



Förstudie till våtmark i Rimbo

Design för optimal hydrologi och kväverening

Maria Jaremalm

Referat

Förstudie till våtmark i Rimbo Design för optimal hydrologi och kväverening

Maria Jaremalm

Övergödningen i Östersjön är ett problem som uppmärksammas alltmer. Ett led i att minska kvävebelastningen på Östersjön är ökade krav på rening i de svenska kommunala reningsverken. Rimbo avloppsreningsanläggning har blivit ålagd ett riktvärde för totalkväve på 15 mg l^{-1} i utgående vatten, vilket motsvarar en reningsgrad som inte uppnås idag. Ett alltmer vanligt sätt att minska föroreningshalterna är att anlägga våtmarker i anslutning till reningsverken för att efterpolera spillvattnet. Det här arbetet är en del av en förstudie till en sådan våtmark i Rimbo.

En förundersökning av topografi, jordart och grundvattenflöden indikerar att det område som föreslagits i anslutning till reningsverket i Rimbo lämpar sig väl för ett våtmarksbygge. Förslag till utformning har tagits fram med hjälp av en fysikaliskt baserad modell över vattenströmning, utvecklad inom det EU-finansierade projektet PRIMROSE (PRocess based Integrated Management of constructed and Riverine wetlands for Optimal control of wastewater at catchment Scale). Analys av vattnets uppehållstidsfördelning ger förståelse för våtmarkens egenskaper och kan därför användas vid t ex optimering av våtmarksdesign med avseende på kväverening. För att på ett enkelt sätt kunna jämföra olika våtmarkers effektivitet är det praktiskt att översätta uppehållstidsfördelningen till ett nyckeltal för reningseffekten. I det här arbetet har två olika sådana nyckeltal beräknats. Det första ger den hydrauliska effektiviteten och det andra bygger på en metod där våtmarkens interna hydraulik integreras med den kemiska omvandlingen av kväve. Nyckeltal 1 ger ett mått på hur stor del av volymen i våtmarken som används för kväverening, medan Nyckeltal 2 ger ett mått på den procentuella kväveavskiljningen.

Den här förstudien visar att en våtmark sannolikt skulle vara ett utmärkt sätt att klara riktvärdet för kvävehalten vid reningsverket i Rimbo. Därutöver skulle en våtmark kunna utgöra ett positivt inslag i landskapet och öka den biologiska mångfalden, inte minst vad gäller fågelliv.

Nyckelord: Utformning, design, konstruerad våtmark, avloppsvattenrening, spillvatten, kväverening, denitrifikation, växtlighet, vattenflöde, modellering, simulering, spårämnesförsök, Matlab, GIS, hydraulisk effektivitet

Abstract

Pre-Study of a Treatment Wetland in Rimbo Design for Optimal Hydrology and Nitrogen Removal

Maria Jaremalm

The eutrophication of the Baltic Sea is a threat that is beginning to be taken seriously by the governments concerned. In Sweden, regulations concerning the allowed nitrogen (N) concentration in the effluent water from wastewater treatment plants are being tightened up. The Rimbo wastewater treatment plant has been imposed to reduce the annual mean concentration of total N in the effluent water to levels below 15 mg l^{-1} . A more and more common way to reduce the nitrogen level in wastewater is to let the water pass through a wetland. This study investigates the possibility to build this kind of wetland at the outlet of the Rimbo wastewater treatment plant.

A prestudy of the topography, soil characteristics and groundwater flow indicates that the land area in question is well suited for the construction of a wetland. A proposal for the design has been made by using a physically based computer model developed in the PRIMROSE project (PRocess based Integrated Management of constructed and Riverine wetlands for Optimal control of wastewater at catchment Scale), which is financed by the EU. Analysis of the residence time distribution (RTD) is a tool for understanding wetland design characteristics and can be used for wetland engineering such as optimizing design for best possible efficiency in nitrogen removal. In order to characterize the performance of a wetland, it is useful to translate the RTD to a key figure representing the treatment efficiency. In this work, two types of such key figures have been used. Key figure 1 gives the hydraulic efficiency and Key figure 2 gives an estimation of the nitrogen retention by an integration of hydraulic characteristics and the chemical transformation of nitrogen.

The results of this study show that constructing a wetland in Rimbo probably would be an efficient way to reduce the nitrogen level at the effluent of the wastewater plant below the limits of the regulations. In addition, a wetland would form a nice place of recreation for the people in Rimbo and also make a good habitat for birds.

Keywords: Design, constructed wetland, wastewater treatment, nitrogen removal, denitrification, vegetation, water flow, modelling, tracer experiment, solute transport, residence time approach Matlab, GIS, hydraulic efficiency

Department of Biometry and Engineering
Swedish University of Agricultural Sciences
Ulls väg 30 A
756 51 Uppsala
ISSN 1401-5765

Förord

Examensarbetet omfattar 20 poäng och har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet (UU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Examensarbetet har utförts på uppdrag av Norrtälje kommun. Handledare har varit Susanna Andrén, VA-förvaltare, Norrtälje kommun. Ämnesgranskare för examensarbetet har varit Anders Wörman, professor i miljöfysik vid institutionen för biometri och teknik, SLU. Jonas Andersson, WRS Uppsala AB, har bidragit med rådgivning och utlåning av mätutrustning. Examensarbetet är en del av en förstudie inför en eventuell utbyggnad av avloppsreningsanläggningen i Rimbo. Den andra delen av förstudien har utförts som ett examensarbete inom miljö- och vattenteknikprogrammet av Johan Harrström.

Ett stort tack riktas till Anders Wörman för allt tålamod och all tid som lagts ner för att möjliggöra modelleringen i arbetet. Jag vill även tacka övriga medlemmar i forskargruppen i miljöfysik vid SLU för att vi välkomnats som en del av gruppen under examensarbetet. Stor tacksamhet riktas även till Jonas Andersson som genom goda råd och tips under arbetets gång medverkat till att garantera projektets verklighetsförankring. En förutsättning för GIS-hantering av designförslagen och därmed den höga upplösningen i beräkningarna har varit många timmars värdefull handledning från Göran Adelsköld, SLU miljödata. Tacksamhet riktas även till Kerstin Carlsson, karttekniker, Norrtälje kommun och Per-Olof Hårdén vid institutionen för geovetenskaper, UU, vilka bidragit till att förverkliga den topografiska analysen av området. Allan Rodhe, professor i hydrologi, UU, och Lave Persson vid institutionen för markvetenskap, SLU, har granskat analysen av hydrologi respektive jordarter i området. Christina Berglund, avdelningen för geokonstruktioner, Statens geotekniska institut, har stått för granskning av geotekniska överslagsberäkningar. Slutligen vill jag tacka Johan Harrström och Lars Dahlqvist, VA-samordnare, Veolia Water AB, för gott samarbete och trevliga fikastunder.

Copyright © Maria Jaremalm och Institutionen för Biometri och Teknik,
Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala
UPTEC W 05 030, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2005.

Innehållsförteckning

1. INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE.....	1
1.3 VÅTMARKER FÖR EFTERPOLERING AV AVLOPPSVATTEN	2
1.4 ERFARENHETER AV VÅTMARKSBYGGNATION I SVERIGE	2
1.5 RIMBO AVLOPPSRENINGSVÄRK.....	3
2 PLATSBESKRIVNING.....	6
2.1 ALLMÄNNA FÖRUTSÄTTNINGAR.....	6
2.2 MARKEGENSKAPER.....	6
3. MÅLSÄTTNING FÖR VÅTMARKEN I RIMBO.....	7
4. METOD	8
4.1 FÖRUNDESRÖKNING AV PLATSEN.....	8
4.1.1 Mätning av befintlig marktopografi.....	8
4.1.2 Jordartsbestämning.....	9
4.1.3 Mätning av grundvattennivåer	9
4.2 DIMENSIONERING AV VALLAR.....	10
4.3 TEKNISK UTFORMNING AV VÅTMARKEN	10
4.4 NYCKELTAL FÖR ATT JÄMFÖRA OLIKA DESIGNFÖRSLAG	11
4.4.1 Hydraulisk effektivitet (Nyckeltal 1).....	11
4.4.2 Faltning av hydrologi och kemi (Nyckeltal 2).....	12
4.5 MODELL AV VATTENSTRÖMNING	13
4.5.1 Fysikalisk bakgrund.....	14
4.5.2 Numeriska metoder	15
4.5.3 Modellparametrar och definition av designförslag	15
4.5.4 Bearbetning av simuleringsresultat	15
4.5.5 Antaganden kring modellens inparametrar	17
5. RESULTAT.....	18
5.1 FÖRUNDESRÖKNING AV PLATSEN.....	18
5.1.1 Mätning av befintlig marktopografi.....	18
5.1.2 Jordartsbestämning.....	19
5.1.3 Mätning av grundvattennivåer.....	19
5.2 DIMENSIONERING AV VALLAR.....	19
5.3. RESULTAT FRÅN SIMULERINGAR.....	19
5.3.1 Effekt av djupzoner på vattenflödet.....	20
5.3.2 Effekt av undervattensvallar på vattenflödet.....	22
5.3.3 Platsspecifik våtmarksutformning i Rimbo	23
6. DISKUSSION OCH REKOMMENDATIONER	26
6.1 GEOTEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR VÅTMARKSBYGGE	27
6.2 HYDROLOGISKA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR VÅTMARKSBYGGE	27
6.3 REKOMMENDERAD UTFORMNING	28
6.3.1 In- respektive utlopp.....	28
6.3.2 Dammens plangeometri	28

6.3.3 Växter.....	28
6.4 UTVÄRDERING AV NYCKELTAL 1 OCH 2	29
6.5 OSÄKERHETER I MODELLEN	29
6.6 DESIGNFÖRSLAG MED ÖVERSILNINGSYTA	30
6.7 ÖVRIGA ASPEKTER AV VÄTMARKEN SOM RENINGSMETOD I RIMBO.....	30
6.7.1 Ekonomi	30
6.7.2 Tillgången på organiskt kol som begränsande faktor.....	30
6.7.3 Fosfor och BOD ₇	31
6.7.4 Sjukdomsbakterier och mygghabitat	31
6.7.5 Skötsel och drift.....	31
6.7.6 Rekreatiomsområde	31
6.7.7 Fågelliv	32
6.7.8 Muddringsmassor.....	32
7. SLUTSATSER	32
REFERENSER	34
LITTERATUR	34
PERSONLIGA MEDDELANDEN	35
INTERNET.....	35

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Övergödning är ett allvarligt hot mot de känsliga ekosystemen i Östersjön. Ökade krav på rening i de svenska reningsverken är en åtgärd för att minska kvävebelastningen på Östersjön. Rimbo avloppsreningsverk i Norrtälje kommun har fått krav från länsstyrelsen att kvävekoncentrationen ska understiga 15 mg l^{-1} , vilket verket inte klarar idag. Sommaren 2004 var VA-representanter från Norrtälje kommun på studiebesök vid Nynäshamns avloppsreningsanläggning med tillhörande våtmark. Efter de många positiva intrycken från våtmarken framkom på hemresan idén att anlägga en sådan våtmark för efterpolering av avloppsvattnet i Rimbo. Det första steget i den riktningen är den förstudie till våtmark som utgörs av denna rapport tillsammans med Johan Harrströms rapport (2005).

Förstudien har som huvudmål att svara på om det skulle vara en bra idé att bygga en våtmark för efterpolering av avloppsvattnet i Rimbo och hur den i så fall skulle kunna se ut. Studien är indelad i tre delar. Den första delen består av en förundersökning av platsen och dess förutsättningar för våtmarksbygge. Detta arbete utfördes i samarbete med Johan Harrström. De övriga uppgifterna i förstudien delades upp i två delar, där den ena består i att ta fram förslag till växtetablering, uppskatta vilken kväveavskiljning som kan förväntas samt att undersöka bottenmorfometriens inverkan på kvävereningen (Harrström, 2005). Den andra delen har varit att ta fram ett förslag till utformning där hydrologi och därmed kväverening optimeras. I föreliggande rapport ges en beskrivning av resultaten från den inledande förstudien samt förslag till utformning.

En våtmarks förmåga att rena kväve kan sägas bero på två huvudsakliga faktorer: reningsprocesser (t ex kemisk omvandling av kväve och fosfor) och hydrologi (vattenomsättning och hydraulik) (Persson, 1998). Vid utformning av en våtmark bör dock även andra kvaliteter beaktas såsom sociala, ekologiska, estetiska, mikroklimatmässiga samt ekonomiska aspekter. Ett sätt att lösa konflikten mellan reningseffektivitet och faktorer som estetik och ekologi är datamodellering. Då finns möjlighet att optimera fördelningen av vatten samtidigt som övriga intressen tillgodoses. I det här arbetet har ett förslag till utformning tagits fram genom att simulera vattenflödet i olika utformningar med hjälp av en fysikaliskt baserad modell utvecklad inom det EU-finansierade projektet PRIMROSE (PRocess based Integrated Management of constructed and Riverine wetlands for Optimal control of wastewater at catchment Scale).

1.2 Syfte

Huvudsyftet med den här delen av förstudien är att ta fram ett förslag till utformning av en våtmark för efterpolering av spillvatten i Rimbo. Detta görs genom att, med en fysikaliskt baserad modell, testa hydrauliken i olika förslag på utformning och se vilket alternativ som utnyttjar arealen på bästa sätt. Utgångspunkten för den tekniska utformningen är tre olika metoder för att sprida vattnet jämt över våtmarken framtagna i samarbete med Jonas Andersson, WRS Uppsala AB. De två första metoderna går ut på att vattenflödet i våtmarken sprids med hjälp av djupzoner eller vallar. Det tredje alternativet är att dela upp våtmarksområdet i bassänger som omväxlande fylls och töms. De olika metoderna för att sprida flödet har utvärderats med hjälp av modellen och utifrån resultaten kommer ett designförslag för Rimbo tas fram där hydrauliken och kvävereningen optimerats.

De olika förslagen till utformning har jämförts sinsemellan med hjälp av två olika nyckeltal. Det första nyckeltalet är hydraulisk effektivitet, som är ett rent hydrauliskt mått på våtmarkens effektivitet. I Nyckeltal 2 uppskattas reningseffekten genom en integration av våtmarkens interna hydraulik och den kemiska omvandlingen av kvävet. Detta arbete har även till syfte att göra en jämförande utvärdering av dessa nyckeltal för våtmarksutformning.

1.3 Våtmarker för efterpolering av avloppsvatten

Enligt Naturvårdsverket är en våtmark ”sådan mark där vatten under en stor del av året, finns nära, under eller strax över markytan samt vegetationstäckta vattenområden”. Med termen våtmark avses i den här rapporten bevuxna dammar med ytvattenflöde. Vattendjupet varierar mellan 0,1 och 1,5 m. Vi vet idag att våtmarker, anlagda i anslutning till utloppet av avloppsreningsverk, kan vara effektiva kvävekällor. Karaktäristiskt för denna typ av våtmarker är att vattenflödet är relativt konstant, uppehållstiden är åtminstone några dygn och koncentrationerna av kväve är höga. Om dessutom kvävet till största delen finns i form av nitrat kan man uppnå en kväverening på 30-50 % av belastningen, vilket kan innebära 1,5 – 2 ton ha⁻¹ år⁻¹ (Tonderski, 2001).

Den ökande nybyggnaden och restaureringen av våtmarker i Sverige sammanfaller väl med flera av de nationella miljömålen: *Ett hav i balans; Ingen övergödning; Myllrande våtmarker och Minskade utsläpp av kväveföreningar till havet*. En våtmark i Rimbo skulle även vara ett led i kommuns antagna *Aktionsplan för biologisk mångfald*, där en åtgärd som särskilt lyfts fram är restaureringen av våtmarker.

1.4 Erfarenheter av våtmarksbyggnation i Sverige

För att få en bild av hur den här typen av våtmarker kan se ut och hur bra reningsresultat de brukar ge har erfarenheterna från andra våtmarksbyggen i Sverige undersökts. Utifrån studiebesök vid Oxelösund, Alhagen, Ekeby, Vagnhärad och Trosa våtmarker samt utifrån litteraturstudier har en sammanställning gjorts av några viktiga parametrar, vilka kan jämföras med förhållandena i Rimbo, se Tabell 1. De tre förstnämnda samt Magle valdes därför att de är de fyra största och mest dokumenterade våtmarkerna i Sverige. Våtmarkerna i Trosa och Vagnhärad valdes ut därför att de är relativt nybyggda och är i samma storleksordning som den tänkta våtmarken i Rimbo. Utifrån denna översiktliga jämförelse kan man anta att förutsättningarna för våtmarksrening i Rimbo är minst lika goda som på andra håll i landet där metoden används. Ytbelastningen i en våtmark på det tänkta området i Rimbo skulle bli i samma storleksordning som i de våtmarker i Trosa och Vagnhärad som har en liknande belastning. Den föroreningsmängd som en våtmark i Rimbo skulle utsättas för är heller inte hög i jämförelse med de övriga undersökta våtmarkerna.

Tabell 1. Sammanställning av uppgifter om sex våtmarker som används för efterpolering av spillvatten samt data från Rimbo reningsverk. Data för Ekeby våtmark är beräknade som medel under driftstiden maj-dec. (Data från Andersson & Kallner (2002), Andersson & Stråe (2005), Trosa kommun (2001) och Stråe (2004))

Våtmark (byggnadsår)	Yta [ha]	Teoretisk uppehålls- tid [dygn]	Ytbelastning [mm/dygn]	Data från år [medel]	Total-N [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Tot-P [mg/l]	BOD7 [mg/l]	N-belastning och reduktion [ton/ha och år]	P-belastning och reduktion [kg/ha och år]
Oxelösund (1993)	24	6	21	1994-2001	In: 23 Ut: 15	In: 17 Ut: 12	In: 0,40 Ut: 0,04	In: 21,9 Ut: 3,9	1,7 0,7 (39%)	30 27 (90%)
Alhagen (1997)					28	14	1999-2001	In: 37 Ut: 11	In: 37 Ut: 8,6	In: 0,37 Ut: 0,12
Ekeby (1999)	28	7	1999-2001	In: 20 Ut: 15				In: 5,4 Ut: 1,9	In: 0,23 Ut: 0,10	In: 5,2 Ut: 4,7
Magle (1995)				20	6	1996-2001	In: 20 Ut: 14	In: 5,8 Ut: 3,8	In: 0,15 Ut: 0,11	In: 2,4 Ut: 4,8
Vagnhärad (2001)	2,3	5	2003				In: 25 Ut: 19	In: 11 Ut: 10	In: 1,0 Ut: 0,07	In: 7 Ut: 2
Trosa (2003)				5,4	8	2004	In: 22 Ut: 14	In: 20 Ut: 7,5	In: 0,3 Ut: 0,07	In: 10,3 Ut: 1,6
Rimbo	5,7	11	2001-2003				44 (dim. flöde) 35 (nuvarande)	In: 16,7	In: 2,7	In: 0,17

År 2000 gjordes en undersökning av användningen av våtmarker för dag- och avloppsvatten i 125 kommuner i landet (Krantz & Hjerpe, 2000). Resultatet av undersökningen visar en tydlig trend mot att våtmarker i allt större utsträckning används för efterpolering av avloppsvatten. Antalet kommuner med denna typ av våtmarker har ökat från 19 till 35 under perioden 1997 till 2000. Dessutom uppgav drygt 40 kommuner år 2000 att de hade planer på anläggning. Ungefär hälften av de kommuner som uppgav att de hade planer på att anlägga våtmarker för efterpolering av spillvatten hade redan liknande anläggningar. Det tyder på att många som använt våtmarker för efterpolering är nöjda med sina satsningar.

1.5 Rimbo avloppsreningsverk

Rimbo reningsverk är en anläggning som redan har långtgående rening av både kväve, fosfor och organiskt suspenderat material. Här följer en översiktlig genomgång av verket för att ge en förståelse för den totala reningen och hur det kommer sig att man inte lyckas klara kravet på kvävereningen.

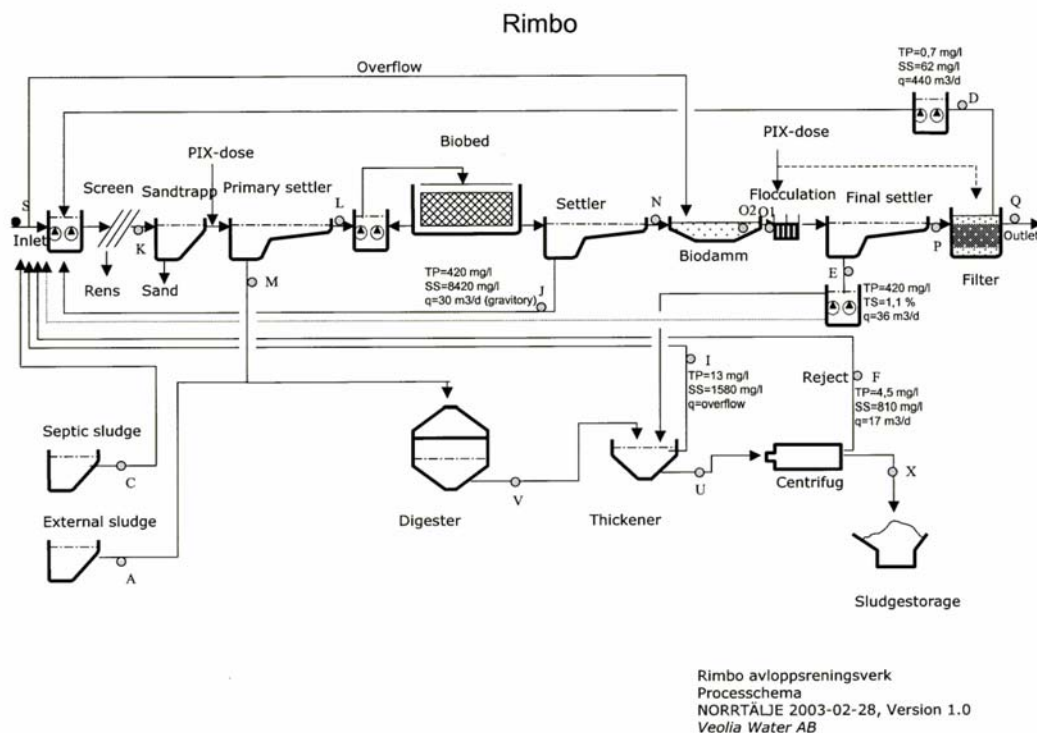
Reningen sker genom mekaniska, kemiska och biologiska processer. Speciellt för Rimbo är att en stor tvättindustri är belägen i samhället som bidrar med ca 100 kg fosfor/månad, vilket står för 15 procent av den totala belastningen (Jacobsson & Rebeyrol, 2004). Recipient för det renade avloppsvattnet är Vallbyån som leder vattnet till Kundbysjön. Vattnet fortsätter sedan via sjön Lommaren ut i Norrtäljeviken. Ett processschema över verket ges i Figur 1 och nedan följer en sammanfattning av de viktigaste processerna i anläggningen som den ser ut idag.

Det inkommande avloppsvattnet leds, via ett rensgaller, genom ett luftat sandfång där en fällningskemikalie, PIX-118, tillsätts för försedimentering. Efter förfällningen sprids vattnet över en biobädd där en biologisk rening sker. Biobädden är fylld med ett plastmaterial som har mycket stor effektiv yta där biofilm bildas. Bakterierna bryter ner föroreningar och nitrifierar kväve. Efter biobädden avskiljs slam från vattenfasen i två mellansedimenteringsbassänger.

Därefter leds vattnet till en stor biodamm vars huvudsakliga funktion är att jämna ut flödet genom verket. Vattnet har i genomsnitt en uppehållstid i biodammen på fem dagar (Dahlqvist,

pers. medd.). I efterfällningssteget sker, med hjälp av PIX-118, en utfällning av den fosfor som återstår efter förfällning och biosteg (Norrtälje kommun, 1997).

Reningsverkets sista steg är en filteranläggning med åtta sandfilter. Vattnet pumpas upp genom nästan två meter tjocka sandbäddar, vilket gör att även mycket fina partiklar avskiljs. Allt slam från verket behandlas i en rötkammare där det värms upp till 35°C. Slutligen avvattnas det rötade slammets i en centrifug och pumpas ut på en lagringsplatta.



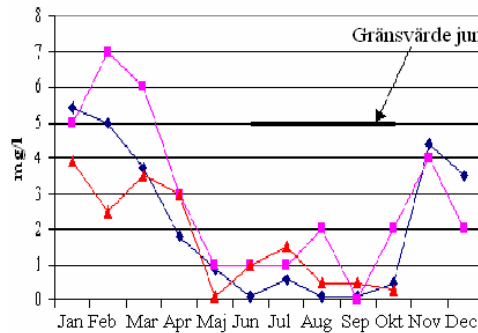
Figur 1. Processchema över Rimbo avloppsreningsverk

Doseringen av fällningskemikalie i efterfällningssteget är 228 g m⁻³, vilket anses som en relativt hög dos. Verket har gränsvärden på P_{tot} och BOD₇ på 0,25 mg l⁻¹ respektive 5 mg l⁻¹ som årsmedelvärden, vilka efterlevs på ett tillfredställande sätt.

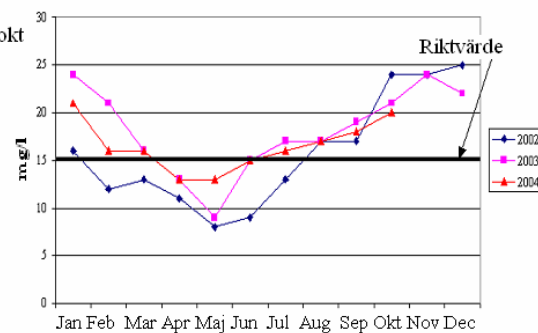
En nyckelreaktion i kväveringen i avloppsreningsverk är nitrifikation, en syrekrävande bakteriell process där ammonium (NH₄) omvandlas till nitrat (NO₃). Ur Figur 2 framgår att nitrifikationen är starkt varierande över året med höga halter av ammonium under perioden november-mars. Detta beror till stor del på att luftpumpen till biobädden stängs av då det blir minusgrader utomhus (Jacobsson & Rebeyrol, 2004). Under perioden juni till oktober finns ett gränsvärde för NH₄-N på 5 mg l⁻¹ och ett riktvärde på 3 mg l⁻¹, båda beräknas som månadsmedelvärde. Riktvärdet för NH₄-N efterlevs i och med att det endast gäller under perioden juni till oktober då nitrifikationen i biobädden fungerar bra.

Denitrifikation är en annan viktigt nyckelreaktion i kväveringen. Det är en anaerob bakteriell process, där nitrat omvandlas till harmlös kvävgas. Reningen av N_{tot} fungerar bra under våren och sommaren, men under hösten och vintern behövs ytterliggare rening för att komma under

gränsvärdet på 15 mg l^{-1} (årsmedelvärde), se Figur 3. Detta beror troligtvis på att bakterierna arbetar bättre vid högre temperaturer och att denitrifikationen är mer effektiv då förhållandet NO_3/NH_4 är högre (Jacobsson & Rebeyrol, 2004). För en mer utförlig redogörelse av begreppen nitrifikation och denitrifikation se Harrström (2005).

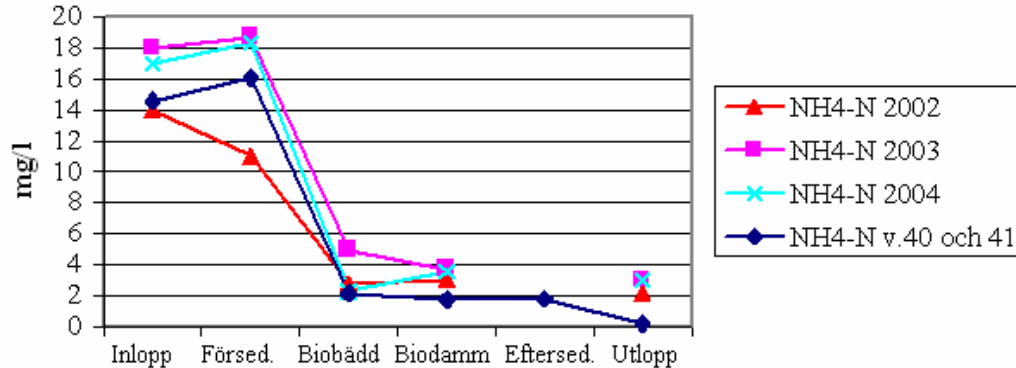


Figur 2. Säsongsvariationer och gränsvärde för $\text{NH}_4\text{-N}$ i utgående vatten från Rimbo reningsverk. (Data från Jacobsson & Rebeyrol (2004).)



Figur 3. Säsongsvariationer och riktvärde för N_{tot} i utgående vatten från Rimbo reningsverk. (Data från Jacobsson & Rebeyrol (2004).)

En stor del, ca 80 procent, av det ammonium som kommer in i verket nitrifieras i biobädden, se Figur 4. Däremot finns för närvarande inget effektivt denitrifikationssteg i verket, varför nitratkoncentrationen är i stort sett konstant genom resten av verket (Jacobsson & Rebeyrol, 2004).



Figur 4. Reningen av $\text{NH}_4\text{-N}$ i verkets olika delar, medelvärden från 2002-2004 samt värden från vecka 40 och 41 2004. (Data från Jacobsson & Rebeyrol (2004).)

En översikt av verkets olika processer visar att anläggningen har ett bra nitrifikationssteg i biobädden, om än något sämre under vintern. Verkets svaghet är att det är dåliga förutsättningar för denitrifikation. Detta beror troligtvis till största delen på avsaknad av tillräckliga mängder kolkälla, men även brist på anaeroba miljöer där denitrifikationsbakterierna kan trivas (Harrström, 2005). Tanken med efterpolering i en våtmark är att växterna på ett naturligt sätt ska stå för denna kolkälla.

2 Platsbeskrivning

2.1 Allmänna förutsättningar

Norrtälje kommun äger ett ca 6 ha stort område i anslutning till reningsverket i Rimbo, se Figur 5 sid. 8. Överslagsberäkningar visar att detta skulle vara ett lagom stort område för att anlägga en våtmark som ska klara det flöde som verket är dimensionerat för ($2500 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). Det nuvarande flödet av spillvatten genom verket är $2019 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, medan halten av totalkväve i utloppet är $16,7 \text{ mg l}^{-1}$ (beräknad som medel under åren 2001-2003). Verkets sista reningssteg är, som tidigare nämnts, en sandfilteranläggning där vattnet pumpas flera meter upp genom ett sandfilter. Dahlqvist (pers. medd.) uppskattar att man skulle kunna utnyttja en tryckhöjd på ca 3 m över marknivå för att leda vattnet med självfall till våtmarken, vilken är tänkt att placeras ca 80 m från filterbyggnaden.

2.2 Markegenskaper

En viktig faktor att ta hänsyn till vid våtmarksbyggnation är markförhållandena i det aktuella området. Utifrån en genomgång av den information som fanns tillgänglig om området beslutades vilka ytterligare förundersökningar kring jordens egenskaper som ansågs lämpliga att göra i denna förstudie.

Inför byggandet av sandfilteranläggningen gjordes 1995 en geoteknisk utredning av marken där filterbyggnaden nu står. Av utredningen framgår att grundvattenytans trycknivå låg 1,8 m under den då befintliga markytan. Denna nivå överensstämmer ungefär med den vattennivå som vid tillfället återfanns i biodammen. Utredningen visar vidare att jorden överst består av fyllning med en mäktighet varierande mellan 0,8 och 1,2 m. Därunder följer ett 0,8-1,4 m tjockt lerlager, vilket i sin tur vilar på morän ner till åtminstone 5-6 m under markytan. Leran bedöms som mycket lös till lös och har en skjuvhållfasthet på minst 10 kPa. Moränen under leran bestämdes till en grusig sandig siltig morän. Enligt jordartskartan (Uppsala NO, 1999) är det postglacial lera i hela det aktuella området, vilket stämmer bra med de observationer som gjordes i den geotekniska utredningen. En viktig aspekt att ta hänsyn till är att det i samband med muddringen av Kundbysjön 1988-1990 deponerades stora mängder sjösediment i området. Vid tiden för muddringen hade dessa massor ett totalfosforinnehåll på ca $2,55 \text{ mg P per g TS}$ (Pettersson, 1991).

Utifrån den geotekniska utredning som gjordes 1995 står det alltså klart att underlaget till stor del består av lera, vilken i sin tur ligger på morän. För att få en uppfattning om vilka åtgärder som kan bli nödvändiga vid byggandet är det viktigt att ta reda på denna leras egenskaper. En viktig egenskap för lerans konduktivitet och hållfasthet vid byggnation är huruvida den innehåller gyttja. En nackdel med gyttjelera är att bärigheten blir dålig i vallar och andra strukturer om de bara består av denna jord. Gyttjeinnehåll i marken kan även orsaka permanenta spricksystem, vilket kan leda till mycket hög genomsläpplighet av grundvatten i vissa zoner av området. Ett viktigt mål med denna förstudie är således att undersöka om leran innehåller gyttja och om stora sprickbildningar förekommer i området.

I samråd med Jonas Andersson fastställdes vilka ytterligare förundersökningar av platsen som är nödvändiga och vad som är rimligt att utföra inom ramen för ett examensarbete. En viktig komplettering är en kartläggning av topografin i området. Dessutom skulle en enklare undersökning av jordarten och grundvattenytan i några handborrade provhål kunna ge en bild av

markens karaktär och lämplighet som våtmarksgrund. För att få en uppfattning om utbredningen av sprickbildning i området bestämdes att grundvattennivåerna i provhålen skulle jämföras med vattennivån i Vallbyån, som rinner längs med åkerkanten öster om den tänkta våtmarken. Mätningar av höjdskillnaden mellan vattenytorna i groparna och i ån nedströms i grundvattenflödets riktning antas kunna ge en grov bild av den mättade hydrauliska konduktiviteten och förekomsten av sprickbildningar i jorden.

3. Målsättning för våtmarken i Rimbo

Målsättningen med ett våtmarksbygge i Rimbo formulerades i ett tidigt skede i samråd med kommunekolog Magnus Bergström och VA-förvaltare Susanna Andrén, Norrtälje kommun. Tre värden utsågs som de viktigaste att ta hänsyn till vid utformningen:

- **Reningsförmåga.** Främst kväverening men även fosforretention och minskade halter BOD₇.
- **Rekreation och folkbildning.** Målet är en estetiskt tilltalande och tillgänglig våtmark som även kan användas i utbildningssyfte och påverka miljösynen hos besökarna.
- **Ökad biologisk mångfald.** Förhoppningen är framför allt att våtmarken ska vara ett led i att återskapa det rika fågelliv som länge funnits i området, men som missgynnats av andra åtgärder de senaste åren, se vidare kap. 6.7.7.

För att optimera kväveavskiljningen i våtmarken bör den vara grund och helt vegetationstäckt. Detta är faktorer som missgynnar utvecklingen av ett varierat vegetationssamhälle och står därför i kontrast till målen om ökad biologisk mångfald och ett trevligt strövområde. En skiss på våtmarksområdets utbredning har tagits fram i samarbete med Lars Dahlqvist, VA-samordnare, Veolia Water AB, se Figur 5. För att ta hänsyn till de tre målsättningar som beskrivs ovan har området delats in i två delar. Den första delen är en grund damm på ca 4,8 ha, tätt bevuxen med övervattensväxter, med ett medeldjup på 0,4 m. Denna damm är främst avsedd för denitrifikation och kallas därför för denitrifikationsdamm. Den andra delen är ett område på ca 0,9 ha med öppen vattenspegel, ett medeldjup på 1,5 m, där växtligheten domineras av undervattensväxter. Här är det i första hand estetiska värden och fågelliv som ska gynnas. Även om en viss rening kommer att ske även i den här delen av våtmarken kallas därför den här delen för en fågeldamm. De båda dammarna åtskiljs med en bred vall där gångstråk och t ex informationsskyltar och bänkar placeras. Promenadområdena i anslutning till den tänkta våtmarken kan med fördel kopplas ihop med området kring Kundbysjön med stigar längs Vallbyån.

I den norra delen av området har en inloppssänka (kanal) lagts in i skissen. Det förväntas ha en positiv effekt på hydrauliken i våtmarken genom att den sprider flödet. Inloppet rekommenderas bestå av ett perforerat rör som släpper vatten på olika ställen längs inloppskanalen. Inloppet till fågeldammen ligger i den sydöstra delen av denitrifikationsdammen. Utlopp och mätstation är placerade i fågeldammens sydöstra hörn för att det på ett enkelt sätt ska gå att ta sig till mätstationen med bil. I mitten av fågeldammen föreslås att en mindre ö anläggs för att gynna fågellivet och ge ett vackert intryck. Uppgiften i det här arbetet är alltså att, utifrån den skiss som ges i Figur 5, utforma en våtmark där de tre målsättningarna med våtmarken uppfylls på ett bra sätt.

Figur 5. Skiss av det tänkta våtmarksområdet uppdelat i 2 dammar. Den nuvarande reningsanläggningen består av de orange-svarta byggnaderna i den norra delen av kartan och den blå biodammen.



4. Metod

4.1 Förundersökning av platsen

Den förundersökning som gjorts inom ramen för denna förstudie består av mätningar av befintliga markhöjder och grundvattennivåer samt jordartsbestämning inom det aktuella markområdet. Nedan följer en beskrivning av tillvägagångssättet vid de olika undersökningarna.

4.1.1 Mätning av befintlig marktopografi

Marktopografin i området bestämdes med hjälp av GPS och avvägningsinstrument. En fixpunkt med känd höjd hämtades från kommunens arkiv. Utifrån den punkten kunde sedan de övriga höjderna mätas med avvägningsinstrumentet. Positioneringen av punkterna sinsemellan gjordes med GPS. Dessa höjddata sammanfördes sedan med kommunens fastighetskarta med hjälp av GIS-programmet Arcview 3.2.



Figur 6. Johan Harrström med avvägningsinstrumentet på östra sidan av det tänkta våtmarksområdet. Till höger skimtar Vallbyån.

4.1.2 Jordartsbestämning

Jordartsbestämning gjordes genom analys av markprofilen i tre provhål, för placering hålen se Figur 12, sid. 18. Först grävdes 0,5 till 1 m djupa gropar med spade. På botten av dessa gropar borrades sedan hål med en manuell jordborr så långt ner under grundvattenytan som utrustningen tillät. Jordprover togs vid 7-9 olika djup i markprofilerna. En preliminär bestämning av jordarterna gjordes på plats och sedan gjordes en grundligare analys av de olika jordproverna tillsammans med Lave Persson vid Institutionen för markvetenskap, SLU (pers. medd.).

4.1.3 Mätning av grundvattennivåer

Grundvattennivån uppmättes dels i de tre borrhålen, dels i tre punkter i Vallbyån i den troliga strömningsriktningen för grundvattnet. Riktningen uppskattades med hjälp av topografin i området och grundvattnet antas strömma den kortaste vägen till ån, ganska rakt österut från provhålen. Vattennivån i borrhålen tilläts ställa in sig under en vecka innan slutliga mätningar gjordes.



Figur 7. Mätning av grundvattennivån i det tänkta våtmarksområdet.

4.2 Dimensionering av vallar

Beräkning av vallhöjder och bredder i och kring den tänkta våtmarken har skett i samråd med Christina Berglund, avdelningen för geokonstruktioner, Statens geotekniska institut (pers. medd.). Bredden på den vall som begränsar våtmarkens utbredning mot öster kräver särskild hänsyn i och med att den vetter mot Vallbyån. För att kunna göra en pålitlig beräkning av hur bred vallen behöver vara krävs ytterliggare geoteknisk undersökning av bland annat lerans gyttejehalt. I det här arbetet har istället en ungefärlig uppskattning gjorts av vallbredden för att preliminärt kunna placera våtmarken i området.

4.3 Teknisk utformning av våtmarken

För att uppfylla målet med så bra kväverening som möjligt i våtmarken är det främst två faktorer som behöver optimeras; hydrauliska egenskaper och tillgången på kol i systemet. Tillgången på kol optimeras genom en tät etablering av högproduktiva övervattensväxter. De hydrauliska egenskaperna påverkas av många faktorer: topografi, form, längd/bredd förhållande, placering och utformning av in- och utlopp, vegetation, vind m m. De faktorer som är lättast att påverka vid nybyggnation är form samt utformning och placering av in- och utlopp. För att uppnå hög hydraulisk effektivitet arbetar man med olika former på våtmarken för att sprida vattnet över hela ytan. Nedan ges en beskrivning av några vanliga metoder för att sprida vattnet i våtmarker (Andersson, pers. medd.).

Den första metoden innebär att det anläggs djupare partier på vissa ställen längs vattnets färdväg, de benämns här djupzoner eller sänkor. Tanken är att djupzonerna ska ha två positiva effekter på flödet. Den första är att de ska fungera som tryckutjämnare och sprida flödet vinkelrätt mot flödesriktningen. Den andra effekten är att de minskar vattnets hastighet och på så sätt t ex gynnar sedimentationen av suspenderat material. Därför rekommenderas t ex en djupzon vid inloppet följt av en grundare vegetationstäckt zon.

Den andra metoden går ut på att anlägga vallar under vattenytan som ska ändra vattnets riktning så att hela våtmarken utnyttjas. Genom att lägga vallarna så att de slutar ca 0,1 m under vattenytan minskar risken för erosion. Ett exempel är att anlägga undervattensvallar som riktar flödet så att vattnet slingrar sig fram genom våtmarken i serpentinvägar.

Det tredje alternativet är att dela upp våtmarken i två delar som omväxlande töms och fylls. Parallella system anses fördelaktiga eftersom den varierande vattennivån ger en positiv effekt både för syresättning och hydraulik. Vattnet sprider sig ut till våtmarkens alla delar genom en så kallad badkarseffekt. Dessutom kan det vara praktiskt att kunna stänga av en del av våtmarken vid underhållsarbeten. Detta alternativ har dock inte behandlats i den här utredningen. Det beror dels på att den modell som använts vid optimeringen inte på ett adekvat sätt kan påvisa de positiva effekter på hydrauliken som denna badkarseffekt antas ge, dels på att parallella dammar, i jämförelse med de övriga alternativen, medför mer underhållsarbete och skötsel. Det finns även risk för driftsproblem om luckorna skulle frysa fast på vintern. I och med att verket redan har en någorlunda väl fungerande nitrifikation och den tänkta våtmarkens huvudsyfte är att fungera som ett denitrifikationssteg är det inte heller troligt att en ökad syresättning är gynnsam för den totala kvävereningen. Vid underhållsarbeten, som t ex omplantering eller skörd, rekommenderas istället att det gamla utloppet ner till Vallbyån används och att våtmarken helt kopplas bort ur anläggningen.

Utöver de tre ovan nämnda metoderna för att styra vattnets färdväg har även en fjärde metod simulerats. Den innebär att vattenflödet styrs med hjälp av flytväggar av plast. Denna metod är intressant i och med att det finns goda erfarenheter från användning av flytväggar i den befintliga biodammen. Där har plastväggarna fungerat underhållsfritt sedan anläggningen för ca 15 år sedan.

4.4 Nyckeltal för att jämföra olika designförslag

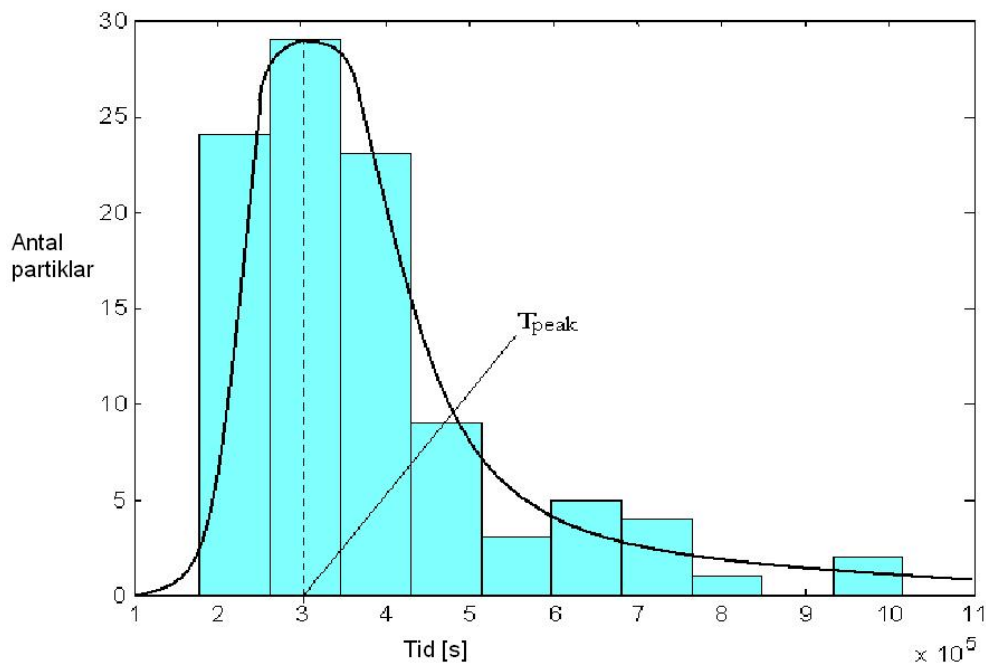
Analys av uppehållstidens täthetsfördelning är ett verktyg som används vid modellering av reningseffektivitet och vid utformning av våtmarker. Uppehållstiden är den tid det tar för en vattenpartikel att ta sig från inloppet till utloppet. Omblandningsmekanismer såsom diffusion och dispersion och det faktum att olika partiklar tar olika banor genom våtmarken gör att vattenpartiklarnas uppehållstid får en viss täthetsfördelning. Analys av denna fördelning används för att kvantifiera egenskaper hos våtmarker med olika utformning, speciellt reningseffektiviteten. Därmed kan detta vara ett effektivt verktyg vid t ex optimering av våtmarksdesign med avseende på kväverening (Holland *et al.*, 2004). En vanlig metod för att på ett enkelt sätt kunna jämföra olika våtmarkers effektivitet är att översätta uppehållstidens täthetsfördelningen till ett nyckeltal. Nedan följer beskrivningar av de två nyckeltal för att analysera uppehållstiden som använts i det här arbetet i syfte att jämföra olika designförslag.

4.4.1 Hydraulisk effektivitet (Nyckeltal 1)

En relativt vedertagen metod för att jämföra olika utformningar av våtmarker, som rekommenderas av VA-Forsk (kommunernas FoU-program om kommunal VA-teknik), är hydraulisk effektivitet (Vikström *et al.*, 2004). Hydraulisk effektivitet är ett mått på våtmarkens förmåga att sprida flödet jämt över sin volym. Ju bättre flödet sprids desto längre tid har föroreningarna kontakt med systemet, vilket optimerar nedbrytningsmöjligheterna (Holland *et al.*, 2004). Den hydrauliska effektiviteten är alltså ett sätt att beskriva hur stor del av våtmarkens yta som i realiteten utnyttjas för rening. I den här rapporten benämns begreppet hydraulisk effektivitet som Nyckeltal 1. Hydraulisk effektivitet, λ , beräknas enligt Persson (1999) som

$$\lambda = T_{\text{peak}} / T_{\text{nominell}} \quad (1)$$

där T_{peak} = tiden från det att ett spårämne tillsätts tills maximal koncentration i utloppet uppnås, se Figur 8, och T_{nominell} = volym/flöde.



Figur 8. Exempel på histogram över uppehållstid genererat med den modell som använts för att simulera vattenflödet i våtmarken, se kap 4.5. Markeringen visar hur T_{peak} bestäms.

Den hydrauliska effektiviteten bestäms dels av våtmarkens effektiva volym, dels av dispersion (Tonderski, 2002). Den effektiva volymen bestäms i sin tur av en rad olika faktorer såsom längdbredd förhållandet, topografi, vind vegetationsbestånd, djup samt typ och placering av in- respektive utlopp. Enligt Svensson *et al.* (2004) ligger den hydrauliska effektiviteten bland konstruerade våtmarker i jordbrukslandskapet i Sverige generellt på 60-70 procent, men det finns även exempel med 5-10 procent. Han menar vidare att det mycket sällan går att få en hydraulisk effektivitet som överstiger 80 procent. Det finns flera studier som har visat ett direkt samband mellan reningseffekten, med avseende på kväve, fosfor, suspenderat material och metaller, och den hydrauliska effektiviteten, se t ex Vikström *et al.* (2004).

4.4.2 Faltning av hydrologi och kemi (Nyckeltal 2)

Ett annat sätt att bedöma huruvida en våtmarksdesign är bättre än en annan är att sätta kvävereningen i fokus. Genom en integration (=faltning) av våtmarkens interna hydraulik med den kemiska kväveomvandlingen i våtmarken erhålls en uppskattning av reningseffekten i designförslagen (Nyckeltal 2). Hydrauliken i våtmarken representeras av täthetsfördelningen, $f(\tau)$, av vattnets uppehållstid, τ . Den kemiska kväveomsättningen representeras som en funktion av uppehållstiden där kvävekoncentrationen minskar exponentiellt. Om kvävekoncentrationen in i våtmarken antas vara konstant, C_0 , (Wörman & Kronås, 2004) kan kvävekoncentrationen skrivas som en funktion av τ enligt:

$$C(\tau) = C^* + (C_0 - C^*)e^{-k\tau} \quad (2)$$

där C = totalkoncentrationen löst kväve i våtmarken, C^* = bakgrundskoncentrationen och k = första ordningens volymkoefficient för kväveretention. Koncentrationen av kväve in i

våtmarken, C_0 , sätts till en medelkoncentration beräknad från utsläppen ur verket under åren 2001-2003, vilket innebär $16,7 \text{ mg l}^{-1}$. Syftet med användningen av formeln är att jämföra vilken utformning som ger bäst rening oavsett bakgrundskoncentrationen i systemet. Den sätts därför här till noll. Därmed kommer Nyckeltal 2 inte att ge en uppskattning av vilken koncentration av kväve som kommer att mätas upp i utloppet, utan en procentuell uppskattning av reningen av den kvävemängd som överstiger bakgrundskoncentrationen i våtmarken. För en uppskattning av den totala kvävereningen i den våtmark som rekommenderas i denna studie hänvisas till Harrström (2005). Ekvation (2) motsvarar Vollenweiders ekvation för kemisk retention. Om våtmarkens hydraulik och kemi integreras till en formel blir kvävekoncentrationen ut ur våtmarken

$$C_{ut} = \int_0^{\infty} C_0 e^{-k\tau} f(\tau) d\tau \quad (3)$$

Vattnets uppehållstidsfördelning $f(\tau)$ kan beräknas med hjälp av två olika metoder. I den här rapporten anges detta som Nyckeltal 2 enligt definition 1 och 2. Definition 1 använder en standardiserad beskrivning av hydrauliken, framtagen av Kadlec (1996). Kadlec använder en typ av modellering av uppehållstiden där våtmarken representeras av ett antal seriekopplade boxar, N , med total omblandning. Ingen omblandning (plugflow) representeras av ett oändligt antal boxar, medan total omblandning representeras av endast en box. Det vill säga, omblandningen i den simulerade våtmarken ökar med minskande värde på N . Jämförelser mellan beräkningar och observationer har visat att hydrauliken i många våtmarker kan representeras med hjälp av att använda 3 stycken sådana boxar Kadlec (1996). Rimliga värden på N anses ligga mellan 2 och 8. För ett system bestående av N antal boxar, med samma uppehållstid i varje box, ger Kadlec uppehållstidsfördelningen som

$$f(\tau) = \frac{(N / \langle \tau \rangle)^N}{(N-1)!} \tau^{N-1} e^{-\tau / \langle \tau \rangle} \quad (4)$$

där $\langle \tau \rangle$ = uppehållstidens väntevärde och $N = \langle \tau \rangle^2 / \sigma^2$ (antal boxar). Uppehållstidens väntevärde och varians (σ^2) fås från simuleringarna med den modell för vattenflödet som beskrivs nedan i kap. 4.5. Den andra metoden att ta fram uppehållstidsfördelning, $f(\tau)$, är att direkt använda den fördelning som modellen ger. Denna metod anges här som Nyckeltal 2 enligt definition 2. I det här arbetet har värden på reningseffektivitet för kväve (Nyckeltal 2) beräknats både utifrån det typiska utseende som Kadlec framtagit (definition 1) och utifrån den uppehållstidsfördelning som hämtas ur simuleringar (definition 2). Detta ger en utvärdering av huruvida modellen som används här ger liknande resultat vad gäller fördelningen av uppehållstider som den mer vedertagna modellansats Kadlec beskriver.

4.5 Modell av vattenströmning

Modellen som används för att simulera flödet genom våtmarken är ursprungligen utvecklad inom det EU-finansierade projektet PRIMROSE (Kløve, 2004). Modellen är implementerad i programmeringsspråket Matlab och gäller för stationärt ytvattenflöde med låg hastighet. I modellen simuleras vattenytans läge och därifrån beräknas hastigheten på vattnet i våtmarkens alla delar. Inför simuleringarna av den tänkta våtmarken i Rimbo krävdes vidareutveckling av modellen på en rad punkter. Bland annat har en varierad bottengeometri och varierad friktionsfaktor implementerats. Dessutom har upplösningen i beräkningarna kunnat ökas till 1×1 meter genom att kombinera beräkningar i Matlabbmiljö med arbete i GIS-programmet ArcGIS 9. Modellutvecklingen har utförts i samarbete med Anders Wörman och Johan Kjellin, SLU.

Fysiken bakom modellen och de matematiska förenklingar som bygger upp modellen beskrivs mer utförligt i manualen *Low Velocity Flow in Constructed wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer codes in Matlab environment* (Wörman, 2002). Nedan ges en kort introduktion till den fysikaliska formuleringen och de numeriska metoder som använts för att bygga modellen.

4.5.1 Fysikalisk bakgrund

Fysiken bakom modellen bygger på Saint Venants ekvation för ytvattenflöde i kombination med kontinuitetsekvationen. Saint Venants ekvation för kraftbalans (rörelseekvationen) kan för stationärt vattenflöde med låg hastighet uttryckas enligt (Chow, 1959)

$$\nabla(h+z) = -\frac{f}{8R_h} \frac{V|V|}{g} \quad (5)$$

där V = flödes hastighet (vektorer) [$m\ s^{-1}$], g = gravitationsacceleration [$m\ s^{-2}$], h = vattendjup [m], z = bottennivå i förhållande till en referensnivå (här havsnivån) [m], f = Darcy Weisbachs friktionsfaktor [-], R_h = flödeskanalens hydrauliska radie (m) och nabraoperatoren $\nabla = (\partial/\partial x, \partial/\partial y)$ [m^{-1}]. Ekvation (5) innehåller friktionsförlusten, vilken kan jämföras med Mannings ekvation. Mannings ekvation ger ett icke-linjärt samband mellan bottenpografi och hastighet för uniformt flöde.

Friktionsfaktorn, f , i ekvation (5) ovan beskrivs som en funktion av Reynolds tal, $Re = Vh/\nu$, och relativ råhet, ε/h , enligt

$$f = \alpha \left(\frac{\varepsilon}{h} \right)^{-m} Re^{-n} \quad (6)$$

där $V = |\mathbf{V}|$, ε = råhet [m], ν = kinematisk viskositet [$m^2\ s^{-1}$], α är en konstant och m och n är koefficienter. För laminärt ytvattenflöde har det fastställts att $n = 1$, medan n närmar sig noll då flödet blir turbulent (Wörman, 2002). Analys av hydrauliken i andra svenska våtmarker har visat att flödet i den här typen av våtmarker kan antas vara laminärt (Wörman, 2002). Undersökningar av en annan våtmark med laminärt flöde gav ett värde på $m = -1,46$ (Bolster & Saiers, 2002). Detta är de exponenter som använts för m och n i det här arbetet.

Om ekvation (6) förenklas för laminärt flöde ($n = 1$) och därefter kombineras med ekvation (5) och med kontinuitetsekvationen för tvådimensionellt stationärt flöde, $\nabla(\mathbf{V}h) = 0$, fås

$$\nabla \cdot \left(\frac{h^{3+m}}{F} \nabla(h+z) \right) = \nabla \cdot \left(\frac{h^{3+m}}{F} \nabla h \right) + \nabla \cdot \left(\frac{h^{3+m}}{F} \nabla z \right) \quad (7)$$

där

$$F = \frac{\alpha \varepsilon^m \nu^n}{2g} \quad (8)$$

En summering av de antaganden och kriterier som gör att ekvation (7) ska gälla ger:

- Stationärt flöde
- Laminärt flöde ($Re < 1000$)
- Isotropa förhållanden
- Flödet simuleras endast i två dimensioner, vertikal dispersion antas vara marginell.
- Låg hastighet ($\mathbf{V} \times \nabla \mathbf{V} \ll \nabla(h+z)$)

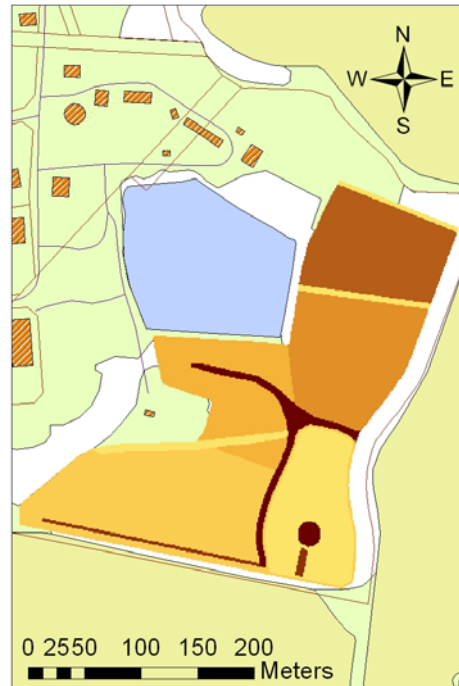
4.5.2 Numeriska metoder

För att formulera lösningar på de fysikaliska samband som beskrivits ovan används olika numeriska metoder. En approximation av ekvation (7) ovan löses ut med hjälp av centrala finita differenser. Derivator uppskattas med centrala approximationer och olinjäriteten i den sökta variabeln (vattendjup, h) avhjälps genom att iterera fram en lösning.

4.5.3 Modellparametrar och definition av designförslag

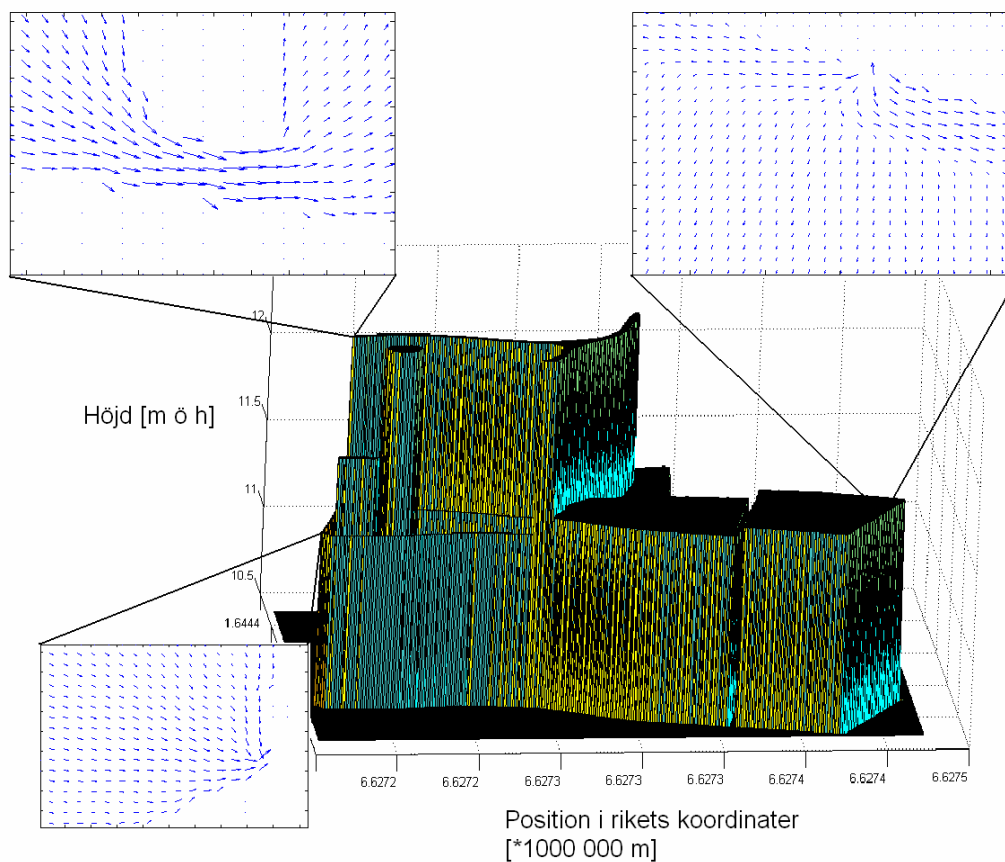
Två av modellens inparametrar ges som horisontella rutnät, matriser, med ett specifikt värde för varje kvadratmeter av våtmarken. Dessa två inparametrar är bottentopografin, som ges i meter över havet, och friktionsfaktorn, som kan ses som ett mått på tätheten i växtlighet i våtmarkens olika delar. För att på ett snabbt och smidigt sätt generera matriser med cirka 400×400 värden har ArcMap 9 använts. De olika designförslagen ritas in och därefter genereras de önskade matriserna genom att konvertera kartorna till raster med en upplösning på 1×1 m. Exempel på hur en sådan karta med rasterdata ser ut ges i Figur 9. Dessa rasterdata konverteras sedan vidare till ASCII-filer som går att läsa i Matlabmiljö. Då dessa och andra inparametrar skrivits in i Matlabmodellen kan simuleringarna av vattenflödet börja.

Figur 9. Karta med designförslag till våtmarken beskriven med ArcMap 9. Rasterdata över topografin ges med ljusare färg för lägre bottenivåer.



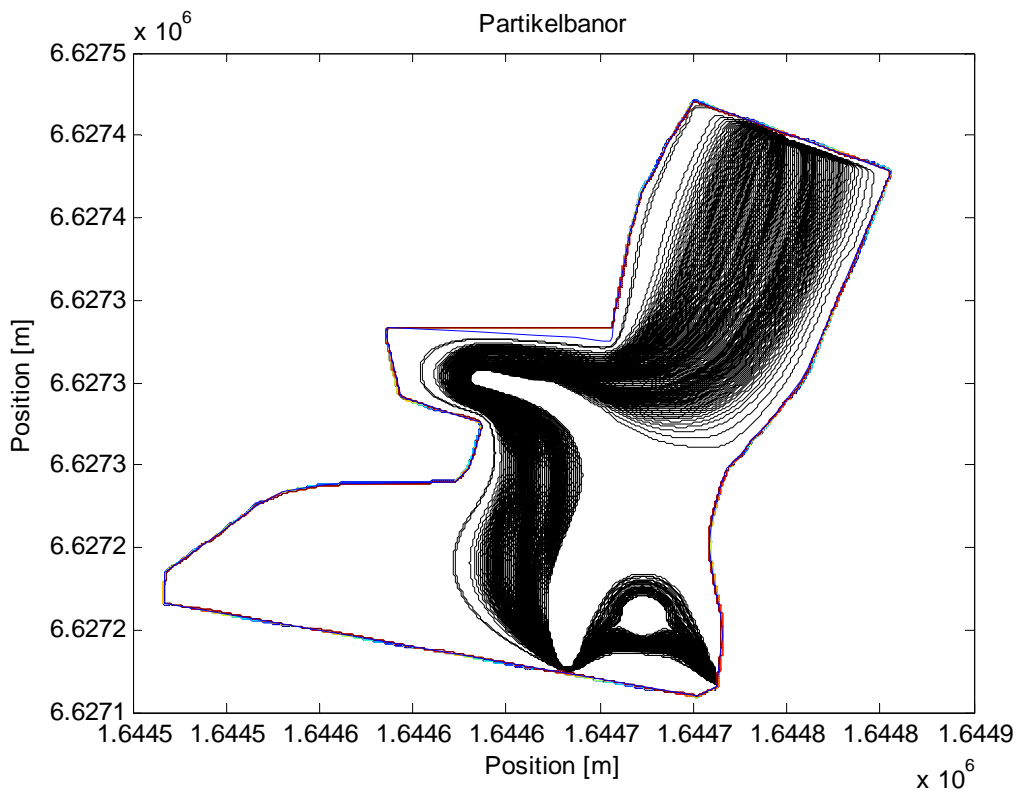
4.5.4 Bearbetning av simuleringsresultat

Det första steget i simuleringen av flödet är att räkna ut potentialen i våtmarkens alla delar, vilket görs med en delmodell som kallas *Matsolve*. Genom att ge potentialer i in- respektive utlopp som inparametrar beräknas potentialen, d v s vattenytans läge, i våtmarkens alla delar. Utifrån potentialen beräknas sedan hastigheter i x - och y -led med delmodellen *Velocities*. I Figur 10 återges ett exempel på topografin då den lagts in i Matlab i det mellersta diagrammet. Exempel på resultat från *Velocities* visas genom att vissa delar av våtmarken har zoomats in. Längden på pilarna är proportionell mot vattnets hastighet. I och med den höga upplösningen på beräkningarna krävs en förstoring av grafen som visar resultaten från *Velocities* för att det över huvud taget ska gå att se vektorpilarna.



Figur 10. Det mittersta diagrammet visar ett exempel på topografin då den lagts in i Matlab. Våtmarken ses österifrån med inloppet till höger i bilden. De mindre bilderna visar de flödesvektorer som genereras med funktionen *Velocities*. Bilden uppe till höger visar hur vattenflödet fördelar sig i inloppssänkan och sedan på bred front flödar ut över våtmarken. Den övre vänstra bilden visar hur hastigheten ökar i inloppet till fågeldammen och den nedre visar utloppet.

Med funktionen *Partrack* i modellen simuleras ett spårämnesförsök. Ett bestämt antal partiklar ”släpps” i en ellips kring inloppet och deras banor genom våtmarken simuleras utifrån det hastighetsfält som genererats i *Velocities*. Figur 11 nedan ger ett exempel på de strömlinjer som genereras. Resultatet från *Partrack* är således en uppehållstid för varje partikel. Utifrån fördelningen av dessa uppehållstider kan sedan nyckeltalen beskrivna i kap 4.4 beräknas.



Figur 11. Bilden visar ett exempel på resultat från delmodellen *Partrack*. Strömlinjerna representerar olika partiklars banor genom våtmarken. Axlarna är angivna i rikets koordinater.

4.5.5 Antaganden kring modellens inparametrar

Vegetationens påverkan på strömningsmönstret beaktas i modellen genom en friktionsfaktor, $F = 1/K$, där K står för den hydrauliska konduktiviteten. Vid laminärt ytvattenflöde utan någon växtlighet alls bör den hydrauliska konduktiviteten vara i storleksordningen 10^6 m s^{-1} (Wörman & Kronnäs, 2004). Försök utförda vid Ekeby våtmark, som ännu ej publicerats, visar värden på K som varierar mellan 40 och 150 m s^{-1} beroende på växtligheten. Enligt Bear (1979) har grus en hydraulisk konduktivitet mellan 0,1 och $0,01 \text{ m s}^{-1}$. I simuleringarna har det antagits att tät vassvegetation vid låga vattendjup ger en hydraulisk konduktivitet på 50 m s^{-1} och att djupare områden, med glesare vegetation bestående av undervattensväxter, har en hydraulisk konduktivitet på 140 m s^{-1} .

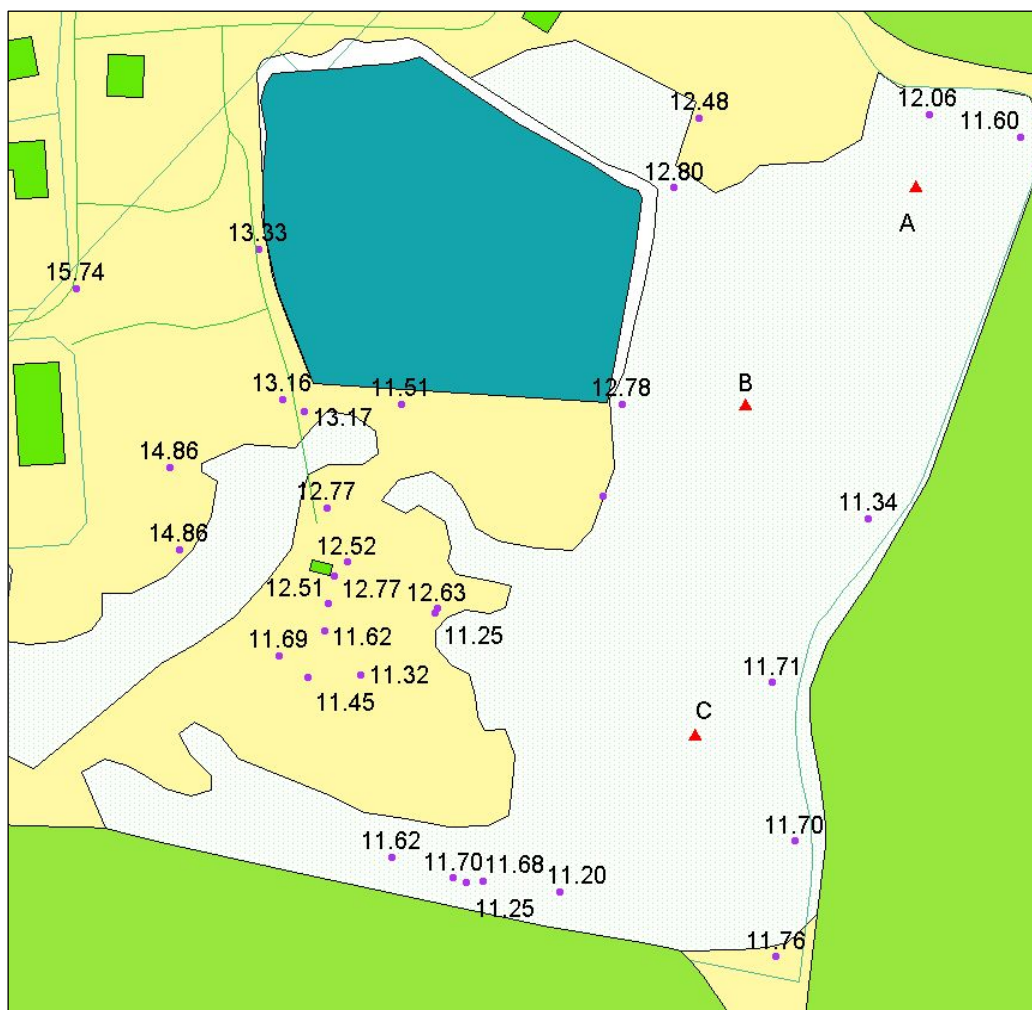
I funktionen *Partrack* släpps ett bestämt antal partiklar i en ellips kring inloppet för att simulera spårämnesförsök. I de simuleringar som gjorts i detta arbete har antalet partiklar varit 75-150 stycken. Att inte ett större antal partiklars banor simuleras beror på att testkörningar visar att ett större antal partiklar endast förändrar fördelningen på uppehållstiden marginellt. I och med att partiklarna fördelas jämt över ellipsen ger även ett lågt antal partiklar en bra representation. Storleken på ellipsen där partiklarna släpps är 1,2 meter i flödets huvudsakliga riktning och 7,0 meter vinkelrätt mot denna. Dessa mått valdes därför att testkörningar av modellen visade att de gav partiklarna den bästa spridningen över hastighetsfältet.

5. Resultat

5.1 Förundersökning av platsen

5.1.1 Mätning av befintlig marktopografi

Höjddata från mätningen inlagt i fastighetskartan visas i Figur 12. Mätningarna visar några decimeters höjdskillnad med lägre nivåer i de sydligare delarna. I det nuvarande våtmarksområdet i den sydvästra delen av området gick man till största delen torrskodd på en nivå 11,45 till 11,69 över havet. På de ställen där en vattenspegel syntes låg den ca 11,3 meter över havet.



Figur 12. Höjder uppmätta i området symboliseras med lila punkter. Röda trekanter (A-C) markerar placeringen av de tre borrhål som använts för mätning av grundvattennivå och jordartsbestämning. Vallbyån rinner längs det tänkta våtmarksområdets östra sida dvs i kanten mellan åkern (grönt område i kartan) och de områden som nu är bevuxna med sly (vita områden i kartan).

5.1.2 Jordartsbestämning

Placeringen på de tre borrhålen för jordartsbestämning och grundvattenmätning ges som röda trekanter i Figur 12. Resultatet från analysen av markprofilen i de tre borrhålen visar att de muddringsmassor som lades ut på området 1989 nu har sjunkit ihop till ett 0,3 – 0,5 m tjockt lager. Därmed uppskattas volymen på de massor som behöver schaktas bort till ca 20 000 m³. Under muddermassorna återfinns gyttjelera så djupt ner som det var möjligt att borra med den manuella jordborren, d v s 0,2 - 0,4 m under grundvattennivån. De djupaste jordproverna togs därmed 1,35 – 1,55 m under marknivån. För en bestämning av gyttjehalten i leran krävs en enkel laborativ analys av jordproverna.

5.1.3 Mätning av grundvattennivåer

Mätningarna visar att grundvattennivån ligger på 11,2 m över havet (m ö. h.) i punkt A och C (se Figur 12). Båda dessa provplatser ligger ca 40 m från Vallbyån. Den mittersta provplatsen, B, ligger ca 80 m från ån och har en nivå på ca 11,4 m ö. h. Skillnaden i vattennivå mellan borrhålen och respektive provplats i ån är 0,5 - 0,9 m. Resultaten visas i Tabell 2.

Tabell 2. Resultat från mätning av vattennivåer i tre borrhål och tre platser i Vallbyån i anslutning till respektive borrhål

Provplats	Markytans nivå [m ö h]	Grundvattenytans nivå i borrhål [m ö. h.]	Vattenytans läge i ån [m ö. h.]	Nivåskillnad mellan borrhål och å [m]	Avstånd mellan borrhål och å [m]
A	12,41	11,2	10,67	0,53	42
B	12,14	11,41	10,52	0,89	80
C	12,06	11,18	10,44	0,74	40

5.2 Dimensionering av vallar

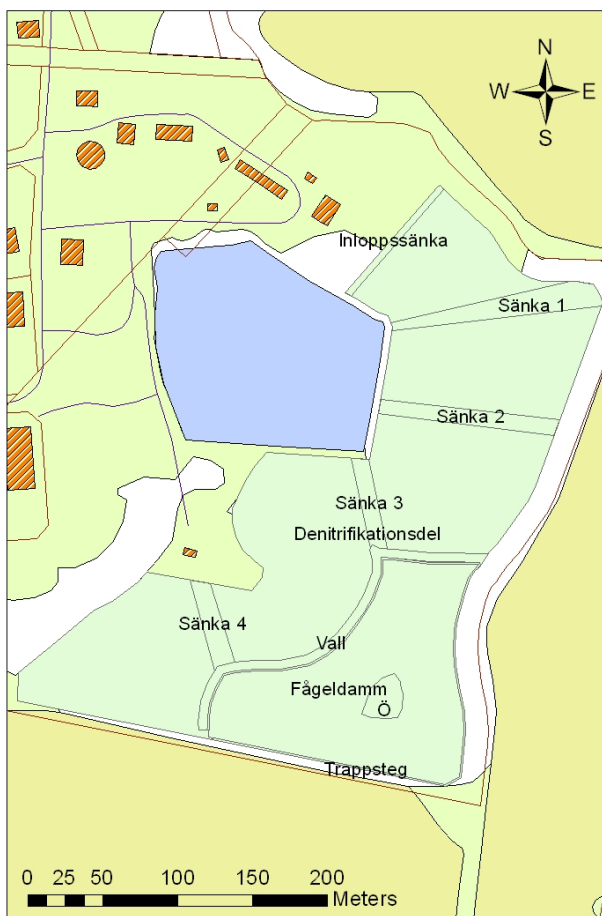
Bredden på vallen mot öster uppskattas på inrådan av Christina Berglund (pers. medd.) till 15 m. I GIS-kartan måste man utgå från fastighetsgränsen, vilken antas ligga ungefär mitt i ån, och därför placeras våtmarken 18 m från fastighetsgränsen. Vallen som delar in våtmarken i två dammar utformas med en krönbredd på 3 – 4 m. Båda dessa vallar utformas med fördel med en stabilitet som medger gångstråk och framkomlighet med gräsklippare. Vid inloppet, där slamsugning kan bli aktuellt, rekommenderas att vallen görs bredare och stabilare för att klara tyngre fordon. Enligt beräkning kan man inte ha en vallhöjd större än 2,3 m mot Vallbyån (Berglund, pers. medd.). Lutningen på slänterna i våtmarken sätts till minst 1:2.

5.3. Resultat från simuleringar

Den första delen av simuleringsarbetet innebar att testa olika utformningar på en enklare skiss av ett våtmarksområde (kap. 5.3.1 och 5.3.2). Förhoppningen här är att kunna dra några generella slutsatser kring två tekniker för att sprida flödet i våtmarker: djupzoner och undervattensvallar. Utifrån erfarenheterna från dessa simuleringar har sedan ett antal simuleringar och tester gjorts på det tilltänkta området i Rimbo för att fastställa vad som lämpar sig bäst i det här specifika fallet (kap. 5.3.3).

5.3.1 Effekt av djupzoner på vattenflödet

Djupzonernas spridande effekt på flödet kan vara både positiv och negativ beroende på djupzonens utformning i förhållande till våtmarkens övriga geometri. Jämförelser mellan simuleringar av våtmarker med och utan sänkor visar att effekten enligt modellen är att sänkor generellt minskar hastigheten på flödet så att vattnet får en längre uppehållstid i våtmarken. Som exempel visas resultaten från simuleringar då fyra djupzoner lades in i en testvåtmark (modell 2a). Det gjorde att uppehållstiden i den aktiva delen ökade från 2 till 4 dygn jämfört med simuleringar utan sänkor (modell 1). Den ökade uppehållstiden medför att kväveavskiljningen i Nyckeltal 2 ökar från 16 till 34 procent (både enligt definition 1 och 2), se Tabell 3. Simuleringen ger liknande resultat då bredden på sänkor minskades från 10 till 5 m (modell 2b). En skiss på modell 2a ges i Figur 13. Modell 1 ser ut som modell 2a, men helt utan sänkor. Tester av olika bredder på djupzonerna (3-10 m) visade att bredden på sänkor inte tycks ha någon större betydelse vad gäller hydraulisk effektivitet eller kväveavskiljning utifrån den modellansats som gjorts i det här arbetet. Skillnaderna låg på maximalt någon procent, vilket anses ligga inom felmarginalen.



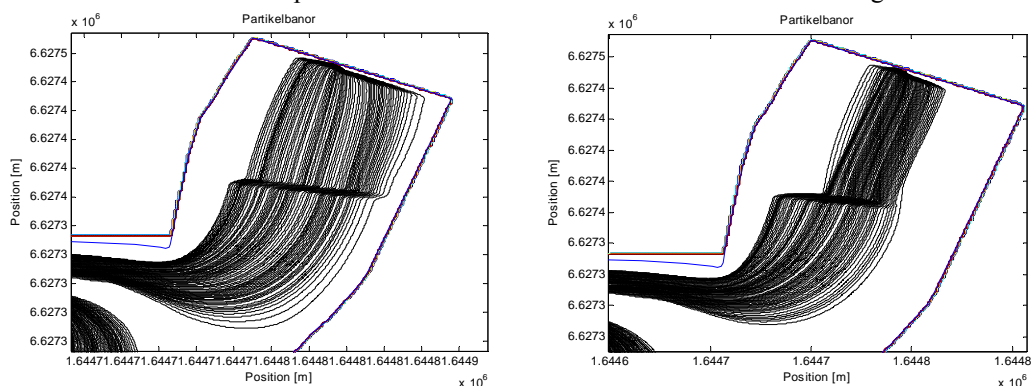
Figur 13. Bilden visar den skiss på en av utformningarna som använts vid simulering av djupzoner (Modell 2a). Det ljusgröna området är det som inkluderats i simuleringen.

Att placera en undervattensvall direkt efter en sänka visar sig inte ha en positiv effekt på den hydrauliska effektiviteten. Enligt modellen är effekten snarare den motsatta; då vattnet strömmar över guppet ökar dess hastighet och därmed minskar uppehållstiden. Vallar som är 1 respektive 2 dm under vattenytan har testats. Modell 3, i Tabell 3 nedan, ser ut som modell 2a (se Figur 13), med en vall 2 dm under vattenytan efter den första sänkan. Sänkan före vallarna är 1,5 m djup, vilket gör att förhållandet mellan vattenpelaren över vällen och vattendjupen före vällen blir 1:15 respektive 2:15. Enligt resultaten från simuleringarna minskar uppehållstiden med några procent då denna typ av vallar införs efter en djupzon.

Tabell 3: Resultat från några olika simuleringar av djupzoner

Modell	Nyckeltal 1	Nyckeltal 2, def. 1			Nyckeltal 2, def. 2	
	Hydraulisk effektivitet	C_{ut} [mg/l]	Kväve-avskiljning [%]	$N =$ väntevärde ² /standardavvikels	C_{ut} [mg/l]	Kväve-avskiljning [%]
M1 (grundmodell utan djupzoner)	0,122	14,0	16,0	6,3	14,0	16,3
M2a (4 * 10 m djupzoner)	0,308	11,0	34,4	5,4	11,0	34,3
M2b (4 * 5 m djupzoner)	0,297	11,1	33,6	6,1	11,0	33,9
M3 (undervattensvall efter djupzon)	0,275	11,3	32,2	4,8	11,3	32,2

Då det antas att hela området före sänkan har samma friktionsfaktor, d v s liknande växtlighet, syns endast en marginell spridning av vattnet vid sänkan. Om det däremot antas att växtligheten som etableras blir glesare i mitten av våtmarken så att kanalbildning uppstår uppströms sänkan visar modellen att sänkans spridande effekt blir mer märkbar. Detta illustreras i Figur 14 nedan.



Figur 14. Det vänstra diagrammet visar effekten av en djupzon då växtligheten antas vara homogen. Effekten av en djupzon vid kanalbildning återges i det högra diagrammet. Bilderna i figuren är förstoringar av den övre delen av våtmarksskissen.

En sammanfattning av resultaten från de simuleringar som gjorts för att förstå djupzonens inverkan på hydrauliken ger:

- Djupzoner vinkelrätt mot flödet minskar enligt modellen hastigheten på vattnet genom våtmarken. Ett exempel visar en fördubbling av uppehållstiden.
- Djupzoners inverkan på spridningen av flödet varierar mycket beroende på utformning.
- Djupzonernas bredd har ingen större betydelse för hydrauliken.
- En tvärgående undervattensvall direkt efter sänkan visar sig inte heller ha någon stor inverkan på flödets riktning.
- Då friktionsfaktorn antas vara jämn över våtmarken före sänkan har denna ingen påfallande spridande effekt. Om man däremot antar att växtligheten etablerar sig glesare i våtmarkens centrala delar ökar spridningseffekten.

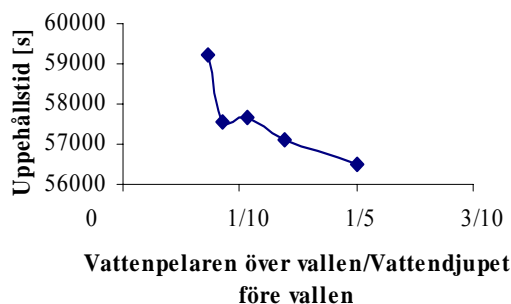
5.3.2 Effekt av undervattensvallar på vattenflödet

För att få en bild av hur vattenflödet reagerar på olika typer av undervattensvallar testades först vilken bredd på vallarna som är lämplig. Testerna visar att en stegvis ökning av vallbredden från 1,5 till 6 m märkbart förbättrar vallens förmåga att rikta flödet. En ökning från 7 m till 13 m gav däremot inte någon större skillnad i flödesriktningen och uppehållstiden ökade endast marginellt. Därför kan en vallbredd på 6 - 7 m anses vara rimlig. Ett exempel på placering undervattensvallar ges i Figur 15.

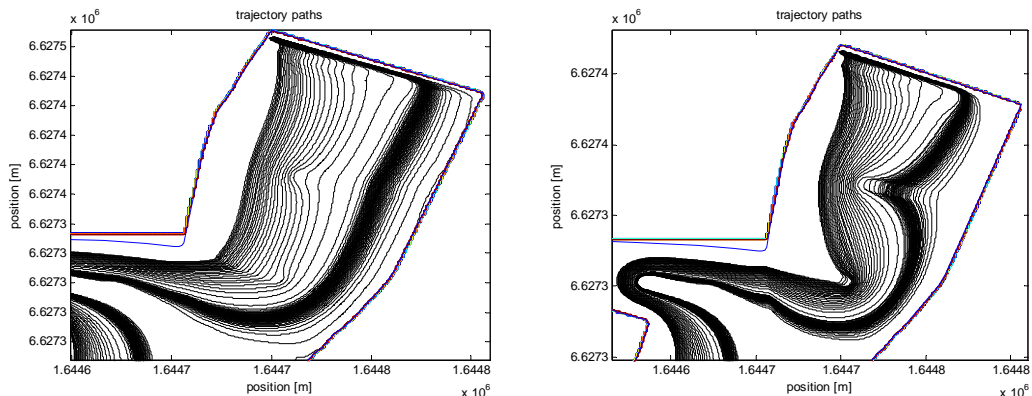
Nästa steg var att testa hur förhållandet mellan höjden på vattenpelaren över vallen och vattendjupet före vallen påverkar riktningen på vattenflödet förbi vallen. Det antas att en 9 cm hög vattenpelare behövs ovanför vallen för att den inte ska påverkas allvarligt av erosion. Med utgångspunkt i ett vattendjup på 0,45 m ökas sedan vattendjupet med 0,2 m i taget för att se vid vilket djup en önskad flödesändring inträffar. Av Figur 16 framgår att för att få önskad effekt där uppehållstiden ökar och vallarna ändrar riktning på vattenflödet krävs att vattenpelaren över vallen är åtminstone mindre än ca $\frac{1}{10}$ av det totala djupet. Figur 17 visar resultaten av simulerade spårämnesförsök då vatten-djupet före vallen är 0,45 respektive 1,25 m, vilket innebär att förhållandet mellan vattenpelaren över vallen och vattendjupet är 20:100 respektive 7:100. Det vänstra diagrammet i Figur 17 visar att då skillnaden mellan vattenpelaren över vallen och vattendjupet före vallen är för litet kommer det mesta vattnet, enligt modellen, att flöda över undervattensvallen istället för att byta riktning och rinna runt vallen.



Figur 15. Skiss av exempel på placering av undervattensvallar (mörkgröna områden).



Figur 16. Upphållstidens beroende av kvoten mellan vattenpelaren över en undervattensvall och vattendjupet före vallen.



Figur 17. Det vänstra diagrammet visar flödet då förhållandet mellan vattenpelaren över vallen och vattendjupet är 2/10 och det högra visar flödet då förhållandet är 0,7/10.

En sammanfattning av resultaten från de simuleringar som gjorts för att förstå undervattensvallarnas inverkan på hydrauliken ger:

- En lämplig vallbredd är 6 – 7 m.
- För att få önskat effekt där vallarna ändrar riktning på vattenflödet krävs att vattenpelaren över vallen är mindre än 10 % av det totala djupet före vallen.

5.3.3 Platsspecifik våtmarksutformning i Rimbo

Utgångspunkten för framtagandet av ett platsspecifikt designförslag för en våtmark i Rimbo är den skiss som återges i Figur 5 sid. 8. Den består av en inloppssänka, en denitrifikationsdel med medeldjup på 0,4 m och en 1,5 m djup fågeldamm. Resultat från simulering av spårämnesförsök i denna grundutformning (modell Rimbo 1, R1) återges i Figur 11 sid. 17. Med modell R1 som grund har simuleringar gjorts på en mängd olika utformningar för att komma fram till vilken design som ger de bästa hydrauliska förhållandena. Åtgärderna läggs till stegvis, från norr till söder, för att se effekten av varje enskild modifikation.

Det första som läggs till är en 5 m bred sänka i den övre delen av våtmarken (R2). Olika vinklar på sänkan har testats och den bästa visade sig vara den som visas i det vänstra diagrammet i Figur 14 sid. 21. Även möjligheten att placera två sänkor i den övre delen av våtmarken har testats. Detta visade sig inte ge bättre hydrauliska egenskaper än alternativet med en sänka. Då sänkan lades till ökade den hydrauliska effektiviteten från 47 till 51 procent, se Tabell 4 nedan. För att sprida vattnet ytterligare i den smalare delen i mitten av våtmarken testades att lägga sänkor på olika ställen även där. Detta visade sig ha en negativ effekt på spridningen av vattnet.

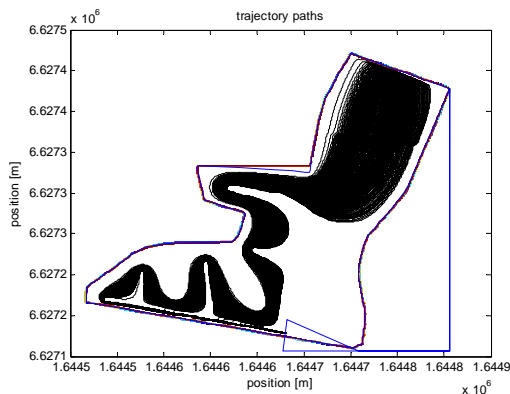
Den stora utmaningen med en våtmark av den här formen är att sprida vattnet i den sydvästra delen. Enligt modellen är undervattensvallar inte en bra metod i grunda dammar och djupzoners spridande effekt begränsad, vilket tyder på att dessa metoder inte räcker till för att sprida flödet i den här typen av utbuktning. Här krävs effektivare metoder för att få vattnet att ändra riktning. En rad olika idéer har simulerats. Ett alternativ kan vara att låta bottnen luta i motsatt riktning mot inloppet till fågeldammen. Denna åtgärd i sig hade endast en marginell inverkan på flödesriktningen, men om detta kombineras med en djupare zon längst nere i den södra delen av denitrifikationsdammen så fördelar sig flödet ganska bra ut över området. Djupzonen gör att det bildas en form av inloppskanal in till fågeldammen, vilket gör att vattnet i första hand flödar dit och sedan vidare in i fågeldammen. Nackdelen med denna utformning är att hastigheten ökar i

inloppskanalen, vilket får till följd att uppehållstiden minskar. Den positiva effekten på uppehållstiden i form av ökad spridning motverkas alltså av att hastigheten ökar.

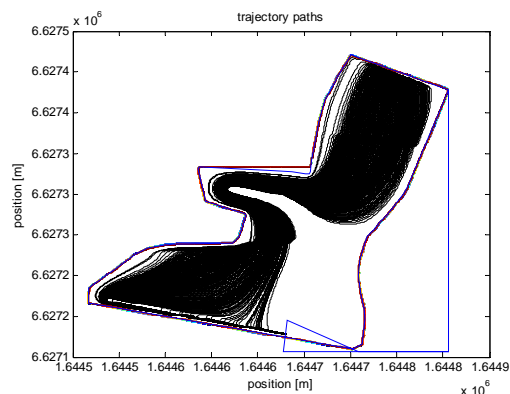
Nästa alternativ var att få vattnet att slingra sig fram igenom det sydvästra området. Eftersom metoden med undervattensvallar uteslutits i den grundare delen av våtmarken (se kap. 5.3.2) simuleras en utformning med tunna, i stort sett täta, vallar som når upp till ytan. Denna typ av vallar skulle t ex kunna åstadkommas genom att anlägga samma typ av flytväggar av plast som redan nu används i den befintliga biodammen. En lång sådan flytvägg placeras längs med den södra stranden för att bilda en inloppskanal till fågeldammen. En beskrivning av hur en sådan inloppskanal kombineras med 5 st. flytväggar (modell Rimbo 3, R3) ges i Figur 18 och resultaten från effektivitetsberäkningar visas i Tabell 4. Resultaten från simulering av spårämnesförsök visas i Figur 19. Figuren visar ett exempel på flödessimulering där flödet skärs av i inloppet till fågeldammen. Detta görs för att kunna räkna på effektiviteten i de två dammarna för sig.



Figur 18. Beskrivning av modell R3, där flytväggar ska få vattnet att slingra sig igenom den södra delen av våtmarken.



Figur 19. Simulering av spårämnesförsök där flytväggar av plast får vattnet att slingra sig fram (modell R3). Flödet är avskuret i inloppet till fågeldammen för att kunna räkna på denitrifikationsdelen för sig.

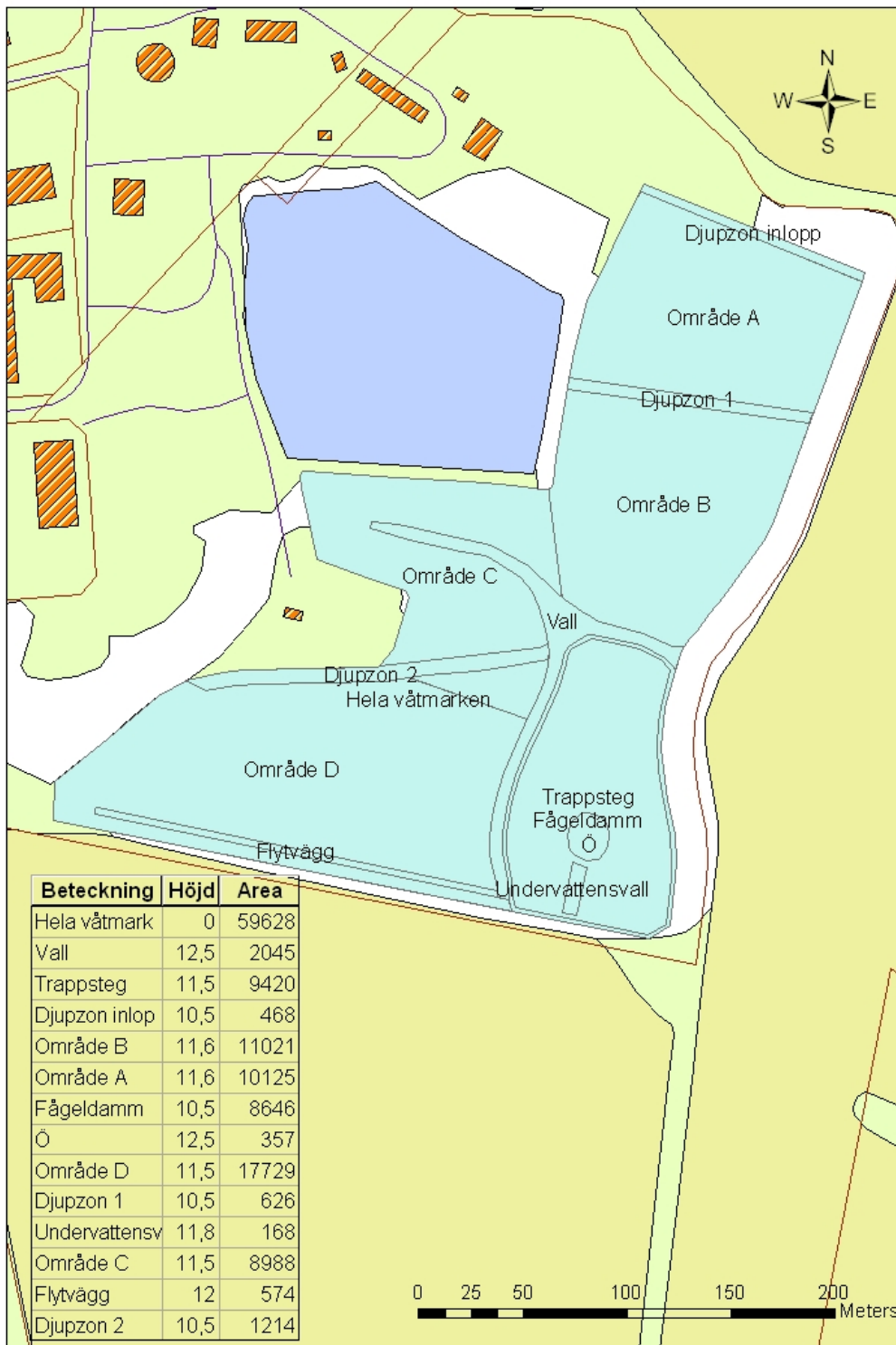


Figur 20. Simulering av spårämnesförsök där en flytvägg kombineras med en djupzon (modell R4). Flödet är avskuret i inloppet till fågeldammen för att kunna räkna på denitrifikationsdelen för sig.

En tredje metod för att sprida flödet i den här delen av våtmarken som simulerades var att kombinera djupzoner med en inloppskanal av plast på olika sätt. Det bästa resultatet (modell R4) återges i Figur 20. En beskrivning av topografin i modell R4 ges av Figur 21 nedan. Modell R4 är den som visat sig utnyttja området på bästa sätt och är därför det förslag till utformning av våtmark i Rimbo som rekommenderas utifrån denna studie. De höjduppgifter som återges i tabellen i Figur 21 är de höjder över havsnivån som, enligt massbalansberäkningar, innebär att lera varken behöver tillföras eller transporteras bort vid byggnation av en våtmark med det här utseendet. I Tabell 4 återges effektivitetsberäkningar både för det dimensionerade flödet (R4a) och det nuvarande flödet genom verket (R4b). Uppehållstiden i våtmarken beräknas utifrån simuleringen av vattenflödet till ca 9 dygn för det flöde som verket är dimensionerat för. Anledningen till att resultat för Nyckeltal 2 inte redovisas är att den Matlabmodell som använts visade sig inte klara av att beräkna dessa värden för modell R3 och R4. För att klara av att beräkna tillförlitliga värden för Nyckeltal 2 i våtmarker med sådan komplex geometri som dessa utformningar har krävs ytterligare vidareutveckling av modellen.

Tabell 4. Sammanställning av resultaten från simuleringen av olika förslag till utformning. I samtliga fall förutom modell R4b är beräkningarna gjorda utifrån det dimensionerade flödet för verket. Resultaten från R4b grundas på beräkningar med det nuvarande flödet genom verket

Modell	Hydraulisk effektivitet	
	Hela våtmarken	Denitrifikationsdelen
R1 (grundmodellen)	0,491	0,563
R2 (djupzon i övre delen)	0,510	0,561
R3 (flera flytväggar i nedre delen)	0,601	0,607
R4a (djupzon + flytvägg i nedre delen)	0,676	0,743
R4b (nuvarande flöde)	0,798	0,909



Figur 21. Bilden visar det designförslag som rekommenderas utifrån denna förstudie (modell R4). Tabellen i figuren visar de höjder över havsnivå som ger en massbalans av lermassor i området.

6. Diskussion och rekommendationer

6.1 Geotekniska förutsättningar för våtmarksbygge

Förundersökningen visar att inga större höjdskillnader kan påvisas i området, vilket är positivt ur byggnadssynpunkt. Undersökningen av jordproverna visade att jorden, förutom de gamla sedimenten från Kundbysjön, till största delen består av gyttjelera ovanpå morän. Fynden stämmer väl överens med jordartskarta, som anger postglacial lera i hela området. Vid jämförelsen av vattennivåer i borrhålen och i ån tyder ingenting på att större sprickbildningar förekommer, vilket indikerar att gyttejhalten i leran inte är så hög. Lokala sprickbildningar på andra ställen än vid borrhålen kan dock inte uteslutas, vilket skulle kunna ha stor betydelse för vattenomsättningen i en eventuell våtmark. Det faktum att jordarten i området bestämts till gyttjelera gör att det är befogat med en ytterliggare geoteknisk undersökning, där bland annat lerans gyttejhalt utreds.

6.2 Hydrologiska förutsättningar för våtmarksbygge

Mätningen som visar att grundvattennivån ligger ungefär en meter ner i marken gjordes 26 november, 2004. För att få en uppfattning om ifall den uppmätta grundvattennivån är hög eller låg i jämförelse med nivåerna under övriga året kan en jämförelse göras med vattenföringen i Fyrisån, som ligger 5 mil från Rimbo (Rodhe, pers. medd.). Vattenföringen i Fyrisån vid samma tidpunkt motsvarar ungefär medel i förhållande till årsvariationen (Fyrisån, 2005), vilket innebär att de grundvattennivåer som uppmättes i Rimbo sannolikt kan representera en ungefärlig medelnivå under året.

En viktig aspekt för att förstå hur de naturliga vattenflödena i området kommer att påverka en våtmark är huruvida det är ett in- eller ett utströmningsområde för grundvatten. Utifrån topografin och placeringen i landskapet kan man anta att det är ett utströmningsområde eftersom det ligger lågt i landskapet nära en å. Ett utströmningsområde medför att grundvattnet i området snarare strävar upp ur marken än nedåt, vilket skulle innebära att det inte finns risk för läckage av vatten från våtmarken till grundvattnet. Å andra sidan är det heller inte bra med ett alltför stort läckage från grundvattnet till våtmarken. Om vattnet som ska renas blandas ut med renare vatten underifrån minskar koncentrationen av föroreningar och uppehållstiden minskar, vilket är negativt ur reningssynpunkt. För att med säkerhet bestämma om det är ett utströmningsområde krävs en undersökning där grundvattnets totalpotential i lerlagret jämförs med den i moränen under leran (Rodhe, pers. medd.). Det skulle alltså behövas två grundvattenrör där det ena borras ända ned i moränlagret. Om nivån i det grundvattenrör som tar sitt vatten från moränlagret är högre än det som tar sitt vatten från lerlagret är det ett utströmningsområde.

En annan viktig markegenskap som behövs för att kunna ge en bild av vattenutbytet mellan grundvattnet och våtmarken är markens hydrauliska konduktivitet. Den hydrauliska konduktiviteten är ett mått på markens förmåga att släppa igenom vatten. Den kan t ex bestämmas genom fältmätning med en dubbelinfiltrometer. Denna typ av mätning kan sedan ligga till grund för beräkning av hur stort in- eller utläckaget skulle bli i våtmarken.

Dahlqvist (2005) uppskattar att den biodamm som ligger i samma typ av lera som den tänkta våtmarken är i stort sett tät och har ett försumbart utbyte med grundvattnet. Om detta stämmer kan man även anta att en våtmark i området skulle bli tillräckligt tät. Ett sätt att ta reda på

storleken på detta utbyte skulle kunna vara att göra en vattenbalansberäkning över biodammen, där hänsyn tas till avdunstning, nederbörd, in- och utflöde. Det är dock sannolikt att utbytet är så litet att det skulle försvinna i mätosäkerheten för flödet och osäkerheten i uppskattning av nederbörd och avdunstning.

Inför ett våtmarksbygge skulle det även vara intressant att ta reda på hur det kommer sig att det redan nu är en våtmark i den sydvästra delen av området. Kommer detta vatten från ytligt eller djupt grundvatten? Denna vetenskap skulle underlätta förståelsen för hur en ny våtmark skulle fungera i förhållande till omgivningen.

6.3 Rekommenderad utformning

6.3.1. In- respektive utlopp

En djupare inloppsdel förhindrar att större partiklar transporteras in i den grunda våtmarksdelen och missgynnar växternas tillväxt. Inloppsröret rekommenderas sluta i ett perforerat rör som sprider ut vattnet längs inloppssänkan. För att få bra mätdata vid utloppet rekommenderas att det byggs med ett triangulärt överfall för vattenföringsmätningar.

6.3.2 Dammens plangeometri

För att vattnet skall ta sig igenom dammen gäller i princip att lägesenergin ska vara större än den friktion som uppkommer då vattnet strömmar genom dammen. Det bästa antas vara att denna skillnad erhålls genom differensen mellan in- och utflödesnivåerna, eftersom vegetationen ändras över tiden och en bottenlutning är svår att reglera. Det kan dock vara bra att lutningen är så stor att systemet kan torrläggas vid behov. Rekommendationerna varierar i litteraturen, men en lutning på 0-1 procent i flödesriktning verkar lämplig.

Generellt rekommenderas en släntlutning på mellan 1:2 och 1:3 (Andersson, 2004). Flacka slänter i denitrifikationsdelen ger bättre förutsättningar för vegetationsutbredning. I fågeldammen däremot eftersträvas en öppen vattenspegel, varför släntlutningen ur den synvinkeln borde vara brantare. För att minska risken för drunkningsolyckor rekommenderas en utformning med en trappa längs stränderna 0,5 m under vattensytan, med ett tätt skikt av övervattensväxter. Förhoppningen är att det ska gå att bygga våtmarken i Rimbo helt utan staket i området kring fågeldammen.

6.3.3 Växter

Harrström (2005) har tagit fram förslag till växtlighet för den tänkta våtmarken. Här ges en kort sammanfattning av hans rekommendationer. Tre olika funktioner har tagits hänsyn till vid framtagandet av förslag till växtlighet. Växternas viktigaste funktion är att fungera som kolkälla och gynna denitrifikationen i våtmarken. De två övriga funktionerna, som påverkat växtvalet, är att bidra till att göra våtmarken estetiskt tilltalande och öka den biologiska mångfalden genom att locka frö- och växtätande fåglar till området. Lämpliga växter för denitrifikationen är vassbildande växter, främst bladvass (*Phragmites australis*), men även kaveldun (*Typha*), jättegröe (*Glyceria maxima*) och rörflen (*Phalaris Arundinacea*). För fågellivet är starrväxter (*Carex*) viktiga arter då de producerar stora mängder frön. För att lysa upp den mer publika delen av våtmarksområdet, kring fågeldammen, kan man plantera in vackra, blommande växter. Några förslag är gul svärdsilja (*Iris pseudacorus*), vattenmynta (*Mentha aquatica*), svalting (*Alisma plantago-aquatica*) och bäckveronika (*Veronica beccabunga*). Se Harrström (2005) för en vidare beskrivning av förslag på växtlighet och tillvägagångssätt vid etablering och skötsel.

6.4 Utvärdering av Nyckeltal 1 och 2

En jämförelse mellan de nyckeltal som använts för att jämföra olika designförslag, visar att de båda två ger samma bild av vilka förslag som är de mest effektiva. Då värden på den hydrauliska effektiviteten (Nyckeltal 1) jämförs med värden på kvävereningen (Nyckeltal 2) visar det sig att de båda nyckeltalen ger samma bild av vilken som är bäst i samtliga fall då samma flöde och volym simulerats. De förslag på utformning som ger ett högre värde på den hydrauliska effektiviteten ger alltså även ett högre värde på kvävereningen. Inget av de nyckeltal som använts tar dock hänsyn till att det finns ett optimalt vattendjup för denitrifierande dammar. Nyckeltal 1 ger generellt ett bättre värde på den hydrauliska effektiviteten med minskande djup (Holland et. al., 2004). Nyckeltal 2 ger en högre kväverening med ökande volym oavsett dammens djup.

Då resultaten från de två definitionerna av Nyckeltal 2 jämförs visar det sig att de två metoderna att beräkna uppehållstidsfördelningen är likvärdiga. Det innebär att den täthetsfördelning över uppehållstider som modellen ger är ungefär densamma som den Kadlec (1996) använder sig av. Beräkningar på 40 stycken av de simuleringar som gjorts i det här arbetet, visar att den relativa avvikelser mellan resultaten från definition 1 och 2 är $0,00776 \pm 0,000074$, (99 procents konfidenznivå). Detta innebär att definition 2 av Nyckeltal 2 normalt sett ger ett 0,8 procent högre värde på kväveavskiljningen jämfört med definition 1. Skillnaden varierar dock; i 8 av de 40 fall som beräknats gav definition 2 ett högre värde än definition 1. Skillnaden i resultat blir större ju mer täthetsfördelningen i den simulerade våtmarken skiljer sig ifrån den fördelningen som vanligtvis brukar uppmätas i dammar.

Det är viktigt att ha klart för sig att det inte går att dimensionera en våtmark enbart med hjälp av att jämföra de värden på effektiviteten som dessa nyckeltal ger. Analysen måste kombineras med ytterligare kunskap om de biogeokemiska processer som sker i våtmarker. Annars skulle analysmetoderna beskrivna i detta arbete kunna ge helt orimliga slutsatser. En stor volym ger automatiskt ett bättre värde på kvävereningen i Nyckeltal 2 eftersom den metoden endast tar hänsyn till inkoncentrationen samt uppehållstiden och dess fördelning. Alltså skulle enligt den metoden en i princip oändligt djup våtmark vara det bästa alternativet. I verkligheten är det dock så att även om ett ökat djup ger längre uppehållstid så kan slutresultatet bli sämre kväveavskiljning. Det beror på att hastigheterna av de olika processer som ligger bakom kvävereningen även påverkas av t ex djup och växtlighet. Många av de övervattensväxter som rekommenderas för våtmarken klarar inte djupare vatten än 0,5 m (Harrström, 2005).

6.5 Osäkerheter i modellen

En osäkerhet i modellresultaten är antaganden kring friktionen i våtmarken. Det finns idag inga säkra uppgifter på vilken friktion en viss typ av växtlighet ger upphov till. Även om denna information skulle vara möjlig att få tag på skulle det ändå vara mycket osäkert att simulera hur växtligheten påverkar flödet i en våtmark som är i planeringsstadiet eftersom det är omöjligt att förutsäga exakt hur växtligheten kommer att etablera sig. Därmed är de värden på friktionsfaktorn, F , som används i modellen en källa till osäkerhet i resultaten.

Utifrån de fysikaliska samband som Matlabmodellen tar hänsyn till förefaller undervattensvallar inte vara ett realistiskt alternativ i grunda dammar. Man bör dock vara medveten om att modellen kan ge en ofullständig bild av fysiken. För att utreda om dessa iakttagelser från modellen verkligen stämmer överens med förhållande i konstruerade våtmarker skulle det vara

intressant att göra spårämnesförsök i den delen av Trosa våtmark där undervattensvallar använts trots ett medeldjup på bara 4 dm. En osäkerhet i modellen som antagligen spelar stor roll i det här fallet är antagandet kring faktorn n . I den här undersökningen används $n = 0,54$, vilket kommer från en undersökning gjord på en annan våtmark (Bolster och Saiers, 2002). Denna faktor varierar dock mellan olika våtmarker, vilket t ex beror på variationer i växtlighet. En mycket tät växtlighet bör ge ett värde på n nära noll. Ett högre värde på denna parameter skulle innebära att undervattensvallar hade en större effekt även vid lägre vattendjup. Det kan även finnas tredimensionella effekter som inte tas hänsyn till, då vattendjupet ändras vid t ex undervattensvallar eller djupare zoner.

6.6 Designförslag med översilningsyta

På vinterhalvåret har verket svårt att få nitrifikationen att fungera tillfredsställande. Därför har det funnits förslag om att komplettera dammsystemet med en översilningsyta för att gynna nitrifikationen. En överslagsräkning visar dock att för att kunna ta hand om det flöde som verket är dimensionerat för skulle det behövas en area på 3,6 ha, vilket motsvarar en orimligt stor del av den mark som står till förfogande. Uppskattningen grundas på antagandet att en belastning på 70 mm/dygn är rimligt för en översilningsyta (Andersson, pers. medd.). En alltför hög belastning kan leda till problem med erosion och kanalbildning. Erfarenheter från Trosa våtmark visar att dammar av den typ som föreslås i den här rapporten kan ge goda resultat både när det gäller nitrifikation och denitrifikation (Andersson & Stråe, 2005). Därför uteslöts designförslaget där dammen kombineras med en översilningsyta. En optimering av nitrifikationen i biobädden kombinerat med den nitrifikation som förväntas ske i dammarna torde vara den bästa lösningen.

6.7 Övriga aspekter av våtmarken som reningsmetod i Rimbo

6.7.1 Ekonomi

För en fullständig kostnadsberäkning av det designförslag som ges i den här rapporten krävs ytterligare studier. För att t ex ta reda på om de muddermassor som nu finns i området kommer att stå för en inkomst eller kostnad krävs att analys görs på dess innehåll av närsalter och föroreningar. Utan en färdig kostnadsplan för våtmarken och kostnadsberäkningar för andra alternativa reningsmetoder är det svårt göra en uppskattning av om anläggning av en våtmark är det mest kostnadseffektiva sättet att komma under utsläppskravet på 15 mg l⁻¹. Enligt en utredning kan dock sägas att våtmarksalternativet ofta är konkurrenskraftigt och då speciellt i mindre städer och tätorter (Wittgren, 1994).

En våtmark i Rimbo förväntas bli relativt billig i jämförelse med andra våtmarker för efterpolering av avloppsvatten. Det beror framför allt på att det i Rimbo redan finns ett kommunägt område i anslutning till reningsverket dit vattnet kan ledas med hjälp av självfall. Inköp av mark och kostnader för pumpar och långa tryckledningar står i många fall för en stor del av anläggningskostnaden. Som exempel kan nämnas att i Oxelösund svarade kostnaderna för att överföra vattnet från reningsverket till våtmarken för nära 50 procent av anläggningskostnaderna (2,3 milj. kr.).

6.7.2 Tillgången på organiskt kol som begränsande faktor

Tillgången på organiskt kol är en viktig faktor att ta hänsyn till vid planering av våtmarksbygge. Denna tillgång uttrycks lämpligen i form av mängden kol i förhållande till mängden kväve i vattnet. Enligt Baker (1998) bör denna kvot, C:N, uppgå till minst 5:1 för att kolet inte ska vara en begränsande faktor för denitrifikationen. I vissa studier har det uppnåtts upp till 10 gånger

högre kväveavskiljning genom inblandning av rått avloppsvatten eller tillsats av extern kolkälla i våtmarker (Tonderski, 2004). Kadlec (2005) visar i en undersökning att våtmarker med stora öppna vattenytor, eller med vedartad vegetation, har lägre avskiljning av kväve. Hans slutsats är att rikligt med lättnedbrytbar vegetation är en förutsättning för hög denitrifikation.

6.7.3 Fosfor och BOD₇

Reningsverket i Rimbo använder idag relativt stora mängder fällningskemikalier för att klara reningskravet på 0,25 mg l⁻¹ för fosfor. Med detta som bakgrund kan man lätt inse att om våtmarken kunde avskilja en del fosfor så kunde pengar sparas på att minska mängden fällningskemikalier. Våtmarker som belastas med avloppsvatten i Sverige uppvisar enligt Tonderski (2002) en tämligen konstant fosforkoncentration i utgående vatten, varierande mellan 0,04 och 0,1 mg l⁻¹. Detta motsvarar en reningsgrad på 30 – 90 procent. Den sammanställning av erfarenheter från andra våtmarker, som gjorts inom ramen för detta arbete, ger värden på fosforkoncentrationen i utgående vatten mellan 0,04 och 0,012 mg l⁻¹. För att förhindra resuspension av komplexbunden fosfor är det viktigt att bottnen är rikligt bevuxen. Vegetationen kan också bidra till att filtrera bort fosforrika partiklar och annat erosionsmaterial från vattnet.

Enligt Tonderski (2002) har man i de flesta fall i Sverige lyckats få ner halterna av BOD₇ till under 5 mg l⁻¹, vilket stämmer väl överens med den sammanställning som beskrivs i kap. 1.4. Det faktum att halterna av både fosfor och BOD₇ ligger på förhållandevis konstanta nivåer utan nämnvärd årsvariation eller samband med halterna i inkommande vatten tyder på att man nått ungefär de nivåer som är möjliga att uppnå i den här typen av system.

6.7.4 Sjukdomsbakterier och mygghabitat

Det vatten som kommer att finnas i en tänkt våtmark skulle vara av samma kvalitet som det som numera släpps direkt ut i Vallbyån. Vid intervjuer med representanter för våtmarkerna i Nynäshamn, Eskilstuna, Oxelösund, Trosa och Vagnhärad har det framkommit att vid dessa våtmarker har inga problem med sjukdomsspridning observerats. Det har inte heller varit några problem med myggor.

6.7.5 Skötsel och drift

Driften består i stort av att underhålla inlopp, utlopp och vallar samt att sköta utrustningen för flödesmätning och provtagning. Vallarna och områden kring våtmarken bör slås för att hålla området öppet och gästvänligt. Tillsyn av in- respektive utlopp bör ske regelbundet för att undvika igensättning. Vegetationen i våtmarken bör inte skördas eftersom den utgör kolkälla. Det kan dock uppstå behov av att sköta vegetationen om vissa arter breder ut sig på ett oönskat sätt. Erfarenheter från andra anlagda våtmarker i Sverige visar att våtmarken kan bli ett populärt rekreationsområde. Detta kan medföra ytterliggare skötselbehov som t ex städning och gräsklippning. I Alhagen, t ex, klipps gräs och kanter varannan vecka under sommaren. Tidigare erfarenheter från våtmarksprojekt i Norrtälje kommun visar vikten av att ansvarsområden kring skötsel av området preciseras tydligt i ett tidigt skede så att dessa delar inte blir eftersatta.

6.7.6 Rekreationsområde

Förhoppningen med den tänkta våtmarken i Rimbo är att den ska utgöra en del av ett trevligt rekreationsområde som kopplar ihop samhället med de natursköna områdena kring Kundbysjön. Trots att det inte anses föreligga någon smittorisk utöver den som nu är i Vallbyån föreslås enligt försiktighetsprincipen att området nära inloppet till våtmarken görs svårtillgängligt för

allmänheten. Den sydöstra delen av våtmarksområdet borde däremot kunna göras till ett trevligt strövområde. Kring fågeldammen ordnas förslagsvis gångstråk, utsiktstorn, bänkar och informationsskyltar för att leda allmänheten till dessa områden. Våtmarken kan även fungera som undervisningslokal för skolklasser och som intressant mål för studiebesök. Ett viktigt pedagogiskt syfte är att det blir tydligt att allt som spolas ned i avloppet faktiskt tar vägen någonstans.

6.7.7 Fågelliv

Enligt en översiktlig beskrivning av fågellivet i Norrtälje kommun återfinns flera av de mest hotade arterna av våtmarksfåglar i kommunen (Stighäll, 1995). Fågellivet vid Kundbysjön med tillhörande våtmarksområde har studerats sedan 1960-talet. Området ansågs tidigare som en av de tio bästa fågelsjöarna i Stockholm län. Vid en inventering av fågelfaunan 1988, innan restaureringen av sjön, observerades ett 60-tal fågelarter (Karpi, 1998). Även om flera arter missgynnats av restaureringen är området kring Kundbysjön, och faktiskt även biodammen vid reningsverket, fortfarande populära mål för ornitologer. 1998 gjordes ett examensarbete där flera förslag gavs på hur området kring Kundbysjön kan få tillbaka sina forna dagars rika fågelliv (Karpi, 1998). Förhoppningen med det förslag till våtmarksdesign som ges i denna rapport är att även denna våtmark ska vara ett steg i den riktningen.

6.7.8 Muddringsmassor

Det sjösediment som lades upp på området i samband med muddringen av Kundbysjön 1988-1990 bör rimligen bortforslas innan ett eventuellt våtmarksbygge påbörjas. Möjliga avsättningar för det gamla sjösedimentet skulle kunna vara som trädgårds- eller gräsjord eller som täckmaterial för deponier. En förutsättning för detta är givetvis att en kemisk analys av innehållet görs för att undersöka föroreningshalten.

7. Slutsatser

Undersökningar av området i anslutning till Rimbo reningsverk tyder på att området är lämpligt för ett våtmarksbygge. Leran i området är förmodligen tillräckligt tät och grundvattenutbytet antas bli litet. Innan en eventuell byggnation påbörjas rekommenderas dock ytterligare geotekniska och hydrologiska undersökningar.

Simuleringar av vattenflödet i tänkta våtmarker visar att enligt den modell som använts här kan djupzoner vinkelrätt mot flödesriktningen vara ett bra sätt att styra och sprida flödet i en våtmark. Resultatet beror dock helt på hur dessa djupzoner placeras i förhållande till våtmarkens övriga geometri och därför är modellering ett viktigt redskap för att förutsäga hur en djupzon kommer att påverka flödet i varje specifikt fall. Modellen visar även att utifrån de fysikaliska antaganden som gjorts i det här arbetet så är undervattensvallar inte något bra alternativ om vattendjupet i dammen understiger en meter.

För att uppfylla de målsättningar som finns på våtmarken, i form av kväveavskiljning, rekreationsområde och ökad biologisk mångfald, rekommenderas att området delas upp i två seriekopplade dammar. Utifrån den geometri som står till förfogande i Rimbo anses en kombination av djupzoner och flytväggar vara det bästa för att sprida flödet i den första,

grundare dammen, medan den djupare fågeldammen kombineras med en undervattensvall och en ö. Förslaget till utformning visas i Figur 19.

Nyckeltal 1, hydraulisk effektivitet, är ett bra redskap vid optimering av utformning av våtmarker eftersom det är enkelt att ta fram och undersökningar har visat på samband mellan hydraulisk effektivitet och våtmarkers reningsförmåga. Det ger dock ett mått på effektiviteten som endast är kopplat till hydrauliken. Nyckeltal 2, där hydraulikens inverkan på den kemiska kväveomvandlingen beaktas, är mer informativ, eftersom det direkt ger en mått på den förväntade kvävereningen. Jämförelsen av de två definitionerna av Nyckeltal 2 visar att de ger i stort sett identiska resultat, vilket innebär att i de ca 40 olika utformningar som simulerats i det här arbetet hade det räckt att använda den färdiga formel för uppehållstidsfördelningen som används i definition 2. Även vid beräkning enligt definition 2 krävs dock att en modell används för att simulera flödet i respektive utformning för att ta fram väntevärde och varians för uppehållstiden. Alternativt kan dessa uppgifter bestämmas med spårämnesförsök i befintliga dammar.

Den här förstudien visar att en våtmark sannolikt skulle vara ett utmärkt sätt att komma under gränsvärdet för kväverening i Rimbo. Därutöver skulle en våtmark komma att utgöra ett positivt inslag i landskapet och öka den biologiska mångfalden, inte minst vad gäller fågelliv. Även om förundersökningen har visat att området har goda förutsättningar att bli en förhållandevis billig våtmark, krävs ändå en utvärdering av andra alternativ innan man fullständigt kan bedöma de ekonomiska aspekterna av ett våtmarksbygge. Med tanke på att kvävehaltererna i vattnet inte behöver minskas särskilt mycket för att komma under gränsvärdet, kan det finnas billigare metoder. En sådan metod skulle kunna vara att utnyttja den befintliga biodammen till kolproduktion genom etablering av övervattensväxter. Det har dock inte framkommit något i den här förstudien som skulle tyda på att en våtmark inte skulle vara en bra idé för efterpolering av spillvattnet i Rimbo.

Referenser

Litteratur

- Andersson, J. & Stråe, D., 2005. *Trosa avloppsreningsanläggning Årssammanställning 2004*. WRS Uppsala AB.
- Andersson, J. & Kallner, S., 2002. *De fyra stora – en jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsrening*. VA-Forsk rapport Nr. 6 November 2002. Svenskt Vatten AB.
- Baker, L. A., 1998. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Science and Technology* 38, 389-395.
- Bear, J., 1979. *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill Book Company. USA. s. 68.
- Bolster, C. H. & Saiers, J. E., 2002. Development and evaluation of a mathematical model for surfacewater flow within the Shark River Slough of the Florida Everglades. *Journal of Hydrology* 259, 221-235.
- Chow, V. T., 1959. *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill Book Company. USA.
- Willer, F., 1995. *Planerad nybyggnad av sandfilteranläggning. Rimbo reningsverk. Geoteknisk undersökning*. J&W BYGG & ANLÄGGNING AB. Geoteknik & Grundläggning.
- Harrström, J., 2005. *Rimbo våtmark - en förstudie på förväntad kväveavskiljning och lämplig växtlighet*. ISSN 1401-5765 SLU.
- Holland, J. F., Martin, J. F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M. & Brown, L., 2004. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. *Ecological Engineering* 14, 189-203.
- Jacobsson, J. & Rebeyrol, A., 2004. *External loads and efficiency analyses at Rimbo WWTP*. Report n °1. Veolia Water AB.
- Jordartskartan 11 I Uppsala, SGU serie Ae nr 125, Ljungföretagen Örebro 1999.
- Kadlec, R. H. & Knight, R. L., 1996. *Treatment wetlands*. CRC Press LLC. ISBN 0-87371-930-1. USA.
- Karpi, L., 1998. *Kundbysjön. Restaurering av en våtmark*. Naturvård i Norrtälje kommun. Affärstryckeriet.
- Kløve, B., 2004. *Summary report PRIMROSE*. Contract number: EVK1-CT-2000-00065.
- Krantz, H. & Hjerpe, M., 2000. Användning av våtmarker för kommunalt dag- och avloppsvatten. Nuläge och framtida trender. *VATTEN* 56, 273-278.
- Norrtälje kommun, Tekniska kontoret, 1997. Broschyr: *RIMBO AVLOPPSRENINGSVVERK Moderniserat och utbyggt för högre kapacitet och skärpta reningskrav*. ESSHÅtryck. Stockholm.
- Persson, J., 1999. Hydraulic Efficiency of constructed wetlands and ponds, *Water Science and Technology* 40, 291-300.
- Persson, J., 1998. *Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings-, och miljödamm*. Andra upplagan. Institutionen för vattenbyggnad. Chalmers tekniska Högskola. Rapport B:64. ISSN 0348-1069.
- Pettersson, K., 1991. *Utlåtande över Kundbysjöns restaurering – sedimentfosforinnehållet*. Erkenlaboratoriet.

- Stighäll, K., 1995. *Hotade fågelarternas situation i Norrtälje kommun – underlag till handlingsprogram*. Norrtälje kommun.
- Stråe, D., 2004. *Vagnhärad's avloppsreningsanläggning Årssammanställning 2003*. WRS Uppsala AB.
- Svensson, J. M., Strand, J., Sahlén, G. & Weisner, S., 2004. *Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd*. Naturvårdsverket. Rapport nr. 5362.
- Tonderski, K., 2001. Våtmarker som effektiva kvävekällor – utopi eller verklighet? *Sammanfattning av föredragen vid Vattendagarna i Halmstad 20-21 november 2001*. s. 28.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H., 2002. *Våtmarksboken – skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. AB C O Ekblad & Co, Västervik.
- Vikström, M., Gustafsson, L., German, J. & Svensson, G., 2004. *Dagvattendammars avskiljningsförmåga – påverkande faktorer och metodik för bedömning*. VA-Forsk rapport Nr. 2004-11. Svenskt Vatten AB.
- Wittgren, H. B., 1994. *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten*. Rapport 4365. Naturvårdsverket.
- Trosa kommun, 2001. Broschyr: *Vagnhärad's våtmark – Effektivare rening för bättre vattenmiljö*.
- Wörman, A., 2002. *Low-Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab-Environment*. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Biometry and Informatics, report 76, ISSN 1650-1446.
- Wörman, A. & Kronnäs, V., 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology* 301(1-4), 123-138.

Personliga meddelanden

- Andersson, J., 2004-2005. WRS Uppsala AB.
- Berglund, C., 2004. Avdelningen för geokonstruktioner, Statens geotekniska institut.
- Dahlqvist, L., 2004-2005. VA-samordnare, Veolia Water AB.
- Jacobsson, J., 2004-2005. Veolia Water AB.
- Persson, L., 2004. Institutionen för markvetenskap, SLU.
- Rodhe, A., 2005. Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, UU.

Internet

Fyrisån, 2005
<http://www.fyris-on-line.nu/pegel.aspx>

2005-04-01