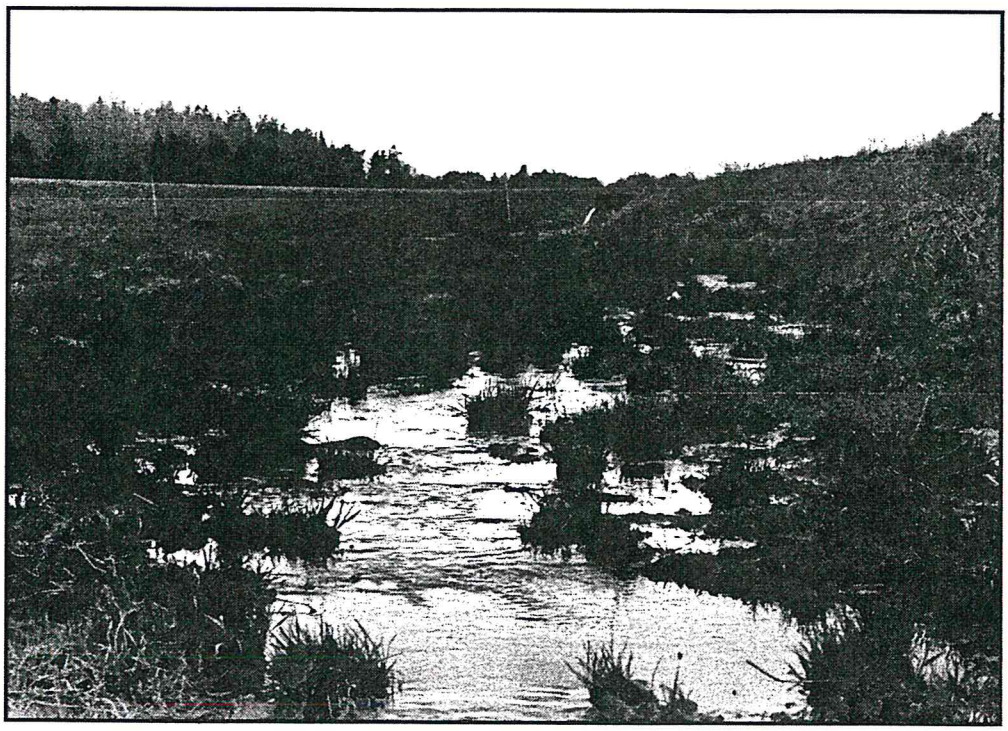
ÖVERSILNING SOM METOD FÖR KVÄVERENING AV AVLOPPSVATTEN

- en studie av våtmark Alhagen i Nynäshamn

Ebba af Petersens



Handledare: Markus Hoffmann

Seminarier och examensarbeten Nr. 33 **Uppsala 1999**

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences ISRN SLU-VV-SEMEX--33--SE

Division of Water Quality Management ISSI

WRS
Water Revival Systems Uppsala AB
Östra Ågatan 53 753 22 UPPSALA
SWEDENVIRO

ABSTRACT

A 2.1-hectare overland flow area in the constructed wetland Alhagen in Nynäshamn, Sweden, was studied with respect to the variations in nitrogen concentrations in time as well as in space. The water applied to the overland flow area is municipal wastewater from Nynäshamn's sewage water treatment plant. Before reaching the studied area, the water has been subjected to mechanical and chemical treatment in the treatment plant, and has also flowed through three dams within the wetland. Water samples were taken on three occasions during the study (May, June & August), at 7 sampling points in the overland flow area and at different times after the flow had started. Samples of the soil layers 0-30 cm and 30-60 cm were taken four times during the study period, and plant samples were taken twice when the vegetation was mowed.

The ammonium-nitrogen concentrations decreased with 8 mg/L on average, which is equivalent to 26 % of the concentrations in incoming water, when the water flowed over the grass-covered, slightly sloping area. This can only partly be explained by an increase in nitrate-nitrogen, as the concentrations only increased by 2 mg/L on average. Probably nitrate is produced and immediately denitrifies. Higher concentrations of ammonium-nitrogen were measured in the dam below the overland flow area than in the middle of the grass-covered area. This indicates that the water which flows over the whole length of the slope is subject to treatment processes to a greater extent than a large amount of water, which uses a quicker path resulting in a poorer treatment.

During the studied period (17 May – 6 August 1999) the nitrogen retention was 1590 kg in the actual overland flow area, of which plant uptake and increase in the mineral nitrogen store of the soil was responsible for 480 kg. A further 1120 kg N was removed in the dam below. This together makes a nitrogen retention of slightly more than 30 % of the incoming nitrogen during the time the wastewater flowed through the grass covered slope and the dam below.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT 3

INNEHÅLLSFÖRTECKNING 5

1 INLEDNING 7

2 BAKGRUND 8

2.1 VARFÖR RENA AVLOPPSVATTEN MED AVSEENDE PÅ KVÄVE? 8
2.2 RENINGSVERKENS KVÄVERENINGSSTEG 8
2.3 NITRIFIKATION 9

3 ALTERNATIV AVLOPPSVATTENRENING 10

3.1 MOTIV FÖR ALTERNATIV AVLOPPSRENING 10
3.2 ARGUMENT EMOT VÅTMARKER SOM RENINGSMETOD 11
3.3 ÖVERSILNING 11
3.3.1 Översilning som reningsmetod 11
3.3.2 Översilningens hydrologi 12
3.3.3 Kvävets processer 13

4 MATERIAL OCH METODER 14

4.1 OMRÅDESBESKRIVNING 14
4.2 AVLOPPSVATTNET 16
4.3 VATTENREGIM 16
4.4 VATTENFÖRINGSBERÄKNINGAR 17
4.5 SPÅRÄMNESSTUDIE OCH TOPOGRAFI 17
4.6 PROVPUNKTER 17
4.7 PROVTAGNING OCH ANALYS 18
4.7.1 Vattenprover – kväve och TOC 18
4.7.2 Jordprover 19
4.7.3 Växtprov 19
4.8 BERÄKNING AV KVÄVEBUDGET 19

5 RESULTAT 20

5.1 VÄDER 20
5.2 TOPOGRAFI 20
5.3 HYDROLOGI 20
5.4 SPÅRÄMNESSTUDIE 22
5.5 KVÄVEDYNAMIK I VATTNET SOM PASSERAR ÖVERSILNINGSYTAN 22
5.5.1 Rumslig variation 22
5.5.2 Ammonium 23
5.5.3 Nitrat 25
5.5.4 TOC 26
5.6 KVÄVEKONCENTRATIONER PÅ OLIKA PLATSER I HELA VÅTMARK ALHAGEN 26
5.7 VÄXT- OCH JORDPROVER 27
5.8 KVÄVEBUDGET FÖR ÖVERSILNINGSSYSTEMET 28

6 DISKUSSION 29

6.1 KVÄVEDYNAMIKEN I VATTNET 29
6.2 KVÄVEBUDGET FÖR ÖVERSILNINGSYTAN SKÅLPUSSEFALLET 32
6.2.1 In- och utflöde av kvävehaltigt avloppsvatten 32
6.2.2 Växten som kvävesänka i systemet 32
6.2.3 Ökning av markens förråd av mineralkväve 33
6.2.4 Gasförluster 33

7 REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATTA STUDIER 34

8 SAMMANFATTNING 34

9 REFERENSER 36

9.1 LITTERATUR 36
9.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN 37

10 TACKORD 37

11 BILAGOR 38

1 INLEDNING

Inom Helsingforskommissionen (HELCOM) 1987 bestämde länderna runt Östersjön och Kattegatt att de antropogena utsläppen av näringsämnen från punktkällor skulle minskas med 50 % mellan åren 1985 och 1995 (Naturvårdsverket, 1997a). Då kväve ofta anses vara det begränsande näringsämnet i havet (Granéli *et al*, 1990) har man under 80 och 90-talen byggt ut många reningsverk med ett biologiskt kvävereduktionssteg för att minska kväveutsläppen från avloppsvatten. Reningsverken i kustområdena från norska gränsen t o m Norrtälje kommun skall enligt lag rena bort minst 70% av inkommande kväve på årsbasis, och den högsta tillåtna totalkvävekoncentrationen är 15 mg/l i utgående vatten för reningsverk med 10 000 – 100 000 pe (personenheter) och 10 mg/l för reningsverk med över 100 000 pe (Naturvårdsverket, 1994). Detta innebär en minskning av de totala kväveutsläppen på ungefär 50% från kustnära reningsverk sedan 1987. När det är genomfört, runt år 2000, kommer VA-sektorn att ha minskat sin andel av kväveutsläppen, med avdrag för retention, till Östersjön och Västerhavet med 30% (Naturvårdsverket, 1997a).

Nynäshamns kommun har ett väl fungerande reningsverk med mekanisk och kemisk rening, men för att klara samhällets nya miljömål för kväve krävdes en komplettering med ett kvävereningssteg. Då reningsverket helt saknar biologiskt steg skulle detta innebära en omfattande och kostsam ombyggnad av reningsverket. Ett alternativ som kom upp till diskussion var anläggandet av en våtmark. Det fanns outnyttjad mark i kommunens ägo som passade bra för ändamålet. Förutom att fungera som en reningsanläggning skulle våtmarken kunna bidraga till att andra målsättningar nåddes som är i enlighet med ekokommun Nynäshamns inriktning. Man skulle bl a skapa ett attraktivt rekreationsområde och öka medvetenheten kring miljöfrågor hos allmänheten (Hagelin, pers medd). Eftersom anläggandet av en våtmark dessutom visade sig vara billigare än att bygga ut reningsverket, så bestämde sig kommunen för detta alternativ.

Våtmark Alhagen i Nynäshamn är idag en av Sveriges största anlagda våtmarker för behandling av avloppsvatten. Våtmarken blev klar hösten 1997 och är i år (1999) inne på sin andra säsong. Slutbehandlingen av avloppsvattnet sker i våtmarken dit vattnet pumpas efter att ha passerat avloppsreningsverket. Våtmarkens huvudsyfte är att minska kvävehalterna i vattnet.

Syftet med denna studie var att undersöka den del av våtmarken där vattnet översilas över en gräsbevuxen yta med avseende på kvävehalternas variation i tid och rum.

Tre hypoteser formulerades:

(1) Kvävet befinner sig som NH_4^+ då det släpps ut över översilningsytan för att sedan omvandlas till NO_3^-. Därför antas nitratkvävehalterna vara högre och ammoniumkvävehalterna lägre i slutet jämfört med i början av översilningsytan.

(2) Det är troligt att de totala mineralkvävehalterna i vattnet sjunker efter att det passerat översilningsytan.

(3) Nitratkvävehalterna i översilningsytan borde vara högre i början av översilningen än efter ett antal timmars flöde, då syret i marken och vattnet förbrukats.

Studien gjordes som ett 20 p examensarbete på agronomprogrammet vid avdelningen för vattenvårdslära, SLU, och utfördes under sommaren – hösten 1999.

2 BAKGRUND

2.1 VARFÖR RENA AVLOPPSVATTEN MED AVSEENDE PÅ KVÄVE?

Det som föranlett de nya miljömålen rörande kväveutsläpp från avloppsreningsverk är den eutrofiering som skett de senaste decennierna, resulterande i bl a kraftiga algblomningar (Naturvårdsverket, 1997b). Då kvävebrist normalt råder i Östersjön (Naturvårdsverket, 1997b) orsakar en ökad tillgång på kväve en ökad primärproduktion, främst av plankton och större påväxtalger. Detta i sin tur leder till ett minskat siktdjup och större konsumtion av syre i bottenvattnet när den ökade biomassan bryts ned. Den ökade syrgaskonsumtionen gör att syresättningen av bottenvattnet som sker vid saltvatteninbrott från Västerhavet inte är tillräcklig och syrebrist uppstår i bottnarna. Idag saknar alla finsedimentbottnar i Östersjön belägna djupare än 75 m bottenfauna p g a otillräcklig syrgastillgång (Jonsson *et al*, 1990). Något som kan tala emot nyttan av kväverening är att kvävefixerande cyanobakterier frodas då de ej har konkurrens från vanliga icke kvävefixerande alger (Granéli *et al*, 1990).

En annat skäl till att rena avloppsvatten är att utsläpp av kväve kan leda till ökad syrgasförbrukning i recipienten. Kväve i form av ammonium oxideras till nitrat när det når vattendrag och sjöar. Denna process är mycket syrekrävande då oxidation av 1 g kväve i form av ammonium kräver ca 4,3 g syre (Heathwaite, 1993). Sedan 50-talet har man byggt ut många reningsverk med ett biologiskt steg, där mikroorganismer tillförs vattnet och bryter ned organiskt material. Eftersom syre tillförs kan kvävet i vattnet samtidigt nitrifieras och kvävet släpps då i viss mån ut i nitratform till recipienten. Man räknar med en 15 – 25 % kvävereduktion, i reningsverk med mekanisk, kemisk och biologisk rening, trots att ingen särskilt kvävereningssteg finns (Naturvårdsverket, 1997a).

Ytterligare en orsak till att kväverening av avloppsvatten är viktig är att nitrat i dricksvattnet i höga halter kan innebära en hälsorisk. I Sverige idag är detta främst ett fenomen i brunnar i jordbruksbygd, men med en eventuell framtida ökad användning av ytvatten för dricksvattenförsörjning är det viktigt att förhindra höga nitrathalter även i ytvatten. Idag kommer drygt 40 % av allt dricksvatten i Sverige från ytvatten, främst i storstadsregionerna (Erlandsson, pers medd).

2.2 RENINGSVERKENS KVÄVERENINGSSTEG

Vid kväverening av avloppsvatten i ett reningsverk försöker man skapa så gynnsamma förutsättningar som möjligt för de biologiska processerna. Miljöer som gynnar denitrifikation och nitrifikation skapas i bassänger som ligger i anslutning till varandra. I anläggningar som redan har ett biologiskt reningssteg, vanligen med aktiv slamprocess, kompletteras detta med ett denitrifikationssteg. Det exakta tillvägagångssättet varierar mellan olika anläggningar beroende på utrymme, befintliga bassänger etc. Följande metod, s k fördenitrifikation är vanlig vid kväverening i reningsverk (Pell, pers medd):

Efter mekanisk och viss kemisk rening leds avloppsvattnet till en bassäng som är anoxisk. Här sker en omrörning av vattnet för att förhindra sedimentation samtidigt som omblandning med återcirkulerat vatten sker. Vattnet förs sedan vidare in i en syresatt (oxisk) bassäng där luft pressas in genom bottnen. I denna syresatta bassäng sker en snabb nitrifikation. Samtidigt slås slampartiklar samman till flockar, som transporteras vidare till en sedimentationsbassäng. Huvuddelen av det sedimenterade materialet avlägsnas men en del av slammet recirkuleras för att bibehålla en bakteriestam i reningsverket. Det nitrifierade vattnet återcirkuleras sedan

till den första, oluftade, bassängen där denitrifikation nu kan ske tack vare kontinuerlig påfyllning av organiskt material (energikälla) från inkommande avloppsvatten. Processen kan eventuellt förstärkas genom dosering av en extern kol- och energikälla såsom etanol eller metanol.

2.3 NITRIFIKATION

Nitrifikation är en bakteriell process där ammonium omvandlas till nitrat. Processen sker i två steg där bakterier tillhörande grupperna *Nitrosomonas* sp. och *Nitrosolubus* sp. oxiderar ammonium till nitrit (1), följt av oxidation av nitrit till nitrat (2) av *Nitrobacter* sp. Dessa bakterier är autotrofa, vilket innebär att de får sin energi från koldioxid löst i vattnet, och behöver alltså ingen tillgång till organiskt kol. Det finns även heterotrofa nitrifierare, men få undersökningar har gjorts på detta område.

$$NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \rightarrow 2\ H^+ + H_2O + NO_2^- \qquad (1)$$
Ammoniumoxidation

$$NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \rightarrow NO_3^- \qquad (2)$$
Nitritoxidation

$$NH_4^+ + O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\ H^+ + H_2O$$
Nitrifikation

Eftersom nitrifikation utförs av bakterier, är nitrifikationshastigheten beroende av bakterietillväxten. Nitrifikation kan ske vid vattentemperaturer från 0 upp till ungefär 36 °C. Bakterietillväxten, och därmed nitrifikationen, ökar vid höga temperaturer och minskar vid lägre temperaturer. Tillväxten av nitrifikationsbakterier är därför mycket låg under 4 °C och den optimala temperaturen är 28 – 36 °C (Naturvårdsverket, 1990).

Båda nitrifikationsstegen kräver en aerob miljö, och det åtgår totalt 4,3 g O_2 per gram NH_4-N som oxideras till NO_3-N (Kadlec & Knight, 1996). Detta innebär att syrgas kan vara begränsande i näringsrika vatten där nedbrytningen kräver mycket syre. Man anser att nitrifikationshastigheten i reningsverk blir kraftigt begränsad vid syrehalter under 2 – 3 mg/l (Naturvårdsverket, 1991) och i konstruerade våtmarker har man noterat reducerad ammoniumförlust vid syrehalter under 0,5 mg/l (Kadlec & Knight, 1996). I vatten med höga BOD-halter uppstår konkurrens med heterotrofa bakterier om syret.

Nitrifierare växer bäst vid pH 7,2 och högre (Kadlec & Knight, 1996). Vid nitrifikationen produceras vätejoner enligt ovanstående formel, och det krävs att vattnet har en hög alkalinitet som kan buffra för detta. Dessutom förbrukas ungefär 2 mol alkalinitet ($CaCO_3$) per mol NH_4 (Naturvårdsverket, 1991) för syntes av cellbiomassa. I reningsverk får man ibland alkalinitetsbrist och behöver tillsätta $CaCO_3$. Växternas fotosyntes och eventuell denitrifikation kompenserar till viss del för H^+ produktionen.

Nitrifikationsbakterierna är i allmänhet mycket känsliga för störningar. Förutom låga syrehalter, extrema temperaturer och låga pH-värden kan nitrifikationsprocessen hämmas av höga ammoniumhalter (Vymazal *et al*, 1998) och en del metaller, t ex zink, krom och kobolt (Naturvårdsverket, 1991).

3 ALTERNATIV AVLOPPSVATTENRENING

Intresset för alternativa lösningar för rening av avloppsvatten, såsom våtmarker och andra växtbaserade system, har ökat påtagligt de senaste åren (Wittgren, 1994). I Sverige 1997 behandlades avloppsvattnet med hjälp av våtmarker, anlagda eller naturliga, i 51 kommuner, och 111 kommuner planerade för nyanläggningar eller expansion av existerande våtmarker (Söderberg *et al*, 1999). Orsakerna till detta kan vara både ekonomiska och ekologiska.

Vissa kommuner har som en alternativ metod till konventionellt reningsverk byggt biologiska dammar som tar emot obehandlat avloppsvatten, t ex den s k Gotlandsmodellen (Gotlands kommun, 1996), där sedimentation av fasta föreningar, nedbrytning av organiskt material och nitrifikation sker. Vattnet kan efter en viss tids lagring användas för bevattning av åkermark. Metoden återför främst vatten men även en mindre mängd näringsämnen till jordbruket och fordrar relativt lite skötsel. För att en tillräcklig reduktion av patogener ska ske bör vattnet lagras 3-4 månader (Gotlands kommun, 1996), och därigenom krävs stora arealer för lagring av vattnet. Denna metod används därför endast i mindre samhällen. Oftast kombineras dock den alternativa reningen med ett konventionellt reningsverk, där fosfor och BOD renas bort i avloppsreningsverket och våtmarken står för kvävereduktionen. Andra kommuner, t ex Ekeby våtmark i Eskilstuna, har redan ett existerande biologiskt steg men använder en våtmark för denitrifikationssteget.

3.1 MOTIV FÖR ALTERNATIV AVLOPPSRENING

Ekonomi: Konventionell avloppsrening i mindre samhällen kan ofta bli väldigt dyr, både att anlägga och att driva. Många gånger är alternativa metoder såsom biologiska dammar (se ovan) påtagligt billigare. Kväveavskiljning med nitrifikation-denitrifikation i reningsverk är mycket kostsam att anlägga, speciellt om inget biologiskt reningssteg finns. Många kommuner har endast mekanisk och kemisk rening och måste då komplettera med en särskilt biologiskt kvävesteg. De står då inför ett val mellan en omfattande ombyggnation av reningsverket eller någon annan lösning. Denna lösning kan ofta vara att anlägga en våtmark där kvävereningssteget kan ske. Leonardson (1994) ger ett exempel där marginalkostnaderna för 50% kvävereduktion i våtmarker i Halland och på Gotland ligger under 20% av motsvarande kostnader i reningsverk. I ett storstadsområde som Stockholm där markpriserna är höga och tillgången på mark är sämre är reningsverksalternativet mera konkurrenskraftigt.

Ökande miljömedvetande: Förutom de rent ekonomiska fördelarna med många alternativa lösningar gentemot en konventionell avloppsvattenrening, bidrar även andra faktorer till det ökade intresset för dessa och då speciellt för våtmarksanläggningar. Ett system där reningen sker naturligt och näringen i viss mån återanvänds är i enlighet med det ökade medvetandet om kretslopp och miljö hos kommunerna. Att dessutom våtmarkslevande fåglar och djur trivs i denna miljö gör att avloppsreningen kan bidra till en ökad biologisk mångfald. En rekreationsmiljö för kommuninvånarna skapas, där naturen kan mötas på ett lättillgängligt sätt. Detta bidrar till att man kan öka medvetenheten om miljöfrågor hos allmänheten (Hagelin, pers medd). Våtmarken fungerar även som ett gränsområde där tekniker och biologer möts och arbetar tillsammans, vilket är en utmaning i sig.

3.2 ARGUMENT EMOT VÅTMARKER SOM RENINGSMETOD

Arealbehov: Det viktigaste argumentet mot våtmarker som metod för kväverening är att det krävs så stora arealer (Rosén-Nilsson, pers medd). I större städer är mängderna avloppsvatten stora samtidigt som det ofta råder brist på ledig mark i närheten av reningsverken. Om våtmarken placeras på annan plats krävs att rörledningar anläggs genom vilka avloppsvattnet kan transporteras, vilket ofta är praktiskt omöjligt samt gör det dyrt.

Smittorisk: Smittorisken är en annan orsak till att människor ställer sig tveksamma till våtmarker för avloppsvattenrening. De tre främsta spridningsvägarna för humanpatogener från avloppsvattnet är direktexponering då människor vistas i våtmarken, läckage till grundvattnet samt exponering via djur, t ex insekter och fåglar (Wittgren, 1994). Hygieniska aspekter bör tas hänsyn till vid anläggandet av en våtmark. För att en tillfredsställande hygienisering av avloppsvattnet ska ske i en öppen behandlingsdamm eller våtmark krävs en uppehållstid på flera månader (Stenström, 1996). I Nynäshamn behandlas avloppsvattnet med UV-ljus innan det anländer till våtmarken. Man har även gjort indelningar i hygienzoner, för att undvika besökare i de delar där patogenförekomsten anses för hög.

Osäkerhet: Våtmarker innebär ett naturligt system och trots att en viss styrning är möjlig, av bl a hydrologin, är det svårt att exakt styra och beräkna processerna som sker. Detta gör att man sällan kan förutsäga effekterna av reningsprocessen vid anläggandet, utan är tvungen att prova sig fram. I en kommun med stora mängder avloppsvatten och en känslig recipient kan detta vara fatalt.

Vinterproblematik: Vintertid är våtmarker inte lika effektiva som resten av året. Orsaken är främst att den mikrobiella aktiviteten sjunker då temperaturen sjunker. Dessutom kan syrgasbrist uppstå vid isbeläggning och i våtmarker där vattenytan omväxlande höjs och sänks riskerar vegetationen att skadas (Wittgren, 1994). Alternativet är att lagra vattnet över vintern, något som kräver ytterligare stora arealer.

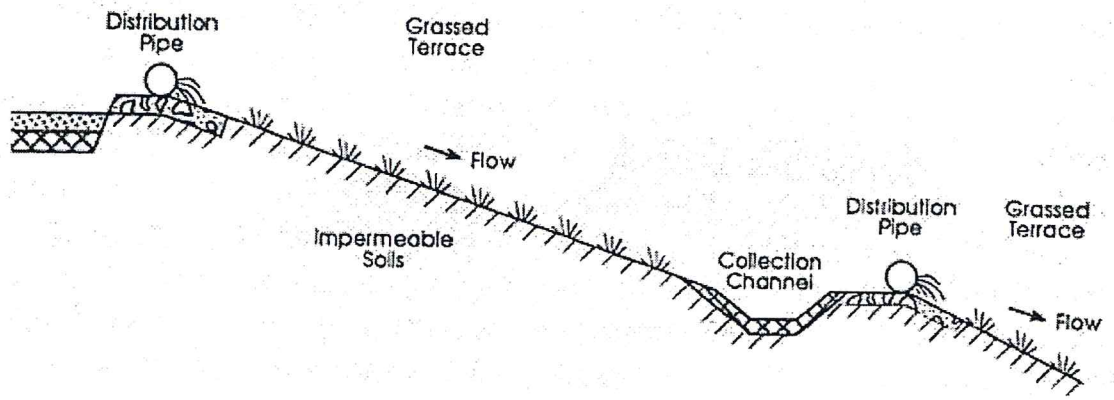
3.3 ÖVERSILNING

Tekniken med översilning har använts sedan urminnes tider, men introducerades i större skala i Sverige under 1800-talet (Leonardson, 1994). Syftet var då att öka höproduktionen, främst genom att förbättra vattentillgången genom att dämma närliggande vattendrag men också genom att tillföra näringsämnen till marken. Dessutom skapades våtmarker där många djur och fåglar trivs. Översilningsängar eller översilningsytor är våtmarker där vattentillgången styrs av människan. Påsläpp av vatten och dränering av marken sker vid bestämda tidpunkter beroende på syftet med översilningen.

3.3.1 Översilning som reningsmetod

Översilning (på engelska - overland flow) används i modern tid för rening av avloppsvatten. I USA utvecklades metoden som en variant av bevattning med avloppsvatten för jordar med låg permeabilitet såsom ler- och mjälajordar (Zirschky *et al,* 1989). På dessa jordar kräver konventionell bevattning lagringsmöjligheter, låg hydraulisk belastning och stora ytor. Trots detta bildas ofta ytvatten och okontrollerad avrinning. I ett översilningssystem påförs vattnet i övre delen av en gräsbevuxen sluttning alternativt en serie terrasser och rinner sedan i ett jämnt lager över markytan (figur 1). Påförseln kan ske genom rör, en uppdämd bäck,

vattenspridare eller liknande. I slutet av översilningsytan samlas vattnet upp i ett dike eller en damm och leds vidare.



Figur 1. Exempel på ett översilningssystem med terrasser för avloppsvattenbehandling.
(Kadlec & Knight, 1996)

Under uppehållstiden i översilningssystemet påverkas vattnet av naturliga biologiska, fysiska och kemiska processer som bidrar till rening av vattnet. När vattnet rinner över översilningsytan kommer det i kontakt med jord, växter, insekter och mikroorganismer. Mikroorganismerna lever i jorden och på växterna som s k biofilm. Vattenflödet är huvudsakligen laminärt men p g a oregelbundenheter i markytan, kontakt med grödan och kanalbildning, så blandas vattnet och tar olika vägar med varierande uppehållstid på sin väg ned över ytan (Kruzic & Schroeder, 1990). Under flödet genom vegetationen sedimenterar partikulära ämnen och organiskt material medan lösta ämnen kan tas upp av växter och adsorberas till markpartiklarna. Studier har visat att översilning är en effektiv metod att rena vatten från BOD, suspenderat material, ammonium (Zirschky *et al*, 1989), fosfor (Turner *et al*, 1994) och tungmetaller.

Under dräneringsperioden, då inget vatten påförs, oxideras organiska partiklar som sedimenterat på markytan. Oorganiska näringsämnen tas upp av växter, omvandlas av mikroorganismer eller binds till markpartiklarna. När vattnet i marken dräneras kan syre tränga ned i markporerna och i rotzonen. Detta är nödvändigt om man vill bibehålla en gräsvegetation och inte låta våtmarksväxter ta över.

3.3.2 Översilningens hydrologi

Vattenregimen är en mycket viktig faktor i ett översilningssystem. Översilningsperiodens respektive torrperiodens längd samt hur ofta marken översilas påverkar dränering och syresättning. Vid långa torrperioder hinner marken torka upp ordentligt och mer tid finns för nitrifikation att ske (Zirschky et al, 1989). Det finns dock en risk att biofilmen på växterna torkar ut under lång tid utan översilning, och detta kan reducera reningseffektiviteten (Smith, 1982).

Sluttningens lutning och längd påverkar naturligtvis vattnets flöde, och därmed behandlingen av vattnet. Lutar ytan för kraftigt finns risk för erosion, medan pölbildning kan bli ett problem om lutningen är för svag. I USA har försök visat att lutningar på upp till 8% fungerat bra. Försök har också visat på att översilningssluttningar på 30 – 45 m givit bra resultat för rening av avloppsvatten. (Smith, 1982)

3.3.3 Kvävets processer

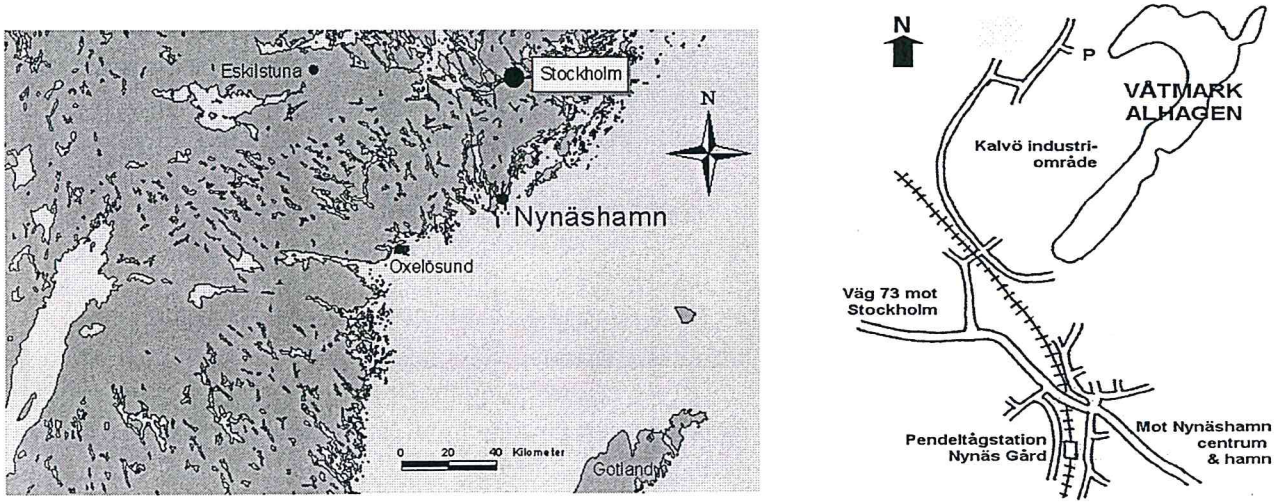
Kväve kan bortföras permanent från vattnet på fyra sätt i ett översilningssystem: genom ammoniakavgång, läckage av nitrat till grundvattnet, gasförlust av N_2 och N_2O genom denitrifikation, samt genom skörd och bortförsel av vegetationen (Kruzic & Schroeder, 1990). För att orsaka minsta miljöpåverkan så eftersträvar man bortförsel av skörd och denitrifikation utan N_2O-produktion. Mindre långtgående retentionsprocesser som orsakar tillfällig fastläggning av kväve är sedimentation och växtupptag utan bortförsel av skörd.

När vattnet kommer i kontakt med jorden och mikroorganismerna som finns där omvandlas kvävet på olika sätt. Ammoniak övergår till ammonium och tvärtom bl a beroende på pH. Organiskt kväve mineraliseras till ammonium. Kväve assimileras av mikroorganismer och växter. Ammonium omvandlas till nitrat. Nitrat denitrifieras till N_2 och N_2O. Ammonium binds in till markpartiklarna genom jonbytesreaktioner. Alla dessa processer pågår oftast samtidigt. För att reaktionerna ska ske i större utsträckning krävs att vattnet flödar i ett tunt lager, då det är väldigt få bakterier i vattenmassan jämfört med den mikrobiella biomassa som finns i jorden och på växterna.

De viktigaste bakteriella processerna för kväverening i våtmarker är nitrifikation och denitrifikation. I markytor som översilas med ammoniumhaltigt avloppsvatten sker framförallt nitrifikation. När avloppsvattnet kommer i kontakt med syre under översilningen kan nitrifikation ske. Vattnet syresätts genom dispersion och diffusion i de stora kontaktytor som bildas mellan luft och vatten (Ridderstolpe & Wallin, 1995). Denna process är dock ganska långsam och efter en tids vattentillförsel har syret i marken och vattnet förbrukats. Då binds istället ammonium in till de negativt laddade lermineralen. Under torrläggning oxideras inbundet ammonium och transporteras sedan vidare som nitrat då nästa påförsel av vatten sker. Denitrifikation kan också ske i översilningsytan i syrefria mikrozoner. Tillgången på organiskt material är ej begränsande i våtmarker, något som ofta är fallet i t ex åkermark (Vinten & Smith, 1993), utan denitrifikationen begränsas främst av tillgången på nitrat (Davidsson, 1997) samt anaeroba miljöer. Detta förutsätter dock att man inte bortför eventuell skörd av vegetationen.

4 MATERIAL OCH METODER

4.1 OMRÅDESBESKRIVNING



Figur 2. Översiktskarta samt vägbeskrivning till Våtmark Alhagen.

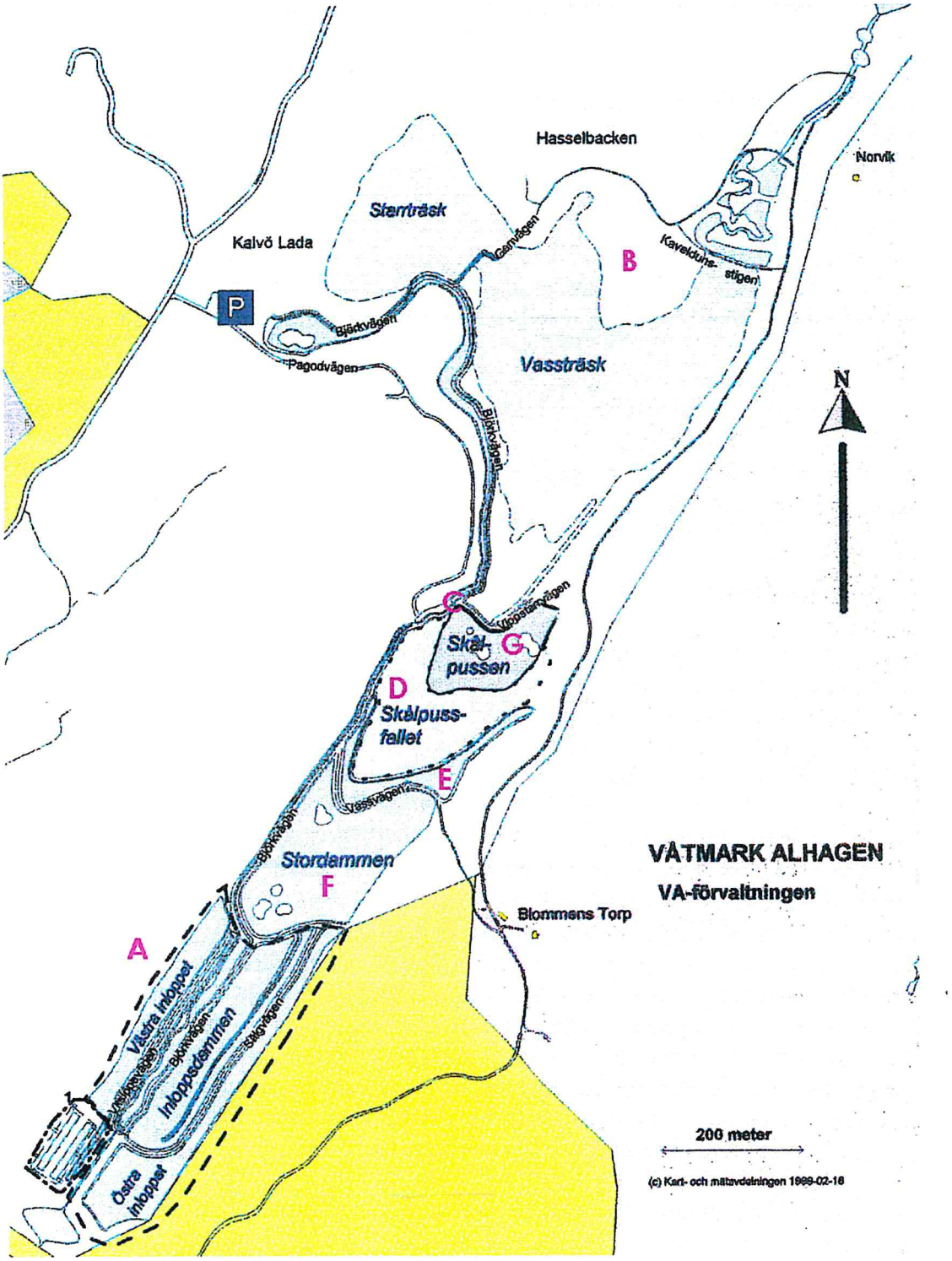
Nynäshamn är en kustkommun med ca 23 000 invånare och ligger ca 7 mil söder om Stockholm. Våtmark Alhagen är belägen i en dalgång strax öster om Kalvö industriområde i utkanten av Nynäshamn (figur 2). Våtmarken består av en övre anlagd del (figur 3: A) och en nedre mer naturlig del (B). Den övre delen är konstruerad för att främja nitrifikation genom rik undervattensflora och att vattenytan omväxlande höjs och sänks. För att hålla en jämn, hög koncentration av kväve, och inte störa processerna med okända ämnen, så leds dagvattnet förbi den övre våtmarken. I utloppet från den övre våtmarken (C) förenas avloppsvattnet med dagvattnet och leds vidare in i den nedre våtmarken. Denna del består av gammal kärr- och mossemark som fått en vattenspegel i och med att vattenytan höjts. Även i denna del finns vattenväxter som syresätter vattnet och främjar nitrifikation. I de syrefattiga områdena däremellan sker denitrifikation.

I slutet av den övre våtmarken ligger en 2,1 ha stor översilningsyta (D), där denna studie utfördes. Ytan var tidigare åkermark som plöjdes och odlades senast 1991 (Fransson, pers medd). Dagens vegetation på översilningsytan består till större delen av vallväxter, bl a timotej, sedan jordbrukstiden. Dessutom har vissa våtmarksarter etablerats sedan översilningen startade, speciellt i den nedre delen. Slåtter av vegetationen sker några gånger per säsong men skörden bortförs ej utan lämnas för att multna ned på platsen, för att gynna denitrifikation.

Uppströms översilningsytan finns en kanal, Fördelningskanalen (E) längs en 420 m lång vall. Denna kanal fylls upp med vatten från Stordammen (F) vid bestämda tidpunkter. Vallen är genomborrad av 17 st rör (Ø 250 mm) av PVC. När vattenytan i kanalen kommer upp i höjd med rören rinner vattnet igenom och sprids över översilningsytan. Eftersom marken består av ett tjockt lager av styv lera, antas att infiltration endast sker i matjorden och inte ned genom markprofilen. Översilningen vara ungefär åtta timmar varefter Stordammen tömts och vattennivån i Fördelningskanalen sjunkit under rörnivån.

Efter vattnet passerat översilningsytan samlas det upp i en 1,5 ha stor permanent damm (Skålpussen, G) med en jämn vattennivå. Dammen är långgrund och är som djupast 2 m i mitten och det finns också två öar. Den innehåller rikligt med flytblads- och undervattens-

växter och mätningar visar på god tillgång på syre. Från Skålpussen leds vattnet ut genom en träränna (C) med en tröskel som håller vattenytan på en konstant miniminivå, och vidare ut i nedre våtmarken.



Figur 3. Våtmark Alhagen i Nynäshamn. Den övre våtmarken (A) är utformad för att främja nitrifikation med dammar som omväxlande töms och fylls, samt en översilningsyta. Den nedre våtmarken (B) utgörs delvis av ett naturligt kärr där vattennivån hålls konstant. Vid utloppet från den övre våtmarken (C) blandas dagvatten och avloppsvatten som tidigare varit separerat.

4.2 AVLOPPSVATTNET

Avloppsvattnet som kommer till våtmark Alhagen har genomgått mekanisk och kemisk rening vid Nynäshamns avloppsreningsverk. Verket är dimensionerat för 19 900 pe inklusive ett antal mindre industrier vilka inte anses påverka reningsresultatet eller slamkvaliteten negativt.

När avloppsvattnet kommer till reningsverket passerar det ett rensgaller där större partiklar och föremål silas bort. Efter gallret leds vattnet till ett sandfång där sand samlas upp. I utloppet från sandfånget tillsätts en aluminiumbaserad fällningskemikalie (PAX 21) för att få partiklarna att flocka sig och fosfor att fällas ut. Dessa flockar sedimenterar sedan i försedimenteringsbassängen. På vägen mot flockningsbassängerna görs en efterfällning då ytterligare fällningskemikalie tillsätts. Bassängerna rörs om för att få en effektiv flockning, och flockarna sedimenterar sedan i eftersedimenteringsbassängen. Därefter pumpas sediment från för- och eftersedimenteringsbassängerna till förtjockare och slutligen till rötkammare. Slammet avvattnas i centrifug och används senare som gödselmedel i jordbruket.

Vattnet som genomgått ovanstående rening belyses med UV-ljus för att minska bakterieinnehållet, och pumpas sedan till våtmark Alhagen. Det utgående avloppsvattnet brukar innehålla halter på 30 – 40 mg N/l (Rehnlund, pers medd). Fram till 1997 släpptes det rakt ut i recipienten. I detta fall är den ett djupt sund med god vattengenomströmning som hör till Mysingen, en fjärd i Östersjön.

4.3 VATTENREGIM

Vattenregimen, d v s driftsschemat för hur länge och ofta vattnet översilas över Skålpussefallet, styrs till viss del av vattenregimen i uppströms liggande dammar och till viss del av praktiska omständigheter. I stort sett råder ett varannandagssystem i hela våtmarksanläggningen. För att inom givna förutsättningar kunna optimera översilningen studerades förutom den gällande vattenregimen även en alternativ sådan.

Normalt flöde: Den vattenregim som normalt råder vid översilningen är uppbyggd på en 14-dagars-cykel med påsläpp varannan dag. Dag 1 kl 08.00 öppnas luckan mellan Stordammen och Fördelningskanalen (figur 3: C), och vattnet fylls upp i kanalen tills vattennivån kommer i jämnhöjd med rören. Vattnet översilas under ca 8 timmar, till dess att vattenytan sjunkit under rörnivån. Luckan stängs påföljande morgon (dag 2) och ytan erhåller inget vatten den dagen. Ovanstående procedur upprepas sedan dag 3 och 4. Den femte dagen öppnas luckan på morgonen och står sedan öppen hela helgen. Dag 8 stängs luckan och proceduren ovan sker de följande dagarna. Detta innebär att översilningsytan kommer att stå torr över följande helg. Runt midsommar 1999 övergick man dock till att översila även på helgerna vilket innebar att ytan översilades varannan dag oberoende av helger och detta fortsatte under resten av den studerade perioden med undantag för en vecka i augusti.

Alternativt flöde: Som ett alternativ till den rådande vattenregimen gjordes ett försök under en vecka i augusti med kortare och mer frekvent översilning. Principen var att översila ytan under 6 timmar varje dag och alltså låta ytan torka upp under resterande 18 timmar per dygn. Luckan mellan Stordammen och Fördelningskanalen öppnades varje dag kl 08.00 och stängdes kl 14.00. För att Stordammen, som fylls på varannan dag, inte skulle tömmas med en gång öppnades luckan endast till hälften varannan dag och fullt övriga dagar.

4.4 VATTENFÖRINGSBERÄKNINGAR

Mätningar av vattenståndet i Skålpussen (dammen nedanför översilningsytan) gjordes kontinuerligt från mitten av maj till mitten av augusti med en mekaniskt skrivande pegel som monterades vid Sommarrännan, d v s utloppet ur Skålpussen (figur 4). Rännan är lådformad med en bredd på 148 cm. Pegeln placerades ca 1½ m från rännans utlopp som fungerar som tröskel och håller vattenytan i Skålpussen på en konstant nivå. Hydrografen digitaliserades och timsvisa vattenhöjder erhölls. För att relatera dessa höjder till vattenföringen i Sommarrännan mättes vattenhastigheten vid 6 tillfällen med en flygel av modell HÖNTZSCH-Flowtherm®, då även vattenståndet noterades. Utifrån dessa mätvärden gjordes en avbördningskurva varpå vattenföringen för hela säsongen räknades ut med timupplösning.

4.5 SPÅRÄMNESSTUDIE OCH TOPOGRAFI

För att få en uppfattning om vattnets uppehållstid från Fördelningskanalen till Skålpussen gjordes ett försök med koksalt. Koksalt löstes upp i en hink med vatten från Fördelningskanalen. Det salthaltiga vattnet hälldes ut vid rör nr 15 på den östra sidan (figur 4), som är ett av de rör som har kortast rinnsträcka till dammen, och konduktiviteten mättes i vattnet vid Skålpussens strand.

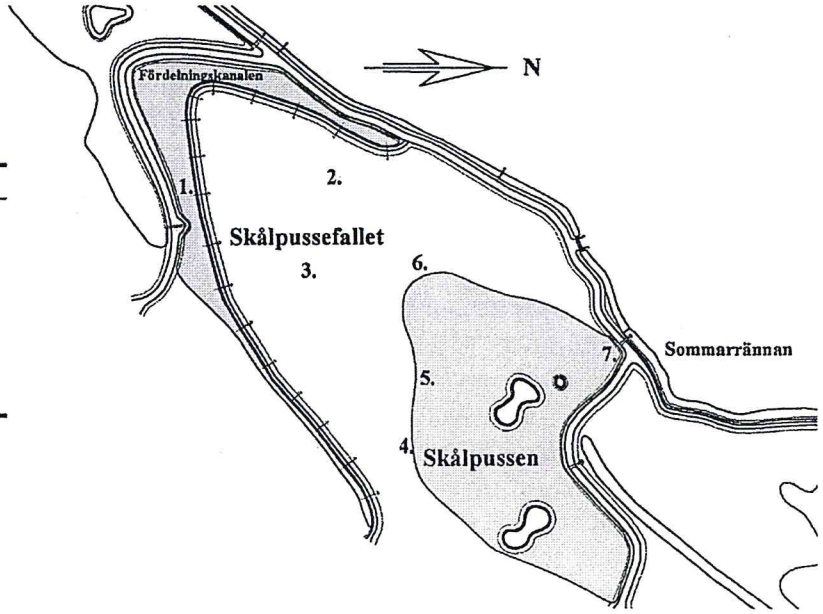
En avvägning av översilningsytan gjordes också. Med lasermätare gjordes en avläsning i 56 punkter i ett koordinatsystem med 20 m mellan punkterna. Med dessa värden som grund skapades höjdkurvor och med hjälp av dessa kunde bl a lutningen på översilningsytan bestämmas.

4.6 PROVPUNKTER

Provpunkterna för vattenproven placerades enligt figur 4. Varje provomgång togs ett prov från Fördelningskanalen, d v s innan översilningen, tre prov vid Skålpussen, d v s efter översilningen samt två halvvägs över översilningsytan (tabell 1). Provpunkternas placering gjorde att man kunde jämföra kvävehalterna mellan ingående vatten, vatten som översilat halva vägen och vatten som översilat hela sträckan. Dessutom togs ett prov vid utloppet från Skålpussen för att undersöka om uppsamlingsdammen har någon inverkan på kvävehalterna.

Tabell 1. Provpunkter för vattenprovtagning.

Prov nr	Provplats
1	Fördelningskanalen
2	Halvvägs
3	Halvvägs
4	Vid sjön
5	Vid sjön
6	Vid sjön
7	Utloppet från Skålpussen



Figur 4. Vattenprovtagningspunkternas fördelning på översilningsytan. Rören som går genom vallen är numrerade från 1–17 med start från den nordvästra sidan.

4.7 PROVTAGNING OCH ANALYS

4.7.1 Vattenprover – kväve och TOC

Vattenprover för analys av kväve (NH_4-N och NO_3-N) togs under tre olika perioder under studien - i maj, juni och augusti. Prover togs vid 7 provpunkter enligt figur 4 vid fem till sex gånger per översilningscykel (tabell 2).

För att få en uppfattning om förekomsten av organiskt material i det vatten som översilas, samt om halterna av totalt organiskt kol (TOC) förändras i översilningssystemet, togs även vattenprover för TOC under två översilningscykler i augusti.

Tabell 2. Provtagningsschema för vattenprover på översilningsytan under studieperioden.

Provperiod	Provtagningsschema	Vattenregim för översilningen[1]
18 – 20 maj	0, 2, 4, 6, 12 & 24 timmar efter översilningens början	Varannandagsregim
7 – 16 juni	" " "	"
2 - 6 augusti	0, 2, 4, 6 & 12 timmar efter översilningens början	Varjedagsregim

[1] se även *4:3 Vattenregim.*

Proverna placerades omgående i kylskåp och förvarades kallt fram till analystillfället. Vattenproverna analyserades på vattenlaboratoriet vid avdelningen för vattenvårdslära vid SLU, Ackrediteringsnummer 1308 (bilaga 2).

För att lättare kunna jämföra olika platser i översilningssystemet presenteras medelvärden för varje provtillfälle för provpunkterna 2 & 3 (halvvägs) och provpunkterna 4, 5 & 6 (vid sjön) i resultatdelen. Samtliga värden finns dock samlade i bilagorna 4-6.

4.7.2 Jordprover

Jordprover togs på 15 punkter, jämnt fördelade över området, vid fyra tillfällen under studien (bilaga 1). Dessa analyserades med avseende på NH_4-N och NO_3-N. På varje punkt togs jordprov från två djup: 0-30 cm och 30-60 cm. Vissa punkter slogs ihop och totalt analyserades 20 jordprov per omgång. Vid provtagningen användes en markkarteringsborr för de grundare proverna och den s k Ultunaborren till de djupare. Proverna förvarades frysta innan extraktion. Efter extraktion placerades jordextrakten i kylrum fram till analystillfället.

Jorden extraherades efter upptining med en 2 M KCl-lösning. Ungefär 120 g jord (våtvikt) placerades i skakflaskor och 200 – 250 ml saltlösning tillsattes. Jordblandningen skakades i skakmaskin över natten och filtrerades nästa dag. Sedan analyserades extraktet med avseende på NH_4^+ och NO_3^- på en FIA-analysator. TS-bestämning gjordes också genom att ca 120 g jord per prov torkades över natt i 105 °C och proven vägdes före och efter torkningen. Metoden används för bestämning av jordens mineralkväveinnehåll. Den bygger på att ett överskott av kaliumjoner tränger ut ammoniumjonerna som då går i lösning. Nitratjonerna, som inte binds in till jorden, går i lösning utan att bli utträngda.

Bestämning av glödgningsförlust gjordes vid ett tillfälle (n=20). Jorden, som tidigare torkats över natt i 105 °C, vägdes efter ytterligare fyra timmars torkning i 110 °C. Jorden glödgades i muffelugn i 400 °C och 600 °C i tre timmar vardera och fick sedan svalna i ugnen varefter den vägdes ännu en gång.

4.7.3 Växtprov

För att kunna bestämma den totala ovanjordiska produktionen av biomassa under säsongen samt kväveupptaget togs växtprov i samband med skörd av vegetationen vid två tillfällen under säsongen. Avklippt gräs i rutor på 2 x 10 m (3 juni) och 1,70 x 5 m (11 augusti) samlades ihop och vägdes i fält (bilaga 1). Därefter togs mindre prov på ca ½ kg ut i tygpåsar. Proven torkades ett dygn i 60° C och analyserades sedan med avseende på kväve. För att kunna bestämma produktionen av växtmassa per ytenhet gjordes även en torrviktsbestämning.

4.8 BERÄKNING AV KVÄVEBUDGET

För att kunna beräkna en kvävebudget för översilningsytan beräknades först vattenflödet ut genom Sommarrännan genom att addera den timsvisa vattenföringen (se *4.4 Vattenföringsberäkningar*). Vattenflödet under det 18 dagar långa mätuppehållet i juli uppskattades till 9 gånger vattenföringen under en medeltopp, eftersom en topp inträffar varannan dag.

Flöden av mineralkväve in till översilningsytan, mellan översilningsytan och Skålpussen samt ut från Skålpussen beräknades genom att multiplicera det uträknade vattenflödet med medelkoncentrationerna av mineralkväve i fördelningskanalen, vid sjön samt i utloppet. Då inget vatten antogs bortföras ur systemet användes det uppmätta vattenflödet i utloppet från Skålpussen för transportberäkningarna på alla tre platserna.

Växtupptag baserades på de växtanalyser som gjorts, och ökningen av markens ammoniumförråd under perioden likställdes med skillnaden mellan genomsnittet på ytan vid första och sista provtillfället.

5 RESULTAT

5.1 VÄDER

Perioden då studien utfördes var sammanfattningsvis varm och torr. Speciellt juli månad var varm och torr jämfört med normalvärden för juli månad under åren 1961-1990 (tabell 3).

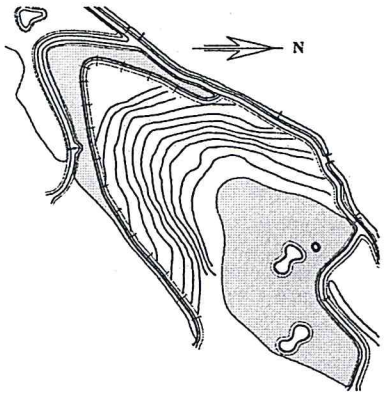
Tabell 3. Väderdata för Nynäshamn, maj–augusti 1999, samt referensnormaler för området.

Månad	Temperatur		Nederbörd	
	1999[1]	Normalår[2]	1999[1]	Normalår[2]
Maj	9,6	7,2	21,5	29
Juni	16,4	13,1	38,5	42
Juli	20,2	15,8	3,5	60
Augusti	18,1	15,6	45	58

[1] Uppmätta på vattenverket i Nynäshamn.
[2] Referensnormaler från åren 1961 – 1960 vid Landsort (temperatur) och Nynäshamn (nederbörd). (Alexandersson *et al*, 1991)

5.2 TOPOGRAFI

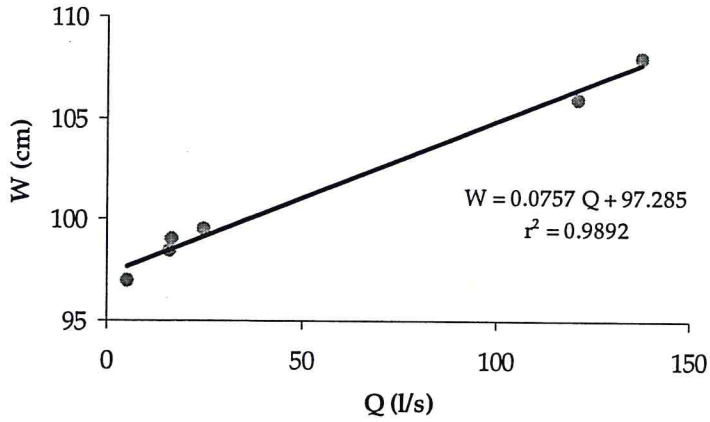
Översilningsytan sluttar svagt ned mot Skålpussen. Lutningen i det flacka mittpartiet är ca 2 % och på sidorna något mer (figur 5). De rör som befinner sig vid de mer sluttande partierna är också de som ligger närmast dammen, vilket innebär att det vatten som passerar där har mycket kortare uppehållstid än det vatten som passerar genom rören längst bort från Skålpussen.



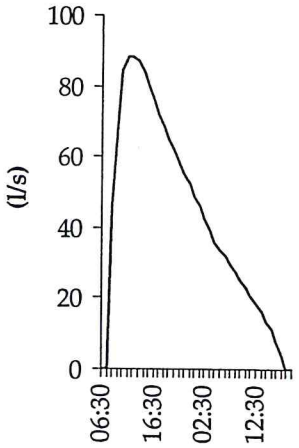
Figur 5. Översilningsytan Skålpussefallet i våtmark Alhagen, med höjdkurvor mellan 3,80 och 5,80 m ö h med 20 cm intervall.

5.3 HYDROLOGI

Avbördningskurvan visar en linjär ökning av vattenföringen vid ökat vattenstånd (figur 6) vilket är rimligt med tanke på den bestämmande sektionens utseende. Den visar också att vid vattenstånd under ca 97 cm sker inget utflöde av vatten ur Skålpussen. Det höga r^2-värdet visar på en god överensstämmelse mellan mätningarna och den anpassade ekvationen som beskriver avbördningskurvan men man ska ta i beaktning att detta baseras på relativt få mätningar.



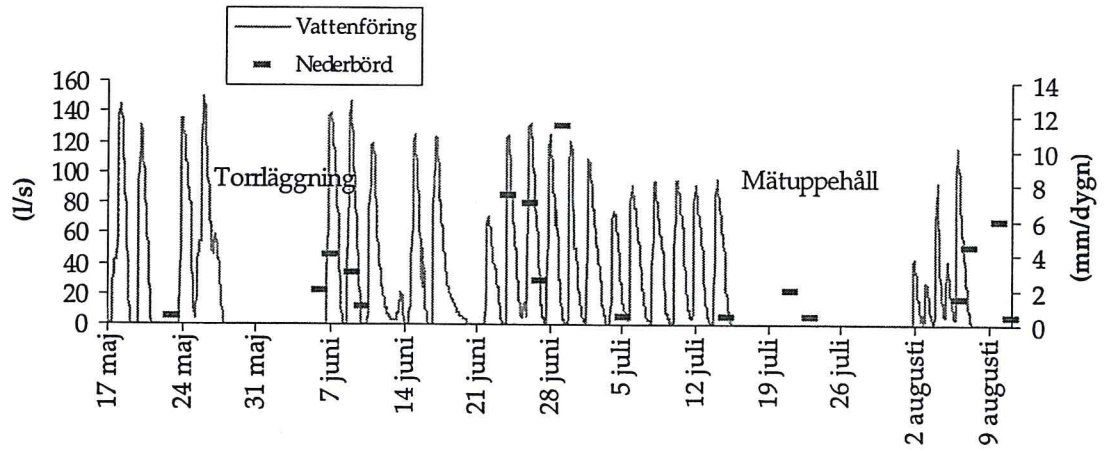
Figur 6. Avbördningskurva för vattenföringen, Q, vid olika vattenstånd, W, vid Sommarrännan (utloppet från Skålpussen). Våtmark Alhagen, augusti 1999.



Figur 7. En karakteristisk vattenflödestopp vid Sommarrännan.

Vattenföringen i Sommarrännan, dvs utloppet från Skålpussen, speglar med viss förskjutning den vattenregim med vilken avloppsvattnet översilas över Skålpussefallet. Relativt snart efter att översilningen startat börjar vattnet att rinna ut genom Sommarrännan, och en ökning av vattenföringen sker hastigt. Då flödet vid Sommarrännan har nått sitt maximum, efter ca 6-7 h, minskar det sakta under ett antal timmar för att efter totalt ca 30 h efter påsläpp avstanna helt till dess att nästa översilning sker (figur 7).

I diagrammet nedan visas vattenföringen under provperioden tillsammans med nederbörden. I början av sommaren stod systemet stilla under veckosluten, men efter midsommar övergick man till att även översila på helgerna (se *4.3 Vattenregim*). Inför slåtter av vegetationen på översilningsytan i månadsskiftet maj-juni leddes vattnet om en vecka för att låta ytan torka upp. Den höga vattenföring som uppmättes vid ett tillfälle i första halvan av juni kan förklaras av regnet som föll dagen innan, men för övrigt syns ingen tydlig påverkan av nederbörd på vattenföringen.

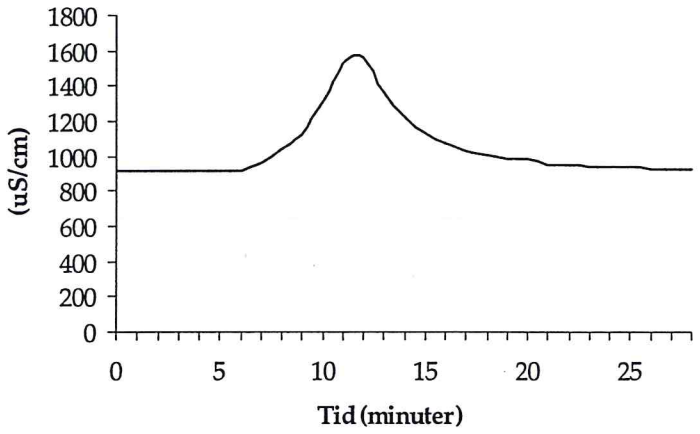


Figur 8. Vattenföringen i Sommarrännan samt nederbörden 17/5-11/8 1999, Alhagen. I månadsskiftet maj/juni samt i augusti leddes vattnet om för att låta översilningsytan torka upp inför slåtter av vegetationen.

Flödet från reningsverket till Våtmark Alhagen varierade mellan 3200 och 5800 m^3/dygn under säsongen (bilaga 1). I genomsnitt inkom 4600 m^3 avloppsvatten per dygn från reningsverket baserat på 14 enstaka mättillfällen under perioden mars – augusti (Rehnberg, pers medd).

5.4 SPÅRÄMNESSTUDIE

Saltstudien visade att vattnet tar en snabb väg mellan rör nr 15 och Skålpussen. Det tog endast 12 minuter för det salta vattnet att nå Skålpussens strand (figur 9). Den distinkta toppen tyder på att ingen större omblandning skedde och att större delen av vattenpaketet tog samma väg. Rör nr 15 är ett av de rör från vilket vattnet har kortast rinnsträcka till Skålpussen och ligger även vid den brantaste delen av översilningsytan. Generellt sett kunde det i stora delar av översilningsytan iakttagas en viss kanalisering som gjorde att mycket av vattnet tog en relativt snabb väg ner till Skålpussen och därmed hade en kort uppehållstid.



Figur 9. Vattnets transporttid från rör nr 15 till provtagningspunkt 4 vid Skålpussen. Spårämnesstudie 6/8 vid Skålpussefallet gav en genomsnittlig transporttid på 12 minuter.

5.5 KVÄVEDYNAMIK I VATTNET SOM PASSERAR ÖVERSILNINGSYTAN

5.5.1 Rumslig variation

Analysresultaten bekräftar observationer av att översilningsytan är mycket heterogen. De genomsnittliga ammoniumkvävehalterna över hela säsongen var ca 3,5 mg/l högre i provpunkt 3 än i 2 beroende på att vattnets rinnsträcka var olika lång till de olika punkterna (figur 4). Av provpunkterna vid sjön låg nr 4 oftast högre än nr 5 som i sin tur låg högre än provpunkt 6 (tabell 4). Vad det gäller nitratkväve uppmättes de lägsta värdena i fördelningskanalen och utloppet från Skålpussen (tabell 4). Provpunkterna 2 och 3 skilde sig i genomsnitt med ca 1,5 mg/l, medan skillnaden mellan provpunkterna 4, 5 & 6 vid sjön var knappt 0,5 mg/l. I resten av rapporten slås dock halvvägspunkterna respektive vid sjön-punkterna samman.

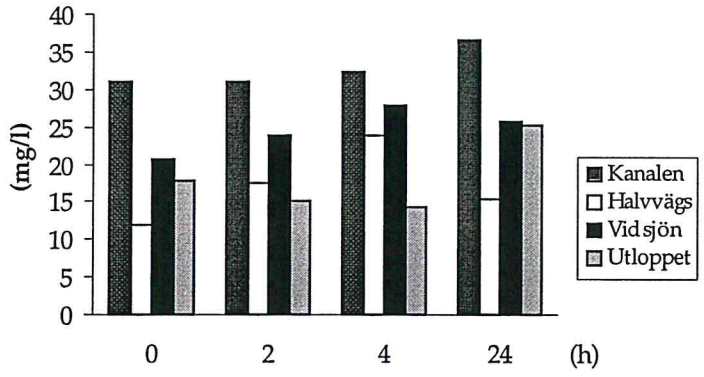
Tabell 4. Genomsnittskoncentrationer av NH_4-N och NO_3-N (mg/l) vid alla 7 provpunkterna under hela studieperioden: 18-20/5, 7-16/6, 2-6/8.

Provpunkt	Plats	NH_4-N	NO_3-N	Tot oorg N
1	Kanalen	33,3	2,0	35,3
2	Halvvägs	20,6	4,4	25,0
3	Halvvägs	24,3	6,0	30,3
4	Vid sjön	27,7	4,3	32,0
5	Vid sjön	25,9	4,9	30,8
6	Vid sjön	22,2	3,9	26,1
7	Utloppet	20,8	2,9	23,6

5.5.2 Ammonium

Maj

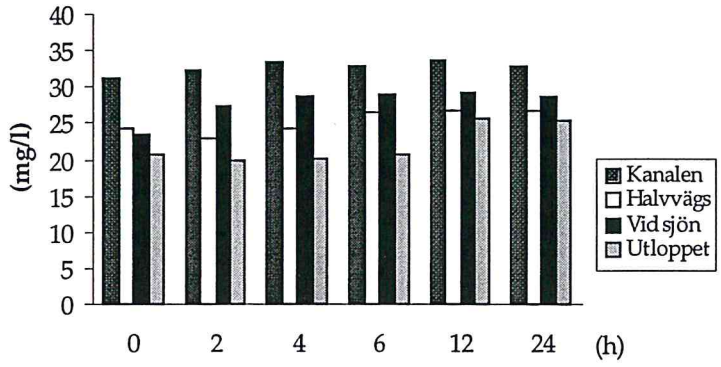
Ammoniumkväveanalyser av vattenprover tagna under provomgången i maj visar generellt högst koncentrationer i kanalen (31-37 mg/l), d v s innan översilningen (figur 10). Koncentrationen i proverna tagna vid slutet av översilningsytan, vid sjön, är förvånande nog högre än halvvägs över ytan. Vid utloppet från dammen varierar halterna mellan 14-25 mg/l, med högsta halterna 24 h efter påsläpp. I allmänhet är halterna vid utloppet lägre än i provpunkterna i slutet på översilningsytan (vid sjön) vilket tyder på en viss kväverening i dammen. I genomsnitt minskar ammoniumkoncentrationerna med 12-17 mg/l i översilningssystemet (ytan + dammen) under majomgången.



Figur 10. Ammoniumkvävekoncentrationer i maj månad (18-20/5) tagna vid olika tidpunkter på översilningsytan efter att översilningen startat. Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) och baserar sig på 58 prover.

Juni

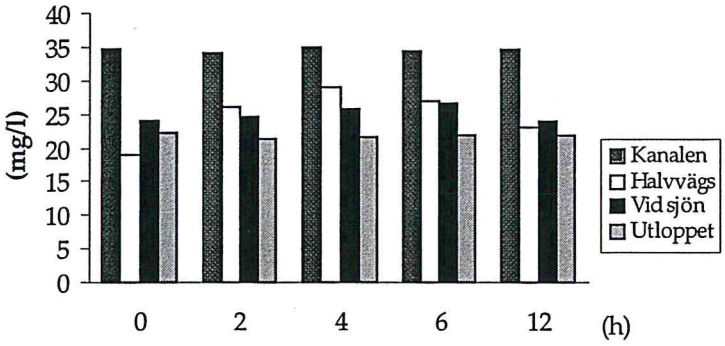
Provomgången i juni (figur 11) gav ett liknande mönster som den i maj. De högsta värdena återfanns, förutom i kanalen, vid sjön d v s i slutet av översilningen. Även i denna provomgång uppmättes de lägsta koncentrationerna genomgående i utloppet från Skålpussen, 20-25 mg/l. En topp kan skönjas halvvägs över ytan efter 6 timmar och en liknande topp urskiljs även efter 12 timmar vid utloppet. Detta tyder på en eftersläpning i systemet och att det ammoniumrika vattnet når utloppet ett antal timmar efter det passerat halvvägspunkterna.



Figur 11. Ammoniumkvävekoncentrationer i juni månad (7-16/6) tagna vid olika tidpunkter på översilningsytan efter att översilningen startat. Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) och baserar sig på 205 prover.

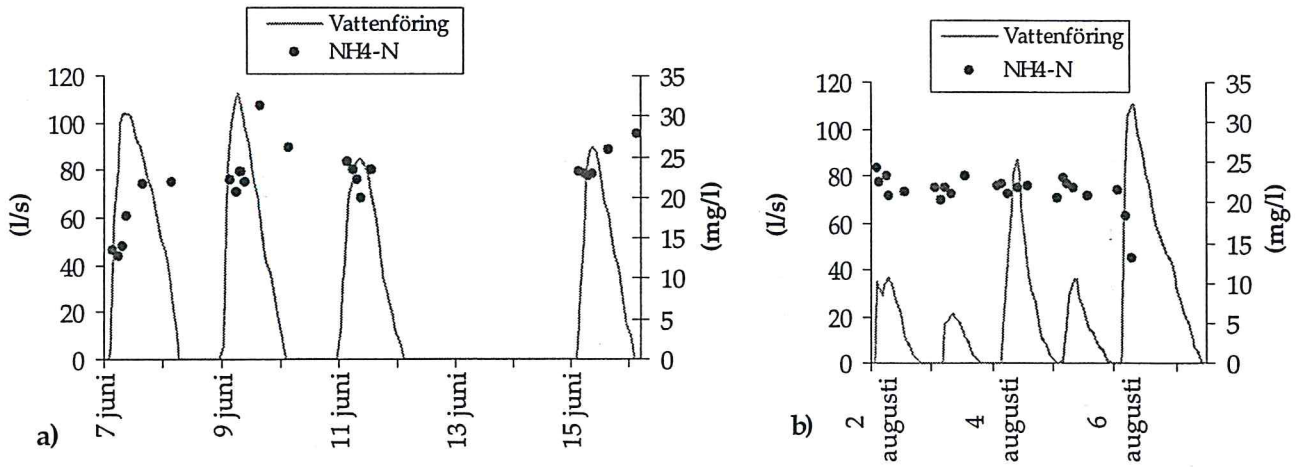
Augusti

Under provtagningen i augusti rådde en annan flödesregim (*4.3 Vattenregim*), vilken gick ut på att vattnet översilades varje dag. Därför sammanfaller provtidpunkterna 0 och 24 timmar efter översilning, varför inte den sistnämnda visas i diagrammet (figur 12). I kanalen påvisades koncentrationer på 34-35 mg/l, medan de i utloppet hade minskat till 21-22 mg/l. I likhet med vattenproverna tagna i juni kan en viss eftersläpning i ammoniumkoncentrationen urskiljas. En skillnad jämfört med de andra två provomgångarna, var att ingen tydlig koncentrationshöjning vid slutet av översilningsytan kunde observeras. De ingående ammoniumkvävekoncentrationerna och de som uppmätts vid utloppet från Skålpussen, visar väldigt liten variation över tiden. Halvvägs över ytan når NH_4-N-koncentrationerna sitt maximum efter 4 timmar då det gamla vattnet hunnit bytas ut, medan efter översilningsytan nås maximum efter 6 timmar.



Figur 12. Ammoniumkvävekoncentrationer i augusti månad (2-6/8) tagna vid olika tidpunkter på översilningsytan efter att översilningen startat. Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) och baserar sig på 201 prover.

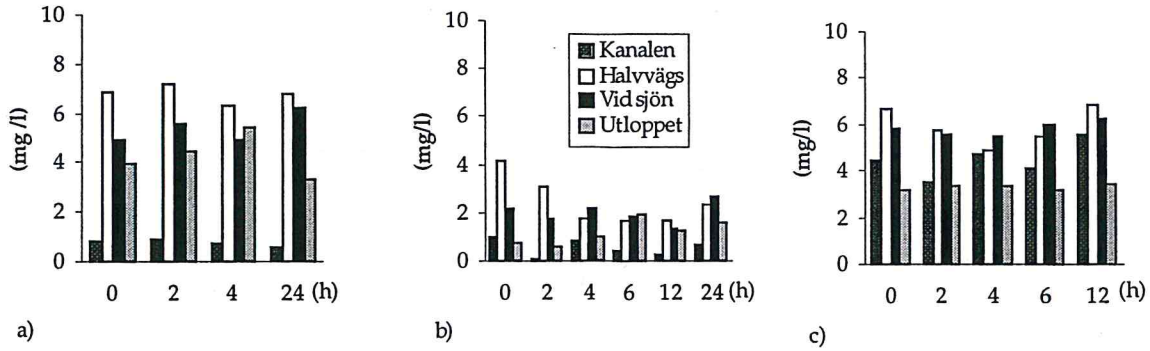
I figur 13 a & b visas ammoniumkvävekoncentrationen och vattenföringen vid provomgångarna i juni och augusti. Vissa dagar ökade koncentrationen i utloppet tydligt när det ammoniumrika avloppsvattnet nådde dit (7, 9, 15 juni) vilket oftast var senare än flödestoppen beroende på att gammalt vatten måste passera först. Andra dagar visade koncentrationen endast normala variationer.



Figur 13. Ammoniumkvävekoncentrationer i utloppet samt detaljbilder av vattenföringen vid Sommarrännan (utloppet från Skålpussen) under provtagningperioden 7-16 juni med varannandagsregim (a) respektive 2-6 augusti med varjedagsregim (b).

5.5.3 Nitrat

Ammoniumkväve stod inte för hela mängden mineralkväve utan en viss förekomst av nitrat påvisades också i vattenproverna (figur 14 a, b & c). Nitratkvävehalter uppemot 6-7 mg/l uppmättes på de olika provpunkterna i maj och augusti medan lägre halter påvisades i juni (< 4 mg NO_3^--N/l). Det generella mönstret som kan observeras är låga ingångshalter (fördelningskanalen), högsta halterna halvvägs över ytan, och gradvis sjunkande halter i slutet av översilningsytan (vid sjön) och vid utloppet från Skålpussen. Detta indikerar att det bildade nitratet denitrifieras i de fuktigare delarna i slutet av översilningsytan samt i Skålpussen.



Figur 14. Nitratkvävekoncentrationer i vattenprover tagna vid olika tidpunkter efter start på översilningen vid översilningsytan i våtmark Alhagen, 18-20 maj (a), 7-16 juni (b) och 2-6 augusti (c). Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) och baserar sig på 424 prover.

Generellt sett är koncentrationerna låga i relation till de totala mineralkvävekoncentrationerna. Jämfört med dammarna uppströms (Påledal, 1999) eller med utloppet från hela våtmarken till Östersjön (figur 16), är de uppmätta nitratkvävekoncentrationerna dock märkbart högre.

Ett visst mönster över dygnet kunde skönjas i provpunkterna halvvägs över ytan samt vid sjön i augustiproverna. Där uppmättes de högsta koncentrationerna precis i början av översilningen och efter ett halvt dygn i provpunkterna. Detta mönster är spegelvänt mot det som observerats för ammonium (figur 12), vilket är rimligt och ger en jämnare trend för mineralkväve.

5.5.4 TOC

Koncentrationen av totalt organiskt kol (TOC) uppgick till 17 – 20 mg/l på de olika provpunkterna i översilningssystemet (tabell 5). En viss minskning ju längre sträcka vattnet hade transporterats kunde urskiljas. Någon variation över tiden efter påsläppet av vatten kunde däremot inte upptäckas (bilaga 6).

Tabell 5. Medelvärden av uppmätta TOC-halter i vattenprover tagna under två översilnings-cykler, 3 & 5/8 1999, våtmark Alhagen.

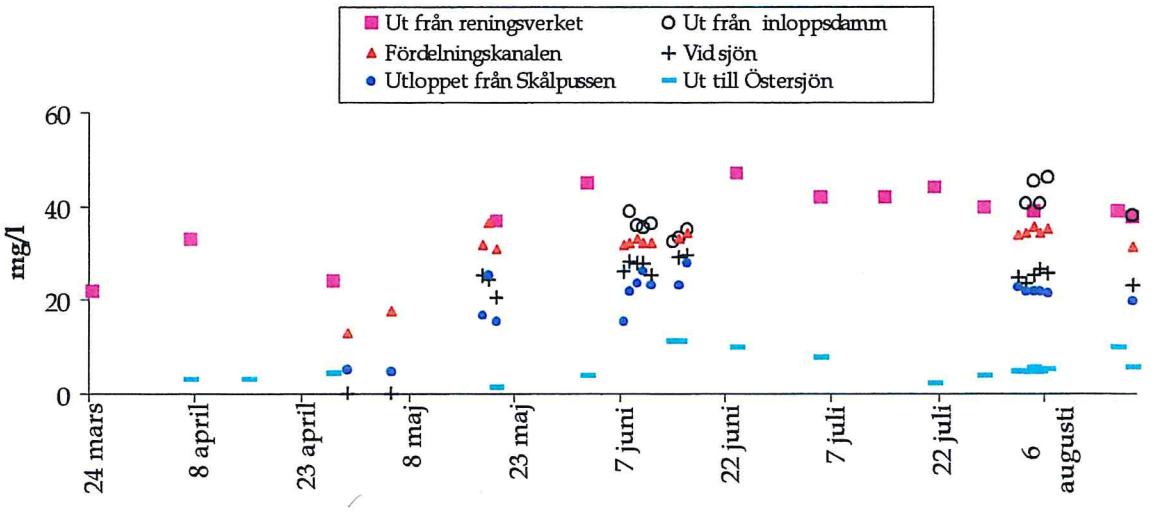
Plats	TOC (mg/l)
Kanalen (n=10)	19,7
Halvvägs[1] (n=20)	18,8
Vid sjön[2] (n=30)	18,1
Utloppet (n=10)	17,8

[1] Prov från provpunkt 2 & 3.
[2] Prov från provpunkt 4, 5 & 6.

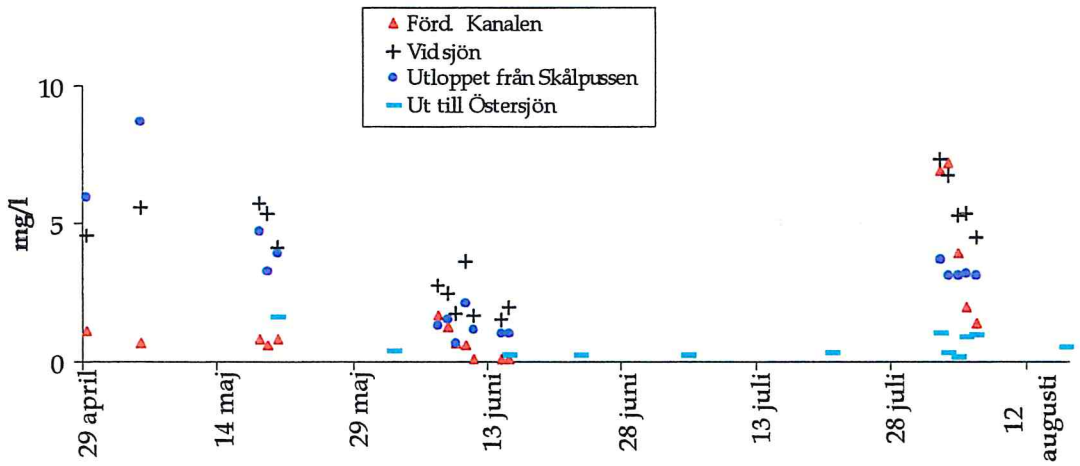
5.6 KVÄVEKONCENTRATIONER PÅ OLIKA PLATSER I HELA VÅTMARK ALHAGEN

Om man betraktar kvävekoncentrationerna i översilningsytan i ett lite större perspektiv d v s i relation till de övriga delarna av Våtmark Alhagen, kan man se att vad det gäller ammonium skedde en märkbar minskning i översilningsytan under den studerade perioden (figur 15). Vattnet som kom in i våtmarken från reningsverket höll halter kring 40 mg NH_4-N/l. Då vattnet nådde Fördelningskanalen, efter tre dagar i tre olika dammar i våtmarken, hade ammoniumhalterna sjunkit till drygt 30 mg/l. En minskning i samma storleksordning noterades i vatten som hade översilats på Skålpussefallet, där de uppmätta halterna i genomsnitt låg på knappt 23 mg/l. Efter att vattnet även passerat Skålpussen låg halterna på knappt 20 mg/l. Slutligen redovisas halter på 5 mg ammoniumkväve per liter i det vatten som efter ytterligare 11 dygn lämnade våtmarken och släpptes ut i Östersjön.

Nitratkvävehalterna var mer varierande än ammoniumkvävehalterna, och var i allmänhet låga vid de flesta provtagningspunkterna (figur 16). I övre delen av våtmarken förekom mycket låga nitratkvävehalter (Påledal, 1999), och dessa provpunkter redovisas därför inte i nedanstående diagram. I slutet av översilningsytan och vid utloppet från Skålpussen uppmättes nitratkvävehalter på 4-5 mg/l. Dessa varierade dock mycket under säsongen. När vattnet passerat den nedre delen av våtmarken och slutligen släpptes ut till Östersjön var nitratkvävehalterna oftast lägre än 1 mg/l.



Figur 15. Ammoniumkvävehalter på olika ställen i våtmarken under säsongen. Diagrammet baseras på dygnsvisa medelvärden från 464 vattenprover plus "Ut från reningsverket" (Rehnlund, pers medd).



Figur 16. Nitratkvävehalter på olika ställen i våtmarken under säsongen. Diagrammet baseras på dygnsvisa medelvärden från 464 vattenprover.

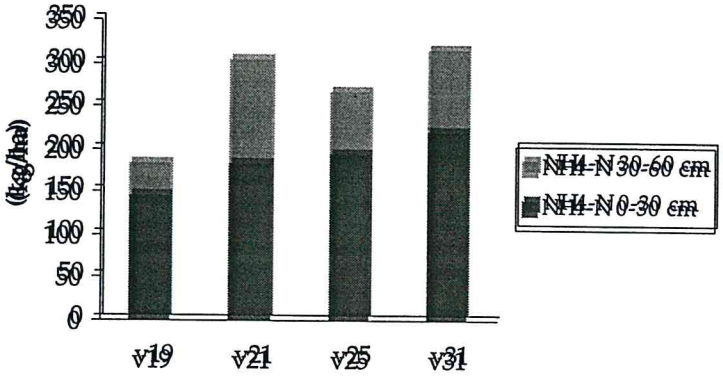
5.7 VÄXT- OCH JORDPROVER

Växtprover tagna vid slåtter av vegetationen vid två tillfällen visade på en biomassaproduktion på totalt 3,7 ton/ha under säsongen. Analys av växtprover uppvisade ett ovanjordiskt växtupptag på mellan 30 och 70 kg N/ha (bilaga 6), med en något högre kvävehalt vid första skörden än vid den andra. Medelvärdet för tre provpunkter utspridda på ytan visas i tabell 6. På översilningsytans 2,1 ha motsvarar detta ett växtupptag på ungefär 200 kg N från växtperiodens början till mitten på augusti. Växtupptaget på årsbasis är troligtvis något större då växtperioden sträcker sig åtminstone in i september.

Tabell 6. Biomassans halt av kväve i procent av torrsubstans, per hektar och på ytans 2,1 ha vid första och andra skörd, samt total biomassa.

	N (% TS)	kg N/ha	kg N på hela ytan	Biomassa kg TS/ha
1:a skörd (3/6)	3,00	50	105	1670
2:a skörd (11/8)	2,03	43	90	2060
Totalt		94	200	3730

I båda jordlagren dominerade ammoniumkväve (figur 17). I översta skiktet, 0-30 cm, uppmättes 150-220 kg NH_4-N/ha vilket är mer dubbelt så mycket som i det djupare skiktet, 30-60 cm. När det gäller nitratkväve var halterna mycket låga, med något högre halter, 2-3 kg/ha, i det djupare skiktet och upp till knappt 1 kg/ha i det övre skiktet och redovisas därför inte i diagrammet.

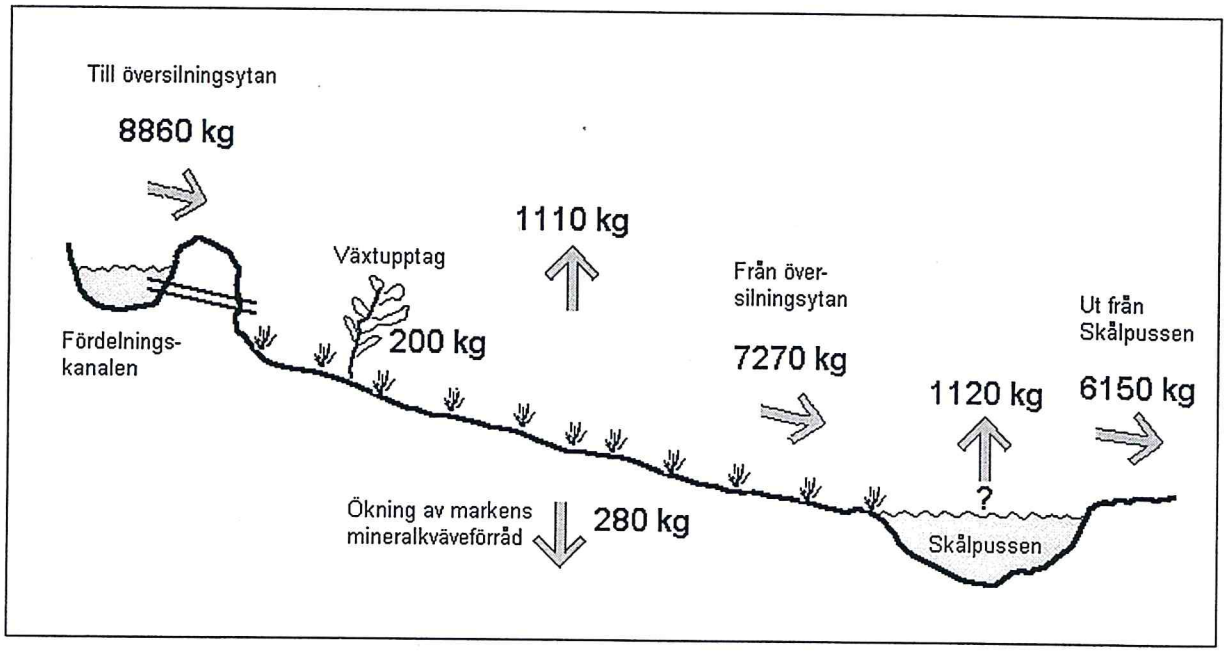


Figur 17. Genomsnittliga ammoniumkvävehalter i markprofilen. Proverna togs på 0-30 och 30-60 cm, vid fyra tillfällen (vecka 19, 21, 25 & 31) under säsongen på översilningsytan i våtmark Alhagen. Diagrammet baseras på 15 provpunkter och två djup per provtagningstillfälle. Nitratkvävehalterna redovisas ej då dessa var försumbara.

En stadig ökning skedde under säsongen av de genomsnittliga ammoniumhalterna i marken, troligen beroende på att ammonium adsorberades till markpartiklarna.

5.8 KVÄVEBUDGET FÖR ÖVERSILNINGSSYSTEMET

Kvävebudgeten för översilningsytan under studieperioden (17/5 = 11/8) (figur 18) visar att ca 70 % av det inkommande mineralkvävet transporteras ut genom Sommarrännan vid utloppet från Skålpussen. Detta betyder att resterande 30 % reduceras på ett eller annat sätt då vattnet passerar genom översilningssystemet, dvs översilningsytan + Skålpussen. Av de 2710 kg kväve som renades bort från vattnet, avskiljdes 1590 kg i själva översilningsytan och 1120 kg i Skålpussen. Ökning av markens mineralkväveförråd stod för 18% (280 kg), och växtupptag stod för 13 % (200 kg) av de 1590 kg som avskiljdes i översilningsytan.



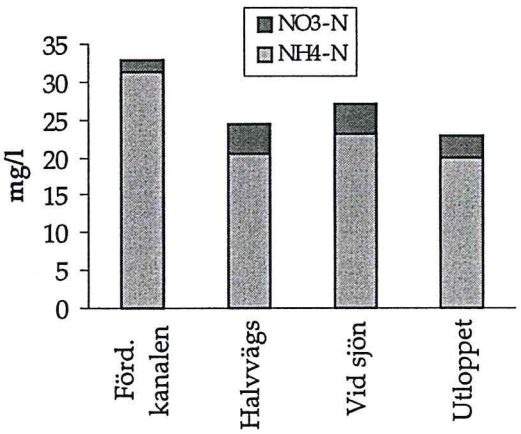
Figur 18. Kvävebudget för översilningssystemet, dvs översilningsytan och Skålpussen (totalt 3,6 ha) under perioden 17/5 – 11/8. (Illustration: Peter af Petersens).

6 DISKUSSION

6.1 KVÄVEDYNAMIKEN I VATTNET

Man kan säga att översilningsytan tjänar två syften: Främst skall den fungera som nitrifikationsmiljö, d v s nitrifiera det ammoniumhaltiga avloppsvattnet för att möjliggöra vidare denitrifikation i nedströms liggande dammar. Dessutom gäller det övergripande syftet för hela våtmarken, att minska de totala kvävemängderna i vattnet, även i denna del. Med dessa två funktionssyften som bakgrund uppsattes de tre hypoteser som beskrivs i inledningen.

Resultaten av studien visar att hypotes (1) i viss mån är riktig. Det sker en tydlig minskning av ammoniumkväve med ca 8 mg/l, vilket motsvarar ca 26 % av den ingående NH_4-halten till översilningsytan, då vattnet översilas (figur 19). Dessutom minskas koncentrationerna med ytterligare 3 mg/l då vattnet passerar genom Skålpussen nedanför översilningsytan. Orsaken till att högre halter uppmättes i maj och juni (figur 10 & 11) vid sjön än halvvägs över ytan kan förklaras av att mycket vatten troligen tar en snabb väg (figur 5) genom rören på den södra sidan som har den kortaste sträckan till Skålpussen. På så sätt får reningsprocesserna inte tid att verka under någon längre tid och vattnet påverkas därför lite. Det vatten som passerar punkterna halvvägs över ytan tar en längre väg och hinner då renas i högre grad. En annan förklaring skulle kunna vara att en mineralisering av organiskt kväve i avloppsvattnet skett vilket stödjs av att TOC-halterna minskat under översilningen (tabell 5). Detta fenomen uppstod inte i augusti (figur 12) då en annan vattenregim med mindre flöde tillämpades. Antagligen tog en mindre andel av det översilade vattnet den snabba vägen (se ovan) vid denna flödesregim.



Figur 19. Genomsnittliga mineralkvävehalter i vattenprov under säsongen (18/5 – 6/8).Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) och baserar sig på 464 prover.

Vad det gäller nitratkvävekoncentrationerna är resultaten inte lika tydliga (figur 19). En svag ökning kan påvisas som i jämförelse med uppströms liggande dammar är hög (figur 16). Detta beror sannolikt på att syrgastillgången är större i översilningsytan än i de nämnda dammarna. Ökningen av nitratkvävekoncentrationerna är dock inte av samma storleksordning som minskningen av ammoniumkväve. Detta tyder på att kväve försvinner ur systemet då vattnet rinner över översilningsytan. Om man antar att hypotes (1) är sann, d v s att nitrifikation sker, så kan förklaringen vara att det nitrat som bildats denitrifieras till kvävgas och avges till atmosfären. För att detta ska vara möjligt krävs, förutom nitrat, även organiskt material och syrefria zoner. Eftersom vattnet innehåller en del organiskt material (tabell 5), då vegetationen klipptes två gånger under säsongen och då marken som översilas har en mullhalt på ca 2,5 %, så torde tillgången på organiskt material vara tillräcklig. Eftersom översilningsytan är väldigt heterogen med olika lutning i olika delar, varierande vegetationstäcke m m så bildas pölar med stillastående vatten, där syret antagligen förbrukas efter ett tag. Därför råder det heller ingen brist på syrefria zoner vilket innebär att denitrifikation är fullt möjlig. Denitrifikation är också den troliga orsaken till att nitratkvävehalterna, som ökat efter att vattnet börjat översilas, minskar vid utloppet från Skålpussen (figur 19).

En annan förklaring till de låga nitratkvävehalterna i utloppet skulle kunna vara att det faktiskt inte sker någon betydande nitrifikation i översilningsytan. Detta skulle kunna bero på syrebrist genom att marken sällan låts torka upp, då stora mängder vatten blir stående i pölar på ytan och att det sker ett kontinuerligt läckage in till ytan genom vissa rör även då torrperiod råder. Dessutom är uppehållstiden för en del av vattnet relativt kort, då det rör som ligger närmast Skålpussen även är det rör ur vilket det börjat rinna först, p g a att det ligger lägst. En viss kanalisering sker också och vattnet tar därmed snabbaste vägen ned till Skålpussen.

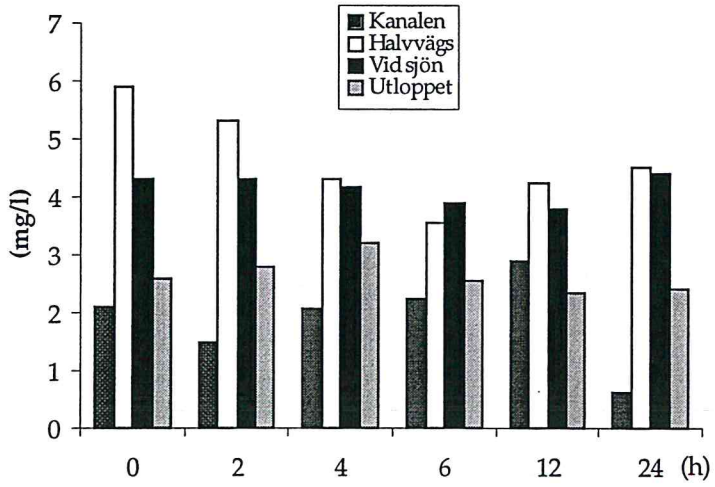
Om nitrifikationen är liten, är frågan vad som orsakar minskningen i NH_4-N-koncentrationerna. Tänkbara orsaker är växtupptag, inbindning till markpartiklar samt gasavgång i form av bl a ammoniak. Under den studerade säsongen tog översilningsytans växter upp minst 200 kg kväve i sina ovanjordiska delar, men eftersom gräset slogs och

lämnades att förmultna på platsen, kan detta kväve inte bindas upp någon längre tid genom växtupptag. I marken ökade ammoniumkvävet med 135 kg/ha under säsongen vilket motsvarar drygt 360 kg på hela ytan, men detta kan inte ensamt förklara minskningarna i NH_4-N-koncentrationerna. Vad det gäller ammoniakavgång, så föreligger den största risken för att detta ska ske sommartid i system med öppna vattenytor utan skuggande vegetation (Wittgren, 1994). Ammoniakavgång börjar ske vid pH 8 i ett akvatiskt system (Reddy & Patrick, 1994), p g a att syra-bas-jämvikten för ammonium-ammoniak börjar skjutas mot ammoniak. Eftersom inga stora öppna vattenytor återfinns på översilningsytan och det är rikligt med skuggande vegetation i form av gräs skulle risken för ammoniakavgång därför vara liten. Dessutom visade pH-mätningar, vid samma period i uppströms liggande dammar på värden runt 7,3 – 7,4 (Påledal, 1999), något som förstås kan ha ändrats under transporten genom övre delen av våtmarken. Enligt Kruzic & Schroeder (1990) är risken för ammoniakavgång i ett översilningssystem liten, och om så skulle ske så är det under torrperioden.

För att sammanfatta resonemanget kring hypotes (1), så har sannolikt nitrifikation skett i större utsträckning än vad som syns i de utgående nitratkvävekoncentrationerna. Förutom växtupptag och ammoniuminbindning till marken, så har troligtvis denitrifikation varit den största orsaken till de sänkta halterna av totalt oorganiskt kväve. Som en jämförelse kan nämnas att Khalid & Patrick (1981) i ett småskaligt översilningsförsök erhöll en denitrifikation på mellan 20 och 30 % av ingående ammoniumkvävehalter.

När det gäller hypotes (2) råder det ingen tvivel om att totala mineralkvävehalterna sjunker när avloppsvattnet passerar över översilningsytan (figur 19), vilket innebär att hypotes (2) är riktig. En genomsnittlig koncentrationsminskning på 6 mg mineralkväve/l betyder att nästan 20 % av kvävet i ingående vatten från Fördelningskanalen avskiljs på översilningsytan. Tillsammans med Skålpussen där en minskning på ytterligare 4 mg/l sker, så avskiljs ca 30 % av inkommande mineralkväve under det dryga dygn vattnet befinner sig i översilningssystemet, förutsatt att inget läckage eller utspädning skett. Då marken består av styv lera i ett många meter tjockt lager, bör läckage inte vara något större problem. Detta bekräftas också av flödesmätningarna i utloppet från Skålpussen, vilka överensstämmer relativt väl med ingående flöden från reningsverket (figur 8 & bilaga). Om man antar att avdunstningen i genomsnitt var 4 mm/dygn så bortfördes ca 80 m^3 vatten per dag. Detta är försumbart i relation till tillförseln av vatten som i snitt var 4600 m^3 Vad det gäller utspädning har nederbörden varit mycket låg under den studerade perioden (tabell 3), varför man borde kunna utesluta även denna aspekt.

Den tredje hypotesen stämde ganska väl för de punkter som ligger halvvägs längs översilningsytan (figur 20), d v s nitratkvävehalterna var högre i början av översilningsperioden än efter ett antal timmars flöde. Kruzic & Schroeder (1990) rapporterar också skillnader i nitratkvävekoncentrationer över tiden. I deras undersökning observerades en hög initial NO_3-halt som efter någon timmes flöde sjönk markant. Denna nitrattopp förklarades med att ammonium som bundits till jorden vid den tidigare översilningen, hade nitrifierats under torrperioden och sedan spolats ut vid påföljande översilning.



Figur 20. Nitratkvävekoncentrationer, genomsnitt över hela säsongen (18/5 – 6/8), tagna vid olika tidpunkter efter att översilningen startat. Diagrammet visar ett genomsnitt av följande: innan översilningen (Kanalen), på två punkter halvvägs över översilningsytan (Halvvägs), på tre punkter vid slutet av ytan (Vid sjön) samt vid utloppet från Skålpussen (Utloppet) vid översilningsytan i våtmark Alhagen och baserar sig på 424 prover.

Att nitratkvävehalterna sedan ökar igen på halvvägspunkterna i Skålpussefallet efter 6 timmars flöde kan vara ett resultat av att vattenflödet minskat (jmf figur 7) och att vattnet runnit undan, med ökad syretillgång som följd. Vid provpunkterna vid sjön noterades en mindre tydlig variation i NO_3-N-koncentrationer över tiden med något högre nitratkväve-koncentrationer i början av översilningsperioden (figur 20). Troligtvis bortförs nitrat genom denitrifikation som sker i större utsträckning i de nedre, blötare delarna av översilningsytan.

Försöket med en alternativ flödesregim (figur 12) tydde inte på att fler torrperioder per vecka och lägre vattenflöde per översilning skulle ge högre nitratkvävehalter i det översilade vattnet. Denna flödesregim tillämpades dock endast en vecka så det är möjligt att en längre period med samma flödesregim skulle givit andra resultat.

6.2 KVÄVEBUDGET FÖR ÖVERSILNINGSYTAN SKÅLPUSSEFALLET

6.2.1 In- och utflöde av kvävehaltigt avloppsvatten

Då det inkommande vattnet innehöll mycket jämna koncentrationer av mineralkväve under studieperioden, kan man anta att den uppskattade mängd kväve som kommer in i systemet är ganska nära verkligheten, trots att mätningar inte gjordes under hela perioden. Vad det gäller den mängd kväve som exporteras ut ur översilningssystemet, så redovisas däremot en något grövre uppskattning (figur 18). Eftersom koncentrationerna varierade en del, är det svårt att uppskatta hur det såg ut under de perioder då inga mätningar gjordes. Vattenflödet i utloppet avspeglar ganska väl flödena av vatten från reningsverket (figur 8 & bilaga 1).

6.2.2 Växten som kvävesänka i systemet

Eftersom översilningsytan är belägen på gammal jordbruksmark med en vegetation som till stor del består av vallväxter har jämförelser av tillväxt gjorts med odlad vall. Produktionen av biomassa på 3,7 ton TS/ha är relativt låg om man jämför med normskördar av slåttervall som i Stockholms län 1997 var 6,3 ton TS/ha (SCB, 1998). Man måste dock ta i beaktning att de vallväxter som återfinns på översilningsytan såddes redan 1991 (Fransson, pers medd) och åkern har legat i träda sedan dess. Detta innebär att vallen är gammal och inte ger så hög avkastning. Stillastående vattensamlingar, som ofta förekommer i översilningsytan, gör att

vallväxterna försvagas och lättare kan angripas av svampar samt att vid total syrebrist kvävs plantorna. Sedan våtmarken togs i bruk 1997 har vallväxterna i de blötare delarna av översilningsytan successivt utkonkurrerats av mer våtmarksanpassade växter, vilka antagligen inte ger så hög avkastning räknat som torrsubstans per hektar.

Växternas kväveupptag, drygt 90 kg/ha/år, är högre jämfört med en översilningsäng med naturligt ängsgräs i Skåne där upptaget var 50-70 kg/ha/år (Leonardson *et al*, 1994). I en annan översilningsmark med stor andel rörflen togs 80-140 kg ha^{-1} $år^{-1}$ upp av vegetationen (Leonardson *et al*, 1994). Då skörden inte bortfördes kommer växtmaterialet att multna ned på platsen under hösten, och därför kan växtupptaget inte ses som någon permanent sänka för kväve, utan bara en fördröjning, men ingår i budgeten för perioden som studerats. En bortförsel av skörden bör kunna vara motiverad, eftersom växtupptaget motsvarade ca 2 % av det med avloppsvatten tillförda kvävet, eller $^1/_{10}$ av kvävereduktionen, under studieperioden. Å andra sidan behövs organiskt material som kolkälla för denitrifikationsbakterierna.

6.2.3 Ökning av markens förråd av mineralkväve

Mineralkvävehalterna i jorden var mycket höga, 180 - 315 kg/ha. Naturligtvis varierar mineralkväveförrådet mycket under året och mellan olika grödor, men som en jämförelse kan nämnas att mineralkvävehalterna, och då främst nitratkväve, i markens 0-60 cm skikt på våren ofta är i intervallet 30-60 kg i åkermark och ca 20-40 kg vid avslutat upptag vid skörd (Hoffmann, pers medd). Något som skiljer Skålpussefallet från jordbruksmark är att mineralkvävet i nästan uteslutande förekommer som ammonium i översilningsmarken. Detta är naturligtvis kopplat till översilningen då marken ofta är vattenmättad och sällan får chans att torka upp. Syrgasen i marken förbrukas och eftersom syre är nödvändigt för nitrifikationsprocessen, sker denna endast så länge det finns tillgång till syrgas. Ammoniumjonerna i vattnet immobiliseras istället genom att binda till de negativt laddade lermineralen i marken. Som en följd av detta är det mer rättvisande att jämföra med våtare marker som t ex andra översilningsmarker än med jordbruksmark. I ängar som översilas med nitratrikt vatten i Skåne (Davidsson *et al*, 1997), uppmättes nitratkvävehalter på mellan 3,2 och 17,5 µg/g TS jord men även detta är betydligt högre än i Skålpussefallet där genomsnittshalten är ca 0,2 µg NO_3-N/g TS. Orsakerna till de högre halterna av nitratkväve i jord i Davidssons försöksstudie är sannolikt att kvävet där i huvudsak förekommer som nitrat i det inkommande vattnet samt att längre torrperioder användes.

Den ökning av ammoniumkväve i marken som observerats under säsongen tyder på att marken fungerar som en sänka för kväve, åtminstone för en tid, vilket illustreras av figur 17. En viss del av det kväve som binds in härstammar möjligen från mineralisering av organiskt material i samband med skörd, då en relativt snabb nedbrytning av det slagna gräset observerats. Mineralkvävet kan också härstamma från mineralisering av markens humusförråd. Dock torde denna mineralisering vara begränsad av de blöta förhållandena. Marken kan inte ta emot obegränsade mängder ammonium, och vid en längre torrläggning av översilningsytan kommer nitrifikation av de adsorberade ammoniumjonerna att ske och kvävet återvänder till systemet som nitrat. Därför kan heller inte ammoniuminbindning klassas som en permanent sänka för kväve.

6.2.4 Gasförluster

Den kvävebudget som beräknats för översilningssystemet (figur 18) under perioden då studien utfördes är positiv vad det gäller kväverening av avloppsvattnet. Under studieperioden avlägsnades totalt 2710 kg kväve från översilningssystemet, vilket motsvarar 30 % av de ingående mängderna. Av de 1590 kg kväve som bortfördes i själva översilningsytan stod

växtupptag och ammoniuminbindning till marken för 480 kg. Då återstår 1110 kg N som har försvunnit på annat sätt, troligtvis genom gasförlust. I dammen som samlar upp det översilade vattnet avskiljdes 1120 kg kväve, men då varken växt- eller sedimentprover togs i dammen, är det svårt att uttala sig om hur mycket som avgick i gasform. En siffra som nämns i litteraturen är att 70 - 85 % av kväveretentionen i dammar kan orsakas av växtupptag och sedimentation medan resten utgörs av gasförluster (Leonardson, 1994). I detta fall skulle det innebära att mellan 170 och 340 kg kväve skulle ha avgått i gasform i Skålpussen under den studerade perioden.

Tänkbara gasförluster är bl a denitrifikation, ammoniakavgång och lustgasavgång. I denitrifikationsstudier på olika översilningsängar i Skåne beräknades att 220 – 460 kg N/ha/år hade omvandlas till kvävgas genom denitrifikation (Davidsson & Leonardson, 1998). På 2,1 ha skulle detta bli 460 – 970 kg. Ammoniakavgång har diskuterats ovan (*6.1 Kvävedynamiken i vattnet*) och bör inte vara någon stor sänka. Produktion av lustgas kan ske dels vid denitrifikation vid viss syrgastillgång (Firestone *et al*, 1980) och dels vid nitrifikation vid otillräcklig syrgastillgång (Howard-Williams & Downes, 1993). Båda dessa fall kan vara troliga i den studerade översilningsytan. I en översilningsäng i Skåne uppmättes N_2O-koncentrationer på upp till 8% av den totala gasförlusten av kväve (Stepanauskas *et al*, 1996). Enligt Davidsson (1997) stimulerar omväxlande blötläggning och upptorkning av jorden produktion av N_2O, men ofta kan lustgas som producerats i ett lager konsumeras i ett annat och aldrig nå ut i atmosfären. Det är därför sannolikt att en viss mängd N_2O produceras i översilningsytan, med det är svårt att säga hur mycket som avges till atmosfären.

Trots en viss möjlig lustgasavgång verkar det helt rimligt att mellan 900 och 1200 kg kväve avgick som kvävgas från översilningsytan Skålpussefallet samt från dammen Skålpussen under den studerade sommarsäsongen. För att säga något säkert fordras det dock att mätningar av detta görs.

7 REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATTA STUDIER

- *Studie på vintern:* Hur fungerar översilningsytan på vintern?
- *Flödesregimstudier:* Utveckla studierna med förändrade flödesregimer. Hur kan man optimera översilningen för bästa möjliga kvävereduktion?
- *Andra delar:* Det vore intressant att studera de övriga delarna av våtmarken för att bl a ta reda på var den största kvävereduktionen sker.
- *Helårsstudie:* Ta regelbundna prover vid de olika delarna av våtmarken under ett helt år för att kartlägga våtmarkens funktion.
- *Förbättringar av översilningsytan:* Studera om modifiering av översilningsytan kan ge en ökad kväverening. "Tvinga" vattnet att ta den längsta vägen genom att sänka rören längst bort från Skålpussen och på så sätt få högre flöde genom dessa. Att vid slåtter av gräset köra vinkelrätt mot flödesriktningen för att undvika kanalisering.

8 SAMMANFATTNING

En 2,1 ha stor översilningsyta i den anlagda våtmarken Alhagen i Nynäshamn har studerats med avseende på kvävehalternas variation i tid och rum. Ytan översilas med avloppsvatten som efter mekanisk och kemisk rening i avloppsreningsverk även passerat tre dammar uppströms i våtmarken. Vattenprover togs vid tre tillfällen under studieperioden (maj, juni & augusti), på 7 punkter på översilningsytan, vid olika tidpunkter efter att översilningen börjat.

Prover på jordlagren 0-30 cm och 30-60 cm togs fyra gånger under studieperioden, och växtprov togs vid två tillfällen i samband med att vegetationen slogs.

Ammoniumkvävehalterna sjönk i genomsnitt med 8 mg/l, från 31 mg/l till 23 mg/l, vilket motsvarar 26 % av ingående halter, då vattnet översilades över den gräsbevuxna, svagt sluttande ytan. Detta kan endast delvis förklaras med en ökning av nitratkvävehalterna då dessa i genomsnitt endast ökade 2 mg/l i. Det troliga är att nitrat bildats som omgående denitrifierats. En annan stor sänka är ökning av markens mineralkväveförråd. Högre halter av ammoniumkväve uppmättes i dammen nedanför översilningsytan än mitt i själva ytan. Detta tyder på att det vatten som passerar över hela ytans längd undergår reningsprocesser i hög grad samtidigt som en stor mängd vatten tar en snabbare väg ut i dammen vilket gör att reningsprocesserna då ej får tid att verka.

Under den studerade perioden (17/5 – 6/8-99) avskiljdes 1590 kg N i själva översilningsytan, varav växtupptag och ökning av markens mineralkväveförråd stod för 480 kg. Ytterligare 1120 kg N avskiljdes i dammen nedanför. Detta innebär att den sammanlagda kväveretentionen var drygt 30 % av den ingående kvävemängden under det dygn då avloppsvattnet passerade genom översilningsytan och dammen nedanför.

9 REFERENSER

9.1 LITTERATUR

Alexandersson, H., C. Karlström, S. Larsson-McCann. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler. *SMHI meteorologi*, nr 81.

Davidsson, T. 1997. *Nitrogen transformations in wetlands: Effects of water flow patterns*. Akademisk avhandling, Limnologi, Lunds universitet.

Davidsson, T.E. & L. Leonardson. 1998. Seasonal dynamics of denitrification activity in two water meadows. *Hydrobiologia* 364:2, 189-198.

Davidsson, T.E., L.G. Leonardson & P. Balkhag. 1997. Small-scale variation in denitrification, nitrate, dissolved organic carbon and nitrous oxide in a flooded wetland soil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* No 26.

Firestone, M.K., R.B. Firestone & J.M. Tiedje. 1980. Nitrous oxide from soil denitrification: Factors controlling its biological production. *Science* 208:749-751.

Gotlands kommun, gatukontoret. 1996. Bevattning med avloppsvatten enligt gotlandsmodellen – utvärdering. Visby.

Granéli, E., K. Wallström, U. Larsson, W. Granéli & R. Elmgren. 1990. Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19:142-151.

Heathwaite, A.L. 1993. Nitrogen cycling in surface waters and lakes. *In: Nitrate – Processes, patterns and management.* Edited by: T.P. Burt, A.L. Heathwaite, S.T. Trudgill. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.

Howard-Williams, C. & M.T. Downes. 1993. Nitrogen cycling in wetlands. *In: Nitrate – Processes, patterns and management.* Edited by: T.P. Burt, A.L. Heathwaite, S.T. Trudgill. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.

Jonsson, P., R. Carman & F. Wulff. 1990. Laminated sediments in the Baltic – a tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio* 19:152-158.

Kadlec, R.H. & R.L. Knight. 1996. *Treatment wetlands*. CRC Lewis publishers. New York.

Kruzic, A.P. & E.D. Schroeder. 1990. Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process – removal mechanisms. *Research Journal WPCF.* 62:7. 867-876.

Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor – svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket rapport 4176. Stockholm.

Naturvårdsverket. 1990.Kvävereduktion vid kommunala reningsverk, 6 – Nitrifikationshämmande substanser, litteraturstudie. Rapport 3726. Stockholm.

Naturvårdsverket. 1991. Kvävereduktion vid kommunala avloppsreningsverk, 23 – slutrapport. Rapport 3975. Stockholm.

Naturvårdsverket. 1994. Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. SNFS 1994:7.

Naturvårdsverket. 1997a. Källor till kväveutsläpp – underlagsrapport. Rapport 4736. Naturvårdsverket förlag. Stockholm.

Naturvårdsverket. 1997b. Kväve från land till hav - huvudrapport. Rapport 4735. Naturvårdsverket förlag. Stockholm.

Påledal, Anna-Stina. 1999. Nitrifikationen i en grund och i en djup damm för rening av avloppsvatten – en studie av våtmark Alhagen i Nynäshamn. Seminarier och examensarbeten nr 32. Avd f vattenvårdslära. SLU. Uppsala.

Reddy, K.R. & W.H. Patrick. 1994. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control,* 13:273-309.

Ridderstolpe, P & H. Wallin. 1995. Våtmark Alhagen, Nynäshams kommun – utformning, funktion och miljöpåverkan. Water Revival Systems svenska AB.

SCB. 1998. Jordbruksstatistisk årsbok . Bulls tryckeriaktiebolag. Halmstad.

Smith, R.G. 1982. The overland-flow process. A viable alternative for the removal of organic material from wastewaters? A predictive model. *Environ. Prog.* 1:195-205.

Stenström. T.A. 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Naturvårdsverket rapport 4683. Nordstedts Tryckeri AB. Stockholm.

Stepanauskas, R., T.E. Davidsson & L. Leonardson. 1996. Nitrogen transformations in wetland soil cores measured by ^{15}N isotope pairing and dilution at four infiltration rates. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:2345-2351.

Söderberg, H., E. Johansson & K. Tonderski. 1999. Våtmarker som brobyggare – användningen av mark-växtsystem för behandling av spillvatten i Sveriges kommuner. Manuskript till tidskriften *Vatten.*

Turner, G., D. Crawford, R.J. Watts, J.H. Zirschky. 1994. Phosphorus removal from secondary-treated wastewater using overland flow. *Water, Air, and Soil Pollution,* 73:157-167.

Vinten, A.J.A. & K.A. Smith. 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. *In: Nitrate – Processes, patterns and management.* Edited by: T.P. Burt, A.L. Heathwaite, S.T. Trudgill. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.

Wittgren, H.B. 1994. *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten – kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov.* Naturvårdsverket rapport 4365. Stockholm.

Vymazal, J., H. Brix, P.F. Cooper, R. Haberl, R. Perfler & J. Laber. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *In: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, pp 1-15. Edited by: J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green & R. Haberl. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Zirschky, J., D. Crawford, L. Norton, S. Richards, D. Deemer. 1989. Ammonia removal using overland flow. *J. Water. Pollut. Control Fed.*, 61:7. 1225-1232.

9.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Erlandsson, Bitte. Dricksvattenenheten, Livsmedelsverket. Uppsala.
Fransson, Folke. Nynäs Gård.
Hagelin, Lars. VA-avdelningen, Nynäshamns kommun.
Hoffman, Markus. LRF.
Pell, Mikael. Institutionen för mikrobiologi. SLU.
Rehnlund, Ingrid. VA-laboratoriet. Nynäshams kommun.
Rosén-Nilsson, Kerstin. Uppsala kommun, VA-drift.

10 TACKORD

Först av allt vill jag tacka min handledare Markus Hoffmann som alltid ställt upp och kommit med goda råd både vad det gäller examensarbetet och matlagning i fjällen. Trots att han är en upptagen man har han ändå alltid haft tid för mig.

Tack till alla vid Nynäshamns kommun som hjälpt mig med allt från analysvärden till guidning, avvägning av översilningsytan och egen byggbod. Speciellt tack till Jörgen Måhlgren, Göran Kilegård och Lars Hagelin, Ingrid Rehnlund & Malin Quiberg på labbet samt Lasse & Anders i våtmarken.

Jag vill också tacka alla på avd för Vattenvårdslära för en trevlig tid. Tack Stefan Ekberg och ni andra på labbet som tagit emot en oräknelig mängd flaskor för analys, Göran Johansson som hjälpt mig med pegeln, Gunnar Torstensson som kommit med värdefulla råd samt alla ni andra som kommit med glada tillrop.

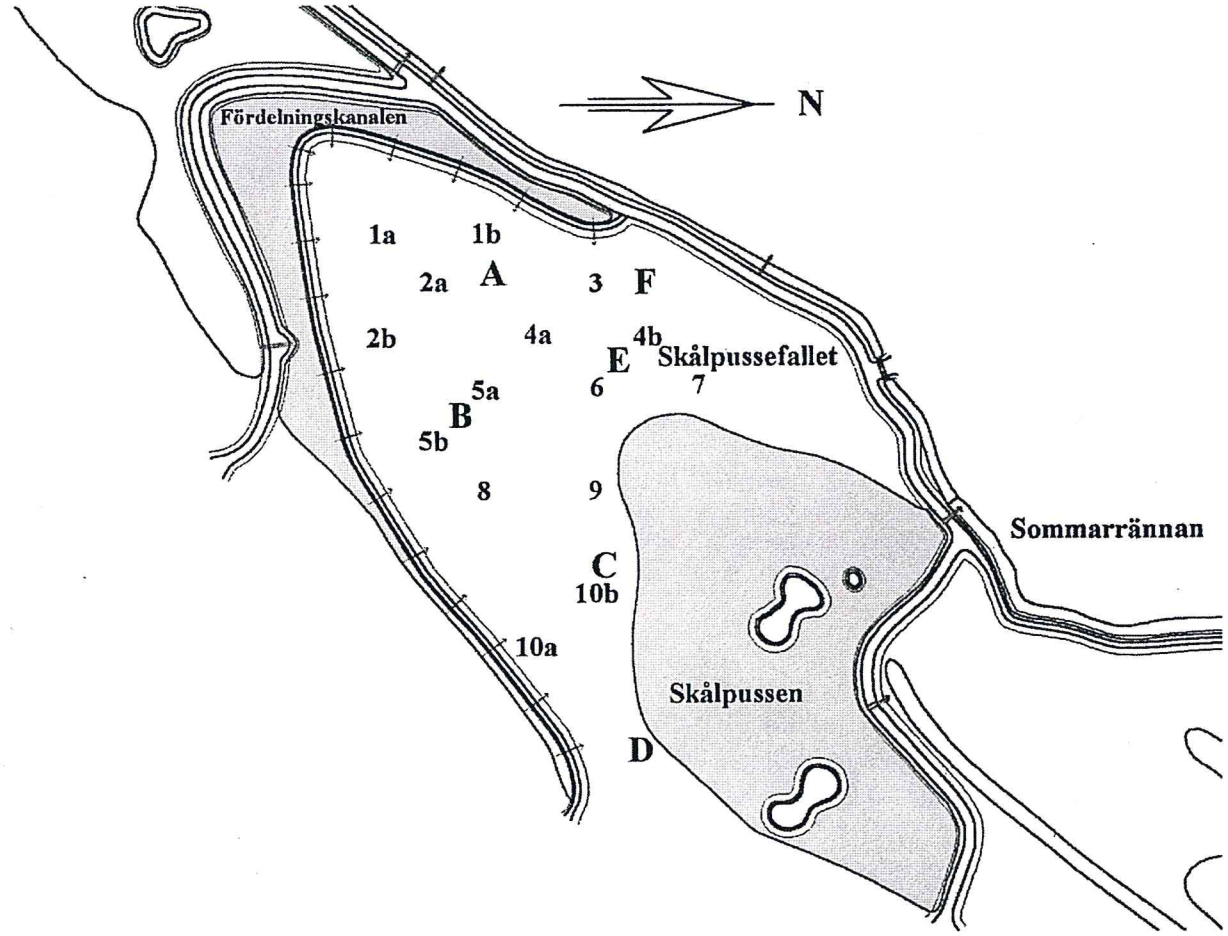
Jonas Andersson och Peter Ridderstolpe på WRS i Uppsala ska ha stort tack för stöd och råd och för att ni ordnade detta examensarbete åt mig!

Min fotolärare Kristjan Aunver kopierade upp fotografier och Roland Nahringbauer hjälpte mig med kartor och höjdkurvor. Erik Kellner var ett ovärderligt stöd vad det gäller hydrologin. Tack ska ni ha!

Slutligen vill jag tacka Nynäshamns kommun för det ekonomiska bidraget.

Jord- och växtprover

Provpunkternas fördelning för växtprover (A – F) där A, B, C togs 3/6 och D, E, F togs 11/8



och jordprover (1 – 10) som togs 5/5, 19/5, 16/6 & 5/8 . Vissa jordprover är märkta a och b, vilket innebär att dessa två prov slogs ihop.

Vattenflöden till Våtmark Alhagen från reningsverket i Nynäshamn.

Datum	Flöden till Våtmark Alhagen (m^3/dygn)
24 mars	5225
15 april	5347
27 april	5006
12 maj	5836
20 maj	4623
2 juni	4831
9 juni	5052
14 juni	4819
22 juni	4411
5 juli	4329
14 juli	3221
21 juli	4035
28 juli	3818
16 augusti	4366
Snitt över perioden	**4637**

(Vattenlab, VA-förv, Nynäshamns kommun)

Analysmetoder

Ammonium analyseras enligt Tecator application not. 50.01/84. Vattenprovet injiceras in i en kontinuerlig bärarström och blandas med natriumhydroxid. Blandningen passerar ett PTFE-membran i en gasdiffusionscell. Ammoniak diffunderar genom membranet in i indikatorströmmen. Resultatet mäts fotometriskt som en förändring av indikatorns färg vid 590 nm.

Nitrat analyseras enligt SS 028133-2, modifierad enligt Tecator Application not. 62-02/83. (Svensk Standard SS-EN ISO 13395). Nitrat reduceras till nitrit i en reduktor innehållande förkopprad kadmium. Nitrit bildar en sur lösning med sulfanilamid en diazoförening som kopplas med N-(1-naftyl)etelendiamid till ett azofärgämne. Absorbansen mäts vid 535 nm.

TOC analyseras enligt SS 02 81 99 på en Shimadzu TOC-5000 kolanalysator med provväxlare. Organiskt kol i vatten oxideras till koldioxid genom förbränning. Oorganiskt kol avlägsnas genom surgörning och genomblåsning. Efter förbränning eller surgörning renas CO_2-gasen i en halogenskrubber och analyseras sedan i en IR-gasanalysator. (Vattenvårdslära, 1997).

VATTENVÅRDSLÄRA	KVALITETSMANUAL	
Bilaga 9:1 **ANALYSER**	Sida nr: 1 (1) Utgåva nr: 1 Revision nr: 18	Datum: 990325 Utgiven av: Godkänd av:

Analys	Metod	Mätområde	Det. gräns	Mät-osäkerhet
pH	SS 028122-2	2-12		+/- 2%
Konduktivitet	SS-EN 27 888	5 -150 mS/m	2 mS/m	+/- 4 %
PO_4-P	SS-EN 1189 Tecator app.not.60-03/83	0,01 - 2,00 mg/l	5 µg/l	+/- 5%
Tot-P	SS-EN 1189 Tecator app.not.60-03/83	0,01 - 2,00 mg/l	5 µg/l	+/- 10%
NO_3-N,+NO_2-N	SS 028133-2 (SS-EN ISO 13395) Tecator app.not.62-02/83	0,01 - 10,0 mg/l	10 µg/l	+/- 5%
Tot-N	SIS 028131-1 Tecator app.not.62-02/83	0,5 - 20 mg/l	0,2 mg/l	+/- 10%
Alkalinitet	SS 028139-1	5 - 750 mg/l	1 mg/l	+/- 3%
K	SS 028160-2	0,5 - 7,5 mg/l	0,2 mg/l	+/- 5%
Na	SS 028160-2	0,5 - 7,5 mg/l	0,2 mg/l	+/- 5%
Ca	SS 028161-2	0,5 - 20 mg/l	0,2 mg/l	+/- 5%
Mg	SS 028161-2	0,5 - 3,0 mg/l	0,1 mg/l	+/- 5%
SO_4	SS 028182-1 modifierad	0,5 -15 mg/l	0,1 mg/l	+/- 10%
COD_{Mn}	SS 028118-1	1 - 40 mg/l	1 mg/l	+/- 10%
SS	Egen metod	2 - 2000 mg/l	2 mg/l	+/- 10%
Cl	Tecator app.not. 63-01/83	1-50 mg/l	0,5 mg/l	+/- 5%
NH_4-N	Tecator app.not. 50-01/84	0,01 - 4,00 mg/l	5 µg/l	+/- 10%
TC, IC och TOC	SS 028199-1	1,0 - 1000 mg/l	0,5 mg/l	+/- 10%

I pärmen MÄTOSÄKERHET införs mätosäkerheten årsvis statistiskt sammanställd.

Rådata vattenprover maj

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)
18/5;påsl.	EB1	Kanalen	28.8	31.1	1.3	0.3
	EB2	Halvvägs	21.3	4.6	7.2	8.7
	EB3	Halvvägs	24.2		9.8	
	EB4	Vid sjön	13.7		8.2	
	EB5	Vid sjön	22.4	19.1	7.4	4.9
	EB6	Vid sjön	31.2		4.3	
	EB7	Utloppet	18.5	19.4	4.0	4.0
2 h efter	EB8	Kanalen	34.0		0.9	
	EB9	Halvvägs	15.9		6.1	
	EB10	Halvvägs	27.2		9.5	
	EB11	Vid sjön	32.2		4.0	
	EB12	Vid sjön	28.6		7.9	
	EB13	Vid sjön	18.6		7.3	
	EB14	Utloppet	17.1		4.8	
4 h efter	EB15	Kanalen	34.6	29.9	1.0	0.4
	EB16	Halvvägs	24.4	20.2	6.3	4.0
	EB17	Halvvägs	26.6		8.7	
	EB18	Vid sjön	32.6		3.8	
	EB19	Vid sjön	29.0	27.6	6.1	2.6
	EB20	Vid sjön	22.4		7.1	
	EB21	Utloppet	16.0	12.7	5.7	5.1
19/5; 24 h efte	EB22	Kanalen	33.6	39.4	0.9	0.3
	EB23	Halvvägs	14.7	10.0	7.3	6.3
	EB24	Halvvägs	21.6		6.7	
	EB25	Vid sjön	31.0		6.8	
	EB26	Vid sjön	27.4	20.5	6.0	3.0
	EB27	Vid sjön	18.9		5.9	
	EB28	Utloppet	27.4	22.8	3.5	3.1
20/5;påsl.	EB29	Kanalen	34.2	30.2	1.2	0.4
	EB30	Halvvägs	10.1	7.1	5.6	5.3
	EB31	Halvvägs	4.00		4.5	
	EB32	Vid sjön	24.6		4.6	
	EB33	Vid sjön	19.4	24.3	4.5	2.5
	EB34	Vid sjön	11.1		2.8	
	EB35	Utloppet	15.9	17.6	4.0	3.7
2 h efter	EB36	Kanalen	28.0		0.8	
	EB37	Halvvägs	5.28		7.8	
	EB38	Halvvägs	22.0		5.4	
	EB39	Vid sjön	25.4		3.8	
	EB40	Vid sjön	23.2		5.2	
	EB41	Vid sjön	15.3		5.4	
	EB42	Utloppet	13.3		4.1	

Förklaring: #2 = annat analystillfälle på separat prov taget samtidigt som ordinarie prov.

Rådata vattenprover juni

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)
7/6; Påsl.	EB1	Kanalen	28.6	28.8	0.5	5.6
	EB2	Halvvägs	23.2	23.8	3.0	4.0
	EB3	Halvvägs	12.0		22.9	
	EB4	Vid sjön	21.4		2.5	
	EB5	Vid sjön	19.8	20.4	2.7	2.2
	EB6	Vid sjön	18.9		2.8	
	EB7	Utloppet	13.6	13.3	0.4	0.7
7/6;2 h efter	EB8	Kanalen	33.2		0.2	
	EB9	Halvvägs	11.4		9.5	
	EB10	Halvvägs	25.2		3.1	
	EB11	Vid sjön	33.2		2.5	
	EB12	Vid sjön	25.4		2.0	
	EB13	Vid sjön	22.2		2.9	
	EB14	Utloppet	12.8		0.5	
7/6; 4 h efter	EB15	Kanalen	32.6	31.2	0.6	2.8
	EB16	Halvvägs	16.9	18.5	3.0	2.2
	EB17	Halvvägs	27.4		1.8	
	EB18	Vid sjön	26.0		3.5	
	EB19	Vid sjön	28.8	26.0	2.9	4.9
	EB20	Vid sjön	25.2		2.6	
	EB21	Utloppet	13.3	14.7	2.2	0.1
7/6; 6 h efter	EB22	Kanalen	32.6		1.2	
	EB23	Halvvägs	20.6		1.8	
	EB24	Halvvägs	27.6		3.3	
	EB25	Vid sjön	28.2		3.3	
	EB26	Vid sjön	27.4		4.2	
	EB27	Vid sjön	33.6		2.0	
	EB28	Utloppet	17.7		3.3	
7/6;12 h efter	EB29	Kanalen	33.8		0.6	
	EB30	Halvvägs	21.6		1.8	
	EB31	Halvvägs	29.8		4.3	
	EB32	Vid sjön	28.8		1.8	
	EB33	Vid sjön	32.8		2.5	
	EB34	Vid sjön	27.2		1.2	
	EB35	Utloppet	21.8		1.7	
8/6; 24 h efter	EB36	Kanalen	33.4	31.0	0.1	2.3
	EB37	Halvvägs	22.8	22.0	1.6	3.0
	EB38	Halvvägs	29.0		2.9	
	EB39	Vid sjön	29.6		1.5	
	EB40	Vid sjön	29.4	26.4	1.7	5.4
	EB41	Vid sjön	27.4		1.1	
	EB42	Utloppet	22.8	21.0	0.9	2.1
9/6;påsl.	EB43	Kanalen	33.8	33.8	0.6	1.0
	EB44	Halvvägs	27.0	27.2	2.0	3.4
	EB45	Halvvägs	17.1		4.2	
	EB46	Vid sjön	27.6		2.3	
	EB47	Vid sjön	27.6	27.6	1.4	2.2
	EB48	Vid sjön	19.2		1.7	
	EB49	Utloppet	22.4	22.2	0.7	1.4
9/6;2 h efter	EB50	Kanalen	30.8		0.1	
	EB51	Halvvägs	19.5		1.7	
	EB52	Halvvägs	29.0		1.4	
	EB53	Vid sjön	27.6		2.7	
	EB54	Vid sjön	27.6		1.2	
	EB55	Vid sjön	24.8		1.1	
	EB56	Utloppet	20.6		0.5	
9/6; 4 h efter	EB57	Kanalen	35.6	34.0	0.1	2.2
	EB58	Halvvägs	22.8	24.2	1.1	2.9
	EB59	Halvvägs	28.8		1.2	
	EB60	Vid sjön	30.8		1.3	
	EB61	Vid sjön	35.4	25.8	1.4	4.6
	EB62	Vid sjön	30.0		1.0	
	EB63	Utloppet	23.0	23.4	0.6	0.1
9/6;6 h efter	EB64	Kanalen	31.6		0.2	
	EB65	Halvvägs	24.0		1.3	
	EB66	Halvvägs	33.8		1.8	
	EB67	Vid sjön	28.6		2.2	
	EB68	Vid sjön	28.8		2.0	
	EB69	Vid sjön	26.2		1.0	
	EB70	Utloppet	22.0		0.7	

Förklaring: #2 = annat analystillfälle på separat prov taget samtidigt som ordinarie prov.

Bilaga 5 - Rådata vattenprover juni

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)	Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)
9/6;12 h efter	EB71	Kanalen	31.8		0.2		11/6;6 h efter	EB106	Kanalen	33.0		0.1	
	EB72	Halvvägs	24.8		1.2			EB107	Halvvägs	23.8		1.1	
	EB73	Halvvägs	31.2		1.8			EB108	Halvvägs	28.4		1.4	
	EB74	Vid sjön	26.6		1.4			EB109	Vid sjön	30.0		1.4	
	EB75	Vid sjön	32.0		1.3			EB110	Vid sjön	29.4		1.3	
	EB76	Vid sjön	26.8		1.0			EB111	Vid sjön	27.4		1.0	
	EB77	Utloppet	31.2		0.8			EB112	Utloppet	20.0		2.6	
10/6;24 h efte	EB78	Kanalen	30.6	33.6	0.1	1.1	1/6;10.40h eft	EB113	Kanalen	33.6		0.1	
	EB79	Halvvägs	22.8	24.8	1.9	2.9		EB114	Halvvägs	25.2		0.9	
	EB80	Halvvägs	26.6		3.4			EB115	Halvvägs	28.6		1.4	
	EB81	Vid sjön	28.6		2.4			EB116	Vid sjön	29.6		1.2	
	EB82	Vid sjön	27.6	28.8	2.8	8.1		EB117	Vid sjön	29.2		1.3	
	EB83	Vid sjön	27.0		1.2			EB118	Vid sjön	26.4		0.9	
	EB84	Utloppet	27.0	25.4	0.7	3.4		EB119	Utloppet	23.4		1.6	
11/6;påsl.	EB85	Kanalen	31.0	32.8	0.1	0.1	15/6; påsl.	EB120	Kanalen	26.4	33.4	0.1	0.1
	EB86	Halvvägs	25.0	26.2	1.6	2.1		EB121	Halvvägs	29.4	29.2	1.4	2.2
	EB87	Halvvägs	22.0		1.9			EB122	Halvvägs	29.4		1.1	
	EB88	Vid sjön	23.0		2.0			EB123	Vid sjön	28.8		1.6	
	EB89	Vid sjön	20.2	20.4	2.9	3.9		EB124	Vid sjön	27.6	28.0	1.8	3.0
	EB90	Vid sjön	17.1		1.1			EB125	Vid sjön	25.6		1.0	
	EB91	Utloppet	23.8	24.8	0.5	0.6		EB126	Utloppet	22.6	23.8	0.6	1.0
11/6; 2 h efter	EB92	Kanalen	31.2		0.1		15/6; 2.5 h efte	EB127	Kanalen	34.2		0.1	
	EB93	Halvvägs	9.10		12.6			EB128	Halvvägs	22.6		1.1	
	EB94	Halvvägs	22.8		2.6			EB129	Halvvägs	29.8		1.4	
	EB95	Vid sjön	26.6		1.5			EB130	Vid sjön	28.6		1.5	
	EB96	Vid sjön	27.4		1.4			EB131	Vid sjön	29.8		1.3	
	EB97	Vid sjön	25.8		1.6			EB132	Vid sjön	28.0		0.9	
	EB98	Utloppet	23.4		0.5			EB133	Utloppet	23.0		0.7	
11/6; 4 h efter	EB99	Kanalen	31.8		0.1		14/6; 4 h efter	EB134	Kanalen	34.4	33.6	0.1	0.1
	EB100	Halvvägs	20.6		1.7			EB135	Halvvägs	24.2	25.0	1.1	1.3
	EB101	Halvvägs	27.8		1.3			EB136	Halvvägs	30.4		1.6	
	EB102	Vid sjön	28.6		1.5			EB137	Vid sjön	29.8		1.5	
	EB103	Vid sjön	29.8		1.2			EB138	Vid sjön	30.8	30.8	1.4	3.0
	EB104	Vid sjön	25.4		1.2			EB139	Vid sjön	28.8		0.9	
	EB105	Utloppet	22.2		1.2			EB140	Utloppet	21.8	23.4	1.4	1.4

Bilaga 5 - Rådata vattenprover juni

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)
14/6; 6 h efter	EB141	Kanalen	34.4		0.1	
	EB142	Halvvägs	24.8		0.9	
	EB143	Halvvägs	29.4		1.6	
	EB144	Vid sjön	29.4		1.5	
	EB145	Vid sjön	31.4		1.5	
	EB146	Vid sjön	28.2		1.0	
	EB147	Utloppet	22.8		1.1	
14/6; 12 h efte	EB148	Kanalen	35.0		0.1	
	EB149	Halvvägs	26.0		0.7	
	EB150	Halvvägs	26.6		1.1	
	EB151	Vid sjön	30.0		1.3	
	EB152	Vid sjön	32.6		1.2	
	EB153	Vid sjön	29.4		0.9	
	EB154	Utloppet	26.0		1.0	

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	NO3N (#2)
15/6; 24h efte	EB155	Kanalen	33.6	34.6	0.1	0.1
	EB156	Halvvägs	30.2	31.2	1.2	2.8
	EB157	Halvvägs	30.6		1.2	
	EB158	Vid sjön	29.8		1.4	
	EB159	Vid sjön	31.4	29.6	1.7	3.7
	EB160	Vid sjön	27.4		0.9	
	EB161	Utloppet	28.2	27.6	0.7	1.4

Rådata vattenprover augusti

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	TOC	Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	TOC
2/8; påsl.	EB1	Kanalen	35.1	34.7	7.4		3/8; påsl.	EB36	Kanalen	32.1	37.0	8.1	19.3
	EB2	Halvvägs	29.8	29.9	4.1			EB37	Halvvägs	11.2	11.7	2.4	15.8
	EB3	Halvvägs	27.9		8.7			EB38	Halvvägs	13.5		12.4	15.3
	EB4	Vid sjön	27.9		7.9			EB39	Vid sjön	27.9		7.1	17.9
	EB5	Vid sjön	27.3	28.2	8.4			EB40	Vid sjön	20.6	23.4	9.6	15.0
	EB6	Vid sjön	20.6		4.9			EB41	Vid sjön	19.2		5.1	16.9
	EB7	Utloppet	21.5	27.0	3.5			EB42	Utloppet	21.0	22.8	3.2	16.8
2/8; 2h efter	EB8	Kanalen	31.7		4.4		3/8; 2 h efter	EB43	Kanalen	32.3		7.6	17.2
	EB9	Halvvägs	25.0		4.8			EB44	Halvvägs	22.9		5.8	18.4
	EB10	Halvvägs	26.8		9.8			EB45	Halvvägs	18.9		9.9	20.2
	EB11	Vid sjön	23.4		7.8			EB46	Vid sjön	23.0		7.3	17.3
	EB12	Vid sjön	24.2		9.4			EB47	Vid sjön	23.0		7.2	16.6
	EB13	Vid sjön	22.8		4.9			EB48	Vid sjön	19.9		6.1	18.0
	EB14	Utloppet	22.7		3.5			EB49	Utloppet	20.4		3.6	17.1
2/8; 4h efter	EB15	Kanalen	32.3	38.2	9.9		3/8; 4h efter	EB50	Kanalen	32.4	37.9	7.8	17.5
	EB16	Halvvägs	24.0	55.8	5.3			EB51	Halvvägs	25.3	30.6	3.5	17.1
	EB17	Halvvägs	26.6		8.7			EB52	Halvvägs	23.3		7.3	15.0
	EB18	Vid sjön	25.7		7.9			EB53	Vid sjön	26.1		5.1	20.0
	EB19	Vid sjön	24.9	30.0	7.2			EB54	Vid sjön	23.0	26.8	9.0	15.8
	EB20	Vid sjön	22.5		4.7			EB55	Vid sjön	22.7		5.8	16.5
	EB21	Utloppet	22.2	24.4	3.7			EB56	Utloppet	21.2	22.7	2.9	16.6
2/8; 6h efter	EB22	Kanalen	32.7		4.1		3/8; 6 h efter	EB57	Kanalen	34.1		7.5	17.6
	EB23	Halvvägs	19.1		4.2			EB58	Halvvägs	26.9		5.2	18.2
	EB24	Halvvägs	26.2		8.5			EB59	Halvvägs	24.8		8.4	15.6
	EB25	Vid sjön	25.9		8.8			EB60	Vid sjön	29.2		6.5	16.6
	EB26	Vid sjön	24.5		8.4			EB61	Vid sjön	23.3		9.4	15.5
	EB27	Vid sjön	22.9		7.2			EB62	Vid sjön	21.9		5.4	18.1
	EB28	Utloppet	20.9		3.6			EB63	Utloppet	21.1		2.9	20.0
2/8;12 h efter	EB29	Kanalen	32.7		8.7		3/8; 12h efter	EB64	Kanalen	34.9		4.8	16.5
	EB30	Halvvägs	23.5		5.4			EB65	Halvvägs	22.6		5.1	17.1
	EB31	Halvvägs	20.4		10.0			EB66	Halvvägs	21.9		8.8	15.2
	EB32	Vid sjön	25.2		8.0			EB67	Vid sjön	27.6		5.7	16.3
	EB33	Vid sjön	22.4		8.1			EB68	Vid sjön	21.5		7.5	15.0
	EB34	Vid sjön	22.6		5.7			EB69	Vid sjön	19.4		4.3	20.6
	EB35	Utloppet	21.3		4.0			EB70	Utloppet	23.4		3.1	20.3

Förklaring: #2 = annat analystillfälle på separat prov taget samtidigt som ordinarie prov.

Bilaga 6 - Rådata vattenprover augusti; växtprov

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	TOC
4/8;påsl.	EB71	Kanalen	36.0	37.7	3.9	
	EB72	Halvvägs	7.0	7.7	1.7	
	EB73	Halvvägs	13.0		11.6	
	EB74	Vid sjön	28.4		5.7	
	EB75	Vid sjön	20.1	24.6	8.1	
	EB76	Vid sjön	19.0		3.5	
	EB77	Utloppet	19.8	24.3	2.9	
4/8,2h efter	EB78	Kanalen	37.9		1.9	
	EB79	Halvvägs	29.7		5.4	
	EB80	Halvvägs	31.8		5.5	
	EB81	Vid sjön	27.9		4.5	
	EB82	Vid sjön	24.7		5.5	
	EB83	Vid sjön	24.1		4.7	
	EB84	Utloppet	22.4		2.8	
4/8; 4h efter	EB85	Kanalen	31.4	37.3	2.1	
	EB86	Halvvägs	26.1	25.4	2.9	
	EB87	Halvvägs	32.8		5.1	
	EB88	Vid sjön	28.9		4.7	
	EB89	Vid sjön	29.6	30.8	4.7	
	EB90	Vid sjön	14.3		5.8	
	EB91	Utloppet	19.3	22.8	3.3	
4/8; 8 h efter	EB92	Kanalen	32.0		5.6	
	EB93	Halvvägs	24.1		3.6	
	EB94	Halvvägs	31.4		6.5	
	EB95	Vid sjön	27.9		4.6	
	EB96	Vid sjön	34.3		6.2	
	EB97	Vid sjön	18.4		4.1	
	EB98	Utloppet	21.8		3.3	
4/8; 12.5 h efi	EB99	Kanalen	36.1		6.1	
	EB100	Halvvägs	25.7		5.3	
	EB101	Halvvägs	23.9		7.3	
	EB102	Vid sjön	29.0		6.7	
	EB103	Vid sjön	26.0		7.4	
	EB104	Vid sjön	20.8		3.8	
	EB105	Utloppet	22.0		3.5	

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	TOC
5/8;påsl.	EB106	Kanalen	34.1	32.5	1.4	21.4
	EB107	Halvvägs	25.0	23.8	4.9	24.4
	EB108	Halvvägs	21.8		8.3	18.6
	EB109	Vid sjön	29.3		6.1	20.4
	EB110	Vid sjön	26.8	24.6	6.4	18.8
	EB111	Vid sjön	19.8		4.5	21.5
	EB112	Utloppet	22.4	18.9	3.1	19.7
5/8; 2 h efter	EB113	Kanalen	33.9		1.6	21.9
	EB114	Halvvägs	27.6		4.1	23.2
	EB115	Halvvägs	28.2		4.8	19.7
	EB116	Vid sjön	30.7		3.9	20.1
	EB117	Vid sjön	27.7		5.9	18.2
	EB118	Vid sjön	28.1		4.1	21.1
	EB119	Utloppet	23.1		3.3	20.3
5/8; 4h efter	EB120	Kanalen	35.6	33.5	1.4	21.4
	EB121	Halvvägs	28.6	27.5	3.5	23.0
	EB122	Halvvägs	30.3		5.1	19.8
	EB123	Vid sjön	32.3		3.8	20.5
	EB124	Vid sjön	27.2	25.7	5.8	18.9
	EB125	Vid sjön	26.8		4.9	20.1
	EB126	Utloppet	21.3	23.3	3.2	19.9
5/8; 6h efter	EB127	Kanalen	34.9		2.7	22.2
	EB128	Halvvägs	27.2		4.2	20.3
	EB129	Halvvägs	27.6		7.4	19.0
	EB130	Vid sjön	31.2		4.9	23.0
	EB131	Vid sjön	27.3		7.1	19.4
	EB132	Vid sjön	19.7		5.0	20.4
	EB133	Utloppet	21.9		3.2	20.0
5/8; 12 h efter	EB134	Kanalen	34.8		2.7	21.9
	EB135	Halvvägs	24.1		4.6	18.3
	EB136	Halvvägs	22.0		8.0	21.4
	EB137	Vid sjön	30.2		6.5	22.4
	EB138	Vid sjön	25.1		7.3	
	EB139	Vid sjön	18.6		4.2	1.3
	EB140	Utloppet	20.8		3.1	7.6

Datum;tid	Märkning	Plats	NH4N	NH4N (#2)	NO3N	TOC
6/8; påsl.	EB141	Kanalen	33.5	33.1	1.4	
	EB142	Halvvägs	23.1	23.8	5.0	
	EB143	Halvvägs	14.5		7.9	
	EB144	Vid sjön	28.3		5.3	
	EB145	Vid sjön	22.4	23.1	6.7	
	EB146	Vid sjön	17.8		4.0	
	EB147	Utloppet	21.5	21.7	2.9	
6/8; 3h efter	EB148	Kanalen	34.9		2.2	
	EB149	Halvvägs	20.5		3.1	
	EB150	Halvvägs	28.9		4.1	
	EB151	Vid sjön	28.4		3.3	
	EB152	Vid sjön	25.5		3.9	
	EB153	Vid sjön	17.1		5.5	
	EB154	Utloppet	18.3		3.5	
6/8;6h efter	EB155	Kanalen	38.0	35.3	0.6	
	EB156	Halvvägs	28.9	26.9	3.2	
	EB157	Halvvägs	34.1		3.7	
	EB158	Vid sjön	34.8		4.4	
	EB159	Vid sjön	31.8	29.8	4.0	
	EB160	Vid sjön	23.4		3.0	
	EB161	Utloppet	23.6	22.5	2.9	

Rådata växtprover

1:a skörd (3/6)		*2:a skörd (11/8)*	
Provplats	**kg N/ha**	**Provplats**	**kg N/ha**
A	48,3	D	69,5
B	43,2	E	29,1
C	59,5	F	30,8
Medel	50,3	Medel	43,2

Distribution:

Avdelningen för vattenvårdslära
Box 7072
750 07 UPPSALA, Sweden

Tel. 018-67 24 60