrationen antogs där prover saknades.



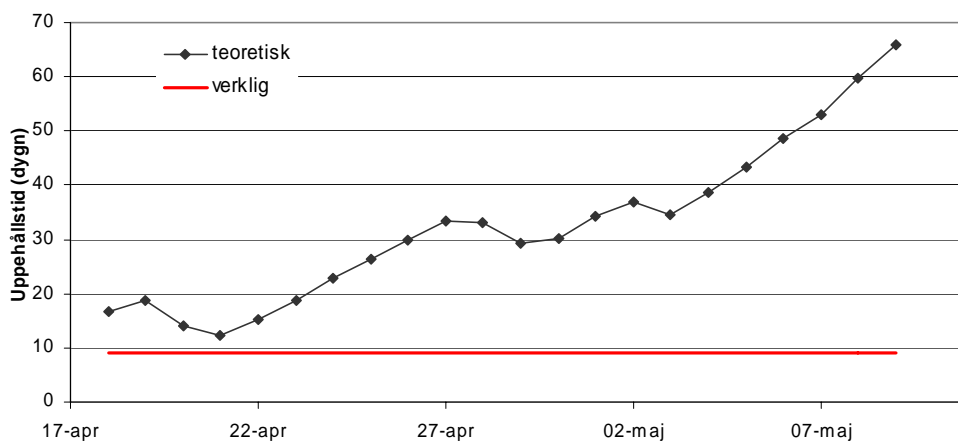
Figur 19. Jodidkoncentrationer i Stene våtmarks utlopp under försöksperioden 18 april-9 maj 2006.



Figur 20. Utloppsflödet under spårämnesförsöket 18 april- 9 maj 2006.

Koncentrationen av jodid följde flödet under försöksperioden (figur 20), men hade trots detta en mindre topp efter ungefär 100 timmar (figur 19). Detta tyder på att vattnet tog den längre vägen längs södra våtmarks delen och gav därmed upphov till en senare jodidtransport. Flödet i utloppet ökade till 1100 m³/d den fjärde försöksdagen, på grund av regn men minskade ner till 207 m³/d den sista försöksdagen, när koncentrationen var 0,03 mg/l, vilket motsvarar bakgrunds-nivån som brukar ligga mellan 0,02-0,03 i ytvatten.

Under spårämnesstudien 18 april – 9 maj 2006 var inflödet lågt, vilket medförde osäkra flödesdata. Därför användes utflödet, efter att det korrigerats för inflödet, i beräkningen av den teoretiska medeluppehållstiden som under försöket blev 33 dygn för det vatten som inträdde i våtmarken 18 april (figur 21).



Figur 21. Den teoretiska uppehållstiden under spårämnesförsöket i våtmarken i Stene 18 april-2 maj 2006, samt verklig uppehållstid beräknad utifrån spårämnesstudien.

Spårämnesförsöket resulterade i en medeluppehållstid i Stene våtmark på 9 dygn och variansen av uppehållstiden var 650 dygn², vilket tyder på en bred spridning av genombrottskurvan. Orsakerna till detta kan vara flera, varav vegetationen troligen är viktig i detta fall. En medeluppehållstid på nio dygn gav en effektiv volymkvot på 30 %, då den nominella uppehållstiden var 33 dygn. Vattnet uppehöll sig relativt länge i våtmarken. Strax innan försöket startades var vårfloden som störst och den lägsta teoretiska uppehållstiden var då endast 3 dygn. Flödet avtog emellertid mycket snabbt och vid försökets start hade inflödet precis avklingat och var under försöket lågt, medan flödet ut fortfarande var högt, men under avklingning (figur 20). Gränsvärdet för uppehållstiden är enligt Leonardsson (1994) 3-5 dygn under medelflöde för att kvävereningen ska vara välfungerande. Detta uppfyllde våtmarken i Stene således även under vårfloden, då den verkliga medeluppehållstiden var nio dygn.

3.5 Effektiv reningsyta

Tabell 4 sammanfattar Stene våtmarks förutsättningar och olika mått på effektivitet under spårämnesstudien 18 april till 9 maj 2006. Enligt Tonderski (2002) och Persson (1998) ska våtmarkens area vara >1 % av avrinningsområdets areal för att uppnå välfungerande näringsretention. Våtmarken i Stene utgjorde 2,1 % utav avrinningsområdet och borde därmed ha tillräckligt stor yta för att kunna uppnå tillfredställande rening.

Tabell 4. Hydrauliska parametrar och reningseffektivitet i Stene våtmark under försöksperioden 18 april-9 maj 2006.

Våtmarks- Avrinningsområde Area relation	Hydraulisk Effektivitet, λ	Aspect Ratio	Effektiv Volymkvot, e
2,1%	0,3	0,4	27 %

Även hydrauliken i våtmarken är enligt Persson (1998) av stor betydelse. I Stene var den hydrauliska effektiviteten 0,3 under vårfloden 2006, vilket tyder på att det finns ett snabbare huvudflöde och flera ineffektiva zoner, då λ är mindre än 1. Den hydrauliska effektiviteten ökar med uppehållstiden. Värdet 0,3 hos den hydrauliska effektiviteten kan därmed antas vara ett minimumvärde i Stene våtmark, eftersom studien genomfördes i samband med vårfloden, då flödet var som störst. Under försöksperioden utnyttjades inte hela våtmarkens volym utan endast 27 %, men precis som nämnts ovan gäller detta under årets högsta flöden och en större volym bör utnyttjas under resterande delar av året. Det går dock inte att säkerställa att skillnaden mellan verklig och teoretisk uppehållstid är mindre under lägre flöden, då endast den verkliga uppehållstiden studerats under vårfloden 2006.

Våtmarken i Södra Stene har ur utformningssynpunkt förutsättningen för bra näringsretention, eftersom den är långsmal (aspect ratio 0,4), vilket enligt Persson (1998) är en viktig egenskap för reningskapaciteten. Wörman & Kronnäs (2005) anser att längdbreddförhållandet har större inverkan på reningseffektiviteten än vegetationens heterogenitet. De av dem undersökta långsmala våtmarkerna med minskad varians och längre medelhydrauliskuppehållstid (tack vare bättre utnyttjande av vattenvolymer), bedömdes ha tre gånger högre reningseffektiviteten i avseende på kväve än runda våtmarker. I en våtmark med två övervägande strömfåror är de olika flödesvägarna separat närmare ett kolflöde, än en våtmark med en strömfåra som har samma varians av uppehållstiden. Detta leder till att retention av kväve kan bli högre i en våtmark bestående av en stor damm. En ökning av kväveretentionen har observerats i Stene våtmark det andra året, efter att hydrauliken förbättrades när dämnet installerades hösten 2005. Detta trots att flödet var högre som gav upphov till en kortare teoretisk uppehållstid under andra provtagningsåret.

4. DISKUSSION

Under de två år som provtagning pågått i Stene våtmark, har det uppmätta flödet varit lågt i förhållande till avrinningsområdets storlek. Den beräknade avrinningen är låg för regionen och förklaras antagligen av att en stor del av avrinningen från högre liggande skogsmark inte når våtmarken utan infiltreras och bildar grundvatten. Nederbörden i Stene var normal för regionen (419 mm respektive 531 mm per år), men då nederbördsmätaren enbart registrerade regn (inte snö), blev nederbörden något lägre än i den närliggande referensstationen Wiad. Flödesmätaren vid inloppet anses mer osäker än v-överfallet vid utloppet. För beräkningar av avrinningen har utgående flöde från våtmarken använts, eftersom det är mer tillförlitligt än inkommande flöde. Osäkerheten i flödesmätningen vid inloppet beror på att flödet under delar av året understiger det lägsta registrerbara flödet (277 m³/d). När flödet är lägre än så, registreras flödet till 76,3 m³/d som är ett fast värde. Flödet överskattas därmed när det understiger det fasta flödet och en underskattning sker när flödet ligger mellan fixeringspunkten och brytpunkten. Under perioder med högre flöden bedöms däremot flödesmätaren vid inloppet tillförlitlig.

Kvävehalterna i Stene våtmark var i medel något lägre än i liknande avrinningsområden i Mälarenregionen, förmodligen på grund av att Stene har en relativt liten andel åkermark (35 %). Däremot hade Stene liknande fosforhalter som i Mälardalen. Inkommande och utgående närsaltshalter var ungefär lika höga och i många fall var utgående halter högre än inkommande (framförallt under lågflödesperioder). Trots detta sker en retention eftersom de mesta av näringen transporteras vid högflödesperioder. Dessutom tillförs näring från avrinningsområdena på våtmarkens sidor, både i form av behandlat avloppsvatten och även markläckage, som inte mäts vid inloppet. Enligt Karlssons (2005) indelning av Stene våtmarks avrinningsområde, mäter projektets kontinuerliga provtagning i inloppet vattenkvaliteten på vatten som avvattnas från ca 82 % av avrinningsområdet. I det här examensarbetet har detta beaktas och avrinningen från tillrinningsområdena på våtmarkens sidor har uppskattats, med hjälp av andelen närsalter områdena enligt Karlssons beräkningar (2005) förväntas bidra med. Andelen är konstant under året, medan vattenflödet och halterna av kväve och fosfor i inloppet varierar. Under höst- och vårfloden sker det största läckaget från omkringliggande marker, då flödet är högt. Under dessa perioder kan avloppsvattnet från hushållen i Stene ha marginell påverkan, då det utgör en liten del av det totala flödet till våtmarken. När flödet är lägre under sommaren kan avloppsvattnet däremot stå för en betydande del av näringstillförseln till våtmarken, då flödet från det enskilda avloppet är någorlunda konstant. Nästan lika mycket fosfor tillfördes från det enskilda avloppet som från inloppet till våtmarken 22 oktober - 11 november 2004 (Karlsson, 2005).

När även markavrinningen från våtmarkens sidor inkluderats i budgetberäkningarna ökar den relativa retentionen i samma utsträckning för kväve och fosfor. Detta beror främst på att omkringliggande mark uppskattats bidra med lika stor andel kväve som fosfor till våtmarken. Om extra tillflöden från våtmarkens sidor och punktkällor beaktas, kan mer tillförlitliga beräkningarna för retentionen göras. Värdena blir inte exakta men underskattas inte i samma omfattning som de annars skulle ha gjorts. Avloppsvattnet uppehåller sig däremot inte lika länge i våtmarken som vattnet som tillrinner från område 1, eftersom dräneringsröret är beläget i våtmarkens nedre del. Detta medför att avskiljningen inte blir lika effektiv. Den stora mängd fosfor i dräneringsröret består av 88 % fosfat (Karlsson 2005). Den största mängden fosfor är därmed vattenlösligt, vilket leder till att sedimentationen inte är lika viktig, utan fosfaten måste tas upp av vegetation, bindas till partiklar eller metaller. Reningsprocesserna har i vilket fall som helst inte samma tid att verka. Detta gäller även för retentionen av kväve,

där lika mycket kväve inte hinner nitrifieras och denitrifieras under den kortare tiden i våtmarken. Uppehållstiden för avloppsvattnet skulle kunna uppskattas genom ett spårämnesförsök under en period när flödet in i våtmarken är lågt och avloppet har stor påverkan. Avloppsvattnets bidrag skulle kunna minskas genom att öka reningen vid själva utsläppskällan eller leda avloppsvattnet till våtmarkens inlopp för att förlänga avloppsvattnets uppehållstid och därmed förbättra retentionen. Detta kostar givetvis, men det är möjligt att sådana lösningar för enskilda avlopp skulle kunna vara ett sätt att möta de ökade kraven på rening som ställs enligt miljöbalken. Fosforavskiljningen i våtmarker minskar med åren, allteftersom sedimentationskapaciteten minskar. Verksamhetstiden skulle därmed förlängas om inkommande mängd fosfor minskades eller om sedimentet avlägsnades. Å andra sidan förväntas kväveretentionen öka när våtmarken blir äldre. Även när hydrauliken förbättrades efter dämmets installation, har en ökad kväveretention observerats i Stene våtmark. Detta beror främst på att denitrifikationsbakterierna, som står för 90 % av kväveavskiljningen (Koskiaho & Puustinen, 2005), kräver organiskt material och en längre uppehållstid för att kunna omvandla nitrat till kvävgas.

Persson och Ståhl-Delbanco (2005) har skapat ett klassificeringssystem utifrån ett flertal studier gjorda på näringsbelastning och kväveavskiljning i Sverige och Norge. Enligt den klassificeringen var Stene våtmark lågt belastad, mindre än 2 ton N/ha och år. Det var endast en låg belastad våtmark som studerats, då det främst är våtmarker som är högre belastade som granskats. Kväveretention i den lågt belastade våtmarken var 30 % av belastningen. Första året var den relativa kväveretentionen i Stene våtmark endast 2 %, medan retentionen ökat till 20 % andra året trots att två månaders data saknas. Våtmarken i södra Stene ger inte så stor absolutretention (25 kg TN och 1,4 kg TP andra året), vilket förmodligen beror på den låga belastningen. Skånska våtmarker får ta emot 3-4 gånger högre näringshalter och kan därmed rena mer kväve i kilo räknat. Den relativa retentionen är däremot högre i Stene våtmark (20 % TN och 18 % TP), vilket delvis beror på att våtmarken utgör en tämligen stor andel av avrinningsområdet (2,1 %). Detta går ofta inte att åstadkomma i de intensiva jordbruksbygderna i södra Sverige (belastning 15-50 ton N/ha och år), vilket medför en minskad relativ retention, 5 % av belastningen enligt Perssons & Ståhl-Delbancos (2005) klassificeringssystem. Ur ett samhällsperspektiv anses förmodligen en hög absolut retention viktigare än en hög relativ retention, men det beror på i vilket perspektiv våtmarken betraktas.

Koskiaho (2005) har jämfört tre våtmarker i Finland med olika belastning, storlek och förhållande till avrinningsområdet. Flytträsk var den med liknande åkerareal som Stene våtmark, men hade något större våtmarksyta (3 %) i relation till avrinningsområdet. Trots lägre maxflöde och medelflöde under andra året, minskar både absoluta och relativa retentionen i Flytträsk. Kväveretentionen var 57 kg TN/ha (11 %) första året och 27 kg TN/ha (5 %) andra året. Fosforavskiljningen var 1,9 kg TP/ha (15 %) respektive 1,3 kg TP/ha (14 %) de båda åren. Flytträsk har högre belastning, vilket borde ge en högre retention, men den absoluta kväveretentionen var nästan lika hög det andra provtagningsåret i Stene våtmark och retentionen av fosfor var något högre i Stene. De två andra finska våtmarkerna var betydligt högre belastade och bestod nästan enbart av åkermark. Våtmarken Alastro, vars yta bara utgjorde 0,5 % av avrinningsområdet, hade inte alls tillfredställande kväverening. Våtmarken Hovi däremot, som var väldigt stor (5 % av avrinningsområdet) hade betydligt högre kväveretention, 36 % som motsvarar 280 kg TN/ha, år.

Inledningsvis verkade våtmarken i Södra Stene fungera mindre bra, då inte hela våtmarkens yta användes. Vattnet följde i första hand det gamla diket. Ett dämme placerades tvärs över kanalen för det gamla diket till den första ön, vars syfte var att driva vattnet till andra sidan

våtmarken för att förlänga uppehållstiden och öka effektiviteten. Färgämnesförsöket med uranin och spårämnesförsöket med kaliumjodid våren 2006 tyder på att dämnet uppfyller sin funktion att fördela inkommande vatten till våtmarkens grundare partier. Uraninet visade tydligt hur vattnet först följde det gamla diket fram till dämnet och sedan pressades tillbaka runt ön till våtmarkens andra sida. Även stickproverna för jodid i våtmarken påvisade samma mönster. Uranin visualiserade väldigt bra vattnets väg genom våtmarkens övre del, då det var lite vegetation under försöksperioden och som därmed inte skymde sikten. Med hjälp av kaliumjodid som spårämne uppskattades den verkliga medeluppehållstiden i Stene våtmark, för perioden 18 april- 9 maj 2006, till 9 dygn. Detta kan jämföras med den teoretiska uppehållstiden som under försöket var 33 dygn. Försöket tyder på att inte hela våtmarkens yta utnyttjades vid det höga flödet, men att våtmarken har en relativt lång medeluppehållstid även under högflödesperioder. Halten av jodid i utloppet gav upphov till två distinkta toppar som talar för flera flödesvägar i Stene våtmark, d v s vattnet följer troligen inte längre enbart det gamla diket genom våtmarken. Den sjätte försöksdagen ökade åter jodidkoncentrationen vid våtmarkens inlopp. Detta berodde troligen på att vinden ändrat riktning och att spårämne som vid försökets start blivit kvar i strandkanten nu fördes ut på öppet vatten. Det kan inte uteslutas att det bidragit till den andra koncentrationstoppen vid utloppet 40 timmar senare. Prover saknades dock under delar av försöksperioden, varav interpolering var tvunget att utföras. Bättre uppskattning av den verkliga medeluppehållstiden skulle ha erhållits om kontinuerliga prover hade tagits under hela försöket samt genom stabilare kalibreringar och bättre noggrannhet vid låga jodidkoncentrationer. Uraninet analyserades inte då utrustning saknades och kostnaden skulle ha blivit för stor. Uranin var kladdigt att handskas med då det finkorniga pulvret lätt spreds med vinden och löstes direkt i kontakt med vatten, vilket resulterade i att det mesta blev grön-gult. Skyddskläder är därför att rekommendera vid användning av detta annars tillämpbara färgämne.

Den långsmala (aspect ratio 0,4), relativt stora våtmarken (2,1 % av avrinningsområdet) i Stene är enligt Persson (1998) mer effektiv i avseende på avskiljning av näringsämnen, än en rund våtmark och våtmarker mindre än 1 % av avrinningsområdet. Efter att dämnet installerats i Stene våtmark, har våtmarkens förutsättningar förbättrats och därmed borde även reningen ha gjort det. Trots att mycket gjorts för att fördela vattnet är inte den hydrauliska effektiviteten mer än 27 %, vilket påvisar ett snabbare huvudflöde och ineffektiva zoner. Detta gäller dock under vårfloden och kanske generellt måste räknas med då flödet är som högst. Vattnet fördelades trots det höga flödet till den andra sidan av våtmarken, men följde i första hand den djupare vägen runt ön. Om den hydrauliska effektiviteten ökar med uppehållstiden i Stene går inte att fastställa, så vida inte ett nytt spårämnesförsök görs under en period med lägre flöde. Stene våtmark kan ändå klassas som en bra våtmark, men kunde redan från början ha utformats med ett dämme, en ö eller en grundare vegetationsdel i början av det gamla diket som flödesdämpare och för bättre fördelning av vattnet genom hela våtmarken. Enkla metoder som ändrar flödet förbättrar hydrauliken i betydande utsträckning och bör användas för effektivisering av våtmarker.

Kostnadseffektiva våtmarker bör enligt Persson och Ståhl-Delbanco (2005) ha en anläggningskostnad som understiger 200 000 kr/ha våtmarksyta och en reningseffekt som överstiger 400 kg N/ha dammyta och år. Men om mervärdet är stort (rikt växt- och djurliv) är inte rekommendationen att få optimal kvävebelastning och kväveretention utan att få en så stor våtmarksyta som möjligt. Stene våtmark är lågt belastad och har en stor våtmarksyta i relation till avrinningsområdet, vilket gör den förhållandevis effektiv. Även kustområden till Östersjön är enligt Jordbruksverket (2004) prioriterade, det lönar sig därmed att anlägga våtmarker även där belastningen är mindre, då dessa å andra sidan kan göras effektiva och

den biologiska mångfalden kan gynnas. Eftersom våtmarker med små avrinningsområden får ta emot en väldigt hög andel av tillflödet under en kort period av året (snösmältningen på våren och höstavrinnings toppar), är det viktigt att våtmarkerna klarar av att ta emot större vattenmängder så att närsaltsavskiljningen inte upphör helt och allt når recipienten.

Intentionen med projektet ”Våtmarker i odlingslandskapet- uppföljning av miljömålen” var att minska läckaget från den största diffusa källan, åkermarken. Trots att lågbelastade våtmarker som Stene inte renar lika stor mängd närsalter är lantbrukaren i södra Stene nöjd med våtmarken som inneburit effektivare utnyttjande av marken. Lantbrukarens stora fågelintresse har frodats och nya vadare har skådats, vilket tyder på att den biologiska mångfalden är viktig i lågbelastade våtmarker. Återskapandet av våtmarker med lägre belastning minskar transporten av växtnäring vid källan och gynnar även den biologiska mångfalden, mer pengar borde därmed satsas på våtmarker i hela Sverige framförallt nära kustområden.

5. SLUTSATSER

Den här lågt belastade våtmarken hade något lägre närsaltsavskiljning än förväntat av de första åren. Våtmarken är dock nyanlagd och kväveretentionen kan förväntas öka med åren, framförallt efter att förutsättningarna förbättrats med flödesstyrande dämme. Stene våtmark kan klassas som en bra våtmark och den stora våtmarksytan ger en hög relativ retention.

Enkla förbättringar så som installation av ett flödesstyrande dämme kan förbättra två av tre faktorer som påverkar reningseffektiviteten i en våtmark. Ändras strömningsförhållandena så att vattnet flödar genom hela våtmarken, så effektiviseras utnyttjandet av våtmarkens volym och vattnets uppehållstid förlängs. Detta medför ökad retention av näringsämnen, då reningsprocesser som denitrifikation och sedimentation får längre tid att verka. Reningsprocesserna påverkas dock även av yttre förhållanden, framförallt flöde och temperatur som varierar mellan åren och olika säsonger.

Projektet har visat på att det är viktigt att ha uppsikt på punktkällor som kan ha stor påverkan på näringstillförseln och även diffusa tillflöden för att ge en rättvis bedömning av våtmarkers funktion som näringsfälla i odlingslandskapet. Hur mycket som tas med i beräkningar av retentionen påverkar i största grad resultaten. Att ta hänsyn till att vattnet följer ett vattenpaket är troligen svårast och resultaten skiljer sig med någon procent beroende på antaganden som görs, då den verkliga uppehållstiden oftast saknas eller endast finns för en kort period. Dessutom skiljer sig den verkliga uppehållstiden (som generellt är kortare) från den nominella, vilket ofta leder till en överskattning av vattnets tid i våtmarken. Det här försöket tyder på att den verkliga uppehållstiden i Stene Våtmark enbart är 27 % av den teoretiska under vårfloden när flödet är som högst. Under lågflödesperioder borde den verkliga uppehållstiden bli längre, men detta går inte fastställa utan ytterligare försök under lägre flöden. Att retentionen varierar beroende på hur flödet eller koncentrationen förskjuts, visar att högflödesperioderna har störst betydelse för transporten av näringsämnen. Det är därmed viktigt att dimensionera våtmarkerna så att de kan ta emot den stora vattenmängden under högflödesperioderna. Få undersökningar har gjorts på våtmarker med låg belastning och fler behövs för att ytterligare kunna effektivisera och betrakta nyttan av dem.

6. TACKORD

Riktat ett stort tack till Jonas Andersson, WRS Uppsala AB som gav mig möjligheten att utföra detta examensarbete som en del av projektet "Våtmarker i odlingslandskapet - uppföljning av miljömålen" och hans hjälp med volymmodellen över våtmarken samt instruktioner av de automatiska provtagarna i våtmarkens in- och utlopp. Jag vill tacka min handledare Helena Aronsson, avdelningen för vattenvårdslära, för hjälpen och stödet under examensarbetet, framförallt att starta upp spårämnesförsöken i våtmarken. Vill samtidigt tacka lantbrukaren för lån av båt som möjliggjorde provtagningen i våtmarken och gav utrymme att under några veckor rigga upp ett provisoriskt laboratorium så att proverna kunde analyseras på en gång. Vill även tacka Stefan Ekberg på laboratoriet på avdelningen för vattenvårdslära som lånade ut utrustningen till spårämnesförsöken. Ett stort tack till Anders Wörman, avdelningen för biometri och som gav vägledning om spårämnesförsöken och beräkningarna av medeluppehållstiden. Tackar även John Juston för rådgivning om förberedelser av ett spårämnesförsök. Vill passa på att tacka Sofia Kallner-Bastviken för uppslag på massbalansberäkningar. Samtidigt vill jag tacka Marie Karlsson för att jag fått tagit del av figurer och beräkningar gjorda i tidigare försök i Stene våtmark och även för korrekturläsning. Slutligen vill jag tacka Johan Palmcrantz, Palmcrantz & Co för hjälpen med bildredigering och Matilda Björkheden med det engelska språket.

7. REFERENSER

Publicerade referenser

- Arheimer, B. et Al. 2005. Integrated Catchment Modeling for nutrient reduction: scenarios showing impacts, potential, and cost of measures. *Ambio Vol. 34 (no 7): 513-520.*
- Behrens, H. et Al. 2006. Reactive behavior of uranine (fluorescein) in a deep geothermal-reservoir tracer test. *Geophysical Research Abstracts Vol. 8, 10448.*
- Bernhard, H. Koskiahio, J. & Puustinen, M. 2005. Convective oxygen transport in a constructed wetland pond: mechanism, measurements and modelling by multilayer perceptrons. *Journal of Environmental Science and Health 40: 1281-1292.*
- Bojcevska, H. 2005. Hydraulic tracer study in a free-water surface flow constructed wetland system treating sugar factory wastewater in Western Kenya. Institutionen för Biologi, Linköpings universitet.
- Carlsson, C. Kyllmar, K. Ulén, B. 2003. Typområden på Jordbruksmark-Växtnäringsförluster i små jordbruksområden 2001/2002. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Davidsson, T. Wedding, B. Holmström, K. 2003. Segeå-projektet, Uppföljning av 50 dammar. Ekologgruppen, Landskrona.
- Dellien, I. & Wedding, B. 1997. Närsaltsretention i en nyanlagd damm i Skåne I. Mätresultat. *Vatten 53:171-178.*
- Dierberg, F. Et al. 2005. Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland. *Ecological Engineering 25: 9-23.*
- Edberg, E. 1999. Fosforfallor I landskapet. Institutionen för vattenvård, SLU, Uppsala.
- Einsiedl, F. 2005. Flow system dynamics and water storage of a fissured-porous karst aquifer characterized by artificial and environmental tracers. *Journal of Hydrology 312: 312-321.*
- Ericsson, N. Archana, G. Georgia, D. 1997. Comparative analysis of laboratory and field tracer tests for investigating preferential flow and transport in mining waste rock. *Journal of Hydrology 194: 143-163.*
- Formas Fokuserar. 2006. Östersjön-hot och hopp
- IVL rapport B1456. 2002. Transport av närsalter genom Husebymaden-en återskapad våtmark.
- Jaremalm, M. 2005. Förstudie till våtmark i Rimbo- Design för optimal hydrologi och kväverening. Institutionen för Biometri och teknik, SLU, Uppsala.
- Jarret, A. R. 2005. Use of dyes and tracers to confirm septic system failures. Agricultural and biological engineering. PennState

Jonsson, K. Johansson, H. Wörman, A. 2003. Hyporeic exchange of reactive and conservative solutes in streams- tracer methodology and model interpretation. *Journal of Hydrology* 278: 153-171.

Kadlec, R. & Knight, R. 1996. *Treatment wetlands. The university of Michigan, Ann Arbor and Wetland Management Services Chelsea, Michigan. Gainesville, Florida. Lewis Publishers, New York.*

Kallner Bastviken, S. Nitrogen removal in treatment wetlands- model and microcosm studies. Institutionen för biologi, Linköpings Universitet.

Karlsson, M. 2005. Näringsbelastning på en anlagd våtmark från åker, skog och enskilda avlopp. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering* 19: 325-337.

Koskiaho, J et Al. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands-experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89-103.

Koskiaho, J. & Puustinen, M. 2005. Function and potential of constructed wetlands for the control of N and P transport from agriculture and peat production in boreal climate. *Journal of Environmental Science and Health* 40: 1265-1279.

Leonardsson, L. 1994. *Våtmarker som kvävefällor-Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket. Stockholm.*

Liikanen, A. Et Al. 2005. Phosphorus removal in a wetland constructed on arable land. Department of Environmental Sciences, Research and Development Unit of Environmental Health, University of Kuopio.

SNV. 1990. Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:2- Flödesmätning av avloppsvatten vid utsläppskontroll. Stockholm.

Persson, J. 1998. Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvattenpolerings- och miljödammor. Andra upplagan. *Rapport B:64*. Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

Persson, J. & Wittgren, H. 2003. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering* 21: 259-269.

Persson, P & Ståhl-Delbanco, A. 2005. Reningseffekt mot kostnadseffektivitet i anlagda våtmarker. *Vatten* 61:257-264.

Planander, M. 2005. Näringsämnes retention i anlagd våtmark- intensivstudie Omarstorp. *Vatten* 61(3):169-174.

Salehin, M et al. 2003. Comparison of transient storage in vegetated and unvegetated reaches of a small agricultural stream in Sweden: seasonal variation and anthropogenic manipulation. *Advances in Water Resources* 26: 951-964.

Schindel, G. 2003 Quantitative tracers as contaminant surrogates-an important tool for planning and managing source water protection areas.

Sundgren, H. 2002. Flödesmätningar i öppna system. LANGE-for water quality Dr Lange AB, Stockholm.

Tonderski, K. Arheimer, B. Pers, C. 2005. Modelling the impact of potential wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. *Ambio Vol. 34(no 7): 544-551.*

Tonderski, K. et Al. 2003. Våtmarker- Närsaltsfällor och /eller myllrande mångfald? *Vatten 59:259-270.*

Tonderski, K. et Al. 2002. Våtmarksboken, skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker.

Wetzel, R. 2001. Limnology lake and river ecosystems. Academic press, San Diego.

Wörman, A. & Kronnäs, V. 2005 Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology 301: 123-138.*

Wörman, A et Al. 2005. Tracer test in Hobøl Creek, Norway, under different flow conditions. *Acta Geophysica Polonica 53(no.4): 517-526.*

Ångman, E. 2005. Näringsretention i återskapad våtmark på betesmark- studier av en mad vid Bornsjön. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Personliga referenser:

Bergström, L. Professor på avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Grundin, P. VA- kontoret, Uppsala kommun.
Samt hon på labbet

Holmquist, M. Enhetschef ansvarig marknadssegment kärnavfall, Geosigma, Stockholm.

Jakobs, A. VA- enheten Täbykommun.

Jarvis, N. Professor på avdelningen för Biogeofysik, SLU, Uppsala.

Johansson, G. Forskningsassistent på avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Juston, J. DB Environmental Inc, Florida/Uppsala.

Kallner Bastviken, S. Institutionen för Fysik, Kemi och Biologi, Linköpings universitet.

Rick, U. Kemikalieinspektionen, Stockholm.

Rohde, A. Professor i hydrologi vid institutionen för luft- och vattenlära, Uppsala Universitet.

Swensson, C. Regionansvarig för fjärrvärme, Vattenfall Värme, Uppsala.

Wörman, A. Professor vid Institutionen för Biometri och Teknik, SLU, Uppsala.

Öster, K. stockholmsvatten.

Internet referenser:

Hazardous Substances Data Bank mars 2006
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~0C4MBG:1>

Karst on the web mars 2006
www.dyetracing.com/dyetracing/dy01001.html

She net, information om utvärtes medel mars 2006
www.shenet.se/ravaror/farg.html

Sigma-Aldrich, uranin mars 2006
<http://www.sigmaaldrich.com/catalog/search/ProductDetail/SIAL/F6377>

Stains File mars 2006
<http://stainsfile.info/StainsFile/dyes/45350.htm>

Sveriges Miljömål maj 2006
www.miljomal.nu