

Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening



Linda Flyckt
Examensarbete utfört vid WRS Uppsala AB
2010-12-16

LITH-IFM-A-EX--10/2377—SE



TEKNISKA HÖGSKOLAN
LINKÖPINGS UNIVERSITET

Institutionen för fysik, kemi och biologi

Examensarbete

**Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet
i svenska våtmarker för spillvattenrening**

Linda Flyckt

Examensarbete utfört vid WRS Uppsala AB

2010-12-16

LITH-IFM-A-EX--10/2377—SE



TEKNISKA HÖGSKOLAN
LINKÖPINGS UNIVERSITET

Linköpings universitet Institutionen för fysik, kemi och biologi

581 83 Linköping



Datum 2010-12-16
Date

Språk
Language

Svenska/Swedish
 Engelska/English

Rapporttyp
Report category

Licentiatavhandling
 Examensarbete
 C-uppsats
 D-uppsats
 Övrig rapport

ISBN

ISRN

Serietitel och serienummer **ISSN**
Title of series, numbering

LITH-IFM-A-EX—10/2377--SE

URL för elektronisk version

Titel Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening

Title Treatment results, operational experiences and cost efficiency in constructed wetlands for waste water treatment in Sweden.

Författare Linda Flyckt
Author

Abstract

In this study, seven constructed free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden were compared, regarding the removal of nitrogen, phosphorous and BOD. The aim was to investigate the long term function, management needs, related costs and look into uncertainties regarding the risk for phosphorous release. The seven wetlands (1.6 - 28 ha) have been in operation for 7-17 years and existing monitoring data were used along with interviews with the staff responsible for the operation. All wetlands performed satisfactorily and there were no indications of a reduced treatment capacity over time. On average, the wetlands received 1100 to 9900 kg N / (ha·yr) and removed 420 to 2400 kg N / (ha·yr). The phosphorous loads varied between 17 and 145 kg P / (ha·yr) and the removal between 10 and 110 kg P / (ha·yr). A linear regression showed that a higher phosphorous load resulted in a higher removal rate. For the removal of nitrogen the linear relationship was weaker, indicating that other factors also were important. Release of bound phosphorous occurred occasionally in wetlands after WWTP using iron based phosphorous precipitation chemicals, and seemed associated with periods when sediments became anaerobic. Effluent concentrations of BOD were < 5.0 mg/l despite varying inflow concentration, and seemed to reflect a background concentration. The costs for the wetland treatment varied between 30 and 190 SEK per kg N removed and between 0 and 4700 SEK per kg P removed. The size of the costs was dependent on investment and management costs as well as how the cost was distributed between nitrogen and phosphorous.

Nyckelord: Fosforavskiljning; Kväveavskiljning; Kostnad; Skötsel; Våtmark

Keyword: Constructed wetland; Cost; Management; Nitrogen removal; Phosphorous removal

Förord

Detta examensarbete omfattar 30 hp och har utförts på uppdrag av WRS Uppsala AB. Examensarbetet är avslutningen på en magisterutbildning i biologi vid Linköpings universitet.

Ett stort tack vill jag rikta till Jonas Andersson på WRS för möjligheten till detta examensarbete och för handledning under arbetets gång. Tack för tålmodigt svarande på mina många frågor.

Jag vill också tacka Ulf Karlsson på Oxelö Energi AB, Per-Åke Nilsson på Hässleholms Vatten, Mattias Gustafsson på Eskilstuna Energi & Miljö, Jörgen Måhlgren och Ingrid Rehnlund på Nynäshamns kommun, Viking Walgeborg och Marie Lewén-Carlsson på Enköpings kommun samt Karl-Axel Reimer och Madeleine Olsson, tidigare anställda på Trosa kommun. Tack för er tid och engagemang.

Jag vill också passa på att tacka Karin Tonderski på Linköpings universitet för alla värdefulla diskussioner, kommentarer och uppmuntrande ord. Sist men inte minst vill jag tacka Marianne Löwgren för råd och tips när det gällde kostnadsberäkningarna.

Linköping, december 2010

Linda Flyckt
linda.flyckt@gmail.com

Innehållsförteckning

1 Sammanfattning	1
2 Inledning.....	2
3 Material och metod.....	5
3.1 Studerade våtmarker.....	5
3.1.2 Ekeby våtmark.....	5
3.1.3 Våtmark Alhagen	7
3.1.4 Brannäs våtmark.....	8
3.1.1 Magle våtmark.....	10
3.1.5 Trosa våtmark.....	11
3.1.6 Vagnhärad våtmark.....	13
3.1.7 Örsundsbro våtmark	14
3.2 Beräkningsmetodik.....	16
3.2.1 Hydraulisk belastning.....	17
3.2.2 Belastning och avskiljning	17
3.2.3 Hastighetskonstant	17
3.2.4 Årsmedelhalter	18
3.3 Förutsättningar för beräkningar.....	19
3.3.2 Ekeby våtmark.....	19
3.3.3 Våtmark Alhagen	19
3.3.4 Brannäs våtmark.....	19
3.3.1 Magle våtmark.....	19
3.3.5 Trosa våtmark.....	20
3.3.6 Vagnhärad våtmark	20
3.3.7 Örsundsbro våtmark	21
3.4 Statistik.....	21
3.5 Ekonomisk kalkyl.....	21
3.5.1 Årlig kapitalkostnad och driftkostnad	21
3.5.2 Nyckeltal för avskiljning av kväve och fosfor	23
4 Resultat & Diskussion.....	24
4.1 Reningsresultat och driftsförhållanden.....	24
4.1.2 Ekeby våtmark.....	25

4.1.3 Våtmark Alhagen	29
4.1.4 Brannäs våtmark.....	32
4.1.1 Magle våtmark.....	35
4.1.5 Trosa våtmark.....	38
4.1.6 Vagnhärad	41
4.1.7 Örsundsbro våtmark	43
4.2 Våtmarkernas funktion i jämförelse	46
4.2.1 Avskiljning av kväve.....	46
4.2.2 Avskiljning av fosfor och BOD	50
4.3 Skötsel	52
4.4 Kostnader	56
4.4.1 Investeringskostnader.....	56
4.4.2 Driftkostnader.....	57
4.4.3 Nyckeltal för avskiljning av kväve och fosfor	58
4.5 Våtmarkernas funktion för rekreation och djurliv.....	60
4.6 Valet av våtmarksteknik.....	61
5. Slutsatser	62
6. Referenser.....	64
Bilagor.....	69
Bilaga 1: Intervjuenkät	69
Bilaga 2: Fördelning av investeringskostnad	72

1 Sammanfattning

I denna studie har funktionen hos sju anlagda våtmarker för behandling av avloppsvatten i Sverige jämförts över tid med avseende på avskiljning av kväve, fosfor och BOD. Syftet var att undersöka våtmarkernas långsiktiga funktion, skötselåtgärder och relaterade kostnader. Våtmarkerna (1,6 - 28 ha stora) har varit i drift olika länge, mellan 7 och 17 år, och befintliga övervakningsdata samt intervjuer med ansvariga för respektive våtmark användes som grund för studien. Resultaten visade att våtmarkernas reningsfunktion generellt sett varit god utan någon tendens till en försämrad funktion över tid. Våtmarkerna belastades med 1100 - 9900 kg N/ (ha·år) och avskiljde mellan 420 och 2400 kg N/ (ha·år), beräknat som ett medelvärde per anläggning. Belastningen av fosfor var 17 - 145 kg P/ (ha·år) med en avskiljning på 10 - 110 kg P (ha·år). En linjär regressionsanalys visade att en högre fosforbelastning också gav en högre avskiljning. Sambandet var svagare för kväve, vilket indikerar att andra faktorer också var viktiga för kväveavskiljningen. Problem med fosforläpp i våtmarkerna observerades bara där fosforfällning i reningsverken skett med järnbaserad kemikalie, och verkade vara förknippade med tidvisa anaeroba förhållanden i sedimenten. Utgående halter av BOD₇ låg på < 5,0 mg/l för alla våtmarker trots stora skillnader i inkommande halt. Kostnaderna för avskiljningen i våtmarkerna var 30 - 190 kr per kg avskilt kväve och 0 - 4700 kr per kg avskilt fosfor. Storleken på kostnaderna var beroende av investeringskostnaden och den årliga driftkostnaden samt hur kostnaden fördelades mellan kväve och fosfor.

Nyckelord: Fosforavskiljning; Kväveavskiljning; Kostnad; Skötsel; Våtmark

2 Inledning

Det var på 1980-talet som anläggandet av våtmarker för spillvattenrening tog fart ordentligt runt om i världen, mycket tack vare deras goda vattenreningsförmåga i kombination med relativt enkel teknik samt möjligheten att använda lokala material och lokal arbetskraft (Kadlec & Wallace 2008). Detta innebär samtidigt en kostnadseffektivitet som står sig bra mot andra mer tekniskt avancerade alternativ. I Sverige började våtmarker anläggas för efterpolering av avloppsvatten i början av 1990-talet, med huvudsakligt syfte att minska belastningen av kväve till närliggande vattendrag och kustvatten (Andersson *m.fl.*, 2005). Vikten av detta framhölls när Östersjöländernas miljöministrar och EU-kommissionen år 2007 beslutade om en gemensam åtgärdsplan, *Baltic Sea Action Plan (BSAP)*. Målet med denna är att skapa en bättre miljö samt uppnå god ekologisk status i Östersjön till år 2021. En del av åtgärdsplanen syftar till att minska övergödningen, och för att uppnå detta är ett av delmålen att minska utsläppen från avloppsreningsverk. Ett alternativ som föreslås för att åstadkomma det är efterpolering i våtmark. (Naturvårdsverket, 2009a)

Våtmarker är produktiva ekosystem med förmågan att effektivt avskilja bland annat kväve, fosfor, organiskt material och smittämnen (Vymazal *m.fl.*, 1998). Hur väl vattnet renas i en våtmark bestäms till stor del av våtmarkens utformning, belastning, hydraulik, vegetation och sammansättningen på inkommande vatten (Kadlec & Wallace, 2008). Enligt studier ger en högre ytspecifik belastning i en våtmark också en högre ytspecifik avskiljning (Kadlec 2005a, Tonderski *m.fl.* 2002, Kadlec *m.fl.* 2010).

För avskiljning av kväve är nitrifikation med efterföljande denitrifikation de viktigaste processerna. Vegetationen tar också upp kväve vilket dock till stor del frigörs igen när växterna bryts ned. I kraftigt belastade våtmarker, vilket efterpoleringsvåtmarker ofta är, inverkar inte denna mekanism så mycket på reningsresultaten i stort. Detta eftersom mängden kväve som kan tas upp av växter ofta motsvarar en väldigt liten del av den totala inkommande mängden (EPA 2000, Toet *m.fl.* 2005). Inkommande avloppsvatten till en våtmark innehåller kväve i form av både ammoniumkväve och nitrat, i vilken proportion beror på processerna i reningsverket, där en långtgående kväverening ger en större andel inkommande nitrat till våtmarken. För våtmarker som tar emot höga halter ammoniumkväve behövs förutsättningar för god nitrifikation, där mikroorganismer omvandlar ammoniumkväve till nitrat i en mycket syrekrävande process. För detta ändamål anläggs ofta översilningsytor där vattnet fördelas jämnt och får rinna över en vegetationstäckt yta, vilket ger en god syresättning av vattnet (Tonderski *m.fl.* 2002). En liknande effekt erhålls om en yta växelvis belastas med vatten och tillåts att torka upp. För att främja en efterföljande denitrifikation, där nitrat omvandlas vidare till kvävgas under syrefattiga förhållanden, anläggs ofta vegetationstäckta zoner där förutsättningar för en syrefattig miljö och god tillgång på organiskt material kan uppnås (Kadlec 2005a, Kadlec & Wallace 2008). Förutom att bidra med organiskt material har vegetationen i en våtmark andra viktiga funktioner, såsom att stabilisera sedimenten, filtrera vattnet och fungera som fästytta för de bakterier som står för nitrifikation och denitrifikation.

Inkommande vatten till en efterpoleringsvåtmark innehåller också en viss halt organiskt material. En hög halt av organiskt material mätt som BOD, biologisk syreförbrukning, i inkommande vatten kan ha en försämrande effekt på nitrifikationen, då nedbrytning av det organiska materialet förbrukar syre. BOD kan liksom suspenderade ämnen (partiklar) också försvåra tillväxt av undervattenvegetation genom att öka vattnets turbiditet och därmed skymma ljuset (Kadlec & Wallace 2008, Neuschütz 2002). Halten inkommande BOD och suspenderade ämnen kan därför ha betydelse för hur effektiv kväveavskiljningen i våtmarken blir. För att våtmarken ska fungera som önskat bör det sannolikt vara viktigt att i driften av reningsverket undvika för höga utsläpp av BOD och suspenderade ämnen till våtmarken.

Avskiljningen av kväve visar upp ett säsongsberoende med en tydligt bättre kväveavskiljning under den varmare delen av året då produktiviteten är högre och mikroorganismerna är effektivare (Vymazal 2007, Leonardsson 2002, EPA 2000). En väsentlig kväveavskiljning sker dock också under de kallare månaderna på året. Även avskiljningen av BOD kan uppvisa ett temperaturberoende med högre avskiljning sommartid.

Efterpoleringsvåtmarker har ofta en bra förmåga att också avskilja fosfor. Partikelbunden fosfor kan sedimentera eller fastna i vegetationen för att sedan ansamlas i våtmarkens sediment (EPA 2000). Fosfor i form av fosfat bildar vanligtvis komplexbindningar med metaller, tas upp av växter och bakterier eller adsorberar till organiska och oorganiska substanser (Leonardsson 2002). Det mesta av assimilerad fosfor frigörs igen när en växt eller bakterie bryts ned, men upp till 20 % kan dock lagras som en rest i sedimenten under nedbrytningen (Kadlec 2005b). På reningsverk används ofta järn- eller aluminiumbaserade fällningskemikalier för att avskilja fosfor, och rester av dessa finns kvar i det inkommande vattnet till våtmarken. Detta gynnar även fosforavskiljningen i våtmarken då fosfor binder till dessa metaller och sedimenterar. Fosfor kan dock frigöras till vattenfasen igen, vid syrebrist om fosfor är bundet till järn och vid pH-förändringar om det är bundet till aluminium (Leonardsson 2002). Eftersom avskiljningen av fosfor främst sker genom sedimentation och kemiska bindningar påverkar inte temperaturen på samma sätt som för avskiljningen av kväve eller BOD (Kadlec & Wallace 2008).

Sedimentation kan med tiden grunda upp en våtmark och potentiellt sett försämra dess reningsfunktion. Frågan är hur länge en våtmark kan bibehålla sin funktion och vilken typ av skötselåtgärder som kan behöva utföras? De flesta behandlingsvåtmarker har inte varit i drift tillräckligt länge för att kunna svara på den frågan men det finns några studier. Till exempel gjordes en regenerering efter 15 års drift, i en efterpoleringsvåtmark i Florida, Orlando Easterly wetland system. Detta efter att en försämrad hydraulik och vegetationsförändringar orsakat förhöjda utgående fosforhalter under en tid. Delar av våtmarken grävdes ur på sediment med en efterföljande återplantering av vegetation, med ett mycket lyckat resultat (Wang *m.fl* 2006). Enligt Kadlec & Wallace (2008) är det sedimenteringsprocessen som till slut skulle kunna äventyra en våtmarks funktion genom att försämra hydrauliken. Inloppet, där en stor del av sedimenteringen oftast sker, kan fyllas upp och partiklar kan ansamlas i vegetationstäckta zoner. Detta resulterar i en försämrad hydraulik vilket i sin tur kan försämra reningsresultaten. Det finns således en risk att våtmarkens vattenreningsförmåga sjunker med våtmarkens ålder, varpå restaureringsåtgärder kan behöva göras. Det finns dock våtmarker

som varit i drift ännu längre tid än våtmarken i Florida utan att behöva några övergripande restaureringsåtgärder. Behandlingvåtmarkerna i Vermontville och Houghton Lake i Michigan, är över 30 år och försämringar av reningsfunktionen har hittills inte kunnat ses. Vissa våtmarker anläggs med en inledande sedimentationsdel som töms på sediment vid behov, vilket förbättrar chanserna för resten av våtmarken att fungera på ett bra sätt under en lång tid. Så länge hydrologin fungerar bör en behandlingsvåtmark kunna bibehålla en god funktion. Däremot kan pumpar och rör behöva bytas ut efter cirka 40 år och vallar åtgärdas efter upp till 50 år. (Kadlec & Wallace 2008) Bortsett från den tekniska utrustningen är det fortfarande oklart hur länge en våtmark egentligen kan fungera och vilken skötsel som krävs ur ett långsiktigt perspektiv.

Att anlägga en våtmark sägs ofta vara en kostnadseffektiv metod för att förbättra kvaliteten på vattnet (Löwgren *m.fl* 2002) jämfört med samma åtgärd på reningsverket. Till stor del beror detta på att en våtmark kräver mycket lägre driftkostnader än motsvarande teknik på ett reningsverk (Kadlec & Wallace 2008). Kostnaden för att anlägga en våtmark bestäms bland annat av våtmarkens utformning och markförhållandena där våtmarken anläggs. En våtmark som är större till ytan kan bli billigare att anlägga per hektar. Ofta kräver dessa mindre schaktningsarbeten per hektar sett vilket sänker kostnaden. (Kadlec & Wallace 2008) En mindre våtmark kan därmed bli dyrare att anlägga. Driftkostnaderna i sin tur beror mycket på vilken typ av skötsel våtmarken kräver medan den totala kostnadseffektiviteten beror på hur länge våtmarken beräknas bibehålla sin funktion och hur väl våtmarken renar vattnet.

I Sverige finns flera både stora och små våtmarker anlagda för efterpolering av spillvatten, där den äldsta, Brannäs våtmark i Oxelösund, är inne på sitt sjuttonde år. Syftet med denna studie var att jämföra reningsfunktionen hos sju anlagda våtmarker i Sverige. Hur mycket skötsel har krävts i dessa våtmarker och finns tendenser till en försämrad reningsfunktion över tid? Detta tillsammans med frågor om kostnadseffektivitet analyseras i denna rapport.

3 Material och metod

Sju behandlingsvåtmarker för spillvatten jämfördes med avseende på reningsresultat, driftförhållanden, skötsel aspekter och kostnader. Beräkningar av halter och mängder totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor och BOD₇ utfördes baserat på övervakningsdata från respektive våtmark från så många driftsår som funnits tillgängliga. Investeringskostnader och driftkostnader användes tillsammans med reningsresultat för att beräkna nyckeltal för kostnad per kg avskilt kväve och fosfor.

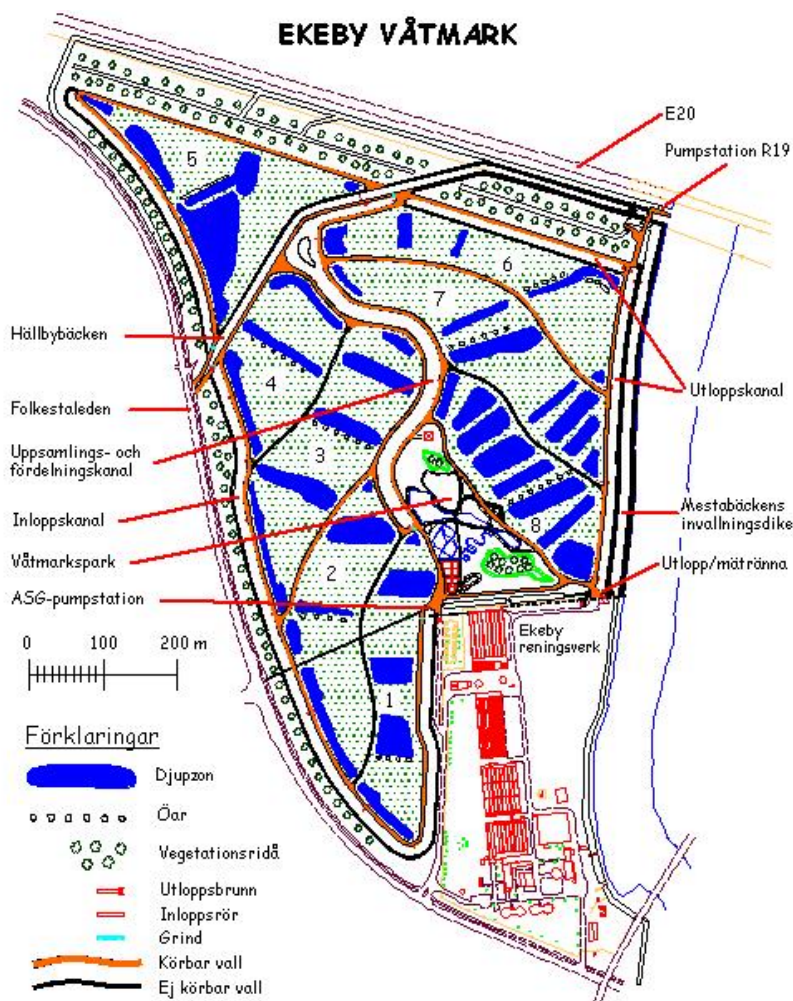
3.1 Studerade våtmarker

De sju våtmarkerna som ingick i studien var Ekeby våtmark i Eskilstuna, våtmark Alhagen i Nynäshamn, Brannäs våtmark i Oxelösund, Magle våtmark i Hässleholm, Trosa och Vagnhärad's våtmarker i Trosa kommun samt Örsundsbro våtmark i Enköpings kommun. Ett antal intervjufrågor sammanställdes (Bilaga 1) och skickades till våtmarkernas driftansvariga för att samla in information kring kostnader, skötsel, uppföljning etc.

3.1.2 Ekeby våtmark

Ekeby våtmark är belägen vid Ekeby reningsverk, strax väster om Eskilstuna centrum. Våtmarken togs i drift 1999 och fungerar som ett efterpoleringssteg efter mekanisk, kemisk och biologisk rening i Ekeby reningsverk. Våtmarken anlades med främsta syfte att minska belastningen av kväve men till viss del också för att minska fosfor och suspenderade ämnen till recipienten Eskilstunaån. Det biologiska steget i reningsverket omvandlar det mesta av ammoniumkvävet till nitratkväve och våtmarkens huvuduppgift är att sköta denitrifikationen. Våtmarksområdet upptar en yta på ungefär 40 hektar varav 28 hektar är vattentäckt med ett medeldjup på 1 meter. Våtmarken är anlagd på gammal jordbruksmark med fin lera, vilket gör att risken för utläckage av avloppsvatten är liten. (Linde & Alsbro, 2000)

Våtmarken består av åtta dammar som separeras av vallar (fig.1). Från reningsverket leds vattnet till en inloppskanal som fördelar vattnet till de fem första parallella dammarna i våtmarken. Dessa fem dammar är inhägnade för att förhindra risk för smittspridning (Gustafsson muntl. 2010). Från dessa dammar samlas vattnet i en uppsamlingskanal för att sedan fördelas mellan de tre sista parallella dammarna. Vattenflödet till varje damm regleras genom ett skibord med fjärrstyrd nivåreglering. De uppbyggda vallarna mellan dammarna är nedströms skiborden klädda med bergkross för att förhindra erosion. Från de tre sista dammarna leds vattnet sedan till en utloppskanal för vidare transport till Eskilstunaån. Djupare zoner har grävts ur vid inloppet till varje damm, efter konstgjorda öar och innan utloppet från varje damm. Det främsta syftet med detta var att det skulle hindra igenväxning och underlätta för vattnet att fördela sig jämnt genom dammarna. Vattnet rinner från reningsverket och genom våtmarkssystemet med självfall. En invallningspumpstation som bland annat används för att kunna avvattna diket längs med E20 kan också vid behov sänka vattennivån i våtmarksdammarna. (Linde & Alsbro, 2000)



Figur 1. Skiss över Ekeby våtmark och avloppsreningsverk. Våtmarksdammarna är numrerade 1-8. (Teckning: Eskilstuna Energi & Miljö)

Vid våtmarkens anläggande planterades stora delar av dammarna, cirka 75 %, med kolvass (*Schoenoplectus lacustris* L.), jättegröe (*Glyceria maxima* Hartm.) samt olika flytblads- och undervattensväxter (Linde & Alsbro, 2000). Vegetationen etablerades men en tillbakagång av växtlighet har dock kunnat ses de senaste åren och en mindre andel av ytan är nu täckt med vegetation. I nuläget består vegetationen främst av smalkaveldun (*Typha augustifolia* L.), bredkaveldun (*Typha latifolia* L.), bladvass (*Phragmites australis* Cav.), jättegröe samt en del flytbladsväxter och undervattensvegetation. Vid anläggandet av våtmarken var tanken att växtligheten i dammarna skulle sköras var 3-5 år men då vegetation inte växt så kraftigt som förutspått har detta hittills inte gjorts (Gustafsson muntl. 2010).

Inkommande flöde till våtmarken mäts kontinuerligt med ett bubbelrör¹ i en Parshallränna² (Andersson & Bastviken 2002) och utgående flöde mäts med ekolod i en Parshallränna. I anslutning till denna finns också ett provtagningshus där provtagningar på utgående vatten sker. Vattenanalyser utförs på ackrediterat laboratorium på Eskilstuna Energi & Miljö. (Gustafsson muntl. 2010)

¹ Luft leds in i ett rör som mynnar i vattnet där flödet ska mätas. På röret finns en tryckmätare.

² Öppen ränna för mätning av vattenflöde, där vattnet flödar horisontellt.

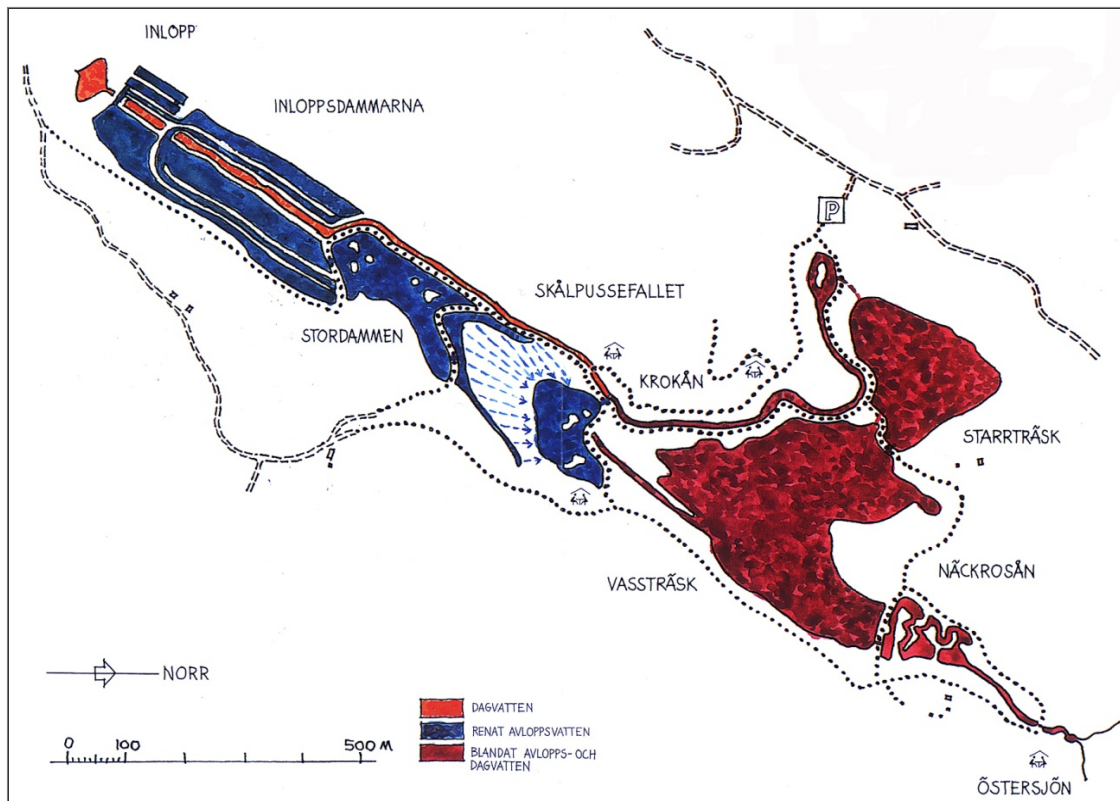
3.1.3 Våtmark Alhagen

Våtmark Alhagen, norr om Nynäshamns tätort, är främst byggd för att minska belastningen av kväve på recipienten Mysingen i Östersjön. Våtmarken fungerar som ett efterpoleringssteg och tar emot mekaniskt, kemiskt och biologiskt förbehandlat vatten från Nynäshamns avloppsreningsverk (Nynäshamns kommun, 2008). Våtmarken började byggas 1997 för att tas i drift ett år senare (Andersson & Bastviken, 2002). Våtmarken fungerade som den enda biologiska reningen av vattnet fram till år 2001, då en SBR-anläggning³ började byggas på reningsverket. Hösten 2002 stod SBR-anläggningen klar. (Nynäshamns kommun, 2008)

Våtmark Alhagen är byggd i en långsträckt lerfylld dalgång på mark som tidigare var åker, kärr och mosse. Omgivningarna består av skogsklädda sluttande bergsidor. I samband med att våtmarken anlades utfördes en geohydrologisk undersökning över risken för läckage till grundvattnet. I denna framkom att risk för läckage fanns i nordvästra delen av våtmarken där marken bestod av morän. Uppskattat läckage var dock litet, cirka 0,5 % av den hydrauliska belastningen. (WRS, 2004) Våtmarksområdet upptar ett cirka 35 hektar stort område varav ungefär 28 hektar är vattentäckt yta. Vattnet pumpas från reningsverket till våtmarken för att sedan rinna med självfäll genom våtmarkens dammar. (Byström, 2010)

Våtmarken är uppdelad i två delar, den övre och den nedre (fig. 2). I den övre delen av våtmarken leds vattnet genom små seriella dammar för slamavskiljning för att sedan växelvis, ledas ut till två parallella dammar, den västra och den östra inloppsdammen. Den växelvisa fördelningen av vattnet sker genom öppning och stängning av luckor och bidrar till syresättning av sedimenten samt en bättre spridning av vattnet som minskar risken för hydraulisk kortslutning. Den västra inloppsdammen fylls upp måndag och torsdag medan den östra inloppsdammen fylls under tisdag till onsdag samt under fredag till måndag. Vattnet leds sedan genom ytterligare två grunda dammar, Inloppsdammen och Stordammen för att sedan nå översilningsytan. Till Inloppsdammen leds vatten från den östra inloppsdammen måndagar och torsdagar och från den västra inloppsdammen torsdag till onsdag samt fredag till måndag. Samtidigt som den västra inloppsdammen töms till Inloppsdammen öppnas luckan till Stordammen som då fylls upp. Måndag och torsdag töms sedan vattnet från Stordammen till översilningsytan. Från översilningsytan samlas vattnet upp i en damm, Skålpussen, för att ledas vidare, via Krokån, till den nedre delen av våtmarken där vattnet passerar grunda kärrmarker, Starrträsk och Vassträsk, för att sedan rinna genom den slingrande Näckrosån vidare ut i recipienten Östersjön. (WRS 2004) Reglering av vattennivå kan också göras i nedre delen av våtmarken genom träännor med nivåregleringsmöjligheter för att till exempel underlätta för skötsel och underhåll. Till Krokån tillförs också dagvatten från ett ca 200 ha stort avrinningsområde som först behandlats i en separat sedimenteringsdamm innan det når våtmarken. Volymen dagvatten som tillförs är cirka 150 000 m³ under ett år varav 50 000 m³ kommer från hårdgjorda ytor. (Byström, 2010)

³ Satsvis biologisk rening där både nitrifikation och denitrifikation kan ske.



Figur 2. Skiss över våtmark Alhagen. Blåmarkerat är den övre delen av våtmarken där enbart avloppsvatten inkommer medan rödmarkerat är den nedre delen av våtmarken där avloppsvatten blandats med dagvatten. Orange markerar dagvattendamm och kanal till Krokån. (Teckning från WRS Uppsala AB)

I våtmarkens övre dammar dominerar övervattensvegetation så som bladvass, kaveldun, jättestarr och skogssäv (*Scirpus Sylvaticus* L.) (Andersson & Bastviken, 2002). Vegetationen på översilningsytan domineras av högvuxna vallgräs och kaveldun. Översilningsytan skördas en gång per år (Måhlgren muntl. 2010). Den klippta vegetationen får sedan ligga kvar och fungera som kolkälla. I Starrträsk finns både öppet vatten och vegetationstäckta delar där övervattensvegetationen domineras av olika starrarter (*Carex* spp.). Här finns också mycket undervattensvegetation och flytbladsvegetation. Vassträsk är täckt av övervattensvegetation, främst bladvass. (Byström, 2010)

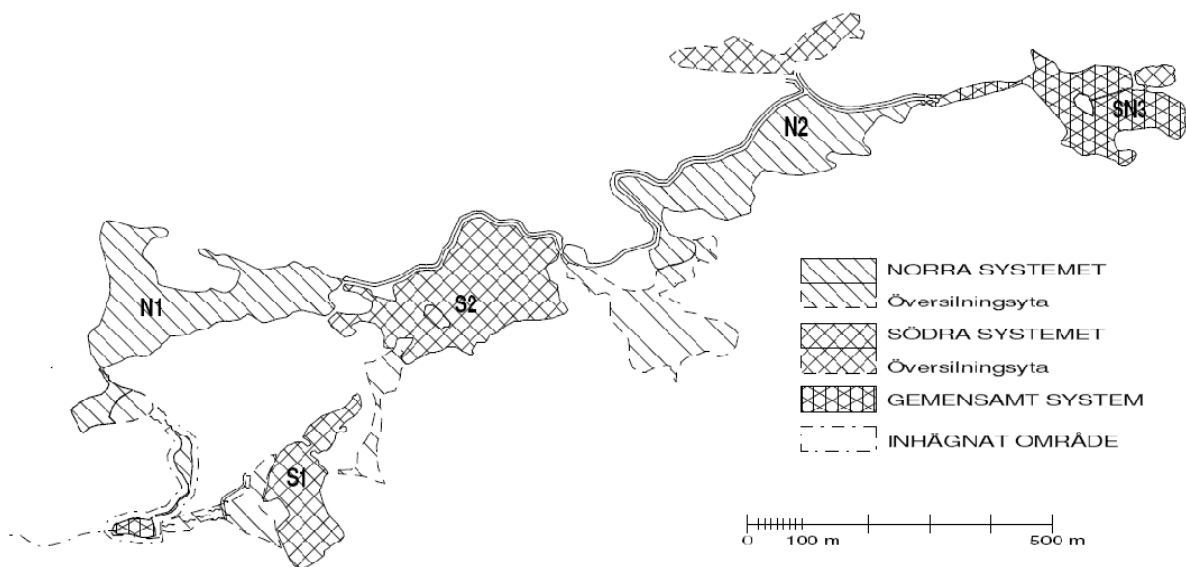
Inkommande flöde till våtmarken mäts kontinuerligt med en induktiv flödesmätare medan utgående flöde mäts med skibord och nivåmätning med ultraljud (Måhlgren muntl. 2010). Vattenanalyser utförs av vattenlaboratoriet på Nynäshamns kommun.

3.1.4 Brannäs våtmark

Brannäs våtmark i Oxelösund fungerar som ett efterpoleringssteg efter mekanisk, kemisk och biologisk rening i avloppsreningsverket. När våtmarken anlades år 1993 som den första fullskaleanläggningen i Skandinavien, skedde det biologiska steget uteslutande i våtmarken. I och med strängare miljökrav kompletterades avloppsreningsverket med ett biologiskt reningssteg i form av en SBR-anläggning år 2005. Våtmarken är 23 hektar stor och anlades i ett låglänt område av skog och gammal åkermark. (Oxelö Energi *m.fl.*, 2006) Marken består av

tät lera, vilket minskar risken för läckage av avloppsvatten (Wittgren *m.fl.*, 1994). Avrinningsområdet som till stor del består av skog har uppskattats till 103 ha med våtmarken inkluderad (Andersson *m.fl.* 2000).

Våtmarksanläggningen består av två parallella system med totalt fem dammar (fig. 3). Från avloppsreningsverket pumpas vattnet först till en fördelningsbassäng där en stor del av sedimenteringen sker. Härifrån leds vattnet vidare till det södra eller det norra systemet som genom öppning och stängning av luckor växelvis fylls och töms på vatten med 3-5 dagars intervall. Till exempel fylls det södra systemets första damm i tre dygn medan det norra systemets första damm samtidigt töms på vatten (Karlsson muntl. 2010). Det södra och det norra systemet har två dammar vardera. Vattnet leds därefter till den sista gemensamma dammen som växelvis tar emot vatten från det södra respektive det norra systemet. (Oxelö Energi *m.fl.* 2006) Syftet med att omväxlande fylla och tömma dammarna är att gynna både nitrifikation och denitrifikation. Efter ombyggnaden av reningsverket är det i huvudsak nitrat som inkommer till våtmarken och denitrifikationen har därför kommit att bli den viktigaste processen våtmarken ska stå för. Eftersom de båda systemen omväxlande töms och fylls med vatten minskas samtidigt risken för kanalisering och hydraulisk kortslutning i våtmarkens dammar (Karlsson muntl. 2010). Våtmarkens inlopp byggdes om 1997 från att ha varit två separata inlopp till norra respektive södra systemet, till en gemensam fördelningsbassäng. Detta gjordes på grund av att stenfiltrena i de tidigare inloppen sattes igen. Samtidigt ville man också minska risken för smittspridning. Fördelningsbassängen töms årligen på sediment (Karlsson muntl. 2010). Inloppsområdet stängslades in för att förhindra människor och djur att komma i kontakt med avloppsvattnet. (Andersson *m.fl.* 2000)



Figur 3. Skiss över Brännäs våtmark. N=Norra systemet, S= Södra systemet (Teckning från WRS Uppsala AB)

Vid våtmarkens anläggande etablerades bladvass och olika starrarter, bland annat jättestarr (*Carex riparia* Curtis) i den övre delen av våtmarken. I den nedre delen etablerades bland annat bredkaveldun och jättegröe. Även sjösäv och olika undervattensväxter planterades in, till exempel trådnate (*Potamogeton filiformis* Pers.), slingor (*Myriophyllum* spp.) och vattenpest (*Elodea canadensis* Michx.) (Wittgren *m.fl.*, 1994). I nuläget domineras de första dammarna av bredkaveldun men stora delar består också av bladvass och smalkaveldun. En del undervattensvegetation finns också i de inledande dammarna. De senare dammarna består av tätvuxen bredkaveldun, bladvass och en mindre del jättegröe. Den sista dammen, där det södra och det norra systemet möts, är en öppnare damm då djupet där är större, i vissa delar 2-3 m (Andersson & Ridderstolpe, 2009).

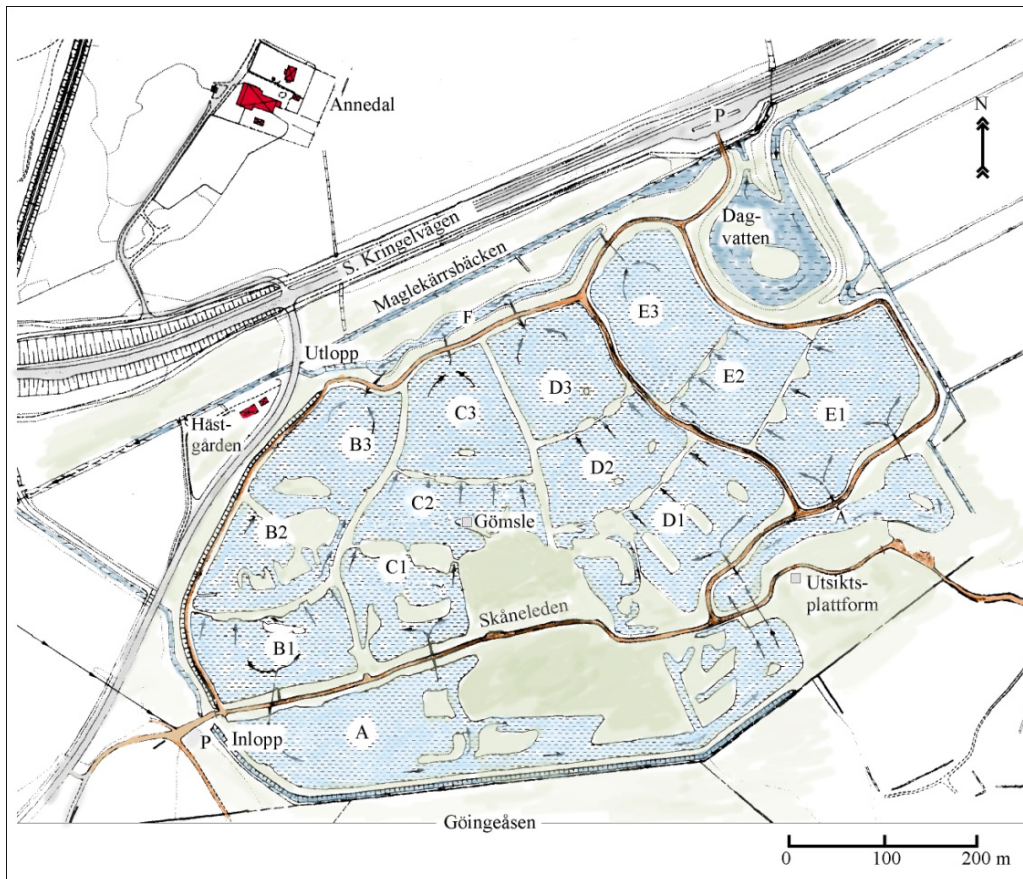
Inkommande flöde mäts med en induktiv flödesmätare och utgående flöde med ekolod i en rektangulär mätränna (Andersson & Bastviken 2002). Ackrediterade vattenanalyser utförs av Nyköpings vattenlaboratorium (Karlsson muntl. 2010).

3.1.1 Magle våtmark

Magle våtmark anlades 1995 som ett efterpoleringssteg efter Hässleholms reningsverk för att minska belastningen av kväve och fosfor till recipienten Finjasjön. Våtmarken föregås av mekanisk, kemisk och biologisk rening i reningsverket. Den biologiska reningen omvandlar en stor del av inkommande kväve från ammoniumkväve till nitratkväve och våtmarkens uppgift är därför huvudsakligen denitrifikation. Våtmarken är cirka 20 hektar och är anlagd på mark som tidigare bestod av skog, äng och torvmosse. Ingen yttre tillrinning av vatten sker men en viss grundvatteninträngning till våtmarken förekommer. Grundvatteninträngning samt nederbörd har genom kloridhaltskontroll beräknats ha en utspädningspåverkan på 4-5 % av det totala flödet. Kloridhalten i grundvatten och regnvatten är ca 10 mg/l mot den i avloppsvattnet som är ca 100 mg/l. (Nilsson muntl. 2010)

Avloppsvattnet leds från reningsverket till våtmarkens första del, fördelningsdammen, varifrån vattnet fördelas till fyra parallella dammserier (fig.4). Vattnet till och från dessa dammserier styrs av överfall och inloppsdammens flödesbelastning. Varje dammserie består av tre dammar som är separerade med bankar eller öar (Andersson & Bastviken 2002). Vattnet leds efter varje dammserie vidare till en uppsamlingsdamm för att tills sist rinna ut i Maglekärrsbäcken för vidare transport till Finjasjön (Hässleholms Vatten, 2007). Dammarnas medeldjup är 0,5 meter (Andersson & Bastviken, 2002) medan djupare partier löper längs med nästan hela ytterkanterna men med vissa avbrott. Dammarna i varje dammserie byggdes genom att jordmassor grävdes ur och lades upp till vallar och djupet längs kanterna är på vissa ställen upp till 2,5 meter (Nilsson muntl. 2010). Dessa djupare delar har som funktion att skapa syrebrist på botten för att främja denitrifikation medan de grundare delarna gynnar fastläggning av fosfor genom syresättning av sedimenten (Andersson & Bastviken 2002). Utanför de djupare delarna är dammarna grundare och här växer bladvass och kaveldun blandat med en mindre del säv och rörflen (*Phalaris arundinacea* L.). Innanför de djupa delarna gjordes försök att etablera vassvegetation vid våtmarkens anläggande men utan någon större framgång. Under våtmarkens första driftsår fanns i dessa grundare delar rikligt med undervattensvegetation; olika slingearter, vattenpest och grönslick (*Cladophora glomerata*),

men med åren har denna vegetation avtagit för att de senaste åren saknas helt på stora ytor. Idag är därför stora delar av dammarna öppna vattenspeglar. Dammarna skördas varje år, då både övervattensvegetation klipps ned och undervattensvegetation tas bort och transporteras iväg. (Nilsson muntl. 2010)



Figur 4. Skiss över Magle våtmark. A=fördelningsdamm, B-E = parallella dammsierier. (Teckning: Per-Åke Nilsson, Hässleholms Vatten.)

Inkommande flöde till våtmarken mäts kontinuerligt med en induktiv flödesmätare medan utgående flöde mäts med nivågivare i en Parshallränna. Vattenanalyser utförs av Hässleholms VA-laboratorium. (Nilsson muntl. 2010)

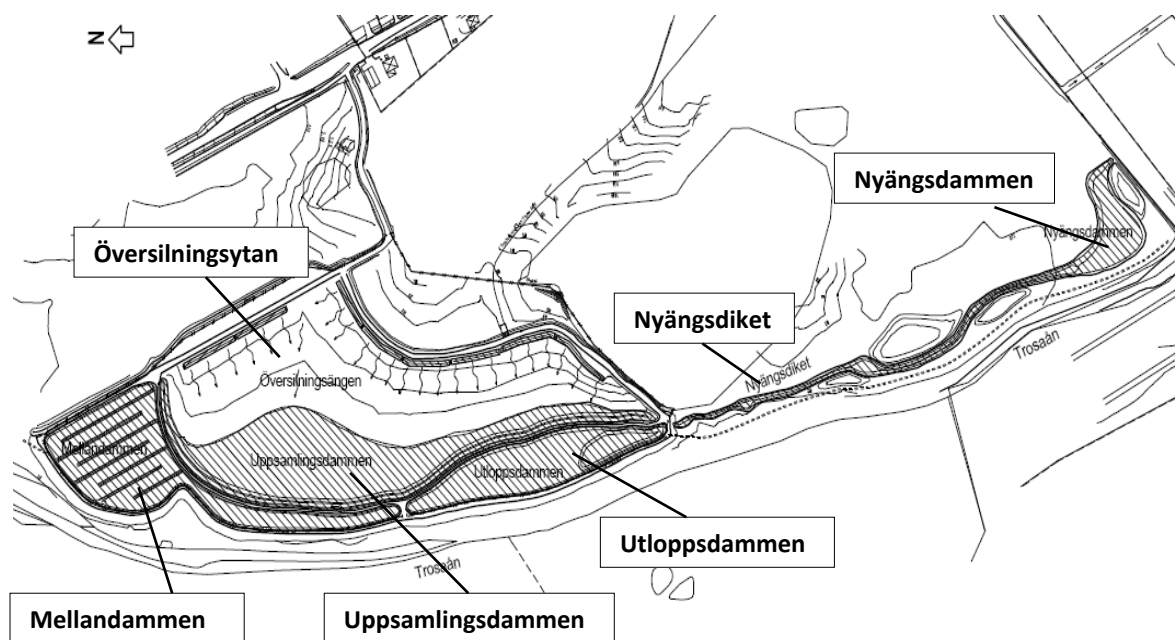
3.1.5 Trosa våtmark

Trosa våtmark är anlagd norr om Trosa samhälle som ett efterpoleringssteg till den mekaniska, kemiska och biologiska reningen som sker i Trosa reningsverk. Våtmarken anlades med främsta syfte att minska mängden kväve, BOD och smittämnen i vattnet som via Trosaån leds ut i Östra stadsfjärden. (Trosa kommun, 2010) Att förbättra smittskyddet i Östra stadsfjärden utanför Trosa stad var en viktig målsättning vid anläggandet av våtmarken. Den biologiska reningen i reningsverket sker med aktivslammetod och en mycket stor del av kvävet i inkommande vatten till våtmarken består av ammoniumkväve. (Stråe, 2004a)

Våtmarken är uppdelad i två delar, en 5,3 hektar stor behandlingsvåtmark och en avslutande poleringsvåtmark på 1 hektar (fig.5). Behandlingsvåtmarken inhägnades för att förhindra

människor och djur att komma i kontakt med avloppsvattnet. Från reningsverket leds det förbehandlade avloppsvattnet till våtmarkens första del, en 2,3 hektar stor svagt sluttande översilningsyta, via åtta diken som växelvis beskickas med avloppsvatten. Översilningsytan är uppdelad i åtta sektioner som omväxlande tar emot avloppsvatten från ett av de åtta diken, vilket gör att vattnet fördelas på bred front i varje sektion. Varje sektion belastas med vatten under 2,5 timmar och får torka upp i 17,5 timmar enligt grundregimen. Ökar inkommande flöde kan två diken beskickas med avloppsvatten samtidigt. (WRS & VA-ingenjörerna, 2003)

På översilningsytan sker nedbrytning av syretärande BOD, nitrifikation och denitrifikation samt avskiljning av smittämnen. Den växelvisa fördelningen av vattnet, där sektionerna tillåts att torka upp mellan varven gynnar syresättning av ytan och därmed nitrifikation. När sektionerna beskickas med vatten gynnas istället denitrifikation. Efter översilningsytan leds vattnet vidare genom dammarna Uppsamlingsdammen, Mellandammen och Utloppsdammen. Mellandammen är anlagd med flera överdämda vallar för att styra vattnet så att det får så lång uppehållstid som möjligt. Utloppsdammen är försedd med en 1,5 meter djup djuphåla, främst för att skapa en vattenspegel. Dessa tre dammar är huvudsakligen avsedda för denitrifikation och avskiljning av smittämnen. Förutom djuphålan är de alla relativt grunda för att gynna både övervattensvegetation och undervattensvegetation. Mellan dammarna kan vattennivån justeras med hjälp av träsättar som sätts i eller tas ur. Mellandammens och Utloppsdammens yttre vall har tätats med en polyetenskärm för att förhindra läckage av avloppsvatten från våtmarken till Trosaån. Från Utloppsdammen leds vattnet vidare från botten, för att vattenomsättningen i dammen ska förbättras, ut till poleringsvåtmarken som består av ett dike, Nyängsdiket och en sista damm, Nyängsdammen. Här sker en ytterligare rening av vattnet innan det når Trosaån och Östra stadsfjärden. (WRS & VA-ingenjörerna, 2003)



Figur 5. Skiss över Trosa våtmark. (Ursprunglig teckning: WRS Uppsala AB)

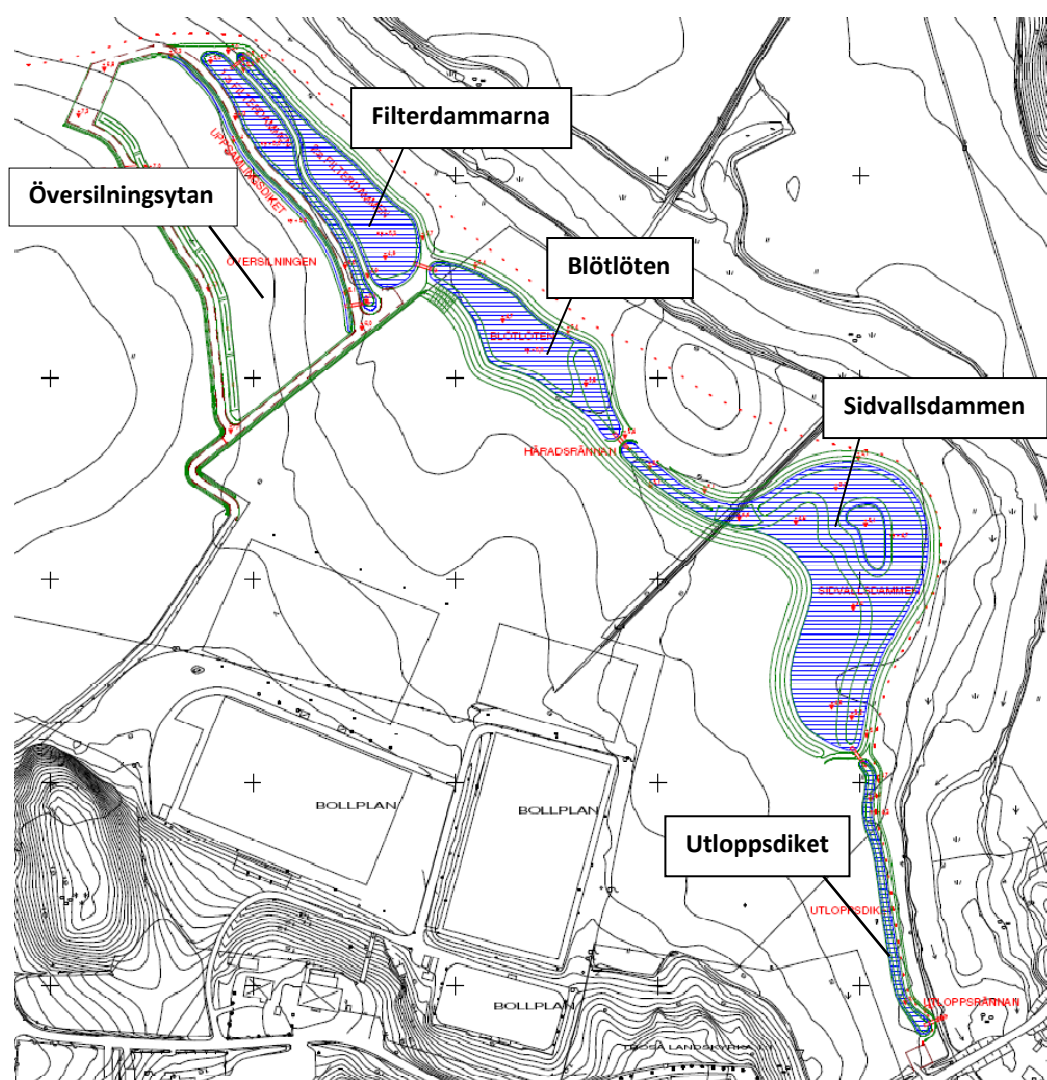
Våtmarkens översilningsyta har en vegetation av rörflen och timotej (*Phleum pratense* L.) och skördas en gång per år varvid klippt vegetation finfördelas och får ligga kvar för att fungera som kolkälla. I Uppsamlingsdammen, Mellandammen och Utloppsdammen domineras övervattensvegetationen av bredekaveldun. (Byström, 2003)

Inkommande flöde till våtmarken mäts med en induktionsmätare på pumpledning. Efter behandlingsvåtmarken finns en provtagningsstation där utgående flöde mäts med ekolod på ett rektangulärt skibord med sidokontraktion (Trosa kommun, 2008).

3.1.6 Vagnhärads våtmark

Vagnhärads våtmark i Trosa kommun är 2,3 hektar och fungerar som ett efterpoleringssteg för mekaniskt, kemiskt och biologisk förbehandlat avloppsvatten från Vagnhärads reningsverk. Recipient är liksom för Trosa våtmark Östra stadsfjärden dit vattnet leds via Trosaån. Våtmarkens anlades 2001 och har som främsta syfte att minska mängden kväve och BOD i utgående vatten men till viss del också mängden fosfor och smittämnen.

Från reningsverket pumpas vattnet till våtmarkens första del, översilningsytan, som beskickas växelvis med vatten från sex fördelningsdiken (fig. 6). Utöver avloppsvatten leds också lakvatten från Korslöts avfallsanläggning direkt till våtmarken. Detta vatten leds till en separat del av översilningsytan för att blandas med resten av avloppsvattnet när det passerat översilningen. (Trosa kommun, 2001) Översilningsytan har en vegetation av rörflen och timotej som bidrar till att binda jorden och förhindra erosion. Översilningsytan består av sex sektioner som omväxlande fylls och töms med vatten, vilket har samma syfte som för Trosa våtmark, där syrefattig miljö skapas när en sektion fylls med vatten och syrerik miljö när sektionen tillåts att torka upp. Samtidigt fungerar översilningsytan som ett filter för att avskilja BOD och smittämnen. Efter översilningsytan leds vattnet genom två grunda filterdammar bevuxna med kaveldun, bladvass och undervattensvegetation som gynnar både filtrering av partiklar och denitrifiering. Liksom för Trosa våtmark var en viktig del vid anläggandet av Vagnhärads våtmark att förbättra smittskyddet nedströms Trosaån och i stadsfjärdarna. De första delarna av våtmarken, översilningsytan och de inledande filterdammarna är inhägnade för att förhindra att människor och djur kommer i kontakt med avloppsvattnet innan det renats från smittämnen. Från filterdammarna leds vattnet sedan vidare till ytterligare en damm, Blötlöten, bevuxen med övervattensvegetation. Slutligen når vattnet Sidvallsdammen, som är en större och mer öppen damm med djupare partier och en dominans av flytblads- och undervattensvegetation. (Byström, 2003) Vattnet leds sedan vidare till utloppsdiket och Trosaån (Trosa kommun, 2001). Längs kanterna i dammsystemet planterades vid anläggande skogssäv, svärdsilja (*Iris pseudachorus* L.), jättestarr, vasstarr (*Carex acuta* L.) och svalting (*Alisma plantago aquatica* L.). Dessa fungerar både som erosionskydd (Byström, 2003) och som fysisk barriär för att förhindra människor att komma för nära inpå avloppsvattnet (WRS, 2003). Våtmarkens översilningsyta skördas en gång per år varvid klippt vegetation finfördelas över ytan för att fungera som kolkälla (Byström, 2003).



Figur 6. Skiss över Vagnhärad's våtmark. (Ursprunglig teckning: WRS Uppsala AB)

Samtidigt som våtmarken anlades byggdes Vagnhärad's reningsverk om för att förbättra kvävereningen. Inkommande vatten till våtmarken är sedan dess till ungefär 75 % nitrifierat genom simultanfällning och aktivt slam på reningsverket. Tester på lakvattnet från Korslöts avfallsanläggning visar att det innehåller mycket ammoniumkväve men att vattnet, när det lämnar översilningsytan för att blandas med övrigt avloppsvatten i filterdammarna, till stor del är nitrifierat. (WRS, 2005)

Inkommande flöde till våtmarken mäts med en induktionsmätare och utgående flöde mäts med ekolod i ett rektangulärt skibord med sidokontraktion (Trosa kommun, 2009).

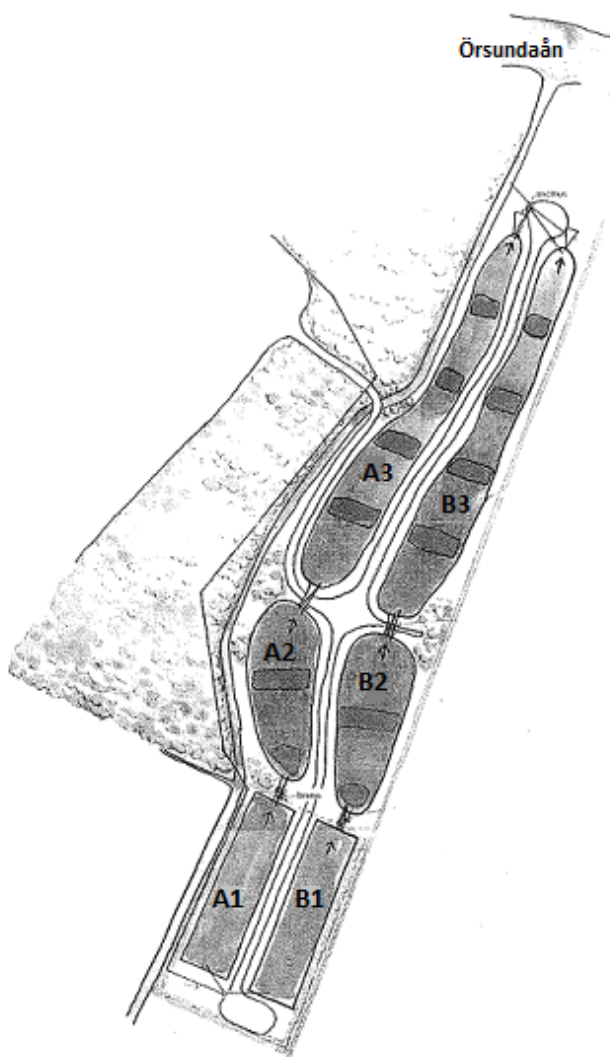
3.1.7 Örsundsbro våtmark

Örsundsbro våtmark utanför Enköping anlades 1999 för att fungera som ett efterpoleringssteg efter Örsundsbro's avloppsreningsverk, framförallt för att reducera fosfor och BOD.

Våtmarken föregås av mekanisk, kemisk och biologisk rening med aktivslammetod i reningsverket. Våtmarken är anlagd på gammal åkermark som tidigare varit sjöbotten med

blålera, vilken enligt geotekniska undersökningar ansågs vara tät (Walgeborg muntl. 2010). Befintliga jordmassor användes vid anläggandet och endast bärlagergrus tillfördes utifrån för att bygga den körbara vägen mellan de två dammsystemen (Marmbrant, 2001).

Våtmarken har en total yta på 1,6 hektar fördelat på två parallella dammsystem med tre dammar i vardera system (fig.7). Den första dammen är cirka 1 meter djup med sparsam vegetation av främst bladvass och kaveldun (egen obs.) längs kanterna med en mestadels öppen vattenyta för att gynna sedimentering och fastläggning av fosfor. Denna del av våtmarken är inhägnad. Damm två och tre är grundare och till stor del täckta med kaveldun och bladvass samt en mindre del jättegröe, damm nummer tre med övervägande bladvass. I dessa två dammar finns fyra djupare tvärgående zoner med ett djup på ungefär 1,4 meter och en bredd på cirka 3 meter som har till syfte att förbättra spridningen av vattnet över hela dammytan och därmed förhindra kanalisering och hydraulisk kortslutning. I dessa öppnare ytor finns flytbladsvegetation och undervattensvegetation. Dammarna förbinds genom en ränna och ett grunt stenparti som har till uppgift att syresätta vattnet. Genom träsättar i rännorna kan vattennivån i dammarna höjas och sänkas. Efter att vattnet passerat dammarna leds det vidare genom en utloppskanal till recipienten Örsundaån. (Marmbrant 2001)



Figur 7. Skiss över Örsundsbro våtmark. De två parallella systemen med tre dammar i vardera är märkta A1-A3 och B1-B3. Mörkare partier är djupzoner. (Ursprunglig teckning: Enköpings kommun)

Vid anläggandet av våtmarken etablerades växter i den andra och den tredje dammen i båda systemen. Huvuddelen av kvävet som inkommer till våtmarken är i form av ammoniumkväve, vilket innebär att våtmarken står för både nitrifikation och denitrifikation av kväve.

I augusti 2004 övergick man till att använda ett av de två parallella systemen ett år i taget, vilket innebar en minskning av vattentäckt yta från 1,6 till 0,8 hektar. Anledningen till detta var att fosfor släppte från sedimenten under sommartid vilket kunde ha sin grund i att vattnet fick för lång uppehållstid i våtmarken. Uppehållstiden halverades, från cirka 7 dygn till 3,5 dygn, när hälften av våtmarksytan började nyttjas. (Walgeborg muntl. 2010)

Inkommande flöde till våtmarken är kontinuerligt och mäts med en magnetisk flödesmätare. Vid utloppskanalen i våtmarken finns ett provtagningshus och flödesmätare i form av ett 90 - graders Thomsons-kibord med ekolod för nivåmätning (Walgebord muntl. 2010). Ackrediterade vattenanalyser utförs av Enköpings VA-laboratorium.

3.2 Beräkningsmetodik

För varje våtmark har övervakningsdata samlats in för så många år som funnits tillgängligt. Dessa data har sedan analyserats och beräkningar på mängdavskiljning och haltreduktion för totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor samt BOD₇ (biologisk syreförbrukning uppmätt under 7 dygn) har utförts. För kväve har även hastighetskonstanten k_{20} beräknats. I tabell 1 nedan redovisas provtagningsfrekvens, provtyp och mätstation för temperatur för de olika våtmarkerna som beräkningarna baserats på.

Tabell 1. Provtagningsfrekvens och provtagningsstyp i inkommande och utgående vatten för våtmarkerna samt mätstation för temperatur.

		Ekeby	Alhagen	Brännäs	Magle	Trosa	Vagnhärad	Örsundsbro
Provperiod		99-09	99-09	94-09	96-09	Aug 03-09	03-09	01-09
Provtagning (antal/år)	<i>In</i>	52	52	52 (94-97) 27 (98-09)	52	26	26 (03-05) 12 (06-09)	26
	<i>Ut</i>	52	52	52 (94-97) 27 (98-09)	52	26	26	26
Provtyp	<i>In</i>	Dygnsprov	Dygnsprov	Dygnsprov	Dygnsprov	Dygnsprov	Dygnsprov	Dygnsprov
	<i>Ut</i>	Dygnsprov	Stickprov	Stickprov	Stickprov	Stickprov	Stickprov	Dygnsprov
Mätstation ¹ (temperatur)		Eskilstuna	Södertälje	Oxelösund	Kristianstad	Södertälje	Södertälje	Uppsala

¹ Temperaturdata från SMHI:s mätstationer framtagna av Johan Strömqvist, SMHI.

3.2.1 Hydraulisk belastning

Våtmarkens ytbelastning, *den hydrauliska belastningen*, har beräknats genom följande ekvation (Kadlec & Wallace 2008):

$$q = \frac{Q}{A} \times 1000 \quad (1)$$

där

q = Hydraulisk belastning, mm/d

Q = Inkommande flöde, m³/d

A = Våtmarksyta, m²

3.2.2 Belastning och avskiljning

Mängder av variablerna Tot-N, NH₄-N, Tot-P samt BOD₇ i inkommande och utgående vatten har beräknats genom följande ekvation (Kadlec & Wallace 2008):

$$M_{in/ut} = C_{in/ut} \times Q_{in/ut} \quad (2)$$

där

$M_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående mängd, kg

$C_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående koncentration, mg/l

$Q_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående flöde, m³/mån

Om inget annat anges har för samtliga våtmarker, ett aritmetiskt haltmedelvärde per månad baserat på 2-4 provtagningar i inkommande respektive utgående vatten, multiplicerats med samma månads inkommande respektive utgående månadsflöde.

Avskiljningen av respektive variabel har beräknats enligt följande ekvation:

$$R = \frac{M_{in} - M_{ut}}{A} \quad (3)$$

där

R = Retention (avskiljning), kg/(ha·mån) eller kg/(ha·år)

A = Våtmarksyta, ha

När en våtmark benämns som effektiv avses en hög relativ mängdavsiljning.

3.2.3 Hastighetskonstant

Våtmarkernas effektivitet för kväveavskiljning har uttryckts med en hastighetskonstant k . Hastighetskonstanten har beräknats genom en första ordningens ekvation som tar hänsyn till variationer i koncentration, flödesbelastning och våtmarksyta (Kadlec & Wallace 2008).

Beräkningsmodellen antar ett pluggflöde⁴ genom våtmarken. Ett värde på hastighetskonstanten k har beräknats för varje våtmarks driftperiod enligt följande ekvation:

$$\frac{C_{in}}{C_{ut}} = e^{\left(\frac{-kA}{Q}\right)} \quad (4)$$

där

$C_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående koncentration som ett flödesviktat medelvärde för våtmarkens hela driftperiod, mg/l

A = Våtmarksyta, ha

Q = Inkommande flöde som ett medelvärde för våtmarkens driftperiod, m³/år

Hastighetskonstanten k har sedan temperaturkorrigerats för att också ta hänsyn till skillnader i temperatur. Detta har gjorts genom beräkning av hastighetskonstanten k_{20} vid temperaturen 20 °C genom följande ekvation (Kadlec & Wallace 2008):

$$k = k_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (5)$$

där

Q = Inkommande flöde, m³/år

T = Årsmedeltemperatur för våtmarkens hela driftperiod, °C

θ = Temperaturkonstant

Konstanten θ har satts till 1,088 baserat på studier av Kadlec (2005a). Samma värde har också använts i andra studier på svenska våtmarker (Andersson *m.fl* 2002, Bastviken *m.fl* 2006)

För beräkningar av haltmedelvärden av BOD₇ har analysvärden som i analysprotokollen varit < 3,0 mg/l satts som lika med 3,0. Detta kan innebära en viss underskattning av våtmarkernas reningskapacitet. För Örsundsbro våtmark är detektionsgränsen för BOD₇ lägre varför värden under 3,0 mg/l redovisas.

3.2.4 Årsmedelhalter

För alla våtmarker har årsmedelhalter av Tot-N, NH₄-N, Tot-P samt BOD₇ räknats ut som flödesviktade medelvärden enligt följande ekvation:

$$C_{in/ut} = \frac{M_{in/ut}}{Q_{in/ut}} \times 1000 \quad (6)$$

där

$C_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående koncentration, mg/l

$M_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående mängd, kg/år

$Q_{in/ut}$ = Inkommande resp. utgående flöde, m³/år

⁴ Förutsätter ett kontinuerligt flöde, att flödet är detsamma genom hela våtmarken samt att det är samma vatten som inkommer till våtmarken som sedan går ut.

3.3 Förutsättningar för beräkningar

Varje våtmark har beroende på omfattningen av insamlad data behandlats på det sätt som beskrivs under avsnitt om respektive våtmark nedan.

3.3.2 Ekeby våtmark

Endast inkommande flödesmätning var tillförlitligt uppmätt varför detta flöde använts för beräkningar av både inkommande och utgående mängder. Avdunstning och nederbörd antas ta ut varandra.

3.3.3 Våtmark Alhagen

Då våtmark Alhagen belastas satsvis med en cirka två veckors lång uppehållstid kan en beräkningsmetod baserad på månadsvärden tänkas ge något felaktiga resultat. Därför utfördes en känslighetsanalys med skillnaden att beräkna mängder på tvåveckorsbasis mot att beräkna på månadsbasis. Denna gav dock mindre än 3 % skillnad i total årsmängd medan enskilda månader skiljde något mer. I detta fall ansågs månadsmängder vara tillräckligt noggrant och har därför använts i alla beräkningar.

3.3.4 Brannäs våtmark

För Brannäs våtmark har åren 1994-2001 baserats på befintliga data där månadsmängder baserats på satsvisa veckomängdberäkningar. År 2002-2009 har utgående flöde satts som lika med inkommande för beräkningar av mängder då uppgifter på utgående flöde saknades. År 2005 och 2006 har uteslutits ur beräkningarna då SBR-anläggningen installerades och stabiliserades under dessa år och obehandlat avloppsvatten kom in till våtmarken. Data över dessa år var därför inte representativa för våtmarkens funktion vid normala driftbetingelser.

3.3.1 Magle våtmark

Månads- och årssammanställningar av mängder Tot-N, NH₄-N, Tot-P samt BOD₇ i inkommande och utgående vatten från Magle våtmark har baserats på beräkningar utförda av Per-Åke Nilsson på Hässleholms reningsverk för åren 1996-2009. Beräkningsmetoden följer den ovan beskrivna (2). Aritmetiska medelvärden av koncentrationsmätningarna under en månad och flöden per månad har också hämtats från dessa miljörapporter. I de fall då flödesmätaren för utgående vatten varit trasig har en linjär beräkningsmodell använts för att beräkna utgående flöde (Nilsson muntl. 2010):

$$Q_{ut} = a \times Q_{in} + b \times nederbörd + c \quad (7)$$

där

$$Q_{ut} = \text{Känt inkommande flöde, m}^3$$

a, b, c = Linjära regressionskoefficienter för cirka en månads tid före och efter perioden då data för utflöde saknades.

År 2009 förändrades analysmetoden för utgående vatten enligt Naturvårdsverkets regelverk. Alla utgående prover från år 2009 är analyserade på filtrerade prover vilket påverkar

jämförelsen med tidigare år. Analysresultaten på totalkväve och ammoniumkväve påverkades inte nämnvärt av den nya rutinen medan analysresultaten på totalfosfor och BOD₇ fick lägre utgående halter än motsvarande värden under tidigare år i och med den nya rutinen. (Nilsson muntl. 2010)

3.3.5 Trosa våtmark

Flödesdata har för vissa perioder varit bristfälliga. De perioder då utgående flöde saknades har utgående flöde satts till samma som inkommande. Detta gäller år 2003, delar av 2004 samt hela 2005. Vissa perioder år 2006 saknades flödesdata helt. Dessa perioder användes som både inkommande till och utgående flöde från våtmarken det ”inkommande flödet till reningsverket - bräddat vatten efter reningsverket” (Stråe, 2006). Våtmarken sattes i drift i augusti 2003, varför detta år inte är medräknat i årsmedelvärden. Däremot finns augusti till december månad år 2003 med i redovisningen över månadsmedelvärden för driftperioden. Under 2007-2009 då flödesdata saknades kortare perioder eller visade felaktiga värden har nya dygnsflöden beräknats med linjär interpolering. Från juni till och med december 2008 saknades flödesdata helt på grund av att styrsystemet fallerat. För dessa månader användes ett aritmetiskt medelvärde av samma månaders flöde under den övriga driftsperioden.

För enstaka månader där haltdata saknades har medelvärde av föregående och efterföljande halter använts.

3.3.6 Vagnhärad våtmark

Flödesdata har för Vagnhärad våtmark liksom för Trosa våtmark ibland varit bristfälliga. År 2003-2006 har utgående flöde satts som ”inkommande flöde till våtmark + inkommande lakvattenflöde” medan för inkommande flöde har inkommande flöde använts utan lakvattenflöde (Stråe, 2006). För år 2007 till 2008 har utgående flöde satts som lika med inkommande flöde då utgående flöde har varit mycket lågt och inte ansågs tillförlitligt. År 2009 har uppmätta inkommande och utgående flöden använts.

För enstaka månader där haltdata saknades har medelvärde av föregående och efterföljande halter använts.

För beräkningar av årsmedelhalter och årsmängder Tot-N, NH₄-N, Tot-P och BOD₇ samt årsflöden har lakvattenhalter och tillhörande flöde adderats till inkommande vatten till våtmarken. Lakvattenflödet är av storleksordningen 10 000 m³ per år. Lakvattenhalter och flöden fanns endast att tillgå för år 2003-2006 varför ett medelvärde av dessa år använts för år 2007-2009. För redovisning av månadsmedelvärden av Tot-N har medelvärdet av mängden lakvatten 2003-2006 dividerats med antal månader. Detta värde har sedan adderats till varje månads inkommande mängd. För Tot-P redovisas ingen separat lakvattenhalt eller mängd (den är dock medräknad) då denna endast medför ca 1 % av inkommande mängd.

3.3.7 Örsundsbro våtmark

Inkommande och utgående flöde har skiljt sig mycket åt under åren 2001-2009. Störst var skillnaden under den första perioden 2001-2004 då hela våtmarkssystemet var i drift. Under denna period var utgående flöde i medeltal 28 % lägre än inkommande flöde. Under den senare perioden var skillnaden mindre, utgående flöde var cirka 10 % lägre. Med en ytbelastning på 44 mm/dygn 2001-2004 och 96 mm/dygn 2005-2009 innebär 28 % respektive 10 % lägre utgående flöde att cirka 12 mm vatten försvinner från våtmarken varje dygn vilket är mycket. Då flödesmätarna är tillförlitliga och väl kontrollerade beror vattenförlusten troligen på avdunstning, viss infiltration och kanske även läckage. Varma sommardagar kan avdunstningen vara i storleksordningen 5-10 mm men betydligt lägre resten av året. Övrigt vatten som försvinner kan delvis infiltrera men då våtmarken ligger på lera är infiltrationen troligen relativt liten. Det skulle istället kunna vara läckage genom marksprickor eller gamla dräneringsledningar. Potentiellt sett skulle vatten kunna försvinna orenat genom till exempel en markspricka i början av våtmarken. För att ta hänsyn till detta och inte överskatta våtmarkens reningsförmåga, har läckage av orenat vatten satts till hälften av 12 mm. Detta innebär att utgående flöde räknats upp med 6 mm vilket ger ett utflöde som i medeltal är 12 % lägre än inflödet 2001-2004 respektive 3 % lägre än utflödet 2005-2009. Detta beräkningssätt kan göra att våtmarkens reningsförmåga underskattats något.

Enstaka stickprov med felaktiga värden har uteslutits ur medelvärdesberäkningarna.

3.4 Statistik

För varje våtmark har stapeldiagram och grafer gjorts för att belysa avskiljning och haltvariationer av Tot-N, Tot-P och BOD₇ över tid, antingen årsvis eller månadsvis.

För jämförelse mellan våtmarkernas ytspecifika avskiljningsförmåga gentemot belastningen av kväve respektive fosfor har avskiljningen avsatts mot belastningen. Linjära regressionsanalyser utfördes i Minitab 15.

3.5 Ekonomisk kalkyl

Investeringskostnad och årlig driftkostnad har samlats in för varje våtmark. Beräkningar har sedan utförts för att för varje våtmark ta fram nyckeltal för kostnad för att avskilja ett kilo kväve respektive ett kilo fosfor under ett år. Örsundsbro våtmark uteslöts ur dessa beräkningar då kostnadsuppgifter inte fanns tillgängliga.

3.5.1 Årlig kapitalkostnad och driftkostnad

Investeringskostnad för anläggandet av våtmarkerna har räknats upp till 2008 års värde med hjälp av index från SCB, kategori jordarbeten (SCB 2007) enligt följande ekvation:

$$I_{kapital} = \frac{I_{2008}}{I_{anl.\text{år}}} \quad (8)$$

där

$I_{kapital}$ = index för kapitalkostnad i dagens penningvärde (dec 2008)

I_{2008} = index för dec 2008

$I_{anl.\text{år}}$ = index för våtmarkens anläggningsår

För beräkningar av årlig kostnad (kapital + drift) för våtmarkerna har två olika beräkningar utförts för varje våtmark, en med avskrivningstiden 20 år och en med avskrivningstid 30 år. En räntesats på 5 % har använts (Löwgren muntl. 2010). I driftkostnaden för varje våtmark ingår skötsel, tillsyn, provtagning och analys samt eventuell slamtömning. Följande ekvation har använts för beräkning av årlig kostnad:

$$K_{kapital+drift} = \left(\frac{(K_{v\text{åtmark}} \times I_{kapital})}{A} \times R \right) + K_{drift} \quad (9)$$

där

$K_{kapital}$ = kapitalkostnad, kr/år

$K_{v\text{åtmark}}$ = kostnad för anläggande av våtmark, kr

A = avskrivningstid

R = räntesats 5 %

K_{drift} = driftkostnad våtmark, kr/år

Pumpningen av avloppsvatten från reningsverket till våtmarken utgör i vissa fall en stor del av den årliga driftkostnaden. Då pumpkostnad inte funnits tillgänglig för alla våtmarker har en känd pumpkostnad för att pumpa vattnet från reningsverket till Brannäs våtmark använts för att uppskatta en möjlig pumpkostnad för de övriga våtmarkerna. För Ekeby våtmark och är pumpkostnaden satt till 0 kr då avloppsvattnet rinner med självfäll. Även i Magle våtmark är pumpkostnaden satt till 0 kr då pumpningen till våtmarken ersatte en befintlig kostnad för att pumpa vattnet till recipienten Finjasjön och utgjorde därför inte någon extra kostnad som bör tillskrivas våtmarken. För en uppskattning av pumpkostnad till våtmarkerna har följande ekvation använts:

$$K_{pump} = \frac{K_{pump\ Brannäs}}{Q_{in\ Brannäs}} \times Q_{in} \quad (10)$$

K_{pump} = kostnad för pumpning av vatten från reningsverk till våtmark, kr/år

$K_{pump\ Brannäs}$ = 175 000 kr, år 2009

$Q_{in\ Brannäs}$ = Inkommande flöde 2009, 1 538 155 m³

Q_{in} = Inkommande medelflöde för respektive våtmark, m³/år

Den beräknade årliga pumpkostnaden har sedan adderats till den årliga kostnaden för kapital och drift enligt följande ekvation:

$$K_{\text{kapital+drift+pump}} = K_{\text{kapital+drift}} + K_{\text{pump}} \quad (11)$$

där

$K_{\text{kapital+drift}}$ = Årlig kapitalkostnad och driftkostnad

K_{pump} = Kostnad pumpning av vatten från reningsverk till våtmark

Årlig *total* driftkostnad avser driftkostnad inklusive pumpkostnad medan årlig driftkostnad avser driftkostnaden exklusive pumpkostnad.

3.5.2 Nyckeltal för avskiljning av kväve och fosfor

För beräkningar av kostnaden per kg avskiljt kväve har följande ekvation använts:

$$K_{RN} = \frac{K_{\text{kapital+drift+pump}}}{R_N} \quad (12)$$

där

$K_{\text{kapital+drift+pump}}$ = Årlig kapitalkostnad, driftkostnad och pumpkostnad

K_{RN} = Kostnad per kg reducerat kväve, kr/kg

R_N = Antal reducerade kg kväve, kg/år

Motsvarande ekvation har utförts för beräkning av kostnaden per kg avskiljt fosfor. För att inte lägga hela kostnaden på fosfor har en kostnad för avskiljning av kväve satts till 30 kr/kg, vilket var den beräknade kostnaden för att avskilja kväve i Ekeby våtmark med en avskrivningstid på 20 år. Då detta var den lägsta kostnaden för kväveavskiljning av de studerade våtmarkerna användes detta värde. Med en avskrivningstid på 30 år är motsvarande siffra 22 kr/kg avskiljt kväve. Följande ekvation har använts:

$$K_N = R_N \times K_{RN(Ekeby)} \text{ och } K_{RP} = \frac{K_{\text{kapital+drift+pump}} - K_N}{R_P} \quad (13)$$

där

K_N = Kostnad för kväveavskiljning för resp. våtmark med Ekeby som standard, kr/år

$K_{RN(Ekeby)}$ = Kostnad per kg reducerat kväve för Ekeby, 30 resp. 22 kr/kg

R_N = Antal reducerade kg kväve, kg/år

K_{RP} = Kostnad per kg reducerat fosfor, kr/kg

R_P = Antal reducerade kg fosfor, kg/år

4 Resultat & Diskussion

4.1 Reningsresultat och driftförhållanden

Våtmarkernas reningsfunktion har generellt sett varit god under driftsperioden och ingen tendens till försämrad funktion har kunnat ses över tid. Det finns dock stora skillnader mellan våtmarkerna när det gäller både reningsresultat, driftförhållanden och skötsel aspekter då de alla har varierande förutsättningar.

Totalkväve reducerades med i medeltal 1232 kg/(ha·år) i våtmarkerna motsvarande ungefär 30 % av inkommande mängd (Tabell 2). Utgående totalkvävehalt var 13 mg/l varav 7,5 mg/l var ammoniumkväve.

Tabell 2. Sammanställning över total våtyta, inflöde, ytbelastning och uppehållstid för samtliga studerade våtmarker under driftperioden samt medeltal av halter totalkväve och ammoniumkväve och mängder av totalkväve. Ekeby våtmark är uppdelad i före och efter helårsdrift, Alhagen våtmark och Brannäs våtmark före och efter SBR samt Örsundsbro våtmark före och efter förändring av våtyta.

		Eskilstuna		Nynäshamn		Oxelösund		Hässleholm	Trosa	Trosa	Enköping	
		Ekeby		Alhagen		Brannäs		Magle	Trosa	Vagnhärad	Örsundsbro	
		99-01	02-09	99-02	03-09	94-04	07-09	96-09	03-09	03-09	01-04	05-09
Total våtyta	ha	28	28	28	28	23	23	20	5,3	2,3	1,6	0,8
Inflöde	m ³ /d	44 606	44 963	4550	5218	4603	4396	12 369	1703	1442	706	766
Ytbelastning	mm/d	159	161	16	19	20	19	62	32	63	44	96
Upphållstid	d	6	6	~14	~14	7	7	7	7	5	7	~4
Halter (mg/l)												
Tot-N	In	18	17	37	22	24	16	20	23	21 ¹	22	20
	Ut	14	14	11	6,8	15	10	15	16	15,6	15	13
NH4-N	In	4,7	5,9	37	16	17	12	6,7	21	6,6 ¹	17	12
	Ut	2,6	4,5	9	4,5	12	7,7	5,8	13	4,1	12	8
Mängder kg/(ha·år)												
N-belastning		7072	9880	1607	1506	1696	1083	4566	2726	4831 ¹	3830	6787
N-avskiljning		1672	1576	1107	916	641	417	1066	938	1241	1579	2402

¹ Sammanvägd halt av inkommande avloppsvatten/inkommande lakvatten. Tot-N halt in 19/125 mg/l och NH4-N-halt in 4,6/118 mg/l samt N-belastning 4332/499 kg/(ha·år).

Totalfosfor avskiljdes i medeltal med 46 kg/(ha·år) motsvarande 66 % av inkommande mängd (Tabell 3). Utgående medelhalt av totalfosfor var 0,11 mg/l medan utgående medelhalt av BOD₇ var 3,6 mg/l.

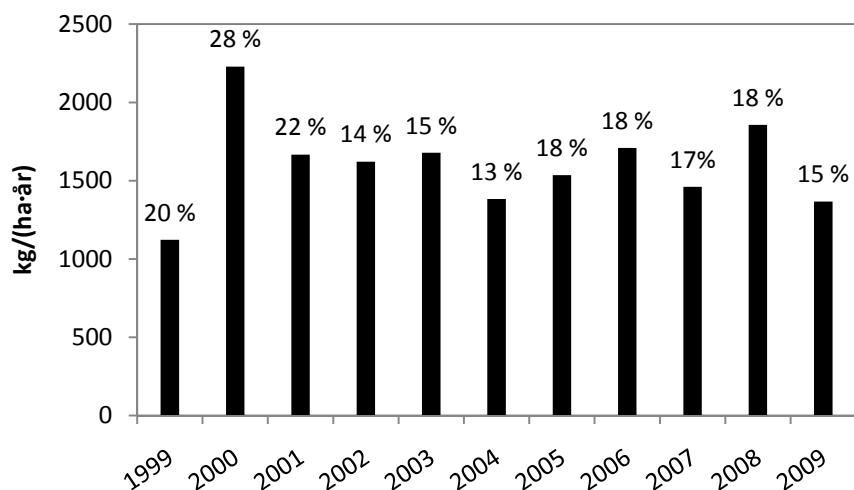
Tabell 3. Sammanställning över total våtyta, inflöde, ytbelastning och uppehållstid för samtliga studerade våtmarker under driftperioden samt medeltal av halter totalfosfor och BOD₇ och mängder av totalfosfor. Ekeby våtmark är uppdelad i före och efter helårsdrift, Alhagen våtmark och Brannäs våtmark före och efter SBR samt Örsundsbro våtmark före och efter förändring av våtyta.

		Eskilstuna		Nynäshamn		Oxelösund		Hässleholm	Trosa	Trosa	Enköping	
		Ekeby		Alhagen		Brannäs		Magle	Trosa	Vagnhärad	Örsundsbro	
		99-01	02-09	99-02	03-09	94-04	07-09	96-09	03-09	03-09	01-04	05-09
Total våtyta	ha	28	28	28	28	23	23	20	5,3	2,3	1,6	0,8
Inflöde	m ³ /d	44 606	44 963	4 550	5 218	4 603	4 396	12 369	1 703	1 442	706	766
Ytbelastning	mm/d	159	161	16	19	20	19	62	32	63	44	96
Upphållstid	d	6	6	~14	~14	7	7	7	7	5	7	~4
Halter (mg/l)												
Tot-P	In	0,23	0,25	0,39	0,30	0,50	0,43	0,17	0,36	0,52	0,49	0,42
	Ut	0,1	0,13	0,10	0,06	0,06	0,13	0,12	0,12	0,07	0,19	0,1
BOD 7	In	4,6	4,2	35	9,7	22	11	3,0	11	4,0 ¹	9,5	9,1
	Ut	4,2	4,3	3,9	3,0	3,9	3,2	5,1	3,1	3,0	3,3	2,2
Mängder (kg/ha/år)												
P-belastning		90	145	17	20	35	30	38	43	117	82	143
P-avskiljning		48	71	12	15	31	21	10	29	101	54	110

1 Sammanvägd halt av inkommande avloppsvatten/inkommande lakvatten. BOD₇- halt in 3,2/15 mg/l.

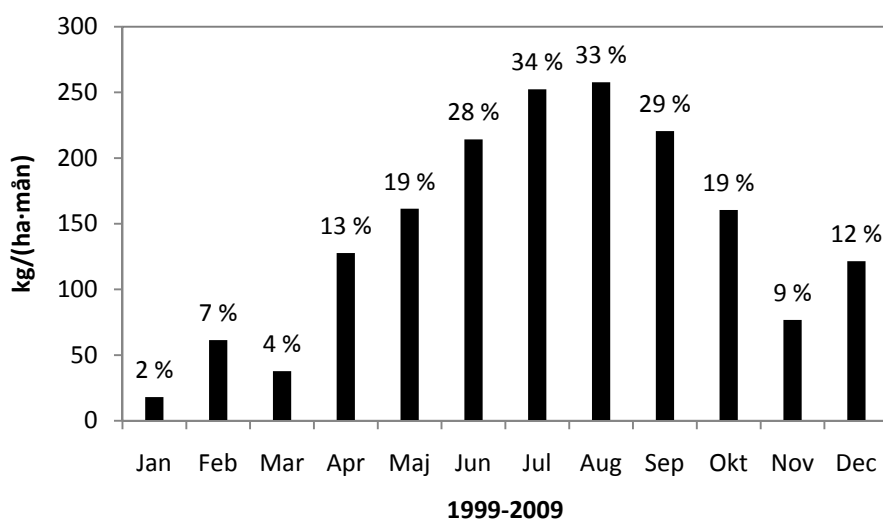
4.1.2 Ekeby våtmark

Den relativa avskiljningen av totalkväve (%) i Ekeby våtmark var låg. I genomsnitt över hela driftsperioden 1999-2009 avskiljdes 18 % av inkommande mängd kväve, vilket motsvarade 1603 kg/(ha·år) (fig.8). De tre första driftsåren var våtmarken avstängd från december till april, vilket förklarar den högre procentuella avskiljningen under dessa år, då en effektivare kväveavskiljning sker under den varmare delen av året (Kadlec & Wallace 2008). Den ytspecifika mängdavs-kiljningen i våtmarken har varit förhållandevis jämn under åren. I medeltal avskiljdes 1672 kg/(ha·år) under åren 1999-2001 jämfört med 1576 kg/(ha·år) under 2002-2009 när våtmarken var igång under hela året (tabell 2).



Figur 8. Mängdavsfiljning av totalkväve i Ekeby våtmark under driftstiden 1999-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd. År 1999 representeras enbart av månaderna april till oktober, år 2000-2001 representeras av månaderna maj till december.

Kväveavskiljningen fördelad över årets månader (fig. 9) visade tydligt en säsongsbaserad avskiljning med en markant större kväveavskiljning under sommarmånaderna, där juli och augusti månad var effektivast och avskiljde 34 respektive 33 % av inkommande kvävemängd. Avskiljning av kväve skedde dock även under vintermånaderna.

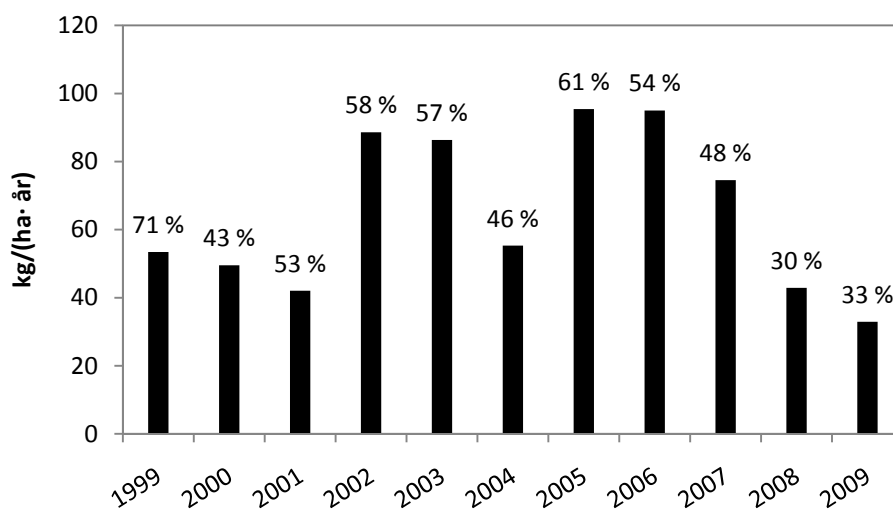


Figur 9. Mängdavsfiljning av totalkväve i Ekeby våtmark i medeltal för varje månad under driftstiden 1999-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve. År 1999 representeras enbart av månaderna april till oktober, år 2000-2001 representeras av månaderna maj till december.

Den förhållandevis låga relativa kväveavskiljningen i Ekeby våtmark beror sannolikt till stor del på den sparsamma vegetationen i våtmarken. Inkommande vatten från Ekeby reningsverk är höggradigt nitrifierat och i våtmarken ska därför främst denitrifikation ske (Linde & Alsbro 2000). En förutsättning för god denitrifikation är bland annat ytor för denitrifierarna att fästa till samt gott om organiskt material (Kadlec & Wallace 2008), vilket det rimligtvis är brist på

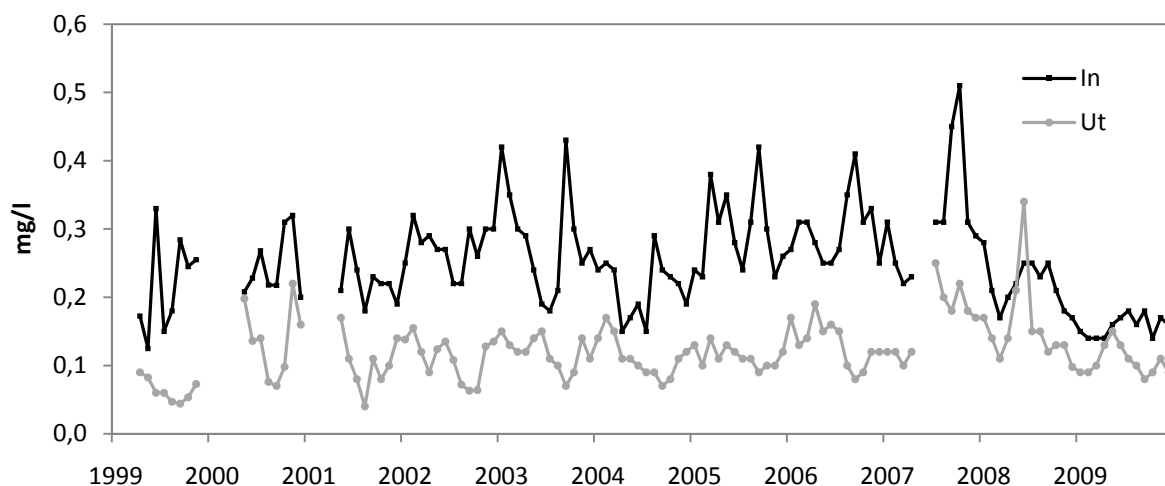
i Ekeby. För att förbättra förutsättningarna för en effektiv denitrifikation behöver troligen både övervattens- och undervattensvegetationen utökas. Att undervattensvegetationen är sparsam kan vara en följd av grumligt vatten och en hög tillväxt av alger samt mycket fisk och fågel. Fisk och fågel betar av undervattensväxterna och deras sökande efter mat på botten kan orsaka resuspension av sedimenten som ger upphov till grumligt vatten (Kadlec *m.fl* 2010). Det grumliga vattnet ger brist på ljus och försvårar etablering av undervattensväxter. En hög tillväxt av alger i vattnet kan också skymma ljuset.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor var god under perioden 1999-2007, i medeltal avskiljdes 71 kg/(ha·år) motsvarande 55 % av inkommande mängd (fig.10). År 2008 och 2009 försämrades dock fosforavskiljningen och endast ca 30 % av inkommande mängd fosfor avskiljdes i våtmarken.



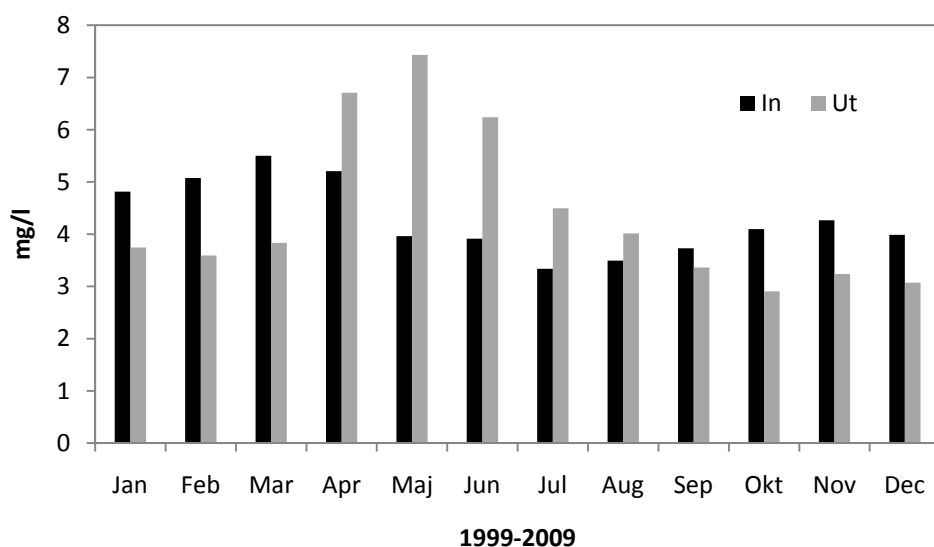
Figur 10. Avskiljning av totalfosfor i Ekeby våtmark under driftstiden 1999-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalfosfor. År 1999 representeras enbart av månaderna april till oktober, år 2000-2001 representeras av månaderna maj till december.

Halten totalfosfor reducerades i medeltal från 0,25 mg/l till 0,12 mg/l i våtmarken under driftsperioden 1999-2009. Undantaget var juni 2008 då halten i utgående vatten var högre än halten i inkommande vatten (fig.11). Då Ekeby reningsverk använder en järnbaserad fällningskemikalie är en möjlig förklaring till den höga halten utgående fosfor den månaden, att järnbunden fosfor i våtmarkens sediment frigjordes till följd av dåliga syreförhållanden. Tilläggas bör att inkommande fosforhalter i medeltal legat på en stadigt lägre nivå år 2008 och 2009 (0,18 mg/l) än tidigare år (0,26 mg/l). Inget fosforläpp inträffade år 2009, så att det skulle vara en återkommande instabilitet i våtmarken kan inte bekräftas. Den låga relativa avskiljningen 2008 och 2009 berodde sannolikt både på fosforläpp och på de låga inkommande fosforhalterna dessa år.



Figur 11. Inkommande och utgående halt av totalfosfor i Ekeby våtmark under driftsperioden 1999-2009.

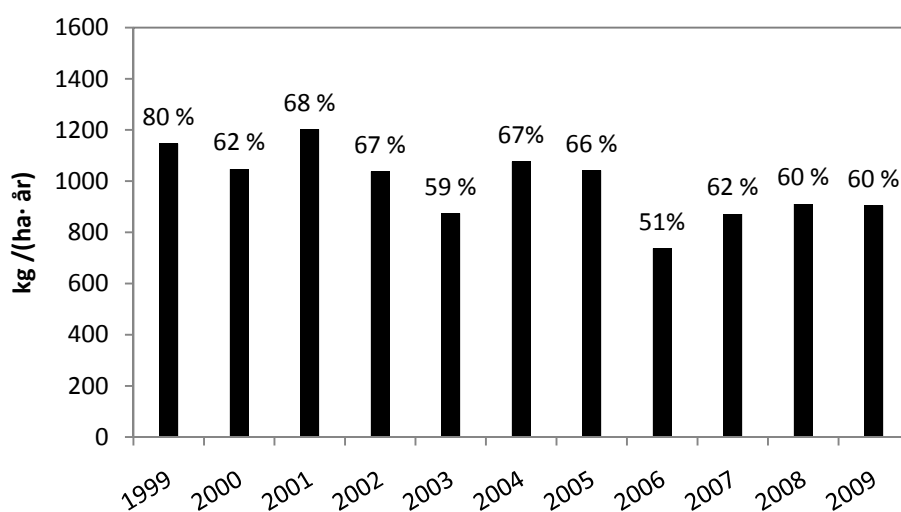
Avskiljningen av BOD₇ i Ekeby våtmark visade en tydlig säsongsvariation, där utgående halter var högre än inkommande under de varmare månaderna april till augusti (fig.12). Skillnaden var störst i maj månad då halten BOD₇ ökade från 4,0 mg/l in till 7,4 mg/l ut. Inkommande halter av BOD₇ låg under året på en relativt jämn nivå, omkring 4 mg/l. Denna ökning av BOD₇ var sannolikt en följd av kraftig tillväxt av alger i våtmarken (Gustafsson muntl. 2010).



Figur 12. Inkommande och utgående halt BOD₇ i Ekeby våtmark i medeltal per månad under driftstiden 1999-2009. År 1999 representeras enbart av månaderna april till oktober, år 2000-2001 representeras av månaderna maj till december.

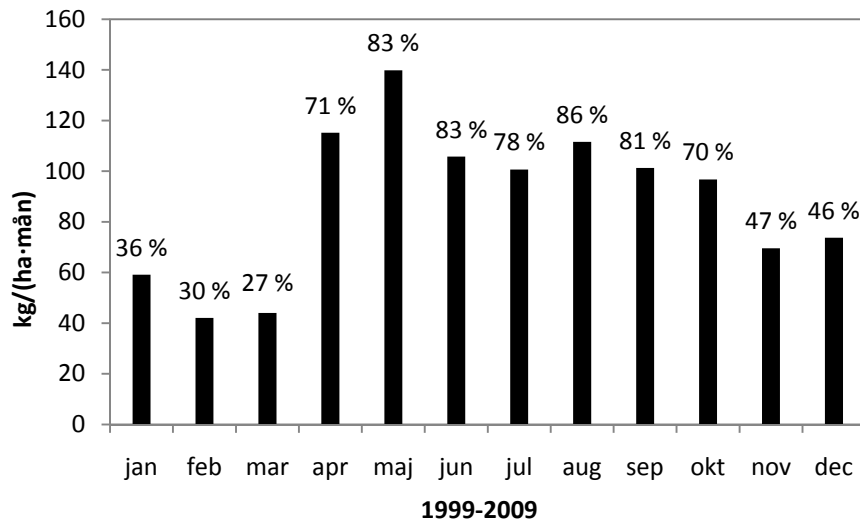
4.1.3 Våtmark Alhagen

Den relativa avskiljningen av totalkväve i våtmark Alhagen var jämn och hög under driftperioden 1999-2009. Ungefär 64 % motsvarande 985 kg/(ha·år) av inkommande mängd avskiljdes i våtmarken (fig.13). År 1999 -2002 var våtmarken enbart igång april till december och hade denna period en relativ avskiljning på i medeltal 69 %. Reningsverket byggdes om år 2002 för att infatta en SBR-anläggning med satsvis nitrifikation och denitrifikation. Samtidigt började också våtmarken att drivas året runt. Efter denna förändring avskiljdes det under perioden 2003-2009 i medeltal 61 % av inkommande mängd. Den något lägre ytspecifika mängdavsckiljningen under denna period kan delvis förklaras av en lägre inkommande mängd kväve till våtmarken eftersom SBR-anläggningen denitrifierat en del kväve redan i reningsverket.



Figur 13. Mängdavsckiljning av totalkväve i våtmark Alhagen samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under driftperioden 1999-2009. År 1999-2002 var våtmarken enbart igång april till december. Från och med år 2003 föregås våtmarken av en SBR-anläggning i reningsverket.

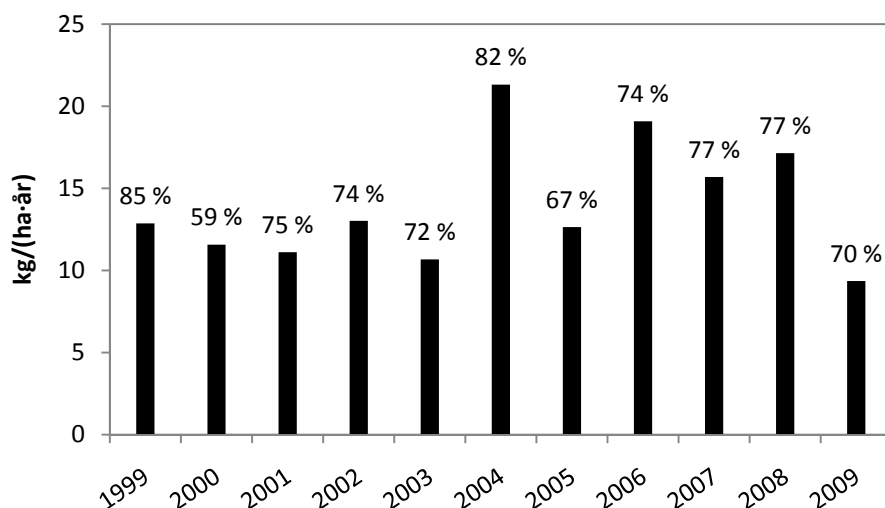
En annan förklaring till den lägre ytspecifika kväveavskiljningen under 2003-2009, är att våtmarken från och med år 2003 var i drift under hela året, och under de kalla vintermånaderna är avskiljningen av totalkväve inte lika hög (fig.14) Avskiljningen av totalkväve visade ett säsonsberoende men sambandet var inte lika tydligt som det i Ekeby våtmark. Avskiljningen var förhållandevis hög även under de kallare månaderna på året, i genomsnitt avskiljdes 37 % av inkommande mängd, motsvarande 59 kg/(ha·mån), under perioden november till och med mars. Högst relativ kväveavskiljning, på 86 %, kunde ses i augusti månad. Våtmarkens goda resultat under vintermånaderna skulle kunna ha ett samband med den långa uppehållstiden på nästan 14 dagar. En längre uppehållstid ger mer tid för denitrifikationen att verka trots att denitrifierarna arbetar långsammare under lägre temperaturer. Samtidigt kan en god tillgång på organiskt material vara ytterligare en bidragande faktor.



Figur 14. Mängdavsckiljning av totalkväve i våtmark Alhagen i medeltal för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under år 1999-2009. År 1999-2002 resprenteras endast av månaderna april till december.

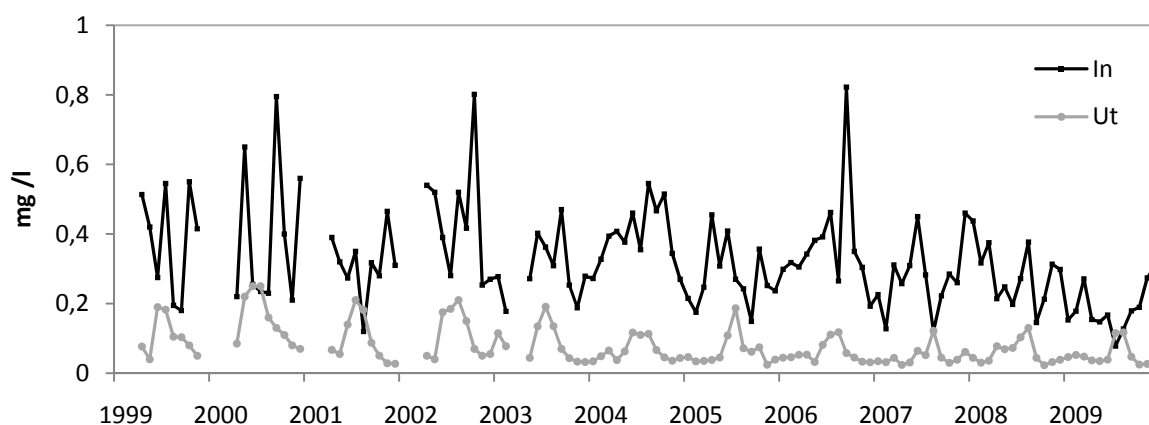
Anledningen till ombyggnaden av reningsverket i Nynäshamn till en SBR-anläggning var problem med höga halter av BOD₇ i inkommande vatten till våtmarken, i genomsnitt 35 mg/l i inkommande vatten under 1999-2002. Reningsverket började i samband med att våtmarken togs i drift också att ta emot brunsslam, vilket bidrog till de höga halterna av BOD₇. Den stora mängden organiskt material som skulle brytas ned i våtmarken gav upphov till syrebrist och bildning av svavelväte samt svårigheter för växterna att etableras och överleva i den övre delen av våtmarken. Installationen av SBR-anläggningen reducerade halten av BOD₇ i inkommande vatten till knappt 10 mg/l i medeltal (tabell 3). Halten ammoniumkväve i inkommande vatten sjönk också kraftigt i samband med detta, från 37 mg/l i genomsnitt åren 1999-2001 till 16 mg/l 2002-2009. Våtmarkens huvuduppgift i kväveavskiljningen övergick därmed till att vara denitrifikation.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor var jämn och hög under perioden 1999-2009 (fig.15). I genomsnitt avskiljdes 14 kg/(ha·år) motsvarande 74 % av inkommande mängd i våtmarken. Ingen tendens till försämrade fosforavskiljning över tid har kunnat ses. Till skillnad från kväve ses här heller ingen skillnad i avskiljning före och efter SBR-anläggningen eller före och efter att våtmarken började användas året runt. Detta var heller inte förväntat då SBR-anläggningen inte inverkar på fosforhalten i inkommande vatten samt att avskiljningen av fosfor inte följer samma typ av säsongsdynamik som avskiljningen av kväve.



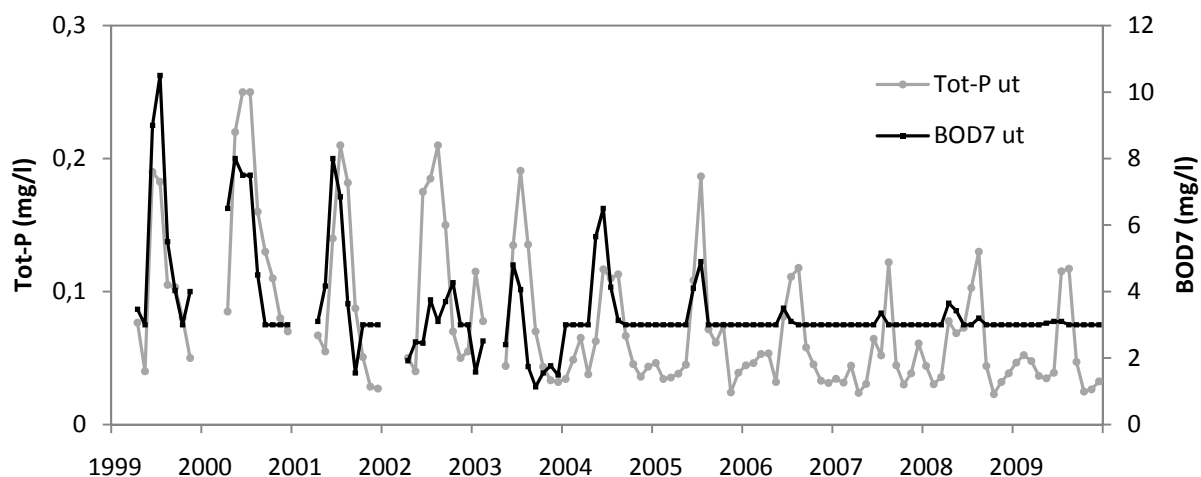
Figur 15. Mängdavsckiljning av totalfosfor i våtmark Alhagen i medeltal per år samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalfosfor år 1999-2009.

Halten totalfosfor i inkommande vatten varierade över åren medan utgående halt var låg och relativt stabil (fig.16). Tillfälliga toppar i inkommande totalfosforhalt utjämnades effektivt i våtmarken. Utgående totalfosforhalt var som högst under de varmaste månaderna på året, juli och augusti, med en något högre utgående halt än inkommande enstaka år. I reningsverket används en aluminiumbaserad fällningskemikalie. Rester från denna följer med i inkommande vatten till våtmarken vilket bör innebära att en hel del fosfor är aluminiumbunden i våtmarkens sediment. Detta bör förhindra att fosfor släpper från sedimenten om syrebrist uppstår i våtmarken, då bindningen till aluminium inte är redoxberoende utan istället pH-beroende.



Figur 16. Inkommande och utgående halt totalfosfor i våtmark Alhagen under åren 1999-2009.

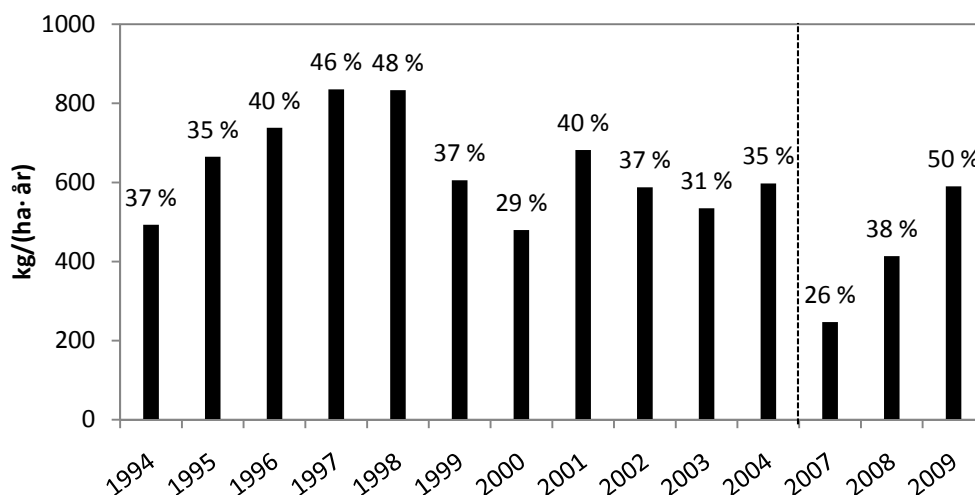
Det verkar vara ett visst samband mellan förhöjda halter av totalfosfor och höga halter av BOD₇ i utgående vatten, särskilt under den första halvan av perioden 1999-2009 (fig.17). Detta kan indikera att de förhöjda fosforhalterna i utgående vatten beror på tillväxt av alger under de varma månaderna.



Figur 17. Utgående halt totalfosfor och BOD₇ i våtmark Alhagen 1999-2009.

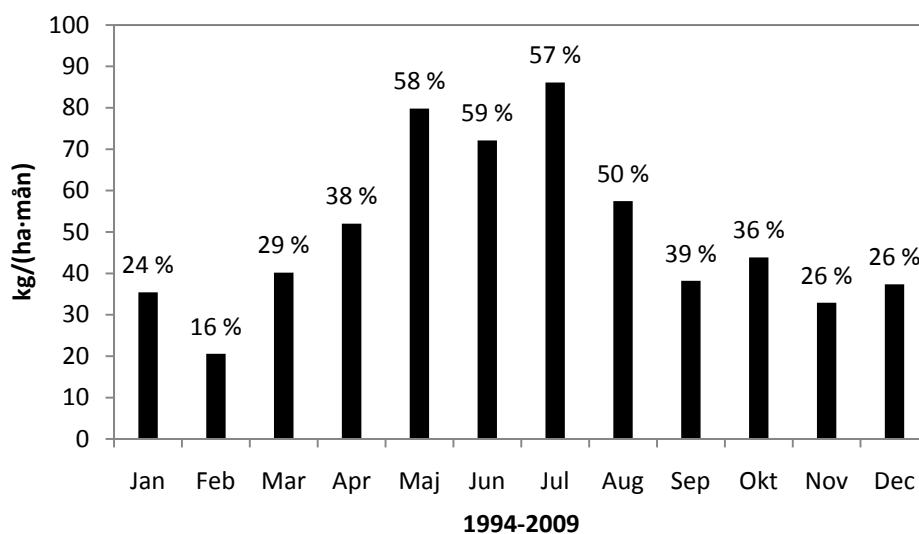
4.1.4 Brannäs våtmark

Den relativa avskiljningen av totalkväve i Brannäs våtmark var god under driftstiden 1994-2009, i medeltal avskiljdes 38 % av inkommande mängd, motsvarande 593 kg/(ha·år) (fig.18). År 1994-2004 saknades biologisk rening i reningsverket och inkommande vatten till våtmarken bestod till stor del av kväve i ammoniumform. Trots en bra rening i våtmarken var den inte tillräcklig och utgående totalkvävehalt översteg i vissa perioder gränsvärdet på 15 mg/l. En bidragande faktor till detta skulle kunna vara en förhållandevis hög inkommande halt BOD₇ på 22 mg/l i medeltal, vilken verkar syretärande och kan göra att nitrifikationen får stå tillbaka. För att förbättra reningen installerades därför en SBR-anläggning i reningsverket under 2005-2006 (Karlsson muntl. 2010) vilken markant minskade inkommande halt av totalkväve och ammoniumkväve till våtmarken (tabell 2). Den genomsnittliga relativa kväveavskiljningen förändrades inte i och med detta men däremot minskade den ytspecifika mängdavsiljningen efter installationen av SBR-anläggningen. Detta var också förväntat då en mindre mängd kväve kom in till våtmarken. Efter installationen av SBR-anläggningen var det vissa svårigheter med att få anläggningen stabil med mycket varierande halter av kväve och BOD₇ in till våtmarken. Först under år 2009 fungerade anläggningen som önskat vilket indikerar att avskiljningen av totalkväve i våtmarken kommer att fortsätta ligga på samma höga nivå som under detta år.



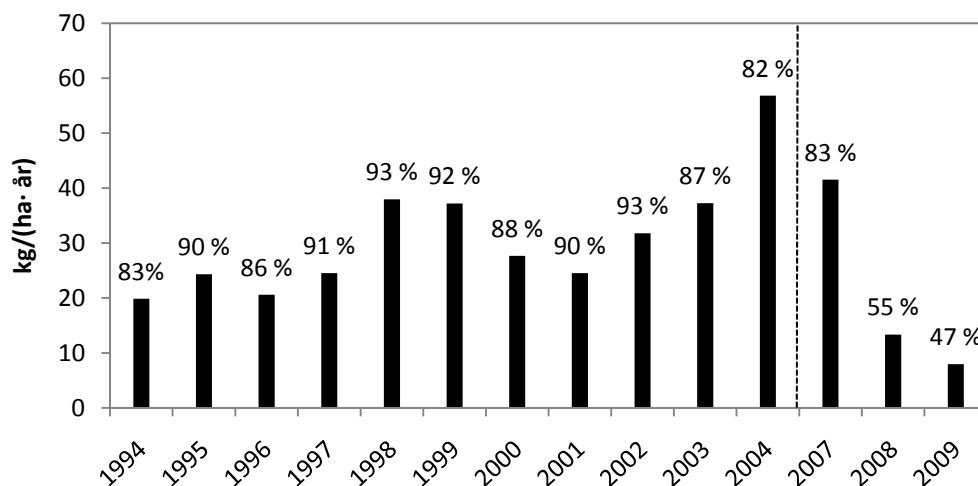
Figur 18. Medelavskiljning av totalkväve i Brännäs våtmark under driftstiden 1994-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve. Streckad linje markerar år 2005 och 2006 som uteslutits pga. SBR-installation och icke representativa data dessa år.

Avskiljningen av kväve i Brännäs våtmark har varit säsongsberoende med högst avskiljning sommartid, i maj till augusti var avskiljningen 56 % i medeltal, motsvarande 74 kg/(ha·mån) (fig.19). Även de kallare månaderna på året hade en väsentlig relativ avskiljning, med 16 % i februari som lägst.



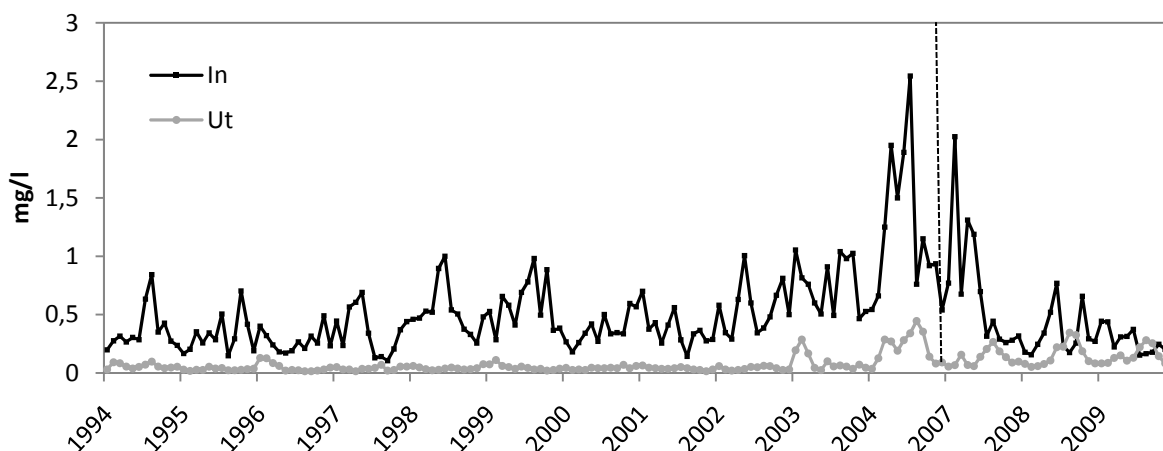
Figur 19. Mängd avskiljning av totalkväve i Brännäs våtmark i medeltal för varje månad under år 1994-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor har varit mycket hög under driftsperioden men med en försämring år 2008 och 2009 (fig.20). Dessa år var avskiljningen 55 % respektive 47 % vilket är en klar nedgång jämfört med perioden 1994-2007 då avskiljningen var 88 % i medeltal.



Figur 20. Medelavskiljning av totalfosfor i Brännäs våtmark under driftstiden 1994-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalfosfor. Streckad linje markerar år 2005 och 2006 som uteslutits pga. SBR-installation och icke representativa data dessa år.

Den försämrade fosforavskiljningen år 2008 och 2009 berodde på fosforläpp under augusti och september 2008 samt under juli, augusti och september 2009 då utgående vatten innehöll en högre halt fosfor än inkommande (fig.21). Detta har troligen att göra med syrebrist i våtmarken som gör att järnbunden fosfor släpper från sedimenten och följer med utgående vatten. Att detta inte skett tidigare under driftsperioden beror sannolikt till stor del på byte av fällningskemikalie i reningsverket i samband med att SBR-anläggningen installerades mellan 2005 och 2006. Fram till 2005 användes en aluminiumbaserad fällningskemikalie. I övrigt har tillfälliga toppar i totalfosforkoncentration i inkommande vatten effektivt jämnats ut i våtmarken och utgående halter har varit mycket låga, i medeltal 0,08 mg/l under hela perioden 1994-2009. Undantag är januari till mars 2003 och periodvis under 2004 då utgående halt av totalfosfor varit högre än tidigare år, dock ej högre än inkommande halter. Dessa toppar i utgående halt skulle kunna hänga samman med höga inkommande halter av BOD₇ med upp till 40 mg/l samt under 2004 också högre inkommande fosforhalt än tidigare.



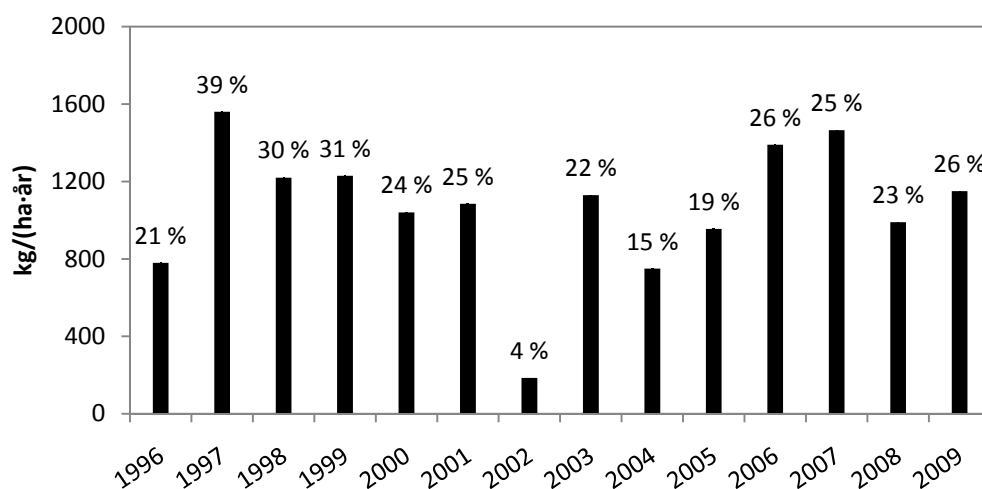
Figur 21. Inkommande och utgående halter av totalfosfor i Brännäs våtmark under driftstiden 1994-2009. Streckad linje markerar 2005-2006 som uteslutits ur figuren.

Endast mycket begränsade underhållsinsatser har utförts i Brannäs våtmark sedan starten 1993 och fosforsläppen de senaste åren skulle kunna vara en indikation att våtmarken behöver en restaurering. Därför har en restaureringsplan för Brannäs våtmark upprättats där det bland annat förslås att igenväxta delar av våtmarken delvis ska öppnas upp med tvärgående vattenspeglar. Detta kan förbättra spridningen av vattnet samt ge möjlighet för etablering av undervattensvegetation som kan bidra till att syresätta vattnet och då minska risken att järnbunden fosfor släpper från sedimenten sommartid (Andersson & Ridderstolpe 2009). Om detta inte fungerar för att förhindra fosforsläpp kan ett byte tillbaka till en aluminiumbaserad kemikalie vara ett alternativ.

En bidragande faktor till den överlag mycket goda fosforavskiljningen är troligen den sedimentationsbassäng som byggdes i inloppet 1997 efter problem med att de befintliga stenfiltren sattes igen i inloppet. Undersökningar i våtmarkens sediment under 1997 visade att det mesta av inkommande fosfor var i partikulär form och fastlades vid inloppet, en stor del genom bindning till aluminium (Gunnarsson exjobb 1997) Sedimentbassängen töms årligen vilket frigör nya adsorptionsytor och minskar risken för resuspension av partikulärt bunden fosfor (Andersson *m.fl* 2002).

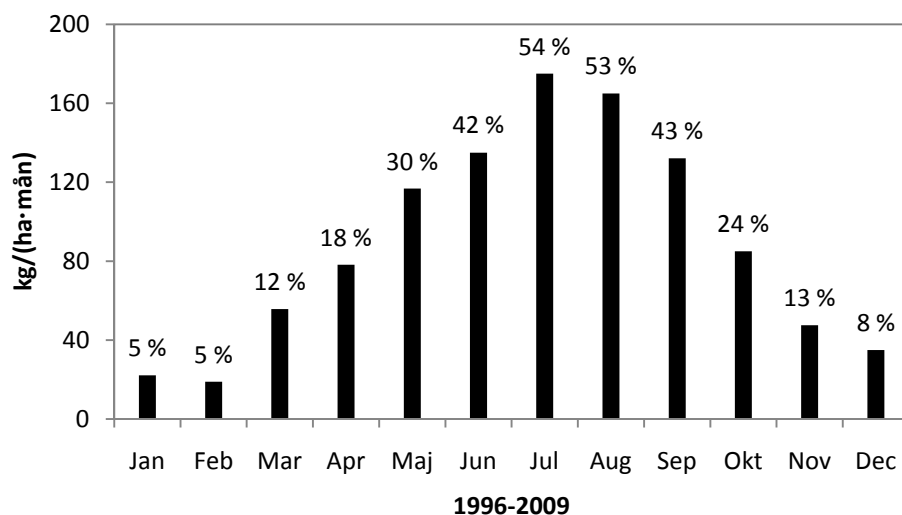
4.1.1 Magle våtmark

I Magle våtmark varierade avskiljningen av totalkväve under driftstiden 1996-2009 och ingen tydlig trend mot bättre eller sämre avskiljning har kunnat ses under åren (fig.22). Den relativa avskiljningen var låg, i genomsnitt 24 % av inkommande mängd, motsvarande 1066 kg/(ha·år). Högst relativ kväveavskiljning förekom år 1997 då 39 % avskiljdes. År 2002 var den relativa och den ytspecifika avskiljningen markant sämre jämfört med resten av perioden, endast 4 %, motsvarande 185 kg/(ha·år). Detta har sannolikt att göra med översvämningar under årets första månader, där de höga flödena gav upphov till en kortare uppehållstid i våtmarken och resuspension av sedimenten samt en påverkad flödesmätning (Hässleholms Vatten, 2002).



Figur 22. Mängdavs-kiljning av totalkväve i Magle våtmark i medeltal under åren 1996-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve.

Magle våtmark uppvisade ett mycket tydligt säsongsberoende för avskiljningen av totalkväve (fig.23). Under de varmare månaderna var den relativa avskiljningen betydligt högre, som mest 54 % i juli månad, jämfört med 5 % under januari och februari månad. Detta säsongsberoende visade sig även i årsresultaten (fig. 22), då en ovanligt kall sommar år 2004 (Hässleholms Vatten, 2004) gav upphov till en låg kväveavskiljning på 15 % medan avskiljningen den varma och torra sommaren 1997 var 39 %.

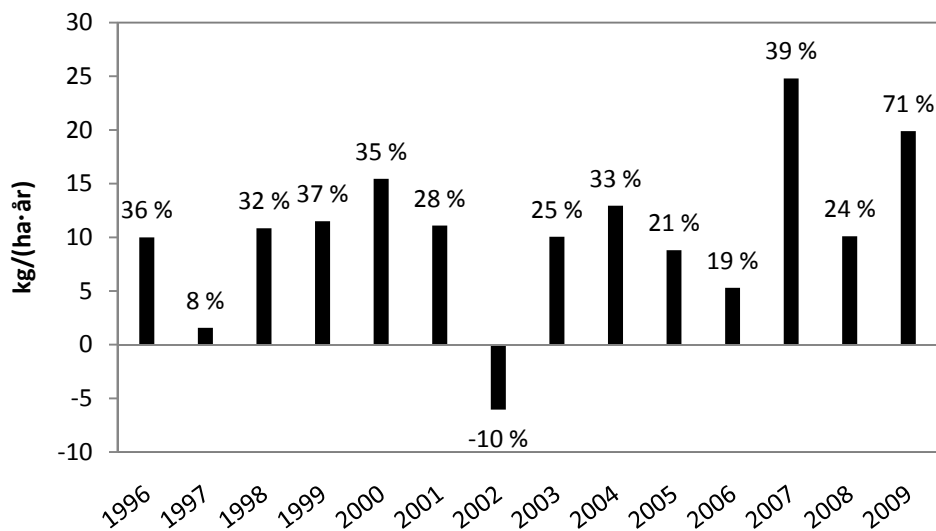


Figur 23. Medelmängdavs-kiljning av totalkväve i Magle våtmark för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under driftstiden 1996-2009.

I medeltal per år under driftperioden 1996-2009 var inkommande totalkvävehalt 20 mg/l och utgående halt 15 mg/l (Tabell 2). Halten ammoniumkväve var 6,7 mg/l in och 5,8 mg/l ut i medeltal. Utgående halter har vid flera tillfällen varit högre än gränsvärdena, 15 mg/l i medeltal per år för totalkväve och 6 mg/l för ammoniumkväve under perioden maj till oktober. För att undvika detta ska reningsverket nu byggas om och kompletteras med intermittant drift, vilket innebär omväxlande nitrifikation och denitrifikation i samma bassäng (Nilsson muntl. 2010). I nuläget sker enbart nitrifikation i reningsverket och all denitrifikation är tänkt att ske i våtmarken. Ombyggnaden förväntas ge lägre kvävehalter in till våtmarken och därmed också lägre utgående halter. Ytterligare en faktor som bidragit till den låga kvävereningen har varit att avfallsanläggningen i närheten vid vissa tillfällen skickat lakvatten till reningsverket när deras dammar blivit fulla. Detta kan öka den årliga kvävedelhalten i vattnet till våtmarken med cirka 3 mg/l. Från och med år 2010 får dock inget lakvatten skickas till reningsverket längre vilket ytterligare bör förbättra chanserna till en god kväverening. (Nilsson muntl. 2010) Avskiljningen av kväve bör också kunna förbättras genom ytterligare utbredning av vegetationen i våtmarken. Detta skulle ge nitrifierare och denitrifierare fler ytor att fästa på. Enligt Per-Åke Nilsson (muntl. 2010) etablerades inte vegetationen som det var tänkt vid anläggandet av våtmarken och en del av de grunda delarna i våtmarken är helt fria från vegetation. Under de första driftsåren fanns det även en utbredd undervattenvegetation av olika slingearter och vattenpest i våtmarken. Denna vegetation har under åren minskat kraftigt, vilket skulle kunna ha att göra med den ökade fiskpopulationen av bland annat sutare (*Tinca tinca*) i dammarna. Samma problem finns också beskrivet för

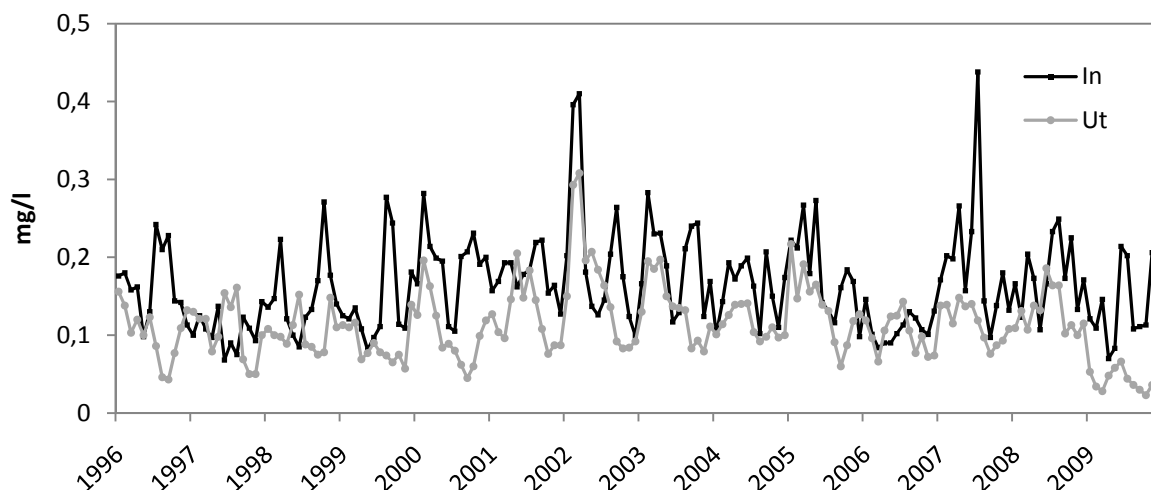
Ekeby våtmark (se s.28) där dessa fiskar letar mat på botten och grumlar vattnet, vilket skymmer ljuset för tillväxt av undervattensvegetation. För att hålla fiskpopulationen nere har det utförts reduktionsfiske i dammarna vid flera tillfällen. Ytterligare en faktor till den låga kvävereduktionen är att våtmarken överlag har något för höga syrehalter för att en bra denitrifikation ska kunna ske. (Nilsson muntl. 2010) En mer utbredd vegetation bör ge mer organiskt substrat samt minskad syrehalt i vissa delar av våtmarken och därmed en effektivare denitrifikation.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor har varit förhållandevis låg under driftperioden med en variation från -10 % år 2002 till 71 % år 2009 (fig.24). Liksom för totalkvävereduktionen berodde den negativa avskiljningen av totalfosfor år 2002 på stora översvämningar detta år, vilket gjorde att sedimenterat material fördes med de höga flödena ut från våtmarken (Hässleholms Vatten, 2002). Den låga fosforavskiljningen på 8 % år 1997 berodde säkerligen på att våtmarken skördades detta år utan att dammarna stängdes av och uppvirvlat sediment fördes till stor del med i utgående vatten (Hässleholms Vatten, 1997). Den höga avskiljningen av fosfor år 2009 berodde mestadels på att en förändrad provtagningsrutin började användas detta år, där de utgående fosforproverna filtrerades före analys, snarare än en förbättrad avskiljning (Hässleholms Vatten, 2009).



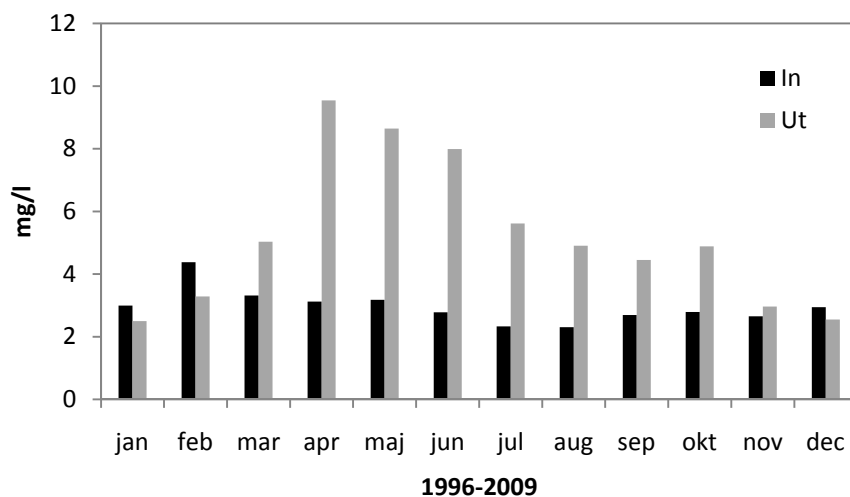
Figur 24. Mängdavskiljning av totalfosfor för varje år i Magle våtmark under driftperioden 1996-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd.

Inkommande halt totalfosfor var i medeltal 0,17 mg/l medan utgående halt var 0,12 mg/l under perioden 1996-2009 (Tabell 3). Våtmarken har inte haft någon utjämnande effekt på totalfosforkoncentrationen i utgående vatten och variationerna är stora mellan olika månader (fig.25). Vid vissa tillfällen var utgående halter högre än inkommande. De lägre halterna i utgående vatten år 2009 hade liksom för mängdavskiljningen av fosfor med de nya analysmetoderna att göra (Hässleholms Vatten, 2009). Vissa toppar i utgående totalfosforhalt under sommarmånaderna kan förklaras av hög tillväxt av alger i våtmarken som sedan följer med i utgående vatten (Hässleholms Vatten 2007).



Figur 25. Inkommande och utgående halter av totalfosfor i Magle våtmark under 1996-2009.

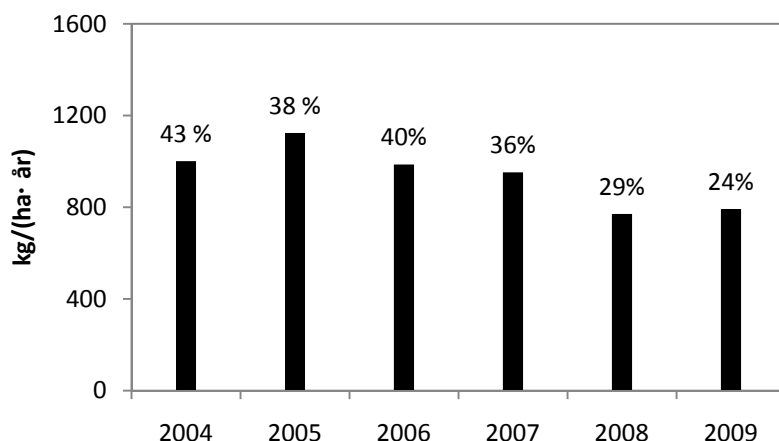
Liksom för kväveavskiljningen fanns det i Magle våtmark också ett tydligt säsongberoende i halten BOD₇ i utgående vatten (fig.26). Halten i inkommande vatten var likartad under årets månader medan den utgående halten var högre än den inkommande under mars till november månad. I april ökade inkommande halt BOD₇ från 3,1 mg/l in till 9,5 mg/l i utgående vatten. Ökningen av BOD₇ i våtmarken beror högst sannolikt på stora blomningar av grönalgen *Cladofora* (Nilsson muntl.2010).



Figur 26. Inkommande och utgående halter av BOD₇ i Magle våtmark i medeltal per månad under driftstiden 1996-2009.

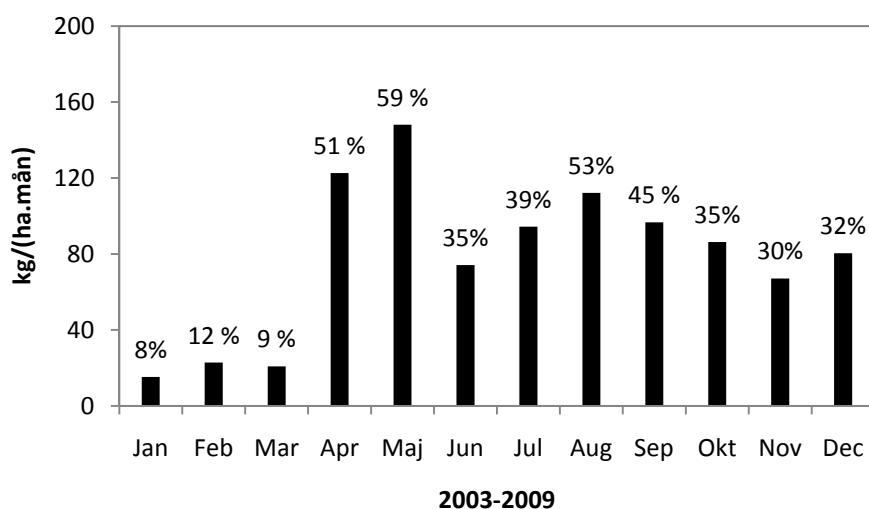
4.1.5 Trosa våtmark

Den relativa avskiljningen av totalkväve i Trosa våtmark var jämn under driftstiden och i medeltal avskiljdes 34 %, motsvarande 938 kg/ (ha·år) av inkommande mängd totalkväve i våtmarken (fig.27). Den lägsta relativa avskiljningen kunde ses år 2009 då enbart 24 % av avskiljdes i våtmarken.



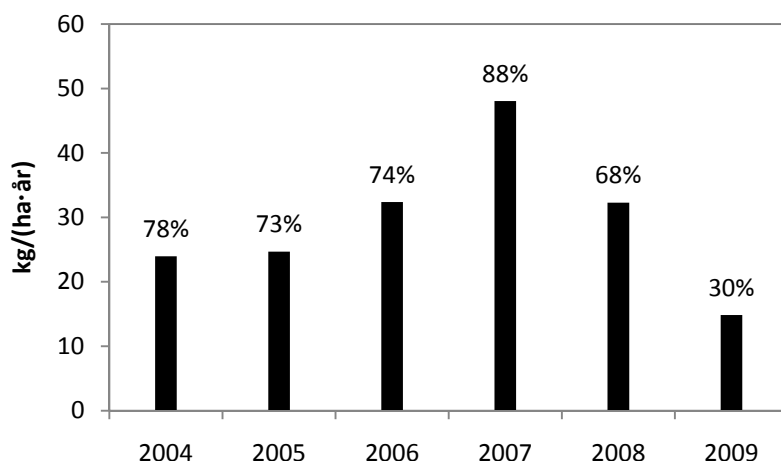
Figur 27. Mängdavs-kiljning av totalkväve i Trosa våtmark i medeltal för varje år samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under driftsperioden 2004-2009.

Kväveavskiljningen i Trosa våtmark var inte lika tydligt säsongsbärande som i till exempel Magle och Ekeby våtmark, men en högre avskiljning under sommarmånaderna kunde ändå ses (fig.28). I medeltal under sommarsäsongen april till september avskiljdes 47 % totalkväve. Skillnaden i både relativ och ytspecifik avskiljning var förhållandevis stor mellan det första och det sista kvartalet på året, vilket sannolikt beror på att januari, februari och mars generellt sett är kallare månader.



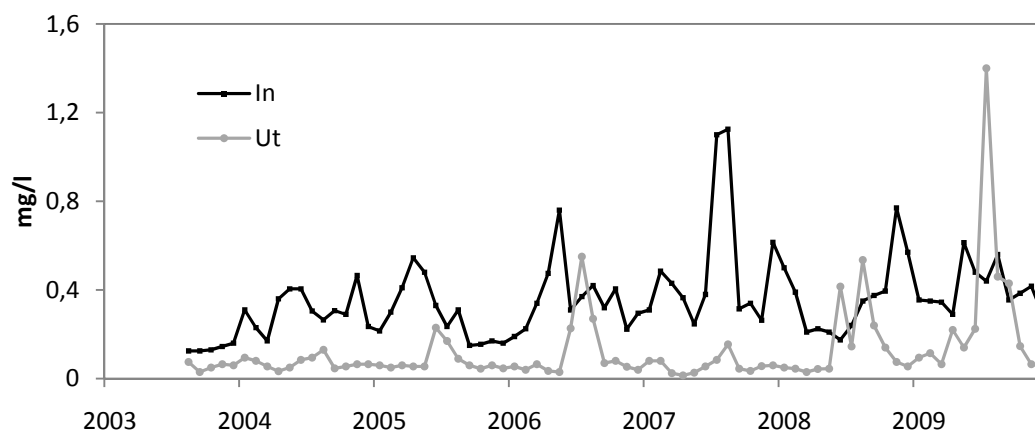
Figur 28. Medelmängdavs-kiljning av totalkväve i Trosa våtmark för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under driftstiden 2003-2009.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor i Trosa våtmark har över lag varit god, i medeltal avskiljdes 69 %, motsvarande 29 kg/(ha·år) av inkommande mängd (fig.29). Den låga avskiljningen på 30 % år 2009 beror till stor del på det fosforsläpp som inträffade under sommaren 2009 (fig.30). Under 2008 släppte fosfor också från sedimenten sommartid men i mindre omfattning.



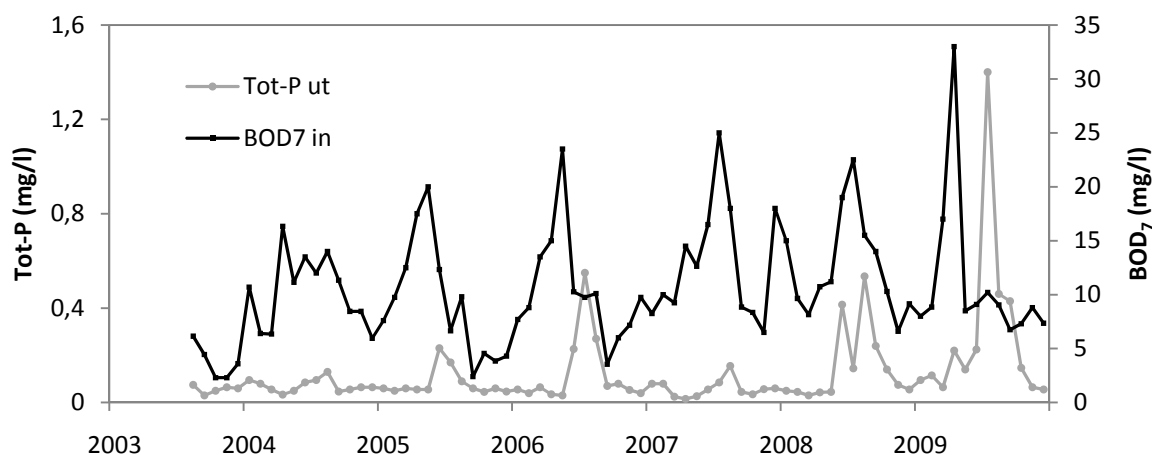
Figur 29. Mängdavsikiljning av totalfosfor för varje år i Trosa våtmark under driftsperioden 2004-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalfosfor.

Under 2008 och 2009 inträffade fosforsläpp under juni och augusti respektive juli och september (fig.30). De höga utgående fosforhalterna i våtmarken under de varma månaderna berodde sannolikt på syrebrist som gjorde att järnbunden fosfor släppte från sedimenten. Vid ett annat tillfälle, i juli år 2006, översteg också utgående fosforhalt den inkommande. Sommaren 2006 övergick man till att använda en järnbaserad fällningskemikalie istället för som tidigare en aluminiumbaserad vilket kan ha bidragit till problemen med fosforsläpp efter år 2006.



Figur 30. Inkommande och utgående halt av totalfosfor i Trosa våtmark under drifttiden 2003-2009.

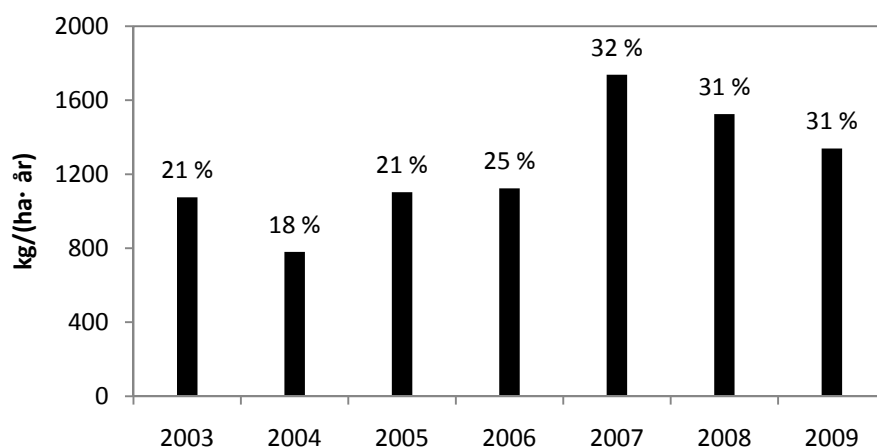
Att det i sin tur funnits en tendens till syrefria förhållanden i våtmarken under sommaren skulle kunna ha ett samband med en hög inkommande halt av BOD₇ som har en mycket syretärande effekt. Fosforsläppen verkar ha skett under sommartid och i samband med höga inkommande halter av BOD₇ innan eller i samband med att fosfor släppt (fig.31). En stabilare process i reningsverket där förhöjda halter av BOD₇ in till våtmarken förhindras skulle sannolikt kunna minska problemen. Dock har också höga halter av ammoniumkväve in till våtmarken en syretärande effekt. Utgående halt av BOD₇ var under 2003-2009 på en låg nivå, i medeltal 3 mg/l trots tillfälliga höga inkommande halter.



Figur 31. Inkommande halter av BOD₇ samt utgående halter av Tot-P i Trosa våtmark under driftperioden 2003-2009.

4.1.6 Vagnhärad

Den relativa avskiljningen av totalkväve i Vagnhärad våtmark varierade mellan 18 % som lägst år 2004 till 32 % som högst år 2007 (fig.32). I medeltal under perioden 2003-2009 avskiljdes 26 % av inkommande mängd totalkväve, motsvarande cirka 1241 kg/(ha·år). Högst avskiljning av totalkväve har våtmarken haft de tre senaste åren vilket kan indikera på en uppåtgående trend. De första åren var inte vegetationen ordentligt etablerad och den högre kväveavskiljningen de senare åren kan vara en följd av att våtmarken blivit äldre och därmed att mer vegetation etablerats. Det kan också bero på att det var först år 2005 som reningsverkets biologiska process med nästan fullständig nitrifikation fungerade som den skulle efter den ombyggnad som gjordes i samband med våtmarkens anläggande 2001. (Stråe, 2005)

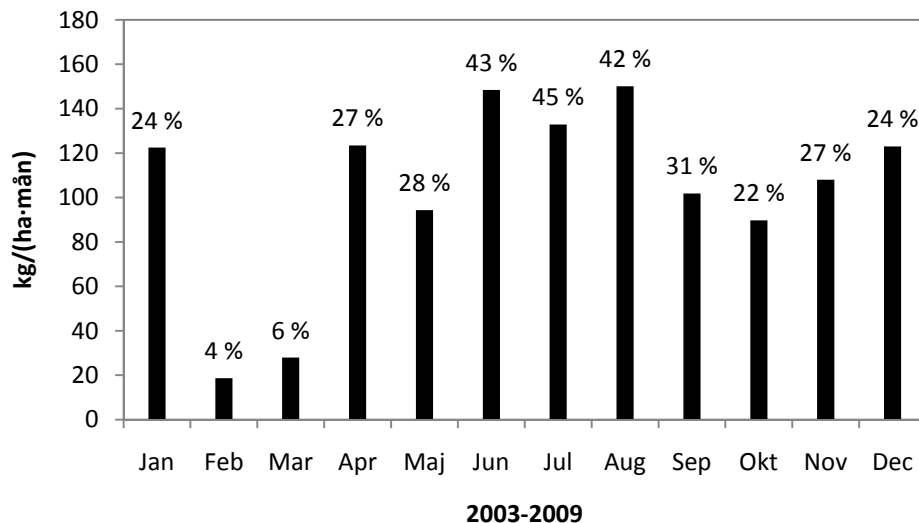


Figur 32. Mängdavs-kiljning av totalkväve i Vagnhärad våtmark under driftstiden 2003-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve.

Vagnhärad våtmark tar emot mycket kväverikt lakvatten från en avfallsanläggning vilket ökade de inkommande kvävemängderna något. Detta har dock endast inverkat marginellt då lakvattenflödet varit i storleksordningen 10 000 m³ per år och utgjort knappt 2 % av

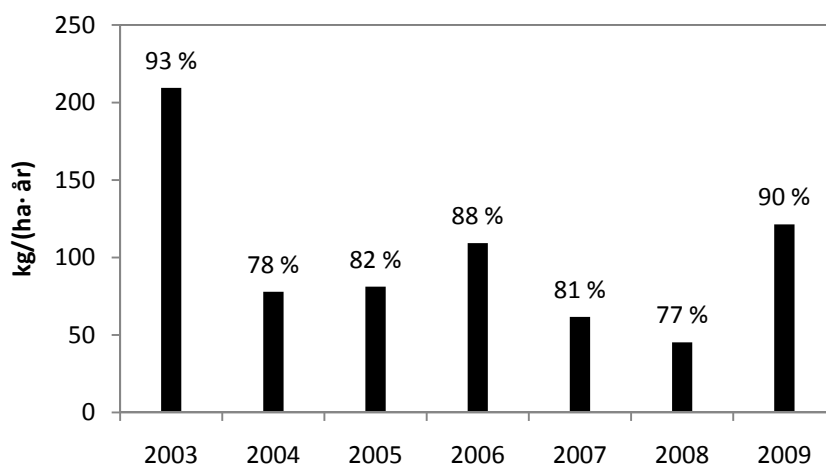
inkommande flöde till våtmarken. I medeltal under perioden har lakvattnet ökat inkommande totalkvävehalt med ungefär 2 mg/l (Tabell 2).

Den relativa avskiljningen av totalkväve visade ett svagt säsongsberoende (fig.33). Högst relativ avskiljning hade juli månad med 45 %. Februari och mars månad hade lägst avskiljning med 4 respektive 6 % medan januari månad hade en avskiljning på 24 %. Den stora skillnaden mellan månaderna beror på att utgående halt totalkväve översteg inkommande halt under flera år i februari och mars men inte i januari.



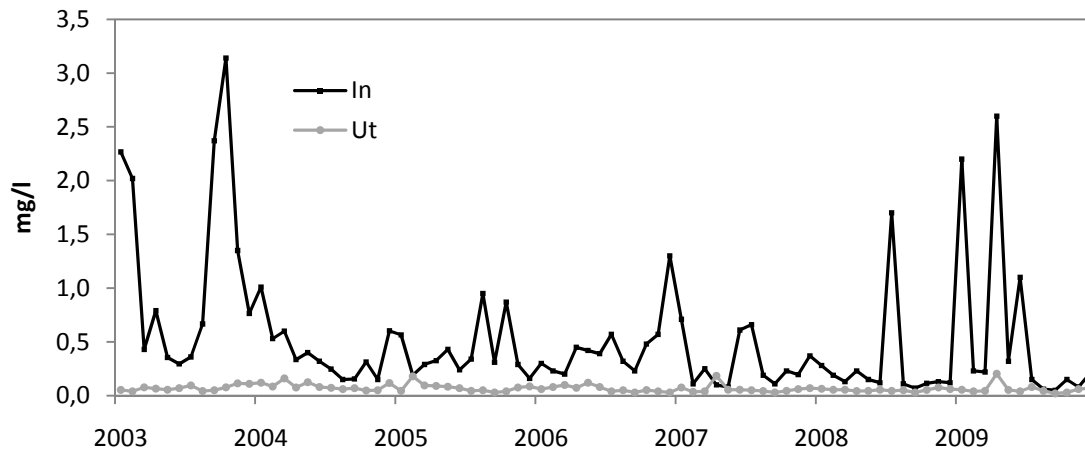
Figur 33. Medelmängdavs-kiljning av totalkväve i Vagnhärads våtmark för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve under driftstiden 1996-2009.

Den relativa avskiljningen av totalfosfor var mycket hög, i medeltal avskiljdes 84 % motsvarande 101 kg/(ha·år) av inkommande mängd i våtmarken under 2003-2009 (fig.34). Högst relativ avskiljning inträffade år 2003 och år 2009 med 93 % respektive 90 %.



Figur 34. Mängdavs-kiljning av totalfosfor för varje år i Vagnhärads våtmark under driftsperioden 2003-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd.

Varierande inkommande halter av totalfosfor jämnades effektivt ut i våtmarken och utgående halter har varit konstant låga, i medeltal 0,07 mg/l (fig.35). Endast vid ett tillfälle, i april 2007, översteg halten fosfor i utgående vatten den inkommande men då var också inkommande halt mycket låg.

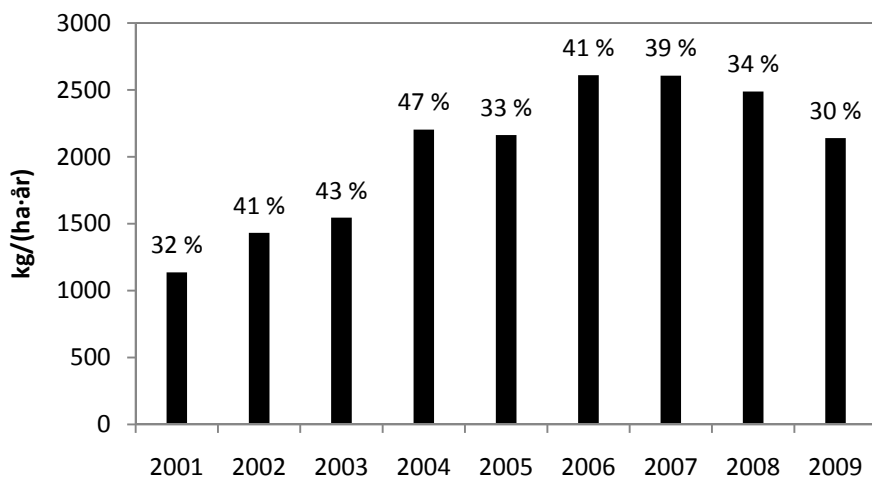


Figur 35. Inkommande och utgående halt av totalfosfor i Vagnhärads våtmark under driftsperioden 2003-2009.

Vid Vagnhärads våtmark byttes, liksom vid Trosa våtmark, fällningskemikalie i reningsverket från en aluminiumbaserad till en järnbaserad i början av våtmarkens drift, men inga större problem med fosforsläpp har inträffat på grund av detta. Att Vagnhärads våtmark skiljer sig från Trosa i detta fall kan ha flera orsaker. Vagnhärads våtmark belastades med en mycket lägre halt av BOD₇, i medeltal 2003-2009 var inkommande halt 4 mg/l (Tabell 3). Detta kan jämföras med Trosa våtmarks 11 mg/l i medeltal. Detta gör att risken för syrefria sediment blir mindre. En annan aspekt skulle kunna vara att lakvattnet som Vagnhärads våtmark tar emot innehåller metaller såsom till exempel aluminium som fosfor kan binda till. Tester på lakvattnet har dock visat ett lågt innehåll av metaller varför detta sannolikt inte är fallet (Trosa kommun, 2008). Ytterligare en bidragande faktor kan vara att våtmarken tar emot ett välnitrifierat vatten med en låg halt syretärande ammoniumkväve, på i medeltal 6,6 mg/l (Tabell 2). Trosa våtmark tar emot en mycket högre halt ammoniumkväve på 22 mg/l.

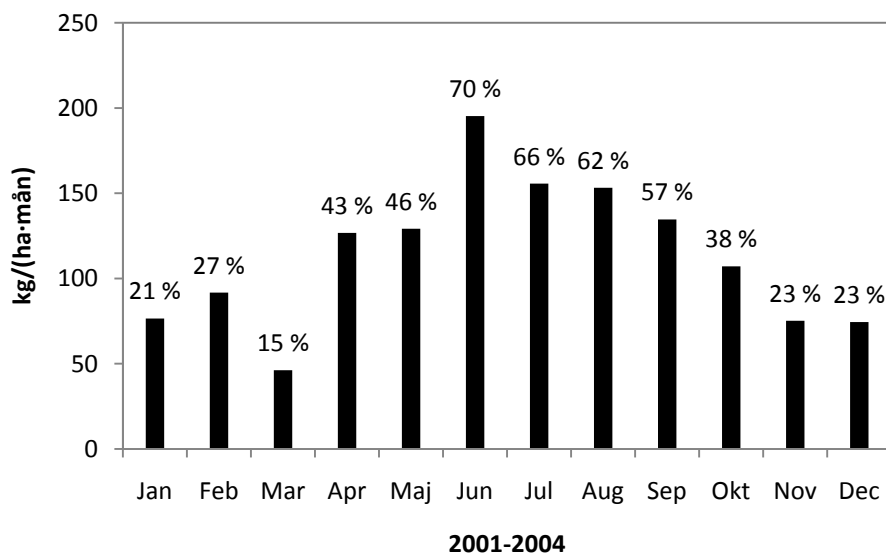
4.1.7 Örsundsbro våtmark

Den relativa avskiljningen av totalkväve i Örsundsbro våtmark var god, i medeltal 38 %, motsvarande 2036 kg/(ha·år) under perioden 2001-2009 (fig.36). Den högre ytspecifika mängdavsiljningen 2004-2009 berodde på minskningen av våtmarksyta snarare än en högre inkommande kvävemängd till våtmarken. År 2004 började enbart halva våtmarkssystemet att användas ett år i taget vilket gav en högre yteffektivitet. Den successivt förbättrade avskiljningen från 2001 till 2003 kan ha berott på att vegetationen utvecklades vilket gynnade kväveavskiljningen. En sådan utveckling observerades i en studie som utfördes i pilotskala mellan 2003-2006 där avskiljningen ökade ju äldre våtmarkerna blev vilket då var korrelerat med en högre täckningsgrad av växter (Bastviken *m.fl* 2006).

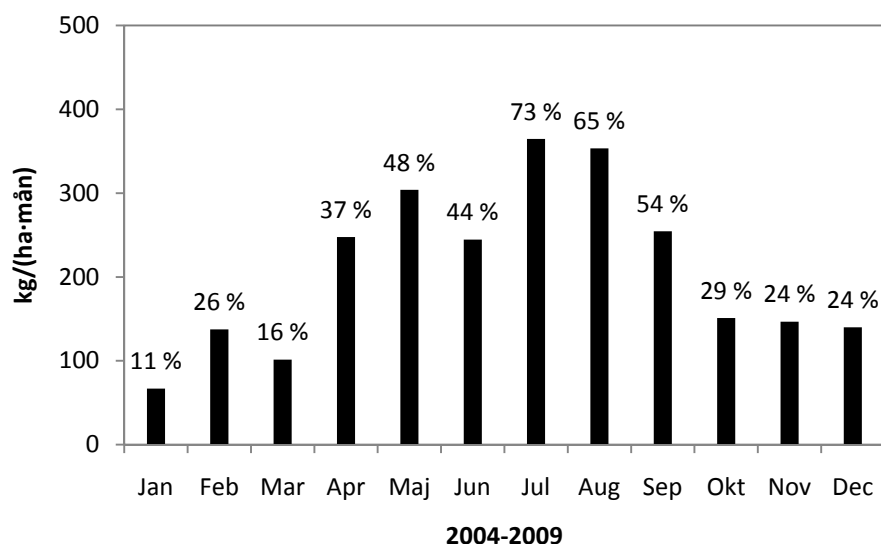


Figur 36. Mängdavskiljning av totalkväve i Örsundsbro våtmark per år under driftstiden 2001-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd.

Den relativa avskiljningen av totalkväve visade ett säsongsberoende med högst avskiljning under sommarmånaderna (fig. 37a,b). Avskiljningen under resten av året var förhållandevis hög. Under perioden 2001-2004 var avskiljningen högst under juni månad med 70 % motsvarande 195 kg/(ha·mån) (fig. 37a). Under perioden 2004-2009 hade juli månad högst avskiljning med 73 % motsvarande 365 kg/(ha·mån) (fig.37b). Minskningen av våtmarksyta resulterade i en minskning av den relativa kväveavskiljningen från i medeltal 50 % till 42 %. Belastningen var dock högre under 2004-2009 vilket ändå resulterade i en högre ytspecifik avskiljning än innan.

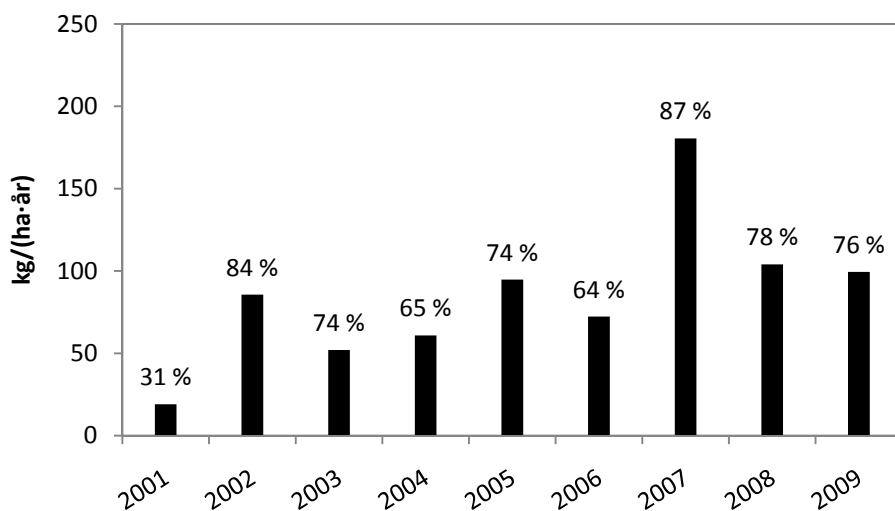


Figur 37 a. Medelmängdavskiljning av totalkväve i Örsundsbro våtmark för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve år 2001- aug 2004 när hela våtmarkssystemet användes (1,6 ha.)



Figur 37 b. Medelmängdavsfiljning av totalkväve i Örsundsbro våtmark för varje månad samt procentuell avskiljning av inkommande mängd totalkväve, sept 2004-2009 när enbart halva systemet var igång (0,8 ha).

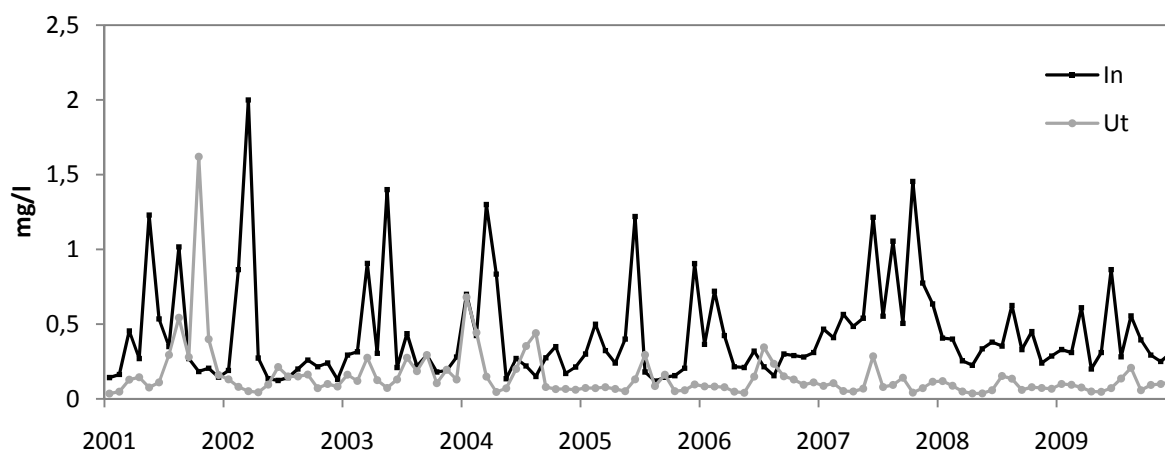
Den relativa avskiljningen av totalfosfor i Örsundsbro våtmark var god, i medeltal 70 %, motsvarande 85 kg/(ha·år) (fig.38). År 2007 var den relativa avskiljningen som högst med 87 %, motsvarande 180 kg/(ha·år), detta år var också belastningen som högst med 208 kg/(ha·år). Den markant lägre avskiljningen år 2001 på 31 %, 19 kg/(ha·år) berodde till stor del på att släpp av fosfor inträffade detta år.



Figur 38. Mängdavsfiljning av totalfosfor för varje år i Örsundsbro våtmark under driftsperioden 2001-2009 samt procentuell avskiljning av inkommande mängd.

I genomsnitt minskade halten totalfosfor från 0,45 mg/l till 0,14 mg/l under perioden 2001-2009 (Tabell 3). Under vissa perioder har utgående halter av totalfosfor överstigit de inkommande (fig.39). Detta inträffade oftast under juni, juli eller augusti månad under de första årens drift men år 2001 skedde fosforsläppen under perioden september till december månad. Sedan augusti 2004 när enbart halva systemet började användas har våtmarken varit

mer stabil i avskiljningen av fosfor och de senaste tre åren har utgående fosforhalt inte överstigit inkommande någon gång. Orsaken till att halva systemet stängdes av ett år i taget var just att våtmarken släppte fosfor. Halveringen av yta gav också en kortare uppehållstid, från cirka 7 dygn till ungefär 3,5 dygn, vilket bidrog till att fosfor hölls kvar bättre i sedimenten (Walgeborg muntl. 2010). Den för långa uppehållstiden kan ha varit orsaken till fosforsläppen år 2001 eftersom dessa inte inträffade under sommartid. Då en järnbaserad fällningskemikalie används i Örsundsbro reningsverk hade det annars varit sannolikt att järnbunden fosfor i våtmarken släppte vid dåliga syreförhållanden sommartid. Någon period hade man problem med fåglar som häckade i våtmarken och orsakade resuspension av sedimenten i sitt födosök vilket kan ha varit ytterligare en orsak till tillfälliga toppar i utgående fosforhalt (Walgeborg muntl. 2010). Den mindre våtmarksytan bidrog till att den genomsnittliga utgående halten reducerades från 0,19 mg/l under 2001-2004 till 0,1 mg/l 2004-2009.



Figur 39. Inkommande och utgående halter av totalfosfor i Örsundsbro våtmark under driftsperioden 2001-2009.

Utgående halt av BOD₇ var låg under 2001-2009, i medeltal 2,7 mg/l med en inkommande halt på i medeltal 9,3 mg/l. Någon tydligt förhöjd halt kopplat till eventuellt algutväxt under försommaren kunde inte ses.

4.2 Våtmarkernas funktion i jämförelse

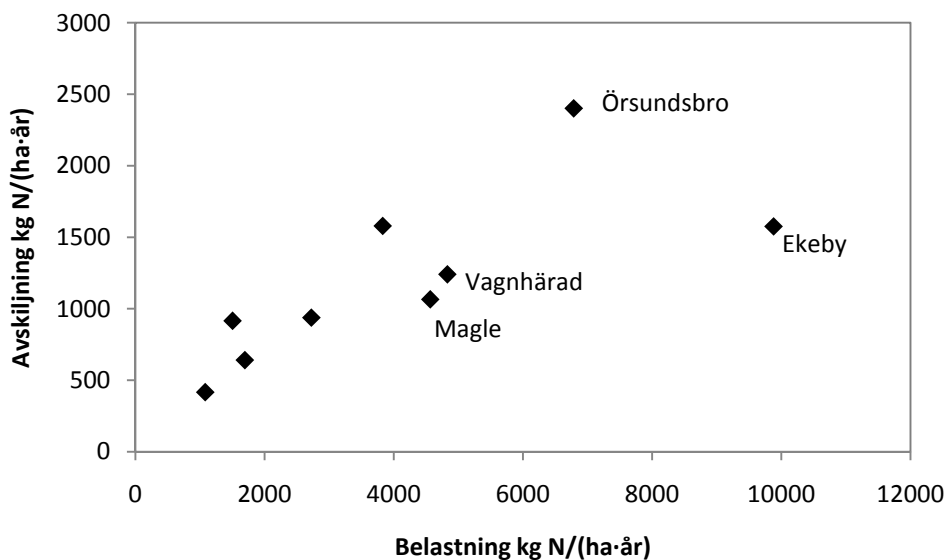
4.2.1 Avskiljning av kväve

Våtmarkerna har alla avskiljt kväve, några mer effektivt än andra. Våtmark Alhagen var effektivast med en relativ kväveavskiljning på 65 % i medeltal medan Ekeby våtmark hade den lägsta relativa avskiljningen på 20 % i medeltal (Tabell 2). Däremot var den ytspecifika kväveavskiljningen i Ekeby högre än den i Alhagen eftersom Ekeby hade en mycket högre ytbelastning. Den mycket höga relativa avskiljningen i våtmark Alhagen kan ha flera orsaker. Alhagen hade den längsta uppehållstiden av alla våtmarker, 14 dygn, ungefär dubbelt så lång tid som de andra våtmarkerna. Detta ger processer som nitrifikation och denitrifikation längre tid att verka. Alhagen har också gott om vegetation och belastas satsvis med vatten vilket också främjar dessa processer.

De lägsta utgående halterna av totalkväve hade Alhagen och Brannäs våtmark med 7 mg/l respektive 10 mg/l. Detta var efter installation av SBR-anläggningar i reningsverken. I övriga våtmarker var utgående totalkvävehalt omkring 15 mg/l i medeltal. Andelen ammoniumkväve var förhållandevis låg i de flesta av våtmarkernas utgående vatten. Undantag var Trosa och Örsundsbro våtmarker där 80 respektive 70 % av utgående kväve var i form av ammonium. Dessa våtmarker föregås enbart av aktivslamsteg där främst BOD₇ reduceras jämfört med de andra våtmarkerna som har en mer långtgående kväverening i reningsverket. En låg halt av ammoniumkväve i utgående vatten är eftersträvansvärt då det verkar syretärande.

I medeltal för alla våtmarkerna var den relativa kväveavskiljningen cirka 30 %, motsvarande 1230 kg/(ha·år) med belastningen 4100 kg/(ha·år). Kadlec & Wallace (2008) visade på liknande resultat där en studie på 116 anlagda våtmarker gav en medianavskiljning på 1290 kg/(ha·år). Medianavskiljningen för dessa våtmarker var 1100 kg/(ha·år).

En högre ytspecifik belastning i våtmarken ger ofta också en högre ytspecifik avskiljning (Kadlec 2005a, Vought & Lacoursiere 2002). Mest avvikande från detta samband var Ekeby våtmark som hade högst ytspecifik belastning och därmed borde ha en högre avskiljning (fig.40). Vagnhärad och Magle våtmarker hade också en lägre avskiljning i förhållande till belastning jämfört med de andra våtmarkerna medan Örsundsbro våtmark istället hade en mycket hög avskiljning.



Figur 40. Ytspecifik avskiljning av totalkväve i relation till belastning. Varje punkt representerar en våtmarks avskiljning och belastning av totalkväve i medeltal för utvärderad driftsperiod. Oxelösund och Örsundsbro våtmarker representeras av två punkter vardera. Ekeby och Alhagens första driftperioder med enbart säsongsdrift har uteslutits ur figuren.

Sambandet mellan avskiljning och belastning uttrycktes bäst med en linjär regression för logaritmerade data:

$$\log y = 0,87 + 0,61 \times \log x \quad (R^2 = 75 \%, p = 0,002) \quad (14)$$

där

y= avskiljning, kg/(ha·år)

x= belastning, kg/(ha·år)

Sambandet är relativt starkt men indikerar samtidigt att det finns andra faktorer som också är viktiga för en hög ytspecifik kväveavskiljning förutom belastningen. Detta är troligtvis fallet för Vagnhärad, Magle och Ekeby våtmarker som är de våtmarker som avviker mest från sambandet. Både Ekeby och Magle våtmarker har en sparsam vegetation vilket sannolikt är ett hinder för en effektiv denitrifikation. För Vagnhärad våtmark tog det några år för vegetationen att etableras och för nitrifikationen i reningsverket att fungera väl. Fortfarande har våtmarken förhållandevis lite övervattensvegetation, vilket troligtvis är en del av anledningen till att våtmarken avviker från sambandet. Örsundsbro våtmark har en mycket hög ytspecifik avskiljning och skiljer sig från de andra våtmarkerna genom att ha en mycket hög avskiljning i förhållande till belastning. Detta skulle kunna bero på att Örsundsbro våtmark har minst yta av alla våtmarkerna, en avlång form och grunda partier varierat med djupzoner tvärs över våtmarken. Detta kan göra våtmarken mer yteffektiv med en liten risk för hydraulisk kortslutning. Dessutom har Örsundsbro våtmark rikligt med vegetation.

Ett annat sätt att uttrycka kväveavskiljningen är genom den temperaturkorrigerade hastighetskonstanten, k_{20} , som tar hänsyn till skillnader i halter, flöde, yta och temperatur (metod s.18). Generellt sett bör en högre inkommande halt ammoniumkväve ge ett lägre k_{20} -värde eftersom det då måste ske både nitrifikation och denitrifikation i våtmarken. Örsundsbro våtmark hade högst hastighetskonstant på 41 m/år under perioden 2005-2009 (Tabell 4). Detta trots att Örsundsbro har en hög andel ammoniumkväve i inkommande vatten. Under perioden 2001-2004 var k_{20} 18 m/år vilket visar att effektiviteten blev högre när våtmarkens yta halverades. Detta beror sannolikt på att den hydrauliska effektiviteten blev högre med mindre risk för död-zoner och hydraulisk kortslutning. Ekeby har ett värde på 34 m/år under den andra driftperioden. Detta är ett högt värde i jämförelse med de andra våtmarkerna och skulle kunna bero på en god hydraulisk effektivitet i Ekeby. Trots detta hade Ekeby den lägsta relativa kväveavskiljningen av de studerade våtmarkerna.

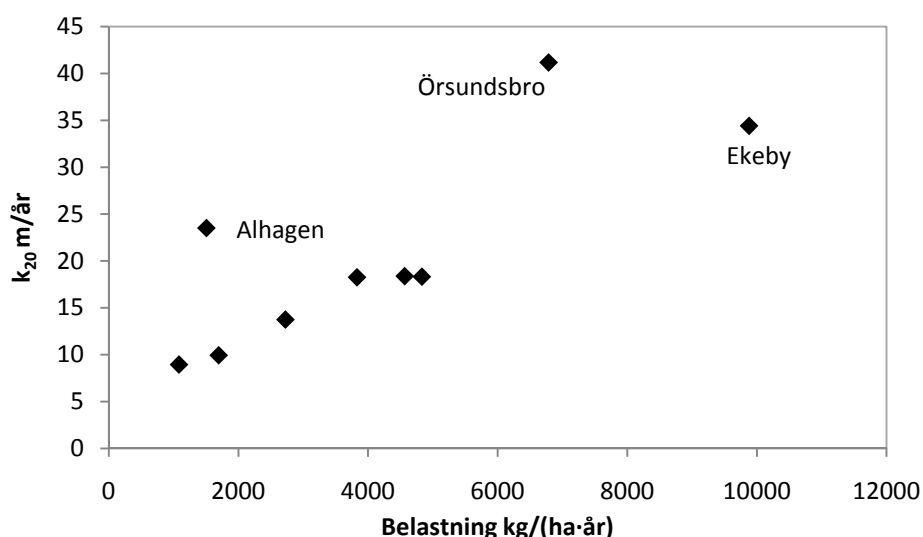
Lägst hastighetskonstant hade Brännäs våtmark 2007-2009 på 9 m/år. En orsak till ett lågt värde skulle kunna vara att våtmarkens hydrauliska effektivitet försämrats de senaste åren på grund av att våtmarken är något igenväxt. Eftersom våtmarken belastas satsvis bör detta dock inte vara fallet. Tilläggas bör också att efter installationen av SBR-anläggningen hade man mycket problem med att få processen i reningsverket stabil och det dröjde till 2009 innan den fungerade på ett bra sätt vilket har påverkat våtmarkens kväveringsresultat dessa år. I medeltal var k_{20} för våtmarkerna 20 m/år.

Tabell 4. Värdet på k_{20} uttryckt i m/år för respektive våtmarks driftperiod.

	Ekeby		Alhagen		Brannäs		Magle	Trosa	Vagnhärad	Örsundsbro	
	99-01	02-09	99-02	03-09	94-04	07-09	96-09	04-09	03-09	01-04	05-09
k_{20} m/år	22 ¹	34	12 ¹	24	10	9	18	14	18	18	41

¹Ej baserade på helår då våtmarkerna endast drevs april till december.

En högre belastning till våtmarken verkar ge ett högre k_{20} -värde (fig.41). Ekeby och Örsundsbro våtmarker som har höga belastningar har också högt k_{20} . Våtmark Alhagen avviker dock genom att ha ett högt värde på k_{20} i förhållande till en relativt låg belastning. Kadlec (2000) analyserade resultatet av att använda den enkla pluggflödesmodellen för våtmarker och fann att hastighetskonstanten k_{20} har ett samband med den hydrauliska belastningen, där en högre belastning ger högre värde på k_{20} . Han påpekar också att eftersom det alltid finns en bakgrundskoncentration av kväve i vattnet ut från en våtmark, främst bestående av organiskt kväve, bör man ta med det i modellen. Om hänsyn tas till en sådan bakgrundskoncentration av kväve på 1,5 mg/l (Kadlec & Wallace, 2008) i de studerade våtmarkerna blir det dock ingen större skillnad, utan värdet på konstanten ökar fortfarande med belastningen. Pluggflödesmodellen som ligger till grund för uträkningen av k_{20} verkar därför vara för enkel för att på ett bra sätt beskriva skillnader mellan våtmarkers kapacitet att avskilja kväve. Modellen förutsätter ett pluggflöde vilket inte stämmer överens med hur vattnet i verkligheten rör sig i våtmarken och tar inte hänsyn till faktorer såsom skillnader i hydraulisk effektivitet eller vegetation. Dessa faktorer har också en betydelse för funktionen i våtmarkerna och kan vara orsaken till att våtmarkerna inte beskrivs så bra med den här modellen. Kadlec (2000) påpekar också otillräckligheten i denna typ av modell och trycker på skillnaderna i den inre hydrauliken i en våtmark.



Figur.41 K_{20} -värdet avsatt mot belastningen för totalkväve. Varje punkt representerar en våtmarks k_{20} -värde och belastning av totalkväve i medeltal för utvärderad driftsperiod. Oxelösund och Örsundsbro våtmarker representeras av två punkter vardera. Ekeby och Alhagens första driftperioder med enbart säsongsdrift har uteslutits ur figuren.

4.2.2 Avskiljning av fosfor och BOD

Den relativa fosforavskiljningen för våtmarkerna var god, i medeltal nästan 70 % motsvarande 46 kg/(ha·år) med en belastning på 69 kg/(ha·år). Trots att några av våtmarkerna haft problem med fosforsläpp har den genomsnittliga utgående halten varit mycket låg, i genomsnitt 0,2 mg/l (Tabell 3). Lägst utgående halt hade Alhagen med 0,06 mg/l tätt följd av Vagnhärad på 0,07 mg/l.

Den ytspecifika avskiljningen av totalfosfor i förhållande till belastningen för våtmarkerna visar ett tydligt samband, där en högre ytspecifik belastning också gav en högre ytspecifik avskiljning (fig.42). En linjär regressionsanalys gav ekvationen:

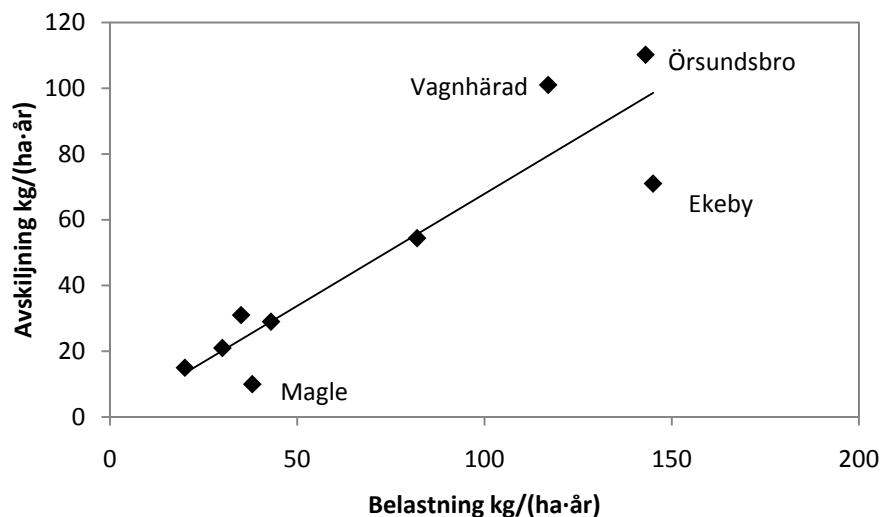
$$y = 0,68x - 0,29 \quad (R^2 = 85 \%, \quad p = 0,00) \quad (15)$$

där

y= avskiljning, kg/(ha·år)

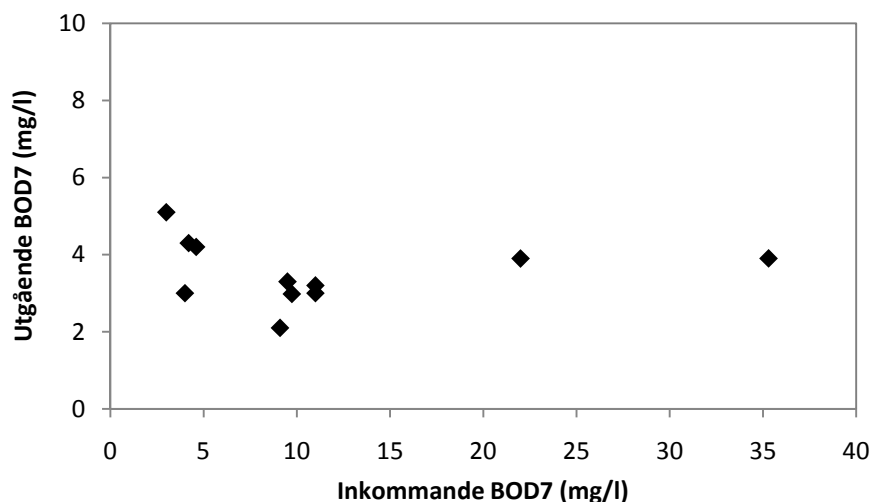
x= belastning, kg/(ha·år)

Vagnhärad's våtmark och Örsundsbro våtmark 2005-2009 avvek något från sambandet genom att ha en högre avskiljning i förhållande till belastning. De var också de våtmarker som hade högst relativ avskiljning, 86 respektive 77 %. Ekeby och Magle våtmarker avvek också något från sambandet genom att ha en lägre avskiljning i förhållande till belastning. Att dessa våtmarker avviker visar på samma sätt som för kvävesambandet att andra faktorer än bara belastningen påverkar avskiljningen. För Magle och Ekeby kan den sparsamma vegetationen vara en påverkande faktor då den kan hjälpa till att filtrera och sedimentera partikulär fosfor (Kadlec & Wallace, 2008). Båda dessa våtmarker har problem med mycket fisk som kan orsaka resuspension av sedimenten och virvla upp sedimenterad fosfor (Kadlec *m.fl.*, 2010). Örsundsbro våtmark har som tidigare nämnt en liten yta och troligtvis en hög hydraulisk effektivitet. Örsundsbro har också mer övervattensvegetation som kan fungera som ett filter för partikulärt fosfor.



Figur 42. Ytspecifik avskiljning av totalfosfor i relation till belastning. Varje punkt representerar en våtmarks avskiljning och belastning av totalfosfor i medeltal för utvärderad driftsperiod. Brannäs och Örsundsbro våtmark representeras av två punkter vardera. Ekeby och Alhagens första driftperioder med enbart säsongsdrift har uteslutits ur figuren.

Inkommande halter av BOD₇ varierade mellan de olika våtmarkerna medan utgående halter var relativt lika (fig 43). De utgående halterna var till synes oberoende av inkommande halter vilket indikerar att den utgående halten representerat en bakgrundshalt i utgående vatten från våtmarkerna. Både våtmark Alhagen och Brannäs våtmark hade innan SBR-anläggningen togs i drift mycket höga inkommande halter BOD₇, vilka sedan SBR tagits i bruk reducerades markant. Den stora skillnaden i inkommande halt påverkade dock inte halten ut nämnvärt, mindre än 5 mg/l uppmättes i medeltal i utgående vatten både före och efter start av SBR för båda våtmarkerna. Liknande resultat visades i en behandlingsvåtmark i Colombia, Missouri (Kadlec 2010) där inkommande BOD₇ till våtmarken ökade från 26 till 47 mg/l medan utgående halt var relativt oförändrad med 9,4 +/-3,4 mg/l.



Figur 43. Utgående halt BOD₇ avsatt mot inkommande halt. Varje punkt representerar en våtmarks inkommande och utgående halt av BOD₇ i medeltal för utvärderad driftperiod.

Trots att våtmarkerna reducerade BOD₇ mycket väl kan för höga inkommande halter orsaka problem för våtmarkens övriga reningsfunktioner. Vid nedbrytningen av organiskt material (BOD) krävs syre vilket ger mindre syre kvar till den syrekrävande nitrifikationen. Syrebrist kan dessutom ge upphov till att järnbunden fosfor frigörs från sedimenten. Det är därför viktigt att reningsverkets funktion är stabil för att undvika för höga halter BOD₇ in till våtmarken. Även för höga halter av ammoniumkväve i inkommande vatten kan försvåra för en våtmarks reningsfunktion genom att störa växternas etablering och samtidigt verka mycket syretärande (Neuschütz 2002). Vikten av att hitta en stabil nivå i reningsverket som fungerar med våtmarken är mycket viktig om våtmarken ska kunna reducera både kväve och fosfor.

4.3 Skötsel

Hur mycket skötsel en anlagd våtmark kräver varierar mycket beroende på dess utformning och syfte. I en våtmark där stor vikt läggs vid rekreation och tillgänglighet för allmänheten krävs mer av så kallad parkskötsel för att vägar ska vara framkomliga och miljön tilltalande. Är våtmarkens funktion som potentiell fågelokal en viktig aspekt krävs ytterligare andra åtgärder, som till exempel anpassning av dammar och skötsel efter fåglarnas häcknings- och flyttperioder eller för allmänhetens del, byggandet av fågeltorn. Likaså kan det i en kraftigt belastad våtmark finnas ett större behov av att rensa inloppsdammar och kanaler på ansamlad sediment än i en lågt belastad våtmark.

I de sju våtmarkerna sker förutom vattenprovtagning och uppföljning också kontinuerlig allmän tillsyn där det kontrolleras att allt är helt och att vattnet flödar som det ska. Tillsynen sker oftast i samband med vattenprovtagningen. Utöver detta skiljer sig behovet av skötsel åt mellan våtmarkerna.

Våtmark Alhagen och Brannäs våtmark belastas omväxlande med vatten i olika delar av våtmarkerna. Detta sköts genom manuell öppning och stängning av luckor mellan dammarna. I våtmark Alhagen öppnas och stängs luckor fyra gånger per vecka (Byström 2010) medan det i Brannäs våtmark görs två gånger per vecka (Andersson & Ridderstolpe 2009). Under vintertid får luckorna stå lite öppna så att vattnet hela tiden är i rörelse, vilket förhindrar isbildning (Karlsson, Måhlgren muntl. 2010). I Trosa och Vagnhärads våtmark används en liknande princip där översilningsytan automatiskt beskickas växelvis i 8 respektive 6 olika sektioner.

I Brannäs våtmark töms den inledande fördelningsbassängen på sediment 2 gånger per år. Även kanalerna mellan dammarna har rensats vid några tillfällen (Karlsson muntl. 2010). Rensning av utloppskanalen har också gjorts i Ekeby våtmark (Gustafsson muntl. 2010). I våtmark Alhagen har Krokån, som förbinder den övre våtmarken med den nedre, rensats på grund av kraftig tillväxt av vattenpest som stoppade upp flödet. Örsundsbro våtmark konstruerades med en sedimenteringsdamm där ingen växtlighet planterades in för att underlätta för en eventuell tömning. Det har dock inte funnits något behov av detta ännu (Walgeborg muntl. 2010).

I de våtmarker som har en översilningsyta, Alhagen, Trosa och Vagnhärad, skördas denna en gång per år. Detta bidrar till en förbättrad hydraulik där tubbildning och kanalisering av

vattnet motverkas. En bandgående maskin används för att skörda ytorna (fig.44) och klippt vegetation finfördelas på översilningsytan för att fungera som kolkälla för denitrifikation (Reimer; Andersson, muntl. 2010).



Figur 44. Skörd av översilningytan i Trosa våtmark med bandgående maskin. (Foto: Lars Norén, Trotab).

Magle våtmark har ingen översilningsyta, men här skördas växterna i dammarna, både över- och undervattensväxter (fig.45), en gång per år och transporteras sedan iväg. På senare år har det övervägande varit vass och kaveldun som har skördats eftersom undervattensvegetationen minskat mycket, en del grönslick skördas dock fortfarande. Tanken med detta är att kväve och fosfor som tagits upp av växterna tas bort från systemet (Nilsson muntl. 2010) istället för att frigöras till vattnet igen när växterna bryts ned.

Studier utfördes under våtmarkens första driftsår för att se hur mycket kväve och fosfor som potentiellt kunde avlägsnas genom skörd av grönslick och vattenpest som det fanns mycket av i våtmarken då. På en kvadratmeterstor yta uppskattades yttäckningen till 86 % vattenpest och 30 % grönslick. Detta gav resultatet att skörd potentiellt kunde avskilja 0,37 g fosfor och 3,0 g kväve per kvadratmeter grönslick samt 0,50 g fosfor och 2,0 g kväve per kvadratmeter vattenpest. Den maximala näringsmängden som därmed kunde avskiljas vid skörd i Magle våtmark beräknades till 22 kg fosfor och 177 kg kväve i grönslick respektive 85 kg fosfor och 195 kg kväve i vattenpest. Detta beräknades på att hela dammarna skördades och att 6 ha bestod av grönslick och 17,2 ha av vattenpest. Belastningen av totalkväve och totalfosfor i Magle våtmark var i medeltal 4566 kg/(ha·år) kväve och 38 kg/(ha·år) fosfor under perioden 1996-2009. En årlig skörd skulle då potentiellt kunna avskilja 0,4 % av inkommande kväve och 14 % av inkommande fosfor. Detta visar att för avskiljning av fosfor fanns en potential till betydande avskiljning genom skörd medan det för kväve enbart hade en marginell inverkan. Detta bekräftas i en studie av Toet (2005) där skörd av vegetationen var effektiv i lågt belastade våtmarker där belastningen av kväve var mindre än 1200 kg/(ha·år) och för fosfor mindre än 300 kg/(ha·år). Vymazal (2007) visade ett liknande resultat för behandlingsvåtmarker, där skörd kunde vara viktigt för avskiljningen om belastningen var mindre än 1000-2000 kg/(ha·år) kväve samt 100-200 kg/(ha·år) fosfor.

Eftersom vegetationen numera ser annorlunda ut i Magle våtmark med en mycket mindre andel undervattensvegetation är det svårt att säga nyttan av skörden ur näringsmässig synpunkt i nuläget. Eventuellt skulle det gynna kväveavskiljningen mer om vegetationen fick vara kvar och istället fungera som kolkälla för denitrifikationen.



Figur 45. Skörd av övervattens- och undervattensvegetation sker årligen i dammarna i Magle våtmark. (Foto: Linda Flyckt)

Skötsel av omgivningarna, såsom klippning av kanter och vägar utförs i större eller mindre omfattning i alla våtmarkerna. I våtmark Alhagen klipps vallkanter och strandängar flera gånger per år för att bibehålla framkomligheten för allmänheten (Måhlgren muntl. 2010). Då våtmark Alhagen är en mycket välbesökt fågellokal finns en del skötselåtgärder som åsyftar till att främja fågellivet, till detta hör till exempel rensning av trådalger och annan vegetation som täcker vattenytan i Starrträsk i den nedre delen av våtmarken (Byström 2010) I Brannäs våtmark klipps vägarna varannan vecka under sommartid samt att träd och sly rensas bort vid behov (Karlsson muntl. 2010). Omgivningarna kring Magle våtmark klipps en eller två gånger per år för att bibehålla tillgängligheten (Nilsson muntl. 2010). I Ekeby våtmark sker relativt mycket skötsel runt omkring våtmarken, för att främja allmänhetens rekreation i området (Gustafsson muntl. 2010). I Örsundsbro våtmark sker mindre parkskötsel en gång per år då ogräs rensas längs dammkanterna. Detta görs av skolungdomar genom kommunen (Walgeborg muntl. 2010). Även i Trosa och Vagnhärad sker skötsel i form av gräsklippning bland annat för att hålla vägar och vallkanter öppna (Byström, 2003).

Hur mycket skötsel en anlagd våtmark egentligen behöver för att fungera som en reningsanläggning är en utvärdering som behöver göras för varje enskild våtmark, eftersom våtmarkerna är ekosystem som alla fungerar på olika sätt. En efterpoleringsvåtmark är ofta kraftigt belastad vilket gör att man kan anta att det skulle ackumuleras stora mängder sediment, vilket efter ett antal år kan grunda upp våtmarken och försämra dess funktion. En kraftig tillväxt av övervattensvegetation skulle potentiellt sett också kunna grunda upp en våtmark (Vought & Lacoursière, 2002). Trots en hög tillväxt i de flesta våtmarker är ofta tillgången på organiskt material den begränsande faktorn för denitrifikationen (Andersson & Ridderstolpe 2009). Att en våtmark kommit upp i ålder behöver inte nödvändigtvis betyda att

reningsfunktionen försämras och att det finns behov av regenerering. I exemplet Brannäs våtmark har endast en marginell uppgrundning av våtmarken skett sedan start, trots en drifttid på 17 år och endast mycket begränsad skötsel. I norra dammsystemets första damm uppmättes en sedimentackumulation på 5-10 cm vilket i detta fall är en liten uppgrundning (Andersson & Ridderstolpe 2009). En stor del av sedimentationen bör ske i de inledande dammarna, varför sedimenttjockleken troligtvis är mindre i våtmarkens övriga dammar. Bidragande till den marginella mängden ansamlad sediment är sannolikt att det i Brannäs våtmark också finns en sedimenteringsdamm innan de första dammarna i norra och södra systemet, som regelbundet töms på sediment.

Det finns skäl att tro att det i de andra våtmarkerna ser liknande ut vad gäller uppgrundning i våtmarkerna. I Örsundsbro till exempel har den inledande sedimentationsdammen hittills inte behövt tömmas. Sämre reningsresultat i våtmarken kan vara en antydning till uppgrundning av våtmarken men det kan också finnas andra orsaker, såsom minskad växtlighet, försämrade syrgasförhållanden för nitrifikation, för goda syrgasförhållanden för denitrifikation eller en förändrad sammansättning av inkommande avloppsvatten vilket förändrar den kemiska balansen. Houghton Lake, ett våtmarkssystem i USA har varit i drift i över 30 år. Där uppmättes mängden ackumulerat sediment till 2 cm per år i inloppet och 1,3 cm per år i övriga delar av våtmarken. Denna våtmark fungerar fortfarande bra utan att restaurering eller bortförsel av sediment behövt göras (Kadlec 2009).

Ett exempel på en behandlingsvåtmark där regenerering har behövt göras är Orlando Easterly wetland i USA. Efter 13 års drift började fosforretentionen avta med toppar i utgående halt under vintertid. Tester visade att den hydrauliska effektiviteten hade försämrats, att vegetationen hade förändrats till att innehålla mer terrestra arter samt att vissa delar av våtmarken blivit en fosforkälla istället för en fosforfälla. För att åtgärda detta tömdes delar av våtmarken på vegetation och sediment. Öar konstruerades för att förbättra hydrauliken vartefter vegetation återetablerades. Åtgärden var lyckad och fosforretentionen förbättrades men återgick inte direkt till funktionen den hade innan, vilket kan antyda att våtmarken befann sig i en uppstartsperiod innan funktionen helt skulle återställas (Wang *m.fl* 2006).

Det är tydligt att behandlingsvåtmarker kan fungera väl i många år och att de också är individuella i frågan om hur mycket skötsel de behöver eller när och om våtmarken behöver restaureras. När det gäller Brannäs våtmark var de tillfälliga topparna i utgående fosforhalt sommartid troligen en följd av syrefria förhållanden i delar av våtmarken i samband med bytet av fällningskemikalie till en järnbaserad. Detta snarare än att våtmarken börjat släppa fosfor på grund av sedimentackumulation. Eftersom nästintill ingen skötsel utförts i dammarna är övervattensvegetationen tät i delar av Brannäs våtmark (Andersson & Ridderstolpe 2009) vilket kan påverka hydrauliken och bidra till hydraulisk kortslutning. En försämrad hydraulik kan ge upphov till att syrefria delar uppstår där vattnet inte flödar. Viss skörd av övervattensvegetationen kan förhindra att den blir så tät att sediment byggs upp i vissa delar och kanalisering av vattnet uppstår (Vought & Lacoursière, 2002).

4.4 Kostnader

Kostnaden för att anlägga och driva en efterpoleringsvåtmark varierar stort beroende på bland annat markköp, projekteringskostnader, konstruktionskostnader, utformning, geologin där våtmarken anläggs, behov av tryckledning, skötselbehov och pumpkostnader. De sju studerade våtmarkerna skiljer sig åt på de flesta av dessa punkter vilket är viktigt att ta hänsyn till när kostnaderna jämförs.

Investeringskostnaden för våtmarkerna vid deras respektive anläggningsår varierade mellan 5 miljoner kronor (Brannäs och Vagnhärads våtmark) och 16 miljoner kronor (Ekeby våtmark) (Tabell 5). Årlig driftkostnad varierar mellan 100 000 och 400 000 kronor för våtmarkerna medan pumpkostnaden varierar mellan 0 och 215 000 kronor. Örsundsbro våtmark saknas i denna jämförelse då kostnader inte funnits tillgängliga.

Tabell 5. Anläggningsår, våtmarksyta, investeringskostnad och årlig driftkostnad samt pumpkostnad för sex av de studerade våtmarkerna. Investeringskostnaden har angetts i penningvärdet för det år respektive våtmark anlades samt i penningvärdet för år 2008 för att göra dessa kostnader jämförbara.

		Ekeby	Alhagen	Brannäs	Magle	Trosa	Vagnhärad
Anläggningsår		1998	1997	1993	1995	2003	2001
Våtmarksyta	ha	28	28	23	20	5,3	2,3
Invest. Kostnad	Mkr	16	13,5	5	7	10	5
Invest. kostnad 2008	Mkr	23	20	8	11	12	7
Driftkostnad	tkr/år	200	400	100	250	210	140
Pumpkostnad ¹	tkr/år	0	215	175	0	70	60

¹ Pumpkostnad är beräknad baserat på Brannäs våtmarks 175 000 kr för år 2009 och utgör därför endast en uppskattning. I Ekeby våtmark rör sig vattnet genom självfall. I Magle ersatte pumpningen av vatten till våtmarken den tidigare pumpningen till Finjasjön och utgör därför ingen extra kostnad.

4.4.1 Investeringskostnader

Högst investeringskostnad hade Ekeby våtmark och våtmark Alhagen med 16 miljoner (1998) respektive 13,5 miljoner kronor (1997) (se bilaga 2 för fördelning av investeringskostnader). Dessa våtmarker är också störst till ytan med sina 28 hektar. För våtmark Alhagen var kontrollprogram och miljökonsekvensbeskrivningar en stor del av investeringskostnaden (Krantz & Hjerpe, 2000). För Ekeby var en stor del av kostnaden det omfattande grävarbetet med utformningen av 8 dammar separerade av vallar samt omläggning av en optokabel som korsade våtmarksområdet (Linde & Alsbro, 2000). Brannäs våtmark hade en låg investeringskostnad på 5 miljoner (1993). Anläggandet av våtmarken fick låga omkostnader då området redan var ett delvis blött och utformningen till stor del styrdes av hur terrängen såg ut på platsen (Wittgren *m.fl.*, 1994). Trosa våtmark hade en investeringskostnad på 10 miljoner kronor (2003). I jämförelse med de andra våtmarkerna var detta en dyr anläggning med tanke på att ytan bara är 5,3 ha. Anledningen till den höga kostnaden var att man planerade för ett nytt reningsverk på samma plats där våtmarken anlades vilket resulterade i mycket högre kostnader än vad det annars skulle ha blivit.

4.4.2 Driftkostnader

Årliga driftkostnader för våtmarkerna är relativt låga. Exklusive pumpkostnad har Brannäs våtmark den lägsta driftkostnaden på 100 000 kronor och våtmark Alhagen den högsta på 400 000 kronor (Tabell 5). Med en adderad pumpkostnad varierar den årliga totala driftkostnaden för våtmarkerna mellan ungefär 200 000 och 600 000 kronor. Pumpkostnaden innebär huvudsakligen en elkostnad för att driva pumpen. För de reningsverk som behöver pumpa vatten till våtmarken utgör denna kostnad en väsentlig del av den årliga driften. För Brannäs våtmark var uppmätt pumpkostnad 175 000 kronor år 2009. Av den totala årliga kostnaden på 275 000 kronor för att driva Brannäs våtmark utgör pumpkostnaden ungefär 60 %. För Alhagen, Trosa och Vagnhärads våtmarker utgör den beräknade pumpkostnaden omkring 30 % av den totala driftkostnaden. Att pumpkostnaden utgör en så stor del av den totala driftkostnaden för Brannäs våtmark beror mycket på att driftkostnaden för skötsel och provtagning är låg (100 000 kr). Hur stor den årliga pumpkostnaden blir för en våtmark beror på elförbrukningen och elpriset. Hur stor elförbrukningen sedan blir beror på pumpeffekten, som i sin tur beror på vattenflöde, nivåskillnaden mellan reningsverk och våtmark samt friktion i ledningen. Pumpkostnaderna för de andra våtmarkerna är beräknade och uppskattade med Brannäs våtmark som grund varför de verkliga kostnaderna för dessa våtmarker kan skilja sig något beroende på den verkliga elförbrukningen, nivåskillnaden mellan reningsverk och våtmark etc. Brannäs våtmark har en pumpkapacitet på ungefär 400 m³/h och pumpar avloppsvattnet från reningsverket 1800 meter till våtmarken. För år 2009 var elförbrukningen 133 W/m³ vilket beräknat med ett flöde på 1 538 155 m³ gav en elförbrukning på 204 574 kW (Karlsson muntl. 2010). Eftersom vattnet till Ekeby våtmark rinner genom självfall ger detta våtmarken en låg total driftkostnad på 200 000 kronor per år. Hade våtmarken placerats längre bort från reningsverket hade den årliga kostnaden för att pumpa vatten troligtvis utgjort en mycket stor del med tanke på det höga inflödet (Tabell 2). Finns möjligheten att placera våtmarken nära reningsverket kan detta sänka kostnaderna väsentligt.

Bortsett från pumpkostnader så beror skillnader i driftkostnad för våtmarkerna mycket på vad för typ av skötsel och tillsyn som utförs. I våtmark Alhagen är den årliga driftkostnaden ungefär 400 000 kr. Tjänster köps för cirka 130 000 kr per år för att bibehålla våtmarkens funktion, i vilket slätter av översilningsytan ingår. I övrigt tar våtmarken ungefär en tredjedels tjänst i anspråk för tillsyn, öppning och stängning av luckor samt provtagning (Måhlgren muntl. 2010).

I Ekeby våtmark utförs skötsel av våtmarken och parkskötsel av Samhall till en fast kostnad av 60 000 kr per år. Tillsyn av våtmarken beräknas kosta 30 000 kr/år medan provtagning och analys kostar ca 100 000 kr per år. Vissa år blir kostnaden högre om till exempel kanalen i utloppet måste rensas, men i genomsnitt är den totala driftkostnaden 200 000 kr per år. (Gustafsson muntl. 2010)

I Magle våtmark utgörs driftkostnaden på ungefär 250 000 kr per år av provtagning, analys och tillsyn samt skötsel av våtmarken, så som en årlig skörd av dammarna där klippt vegetation transporteras iväg (Nilsson muntl. 2010).

I Brännäs våtmark är driftkostnaden låg, cirka 100 000 kronor per år i nuläget. Ungefär 70 000 kr av dessa är provtagning, analys samt öppning och stängning av luckor två gånger per vecka. Fördelningsbassängen töms årligen för mellan 10 000 och 30 000 kr. Enstaka år har skogsvård utförts vilket då ökat driftkostnaden något. I övrigt klipps vägar och vägkanter varannan vecka under sommaren. Driftkostnaden kommer troligtvis att bli högre i framtiden då någon typ av restaurering kommer att behöva utföras i våtmarken (Karlsson muntl. 2010).

Trosa våtmark och Vagnhärads våtmark hade år 2009 driftkostnader på 210 000 kr respektive 140 000 kr (en beräknad pumpkostnad har dragits av). I dessa kostnader ingick skötsel av våtmarkerna med bland annat en årlig skörd av översilningsytorna i respektive våtmark, provtagning och analys samt tillsyn ungefär en gång per vecka (Olsson muntl. 2010). Driftkostnaden för Trosa våtmark var något högre än normalt detta år, då det tillkom en del extra kostnader i samband med fosforsläppen som inträffade under sommaren.

4.4.3 Nyckeltal för avskiljning av kväve och fosfor

Kostnaden för att avskilja kväve och fosfor varierade stort mellan våtmarkerna då kostnaden baserades på anläggningskostnad, driftkostnad, pumpkostnad samt hur mycket kväve respektive fosfor varje våtmark avskiljde på ett år. En stor betydelse för hur stor den årliga kapitalkostnaden blev för våtmarkerna var hur lång avskrivningstid som användes. Hur kostnaden sedan fördelades mellan kväve och fosfor var också väsentligt för resultatet.

För att se effekten av val av avskrivningstid utfördes två beräkningar med avskrivningstiden 20 år respektive 30 år. Med avskrivningstiden 20 år och hela kostnaden lagd på kväve varierade kostnaden mellan cirka 30 och 190 kr per avskiljt kg kväve med ett medeltal på 90 kr/kg (Tabell 6). För att inte lägga hela kostnaden på fosfor lades en del av kostnaden på kväve för dessa beräkningar (metod s.22). Kostnaden för att avskilja fosfor varierade mellan 0 och 4700 kr/kg avskiljt fosfor med ett medeltal på 1700 kr/kg. Den totala driftkostnaden per år motsvarade i medeltal 30 % av den årliga kostnaden. Med avskrivningstiden 30 år var kostnaden 20-150 kr/kg avskiljt kväve med ett medeltal på 70 kr/kg kväve. Kostnaden för att avskilja fosfor varierade mellan 0 och 3670 kr/kg avskiljt fosfor med medeltalet 1400 kr/kg. Den totala driftkostnaden per år motsvarade ungefär 40 % av den årliga kostnaden.

Tabell 6. Anläggningsår, våtmarksyta och medelavskiljning av kväve resp. fosfor. Årlig kostnad (kapitalkostnad, driftkostnad och pumpkostnad) och procent av denna kostnad som är total driftkostnad samt kostnad per kg avskiljt kväve och fosfor anges med en avskrivningstid på 20 respektive 30 år.

		Ekeby	Alhagen	Brannäs	Magle	Trosa	Vagnhärad
Anläggningsår		1998	1997	1993	1995	2003	2001
Våtmarksyta	<i>ha</i>	28	28	23	20	5,3	2,3
Avskiljning N	<i>kg/år</i>	45 500	28 300	12 200	21 300	5000	2 900
Avskiljning P	<i>kg/år</i>	1 700	380	600	200	160	230
Avskrivningstid 20 år							
Årlig kostnad	<i>tkr/år</i>	1 400	1 650	700	830	930	540
Total drift	<i>%</i>	14	37	39	30	30	37
Avskiljt N	<i>kr/kg</i>	30	60	60	40	190	190
Avskiljt P	<i>kr/kg</i>	0	2070	550	860	4700	1950
Avskrivningstid 30 år							
Årlig kostnad	<i>tkr/år</i>	1000	1 300	560	640	710	430
Total drift	<i>%</i>	20	47	49	39	36	41
Avskiljt N	<i>kr/kg</i>	20	50	50	30	140	150
Avskiljt P	<i>kr/kg</i>	0	1800	500	840	3670	1570

Ekeby våtmark har en mycket låg kostnad på mellan 20 och 30 kr/kg avskiljt kväve och 0 kr/kg avskiljt fosfor (eftersom en del av kostnaden lades på kväve). Att Ekeby får en så låg kostnad beror dels på att våtmarken är högt belastad och därför har möjligheten att avskilja många kg kväve och fosfor och dels på att den totala årliga driftkostnaden är låg. Trosa våtmark har en förhållandevis hög kostnad för kväveavskiljning på 140-190 kr/kg. Det är dock viktigt att tänka på att de olika våtmarkerna utför olika stora delar av reningsprocessen när kostnaderna jämförs med varandra. Ekeby tar emot välnitrifierat vatten och våtmarken ska därför huvudsakligen denitrifiera vattnet. Trosa våtmark tar emot vatten med en stor andel ammoniumkväve och ska därför både nitrifiera och denitrifiera varför det inte är konstigt att kostnaden också blir högre. Även här bör det poängteras att kapitalkostnaden för Trosa våtmark är högre än den borde vara på grund av att en del av investeringskostnaden var för planeringen av ett nytt reningsverk. Vagnhärad våtmark har en ungefär lika stor kostnad för rening av kväve som Trosa våtmark, mellan 150 och 190 kr/kg. Vagnhärad våtmark är minst till ytan sett, har lägst inflöde och avskiljer följaktligen också det lägsta antalet kilogram kväve varpå kostnaden blir hög i jämförelse med de andra. När kostnaderna jämförs och hela kostnaden är lagd på kväve som i den här jämförelsen, är det viktigt att ta i beaktande att för denna kostnad avskiljs även fosfor.

Dessa kostnader kan jämföras med beräknade kostnader för att minska utsläppen av kväve och fosfor till Östersjön (Naturvårdsverket, 2009b). Där beräknas att för reningsverken att

förbättra fosforeringen till en utgående halt på 0,2 mg/l, blir kostnaden i medeltal 180 kr/kg fosfor, om endast en ökning av fällningskemikalie behövs. På de reningsverk där ytterligare åtgärder behöver göras blir kostnaden i medeltal 5000 kr/kg fosfor. För att nå en utgående halt på 0,1 mg/l fosfor beräknas kostnaden till i medeltal 3100 kr/kg respektive 7900 kr/kg beroende på vilken typ av ombyggnad som krävs på det enskilda avloppsreningsverket. För våtmarkerna ligger utgående halt totalfosfor på under 0,2 mg/l i medeltal och i vissa fall så lågt som 0,11 mg/l. Den genomsnittliga kostnaden för att uppnå detta var mellan 1400 och 1700 kr/kg fosfor vilket blir ett mycket kostnadseffektivt alternativ till att bygga om på reningsverken. För kväve beräknas kostnaden till i medeltal 140 kr/kg för att uppnå en kväverening på 70 % i de reningsverk som i nuläget helt saknar kväverening. I denna studie hamnar medelkostnaden på 70-90 kr/kg kväve, med en varierande reningsgrad av kväve på mellan 15 och 70 % för våtmarkerna.

Kostnaden för att rena kväve och fosfor i våtmarker varierar beroende på förutsättningar men det står sig som ett kostnadseffektivt alternativ. De större våtmarkerna i den här jämförelsen gav en lägre kostnad per kg avskilt kväve eller fosfor än de mindre, eftersom en större våtmark har möjligheten att avskilja fler kilogram på ett år. Mycket viktigt att ha i åtanke vid jämförelser med åtgärder på ett reningsverk är att i reningsverket ger en åtgärd en förbättrad rening av antingen kväve eller fosfor. En våtmark däremot avskiljer både kväve och fosfor samt BOD, smittämnen och läkemedelsrester (Näslund, 2010). Samtidigt blir en våtmark ofta en tillgång för både allmänheten och den biologiska mångfalden.

4.5 Våtmarkernas funktion för rekreation och djurliv

Rekreation och tillgänglighet för allmänheten är ofta en viktig del när våtmarker konstrueras. I Magle våtmark finns till exempel en utsiktsplattform, ett gömsle samt flertalet bänkar utplacerade (Hässleholms Vatten 2007). I våtmarken finns ett rikt fågelliv, även om artrikedomen har minskat de senaste åren. Göingebygdens biologiska förening genomför varje år två fågelräkningar i Magle våtmark. Då de anser att den stora mängden fisk i våtmarken konkurrerar med fåglarna har föreningen också hjälpt till med reduktionsfiske. (Nilsson muntl. 2010)

Även i Ekeby våtmark är fågellivet rikt. Två fågeltorn finns uppsatta (fig.46) och ornitologer har byggt upp en grund strand i en del av våtmarken för att gynna vadarfåglar (Gustafsson muntl. 2010). Ekeby våtmark utformades för att ge ett positivt inslag i närmiljön, bland annat konstruerades en park i mitten av våtmarksområdet där olika biotoper gynnas och där bord och bänkar finns uppsatta för allmänheten (Linde & Alsbro 2000). Det finns också mycket fisk i Ekeby våtmark, vilket till stor del ses som negativt för våtmarkens funktion som reningsanläggning. Inget reduktionsfiske har hittills utförts för att försöka minska populationen men eventuellt kan det bli aktuellt i framtiden (Gustafsson muntl. 2010).



Figur 46. Rastplats och fågeltorn i Ekeby våtmark samt fågelliv vid en av dammarna.
(Foton: Linda Flyckt)

Våtmark Alhagen är också en viktig fågellokal och används mycket av allmänheten, både för rekreation och för skolungdomar som har undervisning kopplad till våtmarken. I och med att våtmarken anlades ökade tillgängligheten i området med omkring 70-80 %. Havsöring har planterats in i våtmarkens utlopp, vilket har varit en framgång då de återkommer för att leka. Även bäver har dykt upp i våtmarken. (Måhlgren muntl. 2010)

I Brannäs våtmark finns fågeltorn uppsatta och många olika fågelarter trivs där. Liksom för Alhagen har bäver setts här. Våtmarken har varit välbesökt av både skolor och andra intresserade under åren, särskilt mycket under våtmarkens första driftsår då Brannäs när den anlades var den första stora våtmarksanläggningen i Sverige. (Karlsson muntl. 2010) Under de första åren hade man personal som på deltid tog hand om alla studiebesök till våtmarken (Andersson muntl. 2010).

Både Trosa och Vagnhärads våtmarker används flitigt av allmänheten och många skolklasser och studiegrupper använder dem i studiesyfte (Reimer muntl. 2010). Örsundbro våtmark besöks ibland av allmänheten och en del fåglar häckar där men rekreation eller djurliv var aldrig något huvudsyfte när våtmarken anlades (Walgeborg muntl.2010).

4.6 Valet av våtmarksteknik

Generellt sett har valet av våtmarksteknik varit en bra investering för kommunerna. Enligt Per-Åke Nilsson (muntl. 2010) var anläggandet av Magle våtmark ett bra val och utgjorde då den bästa lösningen för att förbättra vattenkvaliteten i utgående vatten till Finjasjön. I dag gör dock hårdare krav i miljölagstiftningen och från EU att det i många fall är enklare att bygga en bassäng inomhus. Inställningen till våtmarken har varit mycket positiv hela tiden och våtmarken bidrar med mycket mer än enbart vattenrening för allmänheten.

Valet att anlägga våtmark Alhagen var ett bra val enligt Jörgen Måhlgren (muntl. 2010). I början var allmänhetens inställning till våtmarken blandad med farhågor om smittspridning och en ökad förekomst av mygg men numera är bilden enbart positiv. De problem som fanns i början, då inkommande vatten innehöll för mycket BOD vilket ledde till syrefria bottnar och

svavelvätebildning, gav upphov till en del klagomål från allmänheten. Med en öppen dialog och en senare ombyggnad av reningsverket för att minska inkommande halt BOD, löstes detta utan problem.

Brannäs våtmark utgjorde en god investering och har varit mycket bra för Oxelösund som ort (Karlsson muntl. 2010). Dock skedde inte tillräckligt mycket nitrifikation i våtmarken varför man valde att komplettera reningsverket med en SBR- anläggning. Eventuellt hade en liknande funktion kunnat uppnås genom att istället komplettera den befintliga våtmarken med en syresättande översilningsyta.

Ekeby våtmark var en bra investering och har fyllt sitt syfte väl när det gäller vattenrening, samtidigt som våtmarken har varit bra i studiesyfte och PR-syfte (Gustafsson muntl. 2010).

Vid anläggandet av Trosa och Vagnhärads våtmarker var allmänhetens inställning mycket positiv och är det fortfarande enligt Karl-Axel Reimer (muntl. 2010). Trosa och Vagnhärads våtmarker kan komma att förändras då det finns planer på att bygga ett nytt reningsverk i Trosa dit både Vagnhärads och Trosas vatten samlas. Detta reningsverk är planerat att ligga invid Trosa våtmark och planer på att då eventuellt utöka Trosa våtmark finns också.

I Örsundsbro har valet av våtmarksteknik varit mycket positivt och om samma val hade gjorts idag hade troligen våtmark valts igen (Walgeborg muntl.2010). För ett litet reningsverk som det i Örsundsbro passade tekniken mycket bra då en större ombyggnad av reningsverket kanske inte hade varit ekonomiskt möjlig.

5. Slutsatser

Generellt sett har våtmarkerna fungerat bra under den utvärderade perioden i förhållande till de mål som satts upp. I medeltal har 30 % av inkommande mängd kväve till våtmarkerna avskiljts. Halten har i genomsnitt sjunkit från 22 mg/l till 13 mg/l. För fosfor har i genomsnitt 66 % av inkommande mängd avskiljts och halten har minskat från 0,37 mg/l till 0,11 mg/l. Halten BOD₇ reducerades till under 5 mg/l i utgående vatten från alla våtmarkerna. Värt att poängtera är också skillnaden mellan haltreduktion och mängdreduktion i våtmarken. En våtmark kan ha en bra haltreduktion och klara uppsatta gränsvärden men det betyder inte att den nödvändigtvis avskiljer många kilogram kväve per hektar våtmark.

Skötsel som har krävts för våtmarkernas funktion har varit tillsyn och provtagning samt skörd av översilningsytor och viss rensning av växtlighet och sediment i kanaler och utlopp. I övrigt har skötsel som syftar till att främja allmänhetens rekreation också utförts, såsom underhåll av vägar, vägkanter och fågeltorn samt gräsklippning. Hur mycket skötsel en våtmark behöver är svårt att säga generellt. Det beror på hur våtmarken är utformad, till exempel om skörd av en översilningsyta behöver göras. Det beror även på om våtmarken enbart syftar till att fungera som en reningsanläggning eller om anläggningen också har ett värde som rekreativ område. För våtmarkerna i denna studie utgör kostnaden för skötsel av våtmarken en förhållandevis liten del av den totala årliga kostnaden, i genomsnitt 20 %.

Någon tendens till att våtmarkernas funktion skulle försämrats över tid har inte kunnat ses. Våtmarkerna i denna studie har varit i drift under 7-17 år och det finns ingen indikation på att deras funktion kommer att försämrats med tiden. Våtmarkerna bör kunna fungera som reningsanläggningar under mycket lång tid. Det är dock viktigt att våtmarkernas reningsfunktion och hydraulik övervakas och följs upp för att i tid kunna upptäcka eventuella försämringar och behov av specifika underhålls- eller skötselåtgärder.

De tillfälliga släpp av fosfor som skett i några av våtmarkerna verkar vara kopplat till typ av fällningskemikalie i reningsverket. En järnbaserad fällningskemikalie gör att en stor del fosfor kan vara järnbunden i våtmarkens sediment. När syrebrist uppstår kan fosfor släppa från dessa bindningar. En aluminiumbaserad fällningskemikalie i reningsverket skulle därför kunna vara ett bättre alternativ för att undvika detta, då den inte är redoxberoende. Att undvika att delar av våtmarken tidvis blir syrefri är svårt då produktion och nedbrytning i våtmarken är svår att styra samt att tillfälliga höga inkommande halter av BOD₇ eller suspenderade ämnen från reningsverket inte går att förutse.

Kostnaden för att rena kväve och fosfor i våtmarkerna varierade stort. Till stor del berodde skillnaderna på kapitalkostnaden. Hur stor den årliga kapitalkostnaden blev berodde i sin tur på investeringskostnaden för våtmarkerna där de olika försätningarna vid anläggande spelade en stor roll, till exempel hur mycket grävarbete som behövde göras och avståndet mellan reningsverk och våtmark (ledningsdragningen är ofta en stor del av anläggningskostnaden). Den totala driftkostnaden för våtmarkerna inverkade också men till en mindre del då denna enbart utgjorde ca 30 % av kapitalkostnaden. Hur stor kostnaden per kilogram avskilt kväve eller fosfor blev berodde också på hur kostnaden fördelades mellan dessa två ämnen och vilken avskrivningstid som valdes. Med en avskrivningstid på 20 år varierade kostnaden för kväverening mellan 30 och 190 kr/kg avskilt kväve. Kostnaden för avskiljning av fosfor varierade mellan 0 och 4700 kr/kg, om en del av kostnaden lades på kväve. I jämförelse med åtgärder för att öka avskiljningen i reningsverk står sig våtmarker som ett kostnadseffektivt alternativ för rening av både kväve och fosfor. Viktigt att komma ihåg i jämförelsen med andra alternativ är också att en våtmark ger förutom rening av till exempel kväve, också en rening av fosfor, BOD, smittämnen och läkemedelsrester, vilket man inte får om en åtgärd för rening av kväve byggs på reningsverket. Ytterligare en viktig positiv aspekt med våtmarker är den tillgång de utgör för allmänheten samtidigt som de också bidrar till biologisk mångfald.

Slutsatserna av denna studie visar att våtmarkerna varit effektiva både reningsmässigt och kostnadsmässigt. Dessutom har de varit och är fortfarande uppskattade av allmänheten.

För vidare studier skulle det vara intressant att få en ännu klarare bild av vad som påverkar våtmarkernas funktion. Vilken betydelse har vegetationsutvecklingen för reningsfunktionen till exempel? Är det den sparsamma vegetationen som är anledningen till att Ekeby och Magle våtmark har en lägre procentuell avskiljning av kväve och fosfor än de andra våtmarkerna? Hur påverkar närvaron av fisk en våtmarks reningsfunktion? Ytterligare borde man undersöka betydelsen av den hydrauliska effektiviteten i våtmarkerna. Beror den goda reningsfunktionen i den relativt lilla våtmarken i Örsundsbro på en mycket hög hydraulisk effektivitet eller är det andra aspekter som spelar in?

6. Referenser

Tryckta referenser

Andersson J.L. och Kallner Bastviken S. (2002). *De fyra stora- en jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsvattenrening*. VA-forsk rapport 2002-6. Stockholm: Svenskt Vatten AB, Stockholm.

Andersson J.L., Kallner Bastviken S., Tonderski K.S. (2005). *Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden- nitrogen and phosphorous removal*. Water Science and Technology. 51(9):39-46.

Andersson J. och Ridderstople P. (2009) *Restaureringsplan för våtmark Oxelösund 2009*, Oxelö Energi. WRS Uppsala AB.

Andersson J.L., Wittgren H.B, Kallner Bastviken S, Ridderstople P, Hägermark I (2002) *Wetland Oxelösund, Sweden-the first five years of operation*. Natural wetlands for wastewater treatment in cold climates. Advances in Ecological Sciences vol. 12. WIT Press. ISBN: 1-85312-859-7 Southhampton, UK.

Bachand P.A.M, Horne A.J (2000) *Denitrification in constructed free- water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature*. Ecological Engineering. 14:17-32.

Black C.A, Wise W.R (2003) *Evaluation of past and potential phosphorous uptake at the Orlando Easterly Wetland*. Ecological Engineering. 21: 277-290.

Byström, Y. (2003) *Skötselplan Trosa och Vagnhärad's våtmarker*. WRS Uppsala AB.

Byström Y. (2010) *Skötsel och drift av våtmark Alhagen, vattenreningsanläggning och rekreationsområde*. Nynäshamns kommun, VA-avdelningen. Rapport nr 2010-0110-A. WRS Uppsala AB

Gunnarsson S (1997) *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten*. Examensarbete SLU, Institutionen för markvetenskap, avd. för vattenvårdslära. SLU-VV-SEMEX-28-SE

Hässleholms Vatten (1996-2009) *Magle våtmark- sammanställning av mätdata*.

Hässleholms Vatten (2007) *Magle våtmark-reningsverk och fågelparadis i Hässleholm*. Informationsbroschyr. Hässleholms Vatten AB.

Kallner Bastviken S, Weisner S.E.B, Thiere G, Svensson J.M, Ehde P.M, Tonderski K.S (2006) *Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands*. Nitrogen removal in treatment wetlands-factors influencing spatial and temporal variations. Dissertation no 1041. LiU Tryck, Linköping.

Kadlec R.H (2000) *The inadequacy of first-order treatment wetland models*. Ecological Engineering. 15:105-119.

- Kadlec R.H (2005a) *Nitrogen farming for pollution control*. Journal of Environmental Science and Health. 40:1307-1330.
- Kadlec R.H (2005b) *Phosphorus removal in emergent free surface wetlands*. Journal of environmental science and health. 40:1293-1306.
- Kadlec R.H, Cuvellier C, Stober T (2010) *Performance of the Colombia, Missouri, treatment wetland*. Ecological Engineering. 36: 672-684.
- Kadlec R. & Wallace S.D (2008). *Treatment wetlands*. CRC Press. Taylor and Francis Group. Boca Raton ISBN: 978-1-56670-526-4
- Krantz H, Hjerpe M (2000) *Användning av våtmarker för kommunalt dag- och avloppsvatten: Nuläge och framtida trender*. Vatten. 56:4. 273-278.
- Leonardson, L. (2002) *Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor?* Tonderski, K.S, Weisner, R., Landin, J., Oscarsson, H. Våtmarksboken - Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vastra Rapport 3, Vattenstrategiska forskningsprogrammet, Göteborgs Universitet. Bokakademien i Östergötland, Linköping
- Linde, L. & Alsbro, R. (2000) *Ekeby Wetland – The Largest Constructed SF Wetland in Sweden*, IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, London.
- Löwgren M, Frykblom P, Hjerpe M, Krantz H (2002) *Våtmarkernas kostnader, «onytta» och nytta*. Våtmarksboken - Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vastra Rapport 3, Vattenstrategiska forskningsprogrammet, Göteborgs Universitet. Bokakademien i Östergötland, Linköping.
- Marmbrant, A (2000) *Örsundsbro våtmark- studie av en anlagd våtmark med ytvattenflöde för efterpolering av fosfor och BOD*. Examensarbete vid Mälardalens högskola.
- Naturvårdsverket (2009a). *Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan- förslag till nationell åtgärdsplan*. Rapport 5830. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2009b). *Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan-konsekvensanalyser*. Rapport 5984. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Neuschütz C (2002) *Decreased submersed vegetation in a constructed wetland*. Master thesis in Plant Physiology. Nr 26. Department of Botany, Stockholm University.
- Näslund M (2010). *Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser under vinterförhållanden- En studie av fyra svenska våtmarker för avloppsvattenrening*. Examensarbete UPTEC W10 026. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet. ISSN 1401-5765. Geotryckeriet. Uppsala.
- Oxelö Energi AB, Skogsstyrelsen, Projekt Gröna Jobb (2006). *Oxelösunds avloppsreningsverk och Brännäs våtmark*. Informationsbroschyr.

- Persson P, Ståhl-Delbanco A (2005) *Reningseffekt mot kostnadseffektivitet i anlagda våtmarker*. Vatten 61:257-264.
- Stråe, D (2004a) *Årssammanställning- Trosa avloppsreningsanläggning 2003*. WRS Uppsala AB.
- Stråe, D (2004b) *Årssammanställning- Vagnhärad avloppsreningsanläggning 2003*. WRS Uppsala AB.
- Stråe, D (2005) *Årssammanställning- Vagnhärad avloppsreningsanläggning 2004*. WRS Uppsala AB.
- Toet S, Bouwman M, Cevaal A, Verhoeven J.T.A (2005) *Nutrient removal through autumn harvest of Phragmites australis Thypha latifolia shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent*. Journal of Environmental Science and Health.40:1133-1156.
- Tonderski K, Leonardsson L, Persson J, Wittgren H.B (2002) *Dammar och översvämningsmarker- utformning och effektivitet*. Våtmarksboken - Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vastra Rapport 3, Vattenstrategiska forskningsprogrammet, Göteborgs Universitet. Bokakademien i Östergötland, Linköping.
- Trosa kommun (2001) *Vagnhärad våtmark- effektivare rening för bättre vattenmiljö*. Informationsbroschyr.
- Trosa kommun (2003) *Resultatrapport- verksamhetskostnader för Vagnhärad våtmark*. Ekonomikontoret.
- Trosa kommun (2004) *Resultatrapport- verksamhetskostnader för Trosa våtmark*. Ekonomikontoret.
- Trosa kommun (2008) *Miljörapport- Vagnhärad reningsverk 2007*. Trosa kommun.
- Trosa kommun (2009) *Miljörapport- Vagnhärad reningsverk 2008*. Trosa kommun.
- Vought L.B.M, Lacoursiere J.O (2002) *Wetlands for treatment of polluted waters: Swedish experiences*. Natural wetlands for wastewater treatment in cold climates. Advances in Ecological Sciences vol. 12. WIT Press. ISBN: 1-85312-859-7 Southampton UK
- Vymazal, J (2007) *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Science of the total environment. 380: 48-65.
- Vymazal J, Brix H, Cooper P.F, Haberl R, Perfler R, Laber J (1998) *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. 1-15. Blackhuys publishers, Leiden. The Netherlands.
- Vymazal J, Greenway M, Tonderski K, Brix H, Mander Ü (2006) *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Wetlands and natural resource management. Ecological Studies, Vol 190. Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Wang H, Jawitz J.W, White J.R, Martinez C.J, Sees M.D (2006) *Rejuvenating the largest municipal treatment wetland in Florida*. Ecological Engineering. 26:132-146.

Wittgren H.B, Wallin H., Ridderstolpe P., Gunsell C. (1994) *Våtmark Oxelösund- Fullskaleförsök med kväverening I anlagda våtmarker*. Vatten. 50:145-153.

WRS Uppsala AB (2001) *Vagnhärad's våtmark- effektivare rening för bättre vattenmiljö*. Informationsbroschyr . Trosa kommun.

WRS (2004) *Resultat från kontroll och uppföljningsprogram 1999-2003. Nynäshamns kommun- Ny tillståndsansökan och MKB*. WRS Uppsala AB

WRS Uppsala AB & VA-ingenjörerna AB (2003) *Process- och driftsbeskrivning för Trosa våtmark*. Trosa Kommun.

Elektroniska referenser

Nynäshamns kommun (2008) *Nynäshamns avloppsreningsverk*. [www.nynashamn.se/Bygga-bo/Vatten-och-avlopp/Avloppsvatten/Avloppsreningsverk/Nynashamn.html] Uppdaterad 2008-06-02. Hämtad 2010-08-08.

SCB (2007) *Byggindex- Entreprenadindex E84- Jordarbeten*. Ett samarbete mellan Statistiska centralbyrån och Sveriges byggindustrier.

[www.byggindex.scb.se/pxweb2004/DATABASE/E84_Databas/EntreprenadindexE84/EntreprenadindexE84.asp] Uppdaterad 2007-03-13. Hämtad 2010-09-05

Trosa kommun (2010) *Välkommen till Trosa våtmark*. Informationstavla.

[new.trosa.se/PageFiles/2548/2010,%20slutversion%20f%C3%B6r%20skolan.pdf?epslanguage=sv] Uppdaterad 2010-11-30. Hämtad 2010-09-13

US Environmental Protection Agency (2000) *Constructed Wetlands-Treatment of municipal wastewater. Manual*. US EPA Office of Research and development, Cincinnati, Ohio.

[www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf] Hämtad 2010-05-15.

Muntliga referenser

Andersson, Jonas. Konsult, WRS Uppsala AB.

Gustafsson, Mattias. Processingenjör, Eskilstuna Energi & Miljö.

Karlsson, Ulf. Verksamhetschef vatten, avlopp och renhållning, Oxelö Energi.

Löwgren, Marianne, biolog och ekonom. Tidigare verksam vid Linköpings Universitet.

Måhlgren, Jörgen. Driftchef VA-enheten, Nynäshamns kommun.

Nilsson, Per-Åke. Processingenjör, Hässleholms Vatten.

Olsson, Madeleine. Tidigare VA-ingenjör på Trosa kommun.

Reimer, Karl-Axel. Tidigare kommunekolog på Trosa kommun.

Strömqvist, Johan. SMHI. Personlig e-post 2010-07-08.

Walgeborg, Viking. Driftchef, Vattenverk, process- och avloppsteknik, Enköpings kommun.

Bilagor

Bilaga 1: Intervjuenkät

Våtmarkens funktion

1. Har våtmarken fungerat tillfredställande under driftstiden? Tycker du att funktionen kan förbättras ytterligare?
2. Har rikt- eller gränsvärden uppnåtts för aktuella parametrar under åren?
3. Om det har varit problem med våtmarkens reningskapacitet, vad har det berott på? Vad har gjorts för att åtgärda eventuella problem?
4. Sker det tillrinning till våtmarken från omgivande marker? Sker läckage av vatten till eller från våtmarken? Uppstår det kanalisering eller dödzoner i våtmarken som försämrar reningen av vattnet?
5. Har våtmarken förändrats eller byggts om något under driftstiden? Vad var anledningen till detta?
6. Hur fungerar våtmarkens rening vintertid? Uppstår problem med isbildning?

Uppföljning & kontroll

1. Beskriv hur våtmarkens funktion kontrolleras: Var och hur tas prover? Hur ofta? Var och hur mäts flöden?
2. Har provtagningsprogrammet fungerat bra, dvs. gett tillförlitliga resultat?
3. Har förändringar gjorts av kontrollprogram och/eller flödesmätningar under driftstiden?
4. Har ni några särskilda erfarenheter kring uppföljning som ni skulle vilja delge andra?
5. Följs annat upp t.ex. av andra intresseorganisationer?

Vegetation

1. Hur ser våtmarkens vegetation ut (en förenklad bild)?
2. Har det gjorts inventeringar av vegetation och vegetationsförändringar i våtmarken?
3. Upplever ni att vegetationen gynnar vattenreningen på ett bra sätt, eller skulle ni vilja att vegetationen såg annorlunda ut?
4. Gjordes försök att etablera önskad vegetation vid våtmarkens anläggande? Vilka arter valdes och hur gick man tillväga? Har ni erfarenheter kring vegetationsetablering som ni skulle vilja delge andra?

Djurliv

1. Finns det fisk i våtmarken? Vilka arter har observerats? Upplever ni att fisken är ett problem, varför i sådant fall?

2. Har våtmarken tillfört lika stora värden för djurlivet (fåglar etc.) som ni förväntade?

Skötsel

1. Redogör för de skötselinsatser som görs i våtmarken under året:

- Moment som återkommer varje vecka? Tidsåtgång per vecka?
- Moment som återkommer några gånger per år? Tidsåtgång per år?

2. Har ni särskilda erfarenheter kring drift och skötsel som ni skulle vilja delge andra?

Ekonomi

1. Investeringar:

- Pumpstation vid reningsverket till våtmarken (kapacitet, kostnad)?
- Tryckledning till våtmarken (längd, kostnad)?
- Våtmarksanläggningen (kostnad)?
- Andra ombyggnationer som gjordes samtidigt?

2. Drift:

- Energi och kostnad för pumpning av vatten till våtmarken (kwh/år och kr/år)? Finns andra energikostnader som har med våtmarken att göra?
- Kostnader för personal (antal mantimmar per år och kostnad/år) – tid som har att göra med driften av våtmarken för att den ska fungera som reningssteg såsom provtagning, underhåll etc.
- Kostnader för köpta tjänster (kostnad/år)? – t.ex. slamsugning, rensning med grävmaskin, slåtter av översilningsytor etc.

3. Skötsel:

- Kostnader för personal (antal mantimmar per år och kostnad/år) – tid som har att göra med skötsel av våtmarken t.ex. för att hålla snyggt utmed promenadvägar, biotopvårdande insatser eller arbeten av ”parkskötselkaraktär”.
- Kostnader för köpta tjänster (kostnad/år)? t.ex. gallring av skog i anläggningen.

Konflikter och problem

1. Har det uppstått konflikter kring våtmarken sedan den byggdes?

2. Har det uppstått påtagliga problem med våtmarken (t.ex. dålig lukt som stört närboende, ökad myggförekomst)?

3. Hur har eventuella konflikter och problem hanterats/lösts?

Allmänhetens inställning

1. Hur var allmänhetens inställning när våtmarken byggdes? Hur har den förändrats med åren?

Speciella undersökningar i våtmarken

1. Har det gjorts några specialstudier i våtmarken (t.ex. i form av examensarbeten)?
Går de att få tag på?

Övrigt

1. Hur ser ni på våtmarken som potentiell spridare av smitta/smittämnen? Upplever ni det som ett problem?

2. Utifrån de erfarenheter ni har nu, tycker ni att våtmarkstekniken var ett bra val? Hade ni valt ett annat sätt att bygga ut reningen idag?

Bilaga 2: Fördelning av investeringskostnad

Magle våtmark

Investeringskostnaden var ungefär 7 Mkr och fördelades på följande poster: pumpstation (1080 m³/h) 1 Mkr, tryckledning (1500 m, D600 betong) 2,3 Mkr, våtmarksanläggning 3,2 Mkr samt 0,5 Mkr för projektering, markinlösen etc. (Nilsson muntl. 2010)

Ekeby våtmark

Investeringskostnaden på 16 Mkr fördelades på följande poster: Våtmarksanläggning 12,1 varav växtetablering utgjorde 0,6 Mkr, markköp 1,3 Mkr, konsulter 0,4 Mkr, plankostnader 0,25 Mkr samt interna och övrigt kostnader ca 2 Mkr. (Linde & Alsbro 2000)

Våtmark Alhagen

Investeringskostnaden på 13,5 Mkr fördelades på följande poster: pumpstation (400 m³/h) och överföringsledning (1000 m) 2 Mkr, våtmarksanläggning 7,5 Mkr samt ca 4 Mkr för projektering, administration, miljökonsekvensbeskrivning, kontrollprogram etc. (Måhlgren muntl. 2010, Krantz & Hjerpe 2000)

Brannäs våtmark

Investeringskostnaden på 5 Mkr fördelades på följande poster: pumpstation (400 m³/h) 0,9 Mkr, tryckledning (1800 m) 1,4 Mkr, våtmarksanläggningen 1,9 Mkr samt ca 800 000 i övriga kostnader. (Wittgren *m.fl* 1994)

Trosa våtmark

Investeringskostnaden på 10 Mkr fördelades enligt: pumpstation (200m³/h) och tryckledning 7 Mkr (ny tryckledning till våtmarken var också en del av investeringen för en framtida flytt av reningsverket till Trosa våtmark varför kostnaden var mycket hög), våtmarksanläggning 3,6 Mkr, konsultarvoden 3 Mkr, markköp 0,6 Mkr samt övriga kostnader 0,2 Mkr. Statligt bidrag från lokala investeringsprogram (LIP) minskade kostnaden för kommunen med 4,5 Mkr till slutsumman på 10 Mkr. (Trosa kommun 2004, Andersson muntl. 2010)

Vagnhärad's våtmark

Investeringskostnaden på ungefär 5 Mkr fördelades på följande poster: våtmarksanläggning inklusive tryckledning 3 Mkr, pumpstation 0,2 Mkr, konsultarvoden 1,6 Mkr, markköp 0,06 Mkr samt övriga kostnader ca 0,1 Mkr. Samtidigt som våtmarken anlades byggdes även reningsverket om för att förbättra nitrifikationen, total kostnad för ombyggnad av reningsverk och anläggande av våtmark var 10 Mkr. Ett statligt bidrag från LIP minskade kostnaden för kommunen med nästan 3 Mkr. (Trosa kommun 2003, Andersson muntl. 2010)