

Våtmark Oxelösund – resultat och erfarenheter från sex års drift

Wetland Oxelösund – the first six years of operation

av JONAS ANDERSSON¹, HANS BERTIL WITTGREN² och PETER RIDDERSTOLPE¹

1. Water Revival Systems Uppsala AB, Östra Ågatan 53, 753 22 Uppsala

e-post: wrs@swedenviron.com

2. Tema Vatten, Linköpings Universitet, 581 83 Linköping

e-post: hb.wittgren@tema.liu.se

Abstract

Wetland Oxelösund was established in 1993 to remove nitrogen from wastewater before discharge to the Baltic Sea. Since it was the first full-scale wetland for nitrogen removal in pre-treated municipal wastewater in Scandinavia, an elaborate monitoring program was tied to the operation of the wetland. The basic monitoring was primarily aimed at mass-balance calculations to estimate removal of nitrogen, phosphorus and BOD. In addition, studies were made concerning: removal processes for nitrogen and phosphorus; removal of indicator microorganisms and hygienic risk assessment; vegetation and birdlife development, and; economic valuation of the wetland. In this paper we describe the wetland system and summarize the results from the first six years of operation (1994-1999).

Key words: constructed wetland, Oxelösund, nitrogen, ammonium, phosphorus, BOD, indicator microorganisms.

Sammanfattning

Våtmark Oxelösund anlades under 1993 för avskiljning av kväve i förbehandlat avloppsvatten från det kommunala reningsverket. Eftersom våtmarken var den första fullskalanläggningen i sitt slag i Skandinavien, anslog Oxelösunds kommun och Naturvårdsverket tillsammans 2,5 miljoner kronor till ett omfattande uppföljningsprogram för perioden 1993-98. Det grundläggande kontrollprogrammet syftade till att avskiljningen av kväve, fosfor och BOD i våtmarken skulle kunna beräknas. Som komplement till detta har studier gjorts av avskiljningsprocesser för kväve och fosfor, avskiljning av indikatororganismer och riskbedömning, vegetationsutveckling och fågelliv samt ekonomisk värdering av våtmarken. Denna artikel beskriver våtmarkssystemet och sammanfattar resultaten från de första sex årens drift (1994-1999).

1 Introduktion

Återkommande algbloomingar och en tilltagande syrgasbrist i Östersjöns bottenvatten och sediment under 1980-talet ledde till att havets miljösituation mer systematiskt började undersökas (Nixon, 1990). Belastningen av näringsämnen, framförallt kväve, identifierades som en viktig komponent i eutrofieringsprocessen (Granéli *et al.*, 1990). För att minska belastningen på Östersjön ålades de större kustnära reningsverken (>10 000 personekvivalenter)

i södra Sverige att minska sina utsläpp av kväve till nivån 50% av inkommande mängder till reningsverken (Naturvårdsverket, 1993).

För Oxelösund med 12 500 invånare (1993) innebar dessa krav att kommunens befintliga reningsverk, utrustat med endast mekanisk-kemisk behandling för avskiljning av BOD och fosfor, behövde kompletteras med biologisk behandling. Kostnaden för en utbyggnad, med kväveavskiljning genom nitrifikation-denitrifikation i ett 'aktivt slam'-steg, beräknades till ca 150 kr per kg avskilt kväve. Detta kan jämföras med de beräkningar som fanns till hands avseende kväveavskiljning i reningsverk med befintlig biologisk behandling, ca 30-50 kg per kg renat kväve (Naturvårdsverket, 1993).

För att undvika den stora investering som en utbyggnad av reningsanläggningen med konventionell teknik skulle innebära, beslutade kommunen att begära tillstånd för att prova vårmärkteknik för att avskilja kväve från det förebehandlade avloppsvattnet. Förmågan att avskilja kväve ur avloppsvatten har demonstrerats i såväl naturliga som anlagda vårmarker (t.ex. Knight *et al.*, 1993). I de vårmärkesexempel som finns att hämta från Nordamerika har dock det primära målet varit att avskilja suspenderade partiklar (SS) och organiskt material (BOD). Oxidation av ammoniumkväve har oftast varit ett sekundärt mål (Knight, 1994). Man kan därför anta att belastningen av vatten och organiskt material i dessa system varit för hög för att erbjuda tillräckligt aeroba (syrerika) betingelser för att nitrifikation, dvs. det första steget i omvandlingen av ammoniumkväve till kvävgas, skall kunna ske (Wittgren & Tobiasson, 1995). En annan betydelsefull faktor är beskickningen av ett vårmärkesystem. De flesta vårmarker beskickas kontinuerligt med vatten, trots att växelvis fyllning och tömning bör vara ett mer effektivt sätt att gynna nitrifikation och andra behandlingsprocesser. Vid utformningen av vårmarken i Oxelösund antogs det därför att potentialen att avskilja kväve i vårmarker är högre än vad som visats i de flesta experiment, under förutsättning att BOD-belastningen är låg och att vårmärkesystemet är utformat för och drivs genom omväxlande fyllning och tömning (Wittgren & Tobiasson, 1995).

Länsstyrelsen i Södermanlands län gav i november 1992 Oxelösunds kommun tillstånd att påbörja vårmärkesförsöket. Eftersom detta var Skandinaviens första vårmärk i full skala för kväveavskiljning, anslog Naturvårdsverket och Oxelösunds kommun tillsammans 2,5 miljoner kronor till ett uppföljningsprogram för perioden 1993-98 (Wittgren *et al.*, 1994).

I denna artikel beskrivs Vårmärk Oxelösund och sammanfattas resultaten från de första sex årens drift (1994-1999).

2 Beskrivning av vårmärkesystemet

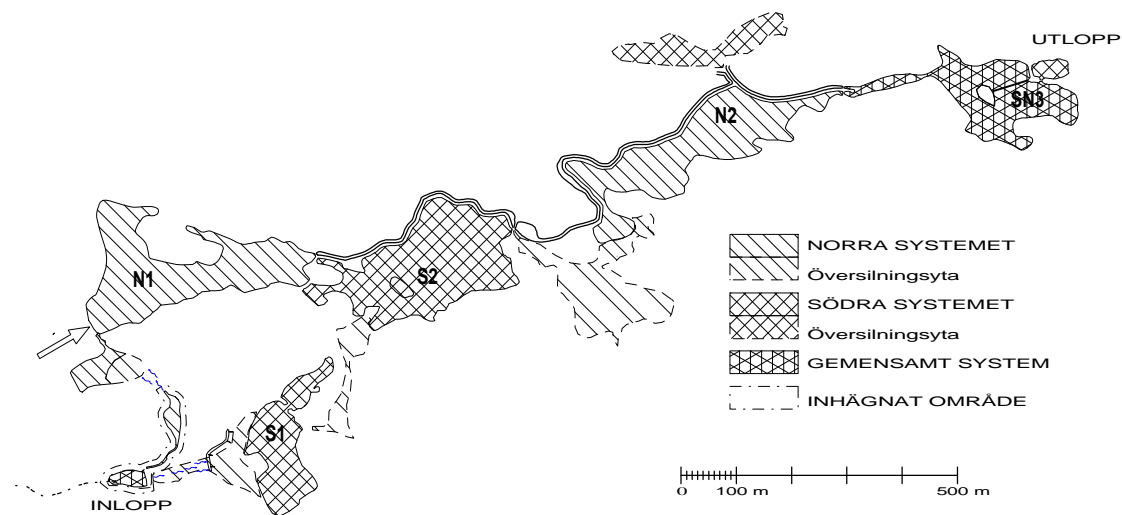
Vårmärken i Oxelösund anlades under vintern och våren 1993 på Brännäshalvön strax norr om Oxelösunds tätort. Vårmärken består huvudsakligen av 5 dammar som är förbundna med kanaler och som samverkar i två parallella system (S1-S2 respektive N1-N2), där inlopps-bassängen samt den sista dammen före utloppet (SN3) är gemensamma (Figur 1). Dammarna fylls och töms omväxlande, med en cykellängd på ca en vecka. Dammarna S1 och N1 fylls under 3 respektive 4 dagar (måndag-onsdag respektive torsdag-söndag). Dessa respektive dammar töms sedan mot S2 och N2, som i sin tur alternerande släpper ut sitt vatten till den "konstant fulla" SN3.

Syftet med intermittent drift (fyllning/tömning av dammarna) är att skapa betingelser som omväxlande gynnar adsorption av ammonium på sediment- och växtytor samt nitrifikation (tömda dammar), respektive denitrifikation av bildat nitrat (fyllda dammar). En annan fördel med intermittent drift är att hydraulisk kortslutning undviks. Fyllning och tömning åstadkoms genom att luckor i trärännor i utloppen från dammarna manuellt öppnas och stängs.

Våmarken och dess dammar, kanaler och översilningsytor upptog fram till 1997 totalt ca 23 ha. Efter ombyggnad 1997 (se nedan) ökade arean till ca 24 ha. Den yta som regelbundet översvämmas eller är vattendränkt är dock något mindre, beroende på att kanalbildning uppstår i översilningsytorna (skuggade i Figur 1), och den effektiva ytan har uppskattats variera mellan 18 och 24 ha. Vi har i denna artikel valt att anta ytan 23 ha i beräkningarna, vilket bör innebära att t.ex. den areella avskiljningen inte överskattas.

Våmarken belastas med mekaniskt och kemiskt renat avloppsvatten (som fällningskemikalie används aluminiumsulfat, AVR) från Oxelösunds avloppsreningsverk och det dimensionerande flödet är 6 000 m³ per dygn. Vattennivåskillnaden mellan fyllda och dränerade dammar (dammarna är sällan helt tömda) varierar från 0,6 till 1,5 m, beroende på damm. Uppehållstiden i våmarken är ca 8 dagar.

Fram till 1996 pumpades vattnet från reningsverket till två separata påsläppspunkter i våmarken, en för det södra och en för det norra systemet. Det inkommande vattnet behandlades i filterbäddar konstruerade av masugnsslagg av olika gradering. Det norra systemets stenfilter låg i direkt anslutning till damm N1 och besöksparkeringen, medan vattnet från det södra systemets stenfilter översilade (och gör fortfarande) en ca 200 m lång albevuxen slänt innan det rann ut i damm S1. För att förbättra reningsresultaten och samtidigt minska risken för smittspridning, samlokaliseras under 1997 inloppen till platsen för det södra systemets stenfilter. Samtidigt ersattes stenfiltret, som p.g.a. igensättning fungerade dåligt, av en sedimentationsbassäng. För att sammanbinda den nya påsläppspunkten med det norra systemet anlades en serie grunda dammar söder om damm N1.



Figur 1: Karta över Våmark Oxelösund. Den tidigare påsläppspunkten för det norra systemet är markerad med en pil. De grunda dammar som byggdes till 1997 är placerade mellan det nuvarande inloppet och damm N1. Norr om damm S2 syns den kanal som leder vattnet från damm N1 till N2. Även vattnet från damm S2 leds i en kanal till SN3.

Det renade avloppsvattnet pumpas till våmarken genom en 2,1 km lång tryckledning. Fram till 1993 skedde utsläppet från reningsverket direkt till Ålöfjärden, belägen öster om Oxelösund utanför SSAB. Efter det att våmarken tagits i drift, används Ålöfjärden endast som recipient under kortare perioder, t.ex. vid kraftig belastning på reningsverket, eller då underhållsarbeten utförs i våmarken.

Våmarken är belägen i en lerfylld dalgång som sträcker sig ut mot Östersjön. Området har en sluttning på mindre än 0,5%, med undantag för ett brantare parti vid våmarkens inlopp. Geologiskt är området typiskt för svenskt kustlandskap, med urberg och morän överlagrad av glaciala och postglaciala leror. Innan våmarken anlades dominerades området av övergiven åkermark och skog. Vissa delar av området var försumpat, till följd av dåligt underhåll av dräneringssystemet, och var bevuxet med fukt- och våmarksväxter. Den nedre delen av området, där damm SN3 är belägen, utgjordes av öppen mosse och skogsmark på morän. Avrinningsområdet är beräknat till 103 ha, inklusive våmarken, och karaktäriseras av gran, tall, björk och ekskog.

Anläggningsarbetet innebar avverkning av skog, grävning av kanaler och vallar, konstruktion av stenfilter, gångbroar och reglerrännor i trä (inklusive en mätstation vid utloppet). Dessutom gjordes en stor insats för att etablera en våmarksvegetation anpassad till den nya miljön. Orsaken till detta var att mycket lite naturlig våmarksvegetation fanns i området och att en snabb etablering av ett täckande vegetationsbestånd var önskvärt för att motverka blomning av mikroalger.

3 Växtetablering

Växtetableringen delades in i *strukturbefrämjande* respektive *artbefrämjande* etablering. Den strukturbefrämjande etableringen syftade till att snabbt ge en täckande vegetation med en för reningsprocesserna och djurlivet lämplig flora. I den övre delen av våmarken var ambitionen att etablera växtsamhällen bestående av "hårdstammiga" arter, såsom bladvass (*Phragmites australis*) och starrarter (*Carex* spp.), vilka antogs bidra med påväxtytor för nitrifierande bakterier. I den nedre delen av våmarken etablerades mer "lättnekbrytbara" arter, t.ex. bredkaveldun (*Typha latifolia*) och jättegröe (*Glyceria maxima*), vilka var tänkta att fungera som kolkälla för denitrifierande bakterier. För att gynna fågellivet valdes också växtarter som producerar protein- och stärkelserika frön, t.ex. sjösäv (*Scirpus lacustris*) och vissa högvuxna starrarter (t.ex. *Carex riparia*).

Merparten av växtetableringen genomfördes i månadskiftet maj-juni 1993 och tre olika metoder användes: (1) frösådd av t.ex. bladvass, kaveldun och sävarter; (2) spridning av jord med fröbank och plantering av jord/rotklumpar med jättestarr och jättegröe samt; (3) införsel av hela plantor av viss flytblads- och undervattensvegetation. En fjärde "metod" bör också nämnas, nämligen aktivering av den lokala fröbanken då området ställdes under vatten.

Den artbefrämjande etableringen syftade till att föra in vackra eller på annat sätt speciella arter, t.ex. gul svärdslija (*Iris pseudacorus*), Missne (*Calla palustris*) och näckrosor (*Nymphaea* spp.). Dessa hämtades från närliggande våmarker.

4 Uppföljning

Flödet från reningsverket till vårmarken har mätts med en induktivt registrerande flödesmätare i verket. Vid utloppet från vårmarken har flödet mätts med hjälp av ett ekolod i en rektangulär mätträna av skibordstyp. Vid årsskiftet 1997-1998 ersattes ekolodet av en tryckgivare, men då denna inte fungerade tillfredställande, återinstallerades ett ekolod under 1999. Under 1994 och 1995 observerades vissa fel i flödesmätningen vid utloppet och en justering av dessa värden har därför gjorts med hjälp av vattenbalansmodellen HBV (Bergström, 1995). I modellen används vattenflödet till vårmarken, dygnsmedeltemperaturen och dygnsnederbörden som indata.

Det grundläggande kontrollprogrammet inkluderade under 1994-1995 flödesproportionell provtagning vid utloppet från reningsverket och veckovisa provtagningar vid utloppet från vårmarken. De flödesproportionella dygnsproverna påutgående vatten från reningsverket slogs samman till veckovisa ”driftscykelprover” innan de analyserades med avseende på total-N, NH_4^+ -N och total-P. Biologisk syreförbrukning, BOD_7 , analyserades i färskva dygnsprover, en gång per vecka. Inledningsvis analyserades också vattnet med avseende på NO_3^- -N, men visade sig endast innehålla mycket små mängder. Stickproven i utloppet från damm SN3 togs vid toppflöden, när vattnet från S2 eller N2 släpptes in i SN3. Stickproven analyserades med avseende på total-N, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, total-P och BOD_7 . Upprepade stickprov tagna inom samma flödestopp visade i princip på konstanta värden för de analyserade parametrarna.

Under åren 1996-1997 togs prover varannan vecka och analyserades med avseende på parametrarna ovan. Även under 1998 och 1999 togs prover varannan vecka, men analyserna var begränsade till total-N, NH_4^+ -N, BOD_7 och total-P. Alla kemiska analyser har genomförts på ackrediterade laboratorier, i huvudsak i överensstämmelse med Svensk Standard. Resultaten från det grundläggande kontrollprogrammet finns sammanfattade i Tabell 1.

Tabell 1. Medelflöden och medelkoncentrationer (med standardavvikelser) i inloppet och utloppet från Vårmark Oxelösund 1994-1999.

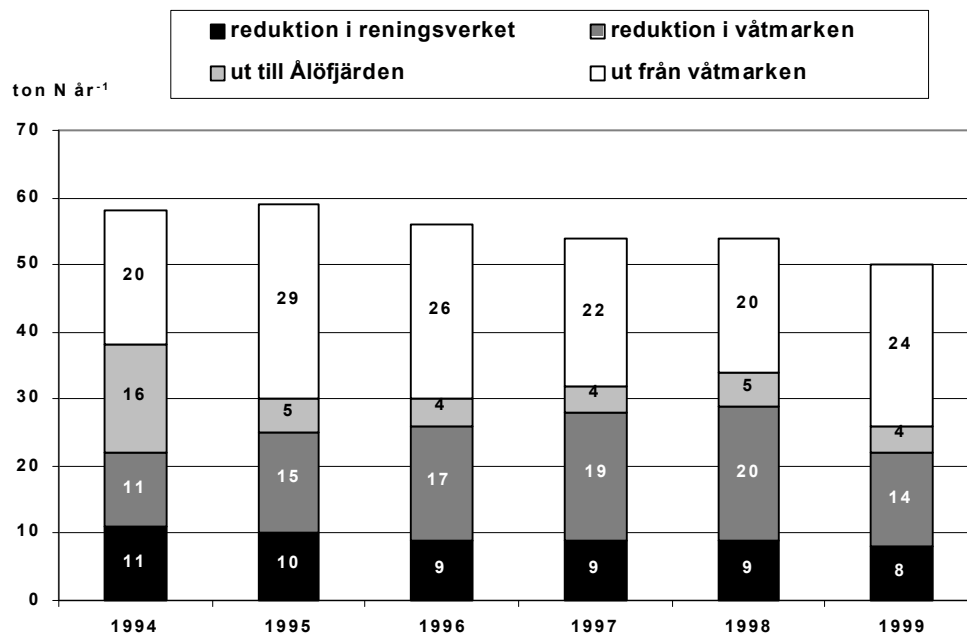
<i>Parameter</i>		1994	1995	1996	1997	1998	1999
<i>Flöde</i> ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	In	4 013	5 628	5 455	4 604	4 891	4 565
	Ut	4 309	5 957	4 875	3 978	4 025	4 201
<i>Total-N</i> (mg l^{-1})	In	21,5 (4,7)	22,7 (5,2)	22,3 (4,4)	25,2 (5,2)	22,7 (4,3)	23,6 (6,3)
	Ut	12,9 (3,5)	14,2 (4,2)	15,3 (5,1)	15,0 (4,0)	14,6 (4,0)	15,0 (4,0)
<i>NH_4^+-N</i> (mg l^{-1})	In	17,2 (5,1)	18,0 (5,7)	17,1 (3,9)	17,7 (5,3)	15,0 (5,5)	17,2 (6,6)
	Ut	11,3 (3,8)	11,3 (4,0)	12,0 (5,1)	11,9 (4,3)	11,6 (4,2)	11,2 (4,2)
<i>NO_3^--N</i> (mg l^{-1})	In	ej provt.	ej provt.	ej provt.	ej provt.	ej provt.	ej provt.
	Ut	0,4 (0,4)	0,8 (0,6)	0,5 (0,5)	0,8 (0,8)	0,4 (0,3)	0,4 (0,3)
<i>Total-P</i> (mg l^{-1})	In	431 (265)	323 (235)	272 (160)	350 (254)	526 (345)	584 (257)
	Ut	59 (36)	32 (19)	50 (43)	39 (20)	44 (45)	48 (27)
<i>BOD_7</i> (mg l^{-1})	In	29,5 (13,9)	17,8 (7,4)	17,8 (9,2)	22,0 (6,5)	25,9 (6,4)	24,4 (7,7)
	Ut	4,8 (5,0)	4,0 (1,8)	4,9 (3,1)	4,0 (1,6)	3,8 (1,4)	3,7 (1,4)

Huvudsyftet med det grundläggande kontrollprogrammet har varit att beräkna avskiljningen av kväve, fosfor och BOD₇ i vårmarken (se avsnitt 5). Som komplement till detta kontrollprogram har undersökningar och vetenskapliga studier gjorts av avskiljningsprocesser för kväve och fosfor, avskiljning av indikatororganismer och riskvärdering, utveckling av vegetation och djurliv samt ekonomisk värdering av vårmarken. Resultaten från dessa studier beskrivs kortfattat i avsnitten 6-9.

5 Reningsresultat för kväve, fosfor och BOD

I samband med planeringen av vårmarksanläggningen gjordes en preliminär kvävebudget för Oxelösunds samhälle. Under ett genomsnittså beräknades de anslutna hushållen och industrierna belasta reningsverket med ca 65 ton kväve. För att nå det uppställda målet, 50 % avskiljning av inkommande mängder, var reningsanläggningen tvungen att avskilja minst 32 ton kväve. 10 ton kväve beräknades kunna avskiljas i reningsverkets mekaniska och kemiska steg. Vårmarken dimensionerades därför för kunna att avskilja resterande 22 ton, vilket motsvarar ca 960 kg N ha⁻¹ år⁻¹, innan vattnet tilläts släppas ut i Östersjön.

Under perioden 1994-1999 har mängderna inkommande kväve till reningsverket successivt minskat vilket kan härledas till den minskade befolkningen i Oxelösund. Kväveavskiljningen i reningsverket, beräknad utifrån bortförda mängder i slammet, har stadigt legat runt 17% av inkommande mängder, medan avskiljningen i vårmarken mellan åren 1994-1998 ökade, både i absoluta och relativa tal (se Figur 2 och Tabell 2). Under 1999 minskade dock avskiljningen i vårmarken med ca 30% jämfört med 1998.



Figur 2: Kvävebudget för Oxelösunds kommunala reningsanläggning 1994-99. Diagrammet illustrerar avskiljningen av kväve i reningsverket och våtmarken, liksom mängderna kväve som släppts ut från våtmarken respektive från reningsverket direkt till Ålöfjärden.

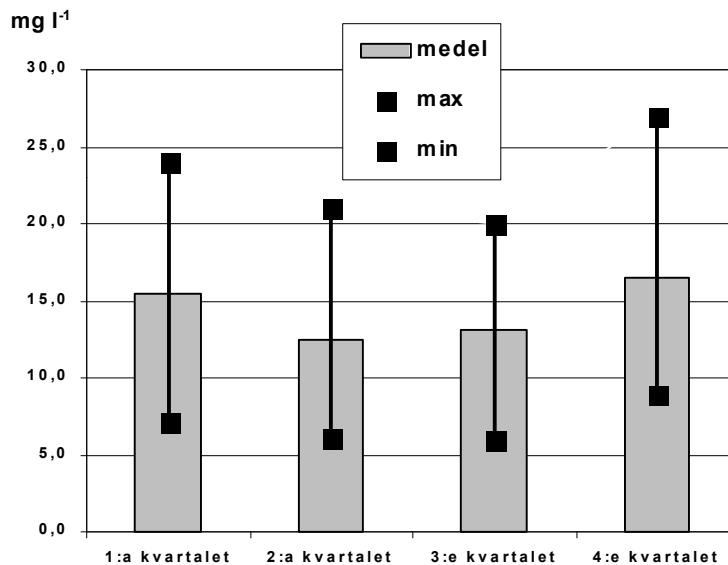
Tabell 2. Avskiljning av kväve i Våtmark Oxelösund 1994-99.

År	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	% av inkommande till våtmarken
1994	493	35
1995	665	34
1996	738	40
1997	835	46
1998	834	50
1999	605	37

Våtmarkens ökande förmåga att avskilja kväve under åren 1994-98 har tolkats som ett resultat av ökad makrofytt (vattenväxt) produktion och ackumulation av växtförra (se vidare under avsnitt 6). Trendbrottet under 1999, då kväveavskiljningen försämrades, föranledde en särskild studie som genomfördes under sommaren 2000 (Andersson, 2000). I studien undersöktes dels om aktiviteten hos de nitrifierande bakterierna i tre av våtmarkens dammar förändrats jämfört med referensåret 1996 och dels togs stickprover för nitrifikationsinhibering i inkommande och utgående vatten från reningsverket. Resultaten visade inte på någon tydlig förändring av nitrifikationsaktiviteten. De fanns aktiva bakteriesamhällen i dammarna, även om aktiviteten var betydligt lägre i damm N1 än i de två andra dammar som studerats. I de stickprover som togs i reningsverket uppmättes endast låg inhibering.

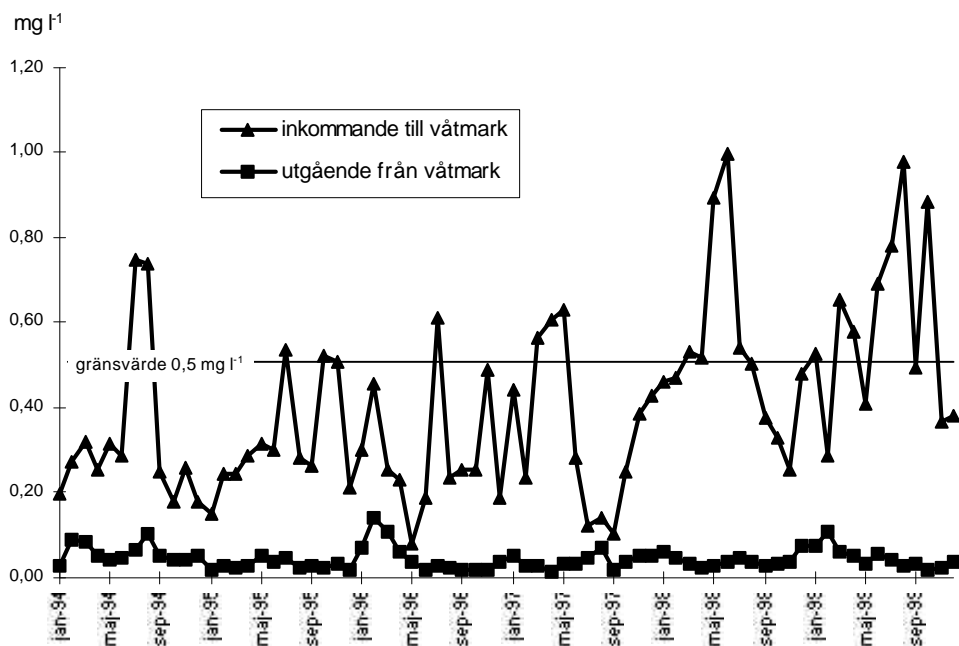
Mätdata från utsläppskontrollen under 1999 visade att den försämrade kväveavskiljningen uppträdde under vissa veckoperioder, framförallt under hösten. Däremellan skedde en återhämtning av reningsförmågan. Slutsatsen som drogs utifrån detta och den genomförda studien var att hämmande ämnen eller nedbrytningsprodukter börjat uppträda i våmarken, vilka hämmar kväveavskiljningsprocessen. Det är dock fortfarande oklart om dessa ämnen härstammar från våmarkens sediment eller tillförs med vattnet från reningsverket.

Kväveavskiljningen har under försöksperioden 1994-99 uppvisat säsongvariationer, med högst retention under det tredje kvartalet, juli till september (Figur 3). Wittgren och Mählum (1997), visade med hjälp av en enkel regressionsmodell att kväveavskiljningen var signifikant temperaturberoende.



Figur 3. Medelkoncentrationer av totalkväve i utloppet från Vårmark Oxelösund 1994-1999. Max och minvärden är markerade med vertikala staplar.

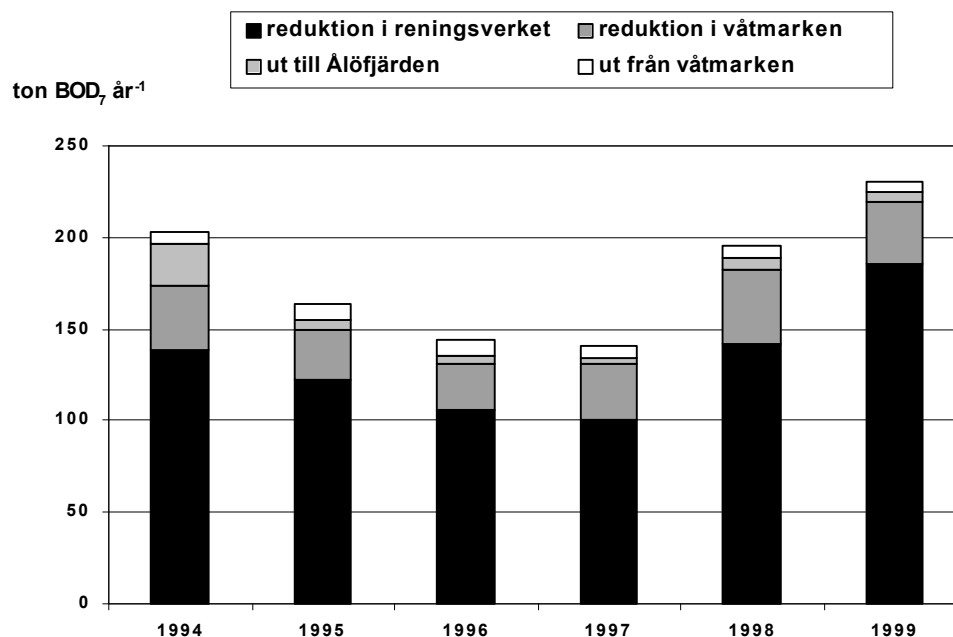
Under 1994 kom 8,7 ton fosfor till reningsverket. Fram till 1998, då 7,1 ton fosfor kom till reningsverket, sjönk de inkommande mängderna, för att under 1999 återigen stiga något till 7,6 ton. Orsakerna till den minskade fosforbelastningen är sannolikt både en minskande befolkning och en ökad användning av fosfatfria disk- och tvättmedel. Avskiljningen i reningsverket har under hela perioden varit ca 90% och den årliga belastningen av fosfor till våmarken var under perioden i genomsnitt 31 kg ha⁻¹. Avskiljningen i våmarken var i genomsnitt 27 kg ha och år⁻¹ och den effektiva avskiljningen har resulterat i låga halter av fosfor i utgående vatten, i genomsnitt 0,04 mg l⁻¹ (Figur 4). Halterna i utgående vatten har inte påverkats av att inkommande halter fosfor ökat något under 1998 och 1999.



Figur 4: Koncentrationer av total-P i inkommande respektive utgående vatten från Våtmark Oxelösund 1994-99.

Merparten av inkommande BOD₇ till Oxelösunds reningsanläggning har avskiljts i reningsverket, men det har också skett ytterligare avskiljning i våtmarken (Figur 5). De inkommande BOD₇-mängderna till reningsanläggningen sjönk gradvis mellan åren 1994 och 1997, sannolikt till följd av den minskade befolkningen. Under 1998 och 1999 uppvisade provtagningen kraftigt ökande mängder av BOD₇ som kom in till anläggningen. Den kraftiga ökningen mellan 1997 och 1998 kan antagligen tillskrivas förändrade provtagnings- och analysrutiner. Fram till 1997 analyserades BOD i färska prover och under 1998 och 1999 gjordes analyserna på frysta prover. Ökningen av inkommande mängder från 1998 till 1999 kan däremot inte förklaras på detta sätt, utan beror på en verklig ökning av BOD-belastningen.

Den relativa avskiljningen i reningsverket har under hela perioden legat relativt stabilt i intervallet 70-80%.



Figur 5: BOD-budget för Oxelösunds kommunala avloppsreningsanläggning 1994-99. Diagrammet illustrerar avskiljning av BOD₇ i reningsverket och våtmarken samt utsläpp av BOD från våtmarken och direkt till Ålöfjärden.

Åren 1994-1999 var den årliga BOD-belastningen till våtmarken i genomsnitt 1 700 kg ha⁻¹ och avskiljningen i genomsnitt 1 400 kg ha⁻¹. Medelkoncentrationen av BOD i utloppet från våtmarken var under perioden ca. 4 mg l⁻¹ (Tabell 1). Gränsvärdet för utsläpp av BOD från reningsanläggningen är, på kvartalsbasis, satt till 15 mg l⁻¹. Avskiljningen av BOD i våtmarken uppvisade till skillnad från kväveavskiljningen inget signifikant temperaturberoende (Wittgren & Mählum, 1997), men vissa säsongsvariationer förekommer som en följd av hög belastning av organisk material från omgivande mark under snösmältningen.

6 Processer som reglerar reningen av kväve och fosfor

Resultaten från det första driftåret (1994) visade att nitrifikationen var det steg som begränsade den totala kväveavskiljningen i våtmarken (Wittgren & Tobiasson, 1995). Brist på lämpliga ytor för tillfällig inbindning av ammonium (NH₄⁺) och nitrifikation föreslogs som möjliga orsaker. Det antogs att växtförna, dvs. mer eller mindre förmultnade växtdelar, bidrar med en stor andel av dessa ytor i våtmarker och att brist på växtförna i nyanlagda våtmarker är en begränsande faktor för ammoniuminbindning och nitrifikation. Det kan också vara så att vissa makrofyterarter, som bredkaveldun (*Typha latifolia*), vilken dominerade våtmarken under det första driftåret, är mindre lämpliga som substrat för nitrifikationsbakterier.

I juni 1996 genomfördes en studie som hade till syfte att undersöka om växtförna från olika makrofyterarter har olika egenskaper med avseende på kationbyteskapacitet (CEC, cation exchange capacity) och potentiell nitrifikation (Eriksson & Andersson, 1999). Med potentiell nitrifikation avses nitrifikationsbakteriernas förmåga att oxidera NH₄⁺ till NO₂⁻ samt NO₂⁻ till NO₃⁻ vid vissa bestämda betingelser.

Växtförna från fyra olika arter, skogssäv (*Scirpus sylvaticus*), flaskstarr (*Carex rostrata*), sjöfräken (*Equisetum fluviatile*), och bredkaveldun (*Typha latifolia*), togs i damm S2 och undersöktes med avseende på CEC och potentiell NH_4^+ - och NO_2^- -oxidation, alltså nitrifikationens första och andra steg.

Resultaten visade att både CEC och nitrifikationen var störst i växtförna från skogssäv och flaskstarr. Växtförna från sjöfräken hade lägst CEC och nitrifikation. Trots att katjonbyteskapaciteten inte direkt kunde korreleras till aktiviteten hos de nitrifierande bakterierna så visade resultaten att en hög CEC kan ha positiv inverkan på nitrifikationsprocessen. Resultaten visade också att växtförna från bredkaveldun hade låg potentiell nitrifikation trots en hög CEC, vilket indikerar att kaveldun inte fungerar som ett bra substrat för nitrifierare. Detta kan bero på att de nitrifierande bakterierna utkonkurreras av heterotrofa (nedbrytande) bakterier som nyttjar det lätt nedbrytbara bredkaveldunet som kolkälla (Eriksson & Andersson, 1999). En riktigt växtval och skötsel av vegetationssamhällena bör därför kunna öka avskiljningen av ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) i våmarker.

För att få kunskap om fastläggningen av fosfor i våmarken genomfördes under hösten 1996 sedimentprovtagningar i våmarken (Gunnarsson, 1997). Proverna analyserades genom kemisk fraktionering. Resultaten visade att merparten av inkommande fosfor till våmarken fastlades vid inloppet. Hela 97% av avloppsvattnets innehåll av fosfor var i partikulär form och aluminiumbunden fosfor var den mest dominerande formen i prover tagna närmast inloppet. Denna fraktion härstammar sannolikt från reningsverkets kemiska fällning (Gunnarsson, 1997).

I inloppet till damm N2 återfanns en stor andel järnbunden fosfor och i utloppet från den sista dammen, SN3, var kalciumbunden fosfor den dominerande fraktionen i sedimenten.

Sedimentation och ackumulering av fosfor i sediment var begränsat till en relativt liten yta nära våmarkens inlopp. I inloppet till damm N1 var koncentrationen av fosfor i sedimentet ca 45 mg AFDW^{-1} (askfri torrsvikt), vilket är jämförbart med koncentrationen i slam från det kemiska steget i reningsverket. För att undvika resuspension av fosfor rekommenderades att sedimenten återkommande regenereras. Detta frigör också nya adsorptionsytor för fosfor. Dessa erfarenheter var några av de bakomliggande orsakerna till den ombyggnad av inloppet som genomfördes under 1997 då en gemensam sedimentationsbassäng för de båda systemen anlades (se ovan).

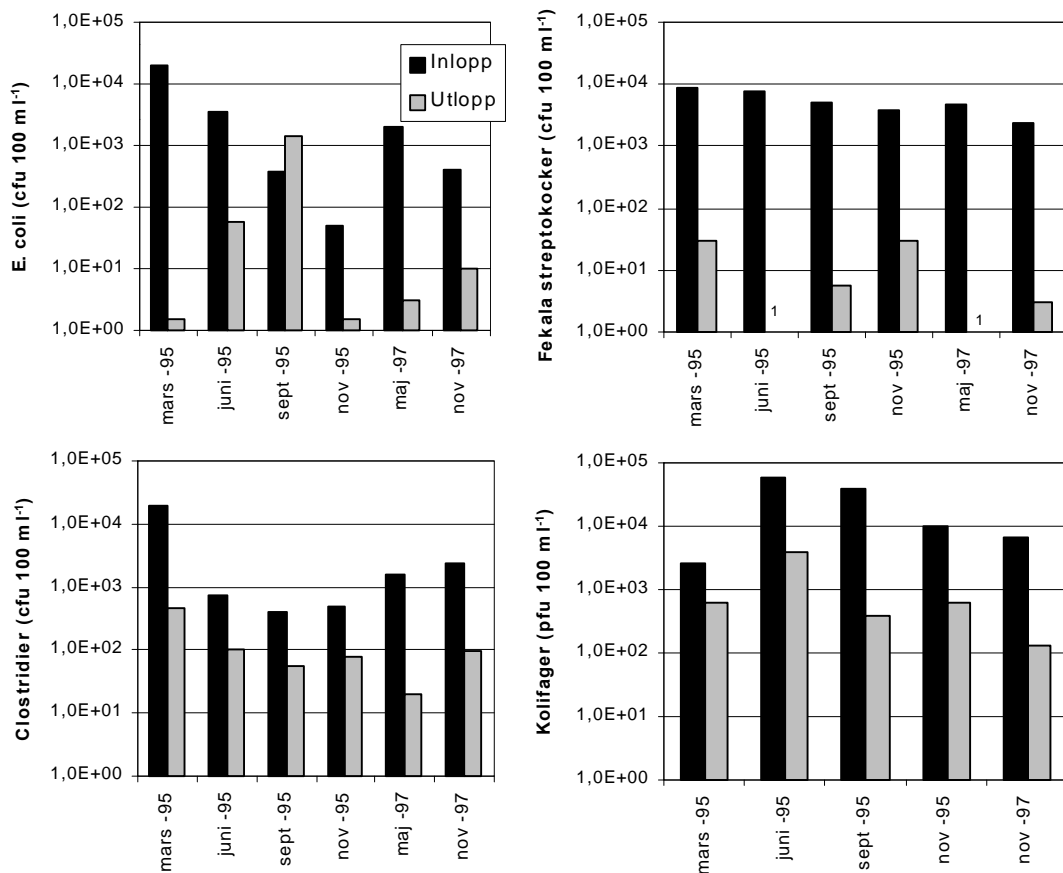
7 Avskiljning av indikatororganismer och riskbedömning

De hygieniska problem som föreligger i samband med användning av våmarker för behandling av avloppsvatten liknar de problem som finns vid vanliga avloppsreningsanläggningar eller i recipienter för utsläpp från sådana anläggningar. I en våmark förblir dock vattnet mer eller mindre utspätt och koncentrationen av smittämnen kan därför vara högre än vad som är normalt i en miljö där djur och människor vistas. Ytterligare en skillnad är att våmarken i Oxelösund, liksom andra spillvattenvåmarker, gjorts attraktiv för människor och djur. Av dessa anledningar har två studier genomförts där förekomst och avskiljning av indikatororganismer i de öppna vattnen och i sedimenten analyserats (Wittgren *et al.*, 1996; Carlander, 1998).

Faktorer som styr avskiljningen av patogener, dvs. sjukdomsalstrande bakterier, virus och parasiter, i våmarker är dåligt dokumenterade och oftast baserade på förekomsten av koliformer

(Carlander, 1998). I de två studier som genomförts i Oxelösund har prover analyserats med avseende på fekala indikatorbakterier; presumtiva *E. coli* och fekala streptokocker liksom högresistenta sporer av sulfitreducerande clostridier. För att visa på förekomst och avskiljning av virus har kolifager använts som indikator. Dessa är bakterievirus och har *E. coli* som värdorganism.

Resultaten från båda dessa studier har visat på en effektiv avskiljning av fekala indikatororganismer från våtmarkens inlopp till dess utlopp (Wittgren *et al.*, 1996; Carlander, 1998). Särskilt visade sig detta gälla *E. coli* och fekala streptokocker. Avskiljningen av sulfitreducerande clostridier och kolifager var mindre effektiv (Figur 6). Överlevnaden av indikatororganismer är generellt högre vid låga vattentemperaturer. Dock visade resultaten från provtagningar genomförda under november 1995 och 1997 inte någon signifikant minskning av avskiljningen jämfört med prover tagna under sommaren. Detta indikerar att det inte är biologiska processer utan snarare bindning till och sedimentering med partiklar som styr avskiljning från vattenfasen (Carlander, 1998).



Figur 6: Avskiljning av indikatororganismer i Vårmark Oxelösund, baserat på Wittgren *et al.* (1996) och Carlander (1998). Mörka staplar visar koncentrationer i inkommande vatten till damm N1 och ljusa staplar koncentrationerna i utgående vatten från damm SN3. De höga halterna av *E. coli* i prover tagna i damm SN3 i september 1995 beror sannolikt på kontaminering av fekalier från ett närbeläget svanbo.

Förutom studier av indikatororganismer har också risken för smittspridning undersökts genom djurhållning i anslutning till vårmarken. Syftet med försöket var att undersöka om djurens hälsa påverkades då de hölls i en hage i anslutning till vårmarken, med vårmarken som enda källa till dricksvatten.

Under oktober och november 1995 hölls två grisar i en liten inhägnad i anslutning till kanalen mellan damm S2 och SN3. Grisarna utfodrades dagligen med konventionellt slaktsvinsfoder och träckprover togs vid två tillfällen. Efter att grisarna tagits från vårmarken avlivades de och obducerades vid Statens veterinärmedicinska anstalt, SVA. Under sommaren 1996 hölls ytterligare två grisar och tre nötkreatur av rasen Highland Cattle på samma område. Träckprover togs vid upprepade tillfällen och i oktober obducerades grisarna vid SVA. I januari 1996 undersöktes också träckprov från rådjur som sköts i direkt anslutning till vårmarken.

Grisarna var efter försöksperioderna i god kondition, inga hälsostörningar hade heller noterats under tiden i vårmarken. Även träckprovtagningar och obduktionsprotokoll visade att deras

hälsoläge var utan anmärkning. Nötkreaturen uppvisade inte heller några tecken på hälsostörningar under tiden i hägnet eller efterföljande vinter då de hölls på Flättna gård. Träckproverna från rådjuren visade på normala halter av inälvsparasiter och var negativa med avseende på salmonella. Den enda misstänkta hälsopåverkan från avloppsvattnet var påvisandet av vissa mindre vanliga inälvsparasiter, bl.a. *Endamoebidae* spp. hos grisarna. Denna amöba är dock vanligen ej sjukdomsframkallande hos människa och svin. Enligt SVA:s bedömning är det möjligt att denna smitta kan ha kommit från vattnet och det kan därför inte uteslutas att parasiter kan överföras till djur som dricker av det renade avloppsvattnet.

8 Observationer av vegetationsutveckling och fågelliv

Utvecklingen av vegetationen i vårmarken har följts upp både kvalitativt och kvantitativt. Här kommer dock endast de kvalitativa observationerna att redovisas, då övriga resultat ännu ej utvärderats. Under åren 1994-96 inventerades också fågellivet i vårmarken.

Den omfattande fröspridning som gjordes i samband med anläggningsarbetet resulterade redan under den första säsongen i att bredkaveldun (*Typha latifolia*) grodde i alla överdämda områden där jorden hade lämnats bar efter anläggningsarbetet. Groende frön av bladvass (*Phragmites australis*) visade sig däremot mycket svaga i de tidiga utvecklingsstadierna. Praktiskt taget all bladvass dog ut under den första säsongen till följd av uttorkning, dränkning och konkurrens från andra arter. De täta bladvassbestånd som i dag täcker vissa områden i vårmarken, speciellt i damm S1, har sitt ursprung i plantor uppdagna från frön i växthus.

Den fröspridning av vildfrö som gjordes under 1994 visades sig vara effektiv för att etablera smalkaveldun (*Typha angustifolia*), gul svärdsliilja (*Iris pseudacorus*), sjösäv (*Scirpus lacustris*) och slokstarr (*Carex pseudocyperus*). Av dessa arter har alla expanderat kraftigt, utom slokstarren som visat sig konkurrenssvag och nu är på väg att försvinna ur vårmarken.

Spridning av jord/rotklumpar visade sig vara en effektiv metod för att sprida storväxta övervattensväxter, men bara då de spreds på bar jord, förberedd för etablering genom plöjning och dränkning. En annan förutsättning för att lyckas med etableringen visade sig vara att skydda rötterna från uttorkning genom en balanserad fyllning och tömning av dammarna under etableringsperioden. Med rotfilten/jordklumparna introducerades arter som tillhör ett moget vårmarsksekosystem, som lågvuxna starr-, säv- och *Ranunculus*-arter. Den jättegröe (*Glyceria maxima*) som introducerades i damm N2, också som rotfilt, bildade snabbt en tät vegetationsmatta.

Vid sidan om den vegetationsutveckling som var resultatet av den strukturbefrämjande etableringen, så var det intressant att följa utvecklingen hos plantor som sannolikt hade sitt ursprung i jordens slumrande fröbank och som aktiverades av överdämningen. Till och med på åkermark som brukats under minst 50 år grodde arter som vägtåg (*Juncus bufonius*), veketåg (*Juncus effusus*) och svalting (*Alisma plantago aquatica*).

Eftersom bestånden av kaveldun snabbt kom att dominera vårmarken, har försök gjorts att bryta artens dominans. Den metod som visade sig mest effektiv var att köra sönder kaveldunbeståndens rotsystem med hjälp av en tung traktor försedd med dubbelmontage. I områden som inte var tillgängliga för underhållsfordon visade sig manuell slåtter av kaveldunstjälkarna under vattenytan 2-3 gånger under en säsong vara en effektiv metod att hålla

tillbaka arten. En självreglerande mekanism observerades också 1996 och 1997, då kaveldunet angreps av kaveldunrörfly (*Nonagria typhae*), vilket kraftigt hämmade blomning och frösättning. Som ett resultat av både artificiell och naturlig stress har de homogena kaveldunsbestånden börjat ge rum åt andra arter, speciellt jättestarr (*Carex riparia*), sjösäv (*Scirpus lacustris*) och smalkaveldun (*Typha angustifolia*).

Undervattensväxter har varit enklare att etablera än övervattensvegetation. I kanaler och dammar utvecklades snabbt stora bestånd av vattenpest (*Elodea canadensis*), trädnate (*Potamogeton filiformis*) och andra natearter från små mängder infört modermaterial. Spontanetablering av arter som härstammar från frön spridda med fåglar har antagligen också varit en viktig del av utvecklingen av den nu relativt diversa undervattensvegetationen. Introduktion av blommande och på andra sätt intressanta arter som vattenaloe (*Stratiotes aloides*), pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), missne (*Calla palustris*) och olika näckrosarter (*Nuphar* spp.) har också ökat variationen och mångfalden.

Som en del av kontrollprogrammet inventerades fågellivet i vårmarken 1994-96 (Hägermark & Martinsson, 1995; 1996). Inventeringarna har främst rört de arter som är direkt beroende av de miljöer som vårmarken erbjuder, dvs. svanar, sim- och dykänder, sumphöns, vadare, måsar och tättingar. Fågellivet i det omgivande skogslandskapet och de igenväxande betesmarker som gränsar mot vårmarken har sannolikt gynnats av det nytillkomna vattnet och tillskottet av död ved, men någon noggrann uppföljning av detta har ej gjorts.

Inventeringsresultaten har visat på en ökning både av antalet häckande arter och individer. De arter som gynnats av den nytillkomna vårmarken är framförallt de som är typiskt förekommande i naturliga vårmarker, t.ex. knölsvan, gräsand, kricka, knipa, vigg, sothöna, rörhöna, drillsnäppa, rödbena och skogssnäppa. Under 1996 häckade även årtä, en art som annars minskat i vårt land de senaste 20 åren och som därför rödlistats.

Vårmarken har också fungerat som rastlokal för såväl änder som vadare. De flesta vadarfåglar är dock känsliga för predation och undviker därför att rasta i små vårmarksområden omgivna av höga träd eller buskar som kan fungera som utkikspost för rovfåglar.

9 Värdering av vårmarken och rekreation

Under 1994 genomfördes en undersökning i Oxelösund där man målade upp scenariot att vårmarken inte klarar de reningskrav som riksdagen ställt upp och att dess existens därför hotas, samt frågade hur mycket man som enskild person var villig att betala för att bibehålla vårmarken (Cravener, 1995). Den metod som användes kallas *Contingent Valuation* (ung. oviss värdering). När man tillämpar *Contingent Valuation* söker genom direkt individuell förfrågan ta reda på vad nytta samhället får av att ha tillgång till en naturresurs och dess produktion av kollektiva varor och tjänster. Metoden skapar en hypotetisk marknad för att utröna utvalda individers maximala betalningsvilja. Med denna betalningsvilja som underlag söker man sedan befolkningens sammantagna värdering (Cravener, 1995).

Studiens syfte var främst att värdera de nyttigheter som vårmarken skapar utöver kväverening, främst ökade möjligheter till friluftsliv och skapandet av en större biologisk mångfald, varför det ovan beskrivna scenariot målades fram. Enligt undersökningen var Oxelösundsborna villiga att betala 170-370 kronor som ett engångsbelopp för att bevara vårmarksanläggningen och dess

djur- och växtliv, vilket motsvarar ca 1,7-3,7 miljoner kronor för hela kommunens invånare, baserat på en befolkning av 10 000 personer. *Contingent Valuation* har dock några svagheter, viktigast är kanske den hypotetiska situationen; att konsumenten i verkligheten inte behöver betala för den ekologiska tjänsten (Cravener, 1995).

Våtmarken blev efter anläggandet snabbt ett intressant studieobjekt, som ett exempel på nytänkande inom avloppsvattenhanteringen. Våtmarken lockar fortfarande besökare, men dessa utgörs i dag i större utsträckning av lokalbefolkning som nyttjar området för rekreation.

10 Slutsatser

Oxelösunds kommun erhöll som första kommun i Sverige tillstånd att visa om ett biologiskt steg för kväveavskiljning kunde tillskapas utomhus i en våtmark, som ett billigt alternativ till konventionell utbyggnad i det tekniska verket. Under de dryga sex år som våtmarken nu varit i drift har dess förmåga att avskilja kväve successivt ökat. År 1995 nåddes det av länsstyrelsen uppställda riktvärdet (15 mg l^{-1}) och 1997 översteg kväveavskiljningen i reningsverket och våtmarken tillsammans 50%. Den positiva utvecklingen under försöksperioden har legat till grund för ansökan om permanent drifttillstånd.

Under 1999 skedde dock ett trendbrott, då kväveavskiljningen tillfälligtvis försämrades. Detta visar att det finns behov av uppföljning som spänner över längre tidsperioder. Kunskap om de processer som styr kväveavskiljning i våtmarker, och känsligheten för yttre eller inre störningar, saknas fortfarande. Dessutom finns ett stort behov av att öka kunskapen om hur vi långsiktigt skall sköta och underhålla våtmarker för att bibehålla god avskiljning av närsalter och andra föroreningar.

Den ökning av kväveavskiljningskapacitet som skedde under åren 1994-98 indikerar att de biologiska processer som är inblandade i kväveomvandlingen gynnas av att våtmarken ”mognar”. Nitrifikationen visade sig vara det begränsande steget i kväveavskiljningsprocessen under det första driftsåret och kopplad nitrifikation-denitrifikation tillsammans med växtupptag var sannolikt de processer som dominerade ammoniumkväveavskiljningen (Wittgren & Tobiasson, 1995). Den förbättrade kväveavskiljningen är därför sannolikt ett resultat av ökad nitrifikationskapacitet. Ökningen i nitrifikationskapacitet kan förklaras på flera sätt. Ackumulation av organiskt material och sediment spelar sannolikt en stor roll då det erbjuder ytor för såväl nitrifierande bakterier som utbytesplatser för NH_4^+ (Eriksson & Andersson, 1999). Olika makrofyterarter fungera också olika bra som påväxtyta för nitrifierande bakterier (Eriksson & Andersson, 1999). Den gradvisa förändringen i artsammansättning som observerats kan därför spela en viktig roll för kväveomsättningen. Vid planering av våtmarker är det därför viktigt att inte förbise olika arters förmåga att stödja olika biologiska processer. Skörd av växter har ännu inte visat sig nödvändigt ur processynpunkt. Även om stora mängder organiskt material produceras i våtmarken, så verkar det konsumeras fort och en andel används sannolikt som kolkälla för denitrifikation.

Studierna av fosforavskiljning visar att våtmarken fungerar som ett bra komplement till den konventionella fosforavskiljningen i reningsverket och att våtmarken kan nyttjas för processoptimering och för att sänka driftkostnaderna för reningsanläggningen. Effektiv eftersedimentering sker i sedimentationsdammen i våtmarkens inlopp och vid tömning kan

slammet stabiliseras i enkla slamtorkbäddar i anslutning till våmarksområdet. Detta förfarande har också minskat den totala energiförbrukningen hos reningsanläggningen.

Uppföljningen har visat att våmarken effektivt avskiljer vanliga indikatororganismer. De grisar och nötkreatur som hölls i anslutning till våmarken visade heller inga hälsostörningar. Dessa resultat är förvisso positiva, men smittskyddsfrågan måste tas på allvar, inte i minst med tanke på att många våmarksanläggningar är avsedda att nyttjas som rekreationsområden. Zonering av reningsanläggningar utifrån hygienkriterier kan vara ett sätt att minska risken för smittspridning. Ombyggnaden av våmarkens inlopp under 1997, då den inledande sedimentationsbassängen flyttades till ett område som inte är tillgängligt för allmänheten, var ett första steg mot hygienzonering.

Tack

Författarna riktar ett varmt tack till alla som deltagit i kontroll- och uppföljningsarbetet under årens lopp, inte minst Ingrid Hägermark som koordinerat och medverkat i ett stort antal av undersökningarna. Vi vill också tacka huvudmannen, Oxelö Energi AB, som genom ekonomiskt bidrag gjort denna sammanställning möjlig. Tack också till Hans Wallin som stött idén med våmarksteknik från början och som ansvarat för både konstruktion och underhåll under åren.

Referenser

Andersson, J. 2000. *Våmark Oxelösund, Utredning om orsaker till försämrad kvävereduktion. WRS Uppsala AB, 2000-08-18.*

Bergström, S., 1995. *The HBV model. I: Singh, V. (red.) Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publications, Littleton, Colorado.*

Carlander, A., 1998. *Förekomst och reduktion av indikatororganismer i våmarkssediment – behandlingssteg för kommunalt avloppsvatten respektive dagvatten. Examensarbete i Biologi, Linköpings Universitet.*

Cravener, M., 1995. *Samhällsekonomisk värdering av den anlagda våmarken i Oxelösund. En tillämpning av Contingent Valuation-metoden. Examensarbete på ekonomlinjen, Nationalekonomiska institutionen, Stockholms Universitet.*

Eriksson, P. G. och Andersson, J. L. 1999. *Potential nitrification and cation exchange on litter of emergent, freshwater macrophytes. Freshwater Biology, Vol. 42, nr. 3, 479-486.*

Gunnarsson, S., 1997. *Upplagring av fosfor i sediment i en våmark belastad med avloppsvatten. Seminarier och examensarbeten nr. 28, Avd. för vattenvårdslära, SLU Uppsala.*

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

Hägermark, I. och Martinsson, B. 1995. *Våmark Oxelösund. Fågelliv – resultat av inventering 1994. Oxelösunds kommun 1995-05-05.*

Hägermark, I. och Martinsson, B. 1996. *Våmark Oxelösund. Fågelinventering 1995. WRS AB 1996-09-03.*

Knight, R. L., 1994. *Treatment wetlands database now available. Water Environment & Technology, February 1994, 31-33.*

Knight, R. L., Ruble, R. W., Kadlec, R. H. och Reed, S., 1993. *Wetlands for wastewater treatment: performance database. I: Moshiri, G. A. (red.). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 35-58.*

Naturvårdsverket 1993. *Vatten, avlopp och miljö. Underlagsrapport till "Ett miljöanpassat samhälle - MILJÖ '93". Naturvårdsverket Rapport 4207.*

Nixon, S. W. (red.). (1990). *Special issue: Marine Eutrophication. Ambio 19:101-172.*

Wittgren, H. B. och Mæhlum, T., 1997. *Wastewater treatment wetlands in cold climates. Wat. Sci. Tech. 35, 45-53.*

Wittgren, H.B., Stenström, T.-A. och Sundblad, K., 1996. *Removal of indicator micro-organisms in surface-flow treatment wetlands. Reprints from the 5th international Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 15-19, 1996, Vienna, Austria, pp. I/19 1-8.*

Wittgren, H. B. och Tobiasson, S. 1995. *Nitrogen removal from pretreated wastewater in created wetlands. Wat. Sci. Tech. 32, 69-78.*

Wittgren, H.B., Wallin, H., Ridderstolpe, P. och Gunsell, C., 1994. *Våmark Oxelösund – fullskaleförsök med kväverening i anlagda våmarker. Vatten 50:2, 145-153.*