

VÅGDÄMPNING I BESTÅND AV VASS (*PHRAGMITES AUSTRALIS*)

Wave attenuation in stands of common reed (*Phragmites australis*)

av PER FALÅS och CHARLOTTA BORELL LÖVSTEDT
Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, Box 118, 221 00 Lund
e-post: per.falas@gmail.com, charlotta.borell_lovstedt@tvrl.lth.se



Abstract

Common reed is found in near-shore areas of many European lakes, where it frequently forms dense stands. In order to evaluate the effects of common reed stands on waves and to test a model for wave attenuation caused by vegetation, a field experiment was conducted in the common reed stands of a southern Swedish lake. The water surface displacement was measured simultaneously both within and outside these stands. According to the wave measurements, the significant wave height decreased within the stands of common reed, while the average period seemed to increase. The model was adjusted to the prevailing wave regime with the drag coefficient, which seemed to depend on Reynolds number.

Key words – waves, *Phragmites australis*, wave attenuation model, erosion, sediment stabilization

Sammanfattning

Vass växer i många europeiska sjöars strandnära områden, där den ofta bildar täta bestånd. För att utvärdera vassbestånds påverkan på vågor och för att testa en modell för vågdämpning orsakad av vegetation, genomfördes ett fältexperiment i en sydsvensk sjös vassbestånd. Vattenytans lägesförändring mättes samtidigt både i och utanför vassen. Enligt vågmätningarna minskade den signifikanta våghöjden i vassen medan medelperioden tenderade att öka. Modellen justerades till de rådande vågförhållandena med släpkraftskoefficienten, vilken verkade bero av Reynolds tal.

Inledning

Vattenväxter utgör viktiga inslag i sjöar. I grunda sjöar kan de rentav ha avgörande betydelse för vågors påverkan på vatten- och sedimentrörelser. Vass (*Phragmites australis*) är en övervattensväxt som är vanligt förekommande i svenska sjöars strandnära områden, där den ofta bildar täta bestånd. Om dessa vassbestånd utgör våghinder längs vågbanan kan de förmodas ha vågdämpande effekt. Tidigare har undersökningar på vegetationens vågdämpande effekt gjorts i mangroveskogar (Massel *et al.*, 1999) och i saltvattenträsk (Möller, 2006). Vågdämpning i vegetation har stor betydelse för minskning av stranderosion, vilket har visats för vass i tankexperiment (Coops *et al.*, 1996 och Türker *et al.*, 2006).

Då många sjöar är för grumliga för att undervattens-

växter skall kunna tillgodose sina ljusbehov kan övervattensväxter få en avgörande betydelse för den vegetativa stabiliseringen av sedimenten. Denna stabilisering har stark påverkan på den grumlighet som orsakas av resuspenderade sediment. Övervattensväxter kan därför i vissa fall fungera som buffert mot ytterligare igengrumling då undervattensväxter försvunnit temporärt. Eventuellt kan också inplantering av vass användas som sjörestaureringsåtgärd i grunda, grumliga och måttligt näringsrika sjöar. Denna åtgärd skulle kunna medföra ökad vattentransparens och därmed en rekolonisation av undervattensväxter. Vidare har en drastisk tillbakagång hos vassbestånden i många centraleuropeiska sjöar observerats under de senaste årtiondena (Ostendorp W, 1995). Ostendorp *et al.* (1995) menar att denna tillbakagång kan utgöra första steget i en än mer långtgående föränd-

ring av sjöars ekosystem och morfologi samt att dessa förändringar kan manifesteras som ökad erosion av stränder, krympande bestånd av undervattensväxter och förändringar i fisk- och fågelbestånd.

Hittills har mätningar på verklig vågdämpning i vassbestånd i naturen inte rapporterats, trots att vassbestånds betydelse för sjöars ekosystem och morfologi har uppmärksamats och flera beräkningsmodeller för vågdämpning har utvecklats (Dalrymple *et al.*, 1984; Asano *et al.*, 1992; Kobayashi *et al.*, 1993). För att kvantifiera vassens vågdämpande effekt och för att testa en befintlig vågdämpningsmodell genomfördes fältmätningar i Krankesjön, som är en grund skånsk slättsjö.

Undersökningsmetod

Fältmätningarna skedde i omgångar under en treveckorsperiod i juli 2006 på tre lokaler i Krankesjön (yta 2,9 km², medeldjup 0,7 m, maximalt djup 3 m). Då både mätplatsens djupprofil och vasstäthet antogs kunna ha inverkan på vågdämpningen valdes lokalerna utifrån dessa parametrar.

Lokalbeskrivningar

Tre lokaler valdes ut varav det växte vass på två. Vid en av dessa vasslokaler, grundvattenlokalen, var vattendjupet 0,36–0,45 m. Vid den andra vasslokalen, djupvat-

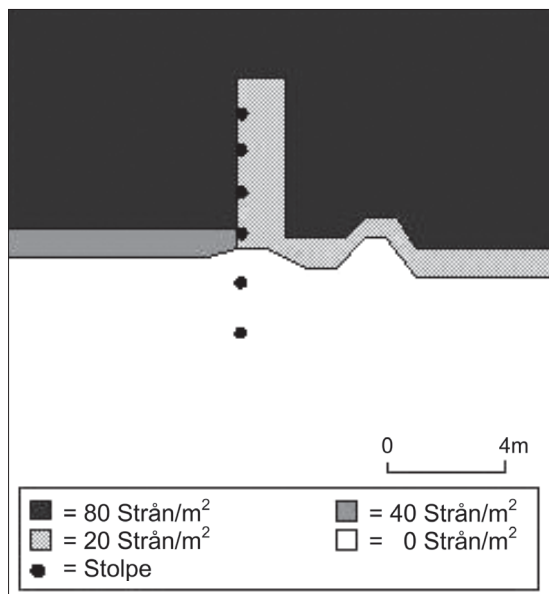
tenlokalen, var vattendjupet 1,20–1,37 m. Enligt CEM (2002) är interaktionen mellan botten och vågor försumbar då kvoten mellan vattendjup, d , och våglängd, L , är större än 0,5. Då våglängderna i Krankesjön sällan överstiger 2 m antas det att vågor påverkas av botten vid grundvattenlokalen, $L > 0,9$ m, men inte vid djupvattenlokalen, $L < 2,4$ m.

Mätningar av vasstäthet vid grund- och djupvattenlokalen gjordes vid vattenytan. Då risk för skada på vassen vid vasstäthetsmätningar ansågs hög vid djupvattenlokalen begränsades mätningarna i detta fall till vassens ytterområde. Baserat på vasstäthetsmätningarna vid grund- och djupvattenlokalen skapades en karta för var och en av dessa lokaler (figur 1 och 2). Vasstrånas medeldiameter vid vattenytan var 4,1 mm vid grundvattenlokalen och 8,4 mm vid djupvattenlokalen.

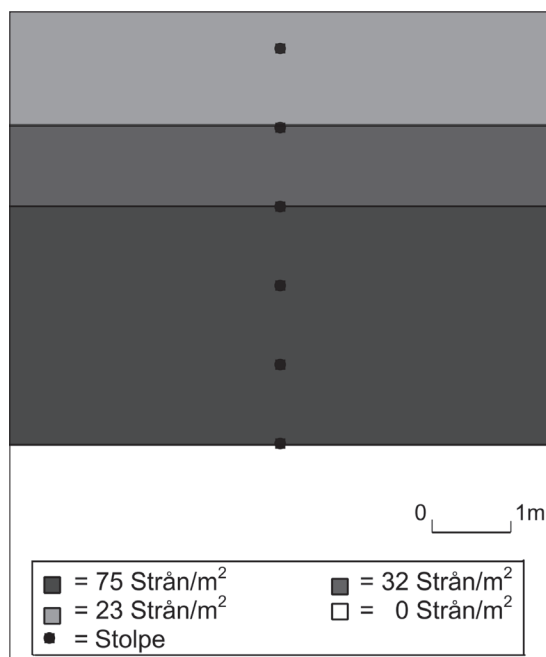
På den tredje lokalen, stranden, växte ingen vass. Vattendjupet vid stranden var 0,30–0,45 m. Denna lokal används för att undersöka hur botten påverkar vågor vid den närliggande grundvattenlokalen. Strandens och grundvattenlokalen har likartad bottenpografi och likartade sediment.

Vågmätningar

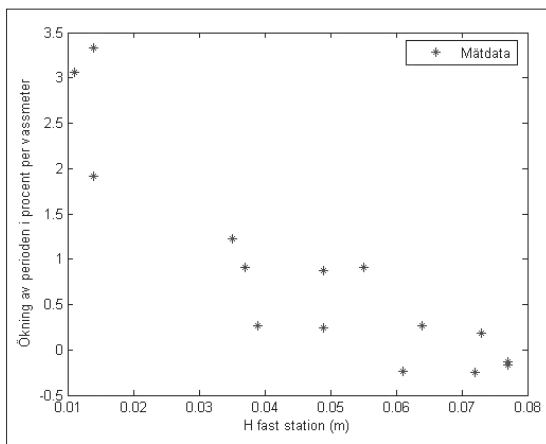
Vid grund- och djupvattenlokalen gjordes vågmätningarna längs en transekt vinkelrätt mot vassens ytterkant. Vågmätningarna vid stranden gjordes längs en transekt i



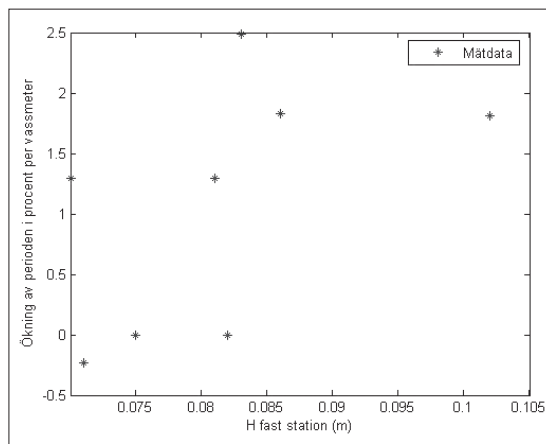
Figur 1. Schematisk skiss över djupvattenlokalen.



Figur 2. Schematisk skiss över grundvattenlokalen.



Figur 3. Förhållande mellan ökning av medelperiod i procent per meter och signifikant våghöjd vid fast station. – För djupvattenlokalen då den rörliga stationen var fäst vid någon av de tre innersta stolparna.



Figur 4. Förhållande mellan ökning av medelperiod i procent per meter och signifikant våghöjd vid fast station. – För grundvattenlokalen då den rörliga stationen var fäst vid någon av de tre innersta stolparna.

linje med vågbanan. Sex stolpar placerades längs transekten och avståndet mellan intilliggande stolpar var 1–2,5 m. Vinkel mellan transekt och aktuell vågbanan uppskattades vid grund- och djupvattenlokalen.

I fältuppställningen användes två vågmätare vilka mätte vattenytans läge samtidigt under en treminutersperiod. En av vågmätarna monterades på den yttersta stolpen (härefter: fast station) för att mäta inkommande vågor. Den andra vågmätaren (härefter: rörlig station) flyttades mellan transektens fem innersta stolpar. Flytt av denna station skedde efter fullföljd mätperiod på tre minuter.

Varje vågmätare har ett flöte som kan röra sig längs en vertikal metallstav och flötets position på metallstaven markerar vattenytan. Vågmätarna kopplades till en datalogger. För varje vågmätare var en elektrisk signal linjärt korrelerad till flötets position på staven. Flötens position registrerades åtta till tio gånger per sekund. För att minimera stationsstolparnas inverkan på vågmätningarna orienterades flötena mot inkommande vågor.

Våganalys

Vågor separerades från vågmätningarna med *zero-down-crossingmetoden*. Enligt denna metod är vågperioden tiden mellan två nedåtgående korsningar av medelnivån av vattnets yta. Våghöjden är den maximala nivåskillnaden hos vattenytan under detta tidsintervall.

För att möjliggöra en enkel jämförelse mellan olika mätperioder om tre minuter skapades en representativ våg för varje sådan period. Den representativa vågens period bestäms utifrån medelvärdet av de *zero-down-*

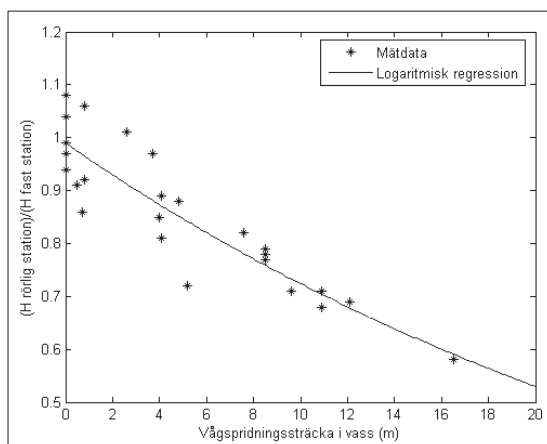
crossingvågperioder, som erhålls från aktuell treminutersperiod. De våghöjder som erhålls från *zero-down-crossingmetoden* under motsvarande period används för att anpassa en Rayleighfördelning. Genom denna Rayleighfördelning bestäms sedan den representativa vågens höjd. Denna våghöjd är den från Rayleighfördelningen förväntade genomsnittshöjden för den högsta tredjedelen av våghöjderna (härefter: signifikant våghöjd, H_S).

Botten förmodas för enkelhetens skull ha vågpåverkan om $d/L_m < 0,5$ där L_m är medelvåglängden, vilken bestäms utifrån linjär vågteori.

Det antas att den representativa vågen vid vassens ytterkant är av samma storlek som den som uppmätts vid den fasta stationen. I och med detta antagande är en hypotetisk translokation av mätdata från den fasta stationen till valfri punkt på vassens ytterkant möjlig. Sträckan längs vågbanan från vassens ytterkant till den rörliga stationen är vågspridningssträckan i vass. Förändringen av den representativa vågen längs alla sådana sträckor kan, om translokationsantagandet är giltigt, beskrivas som skillnaden mellan den representativa vågen vid den fasta och rörliga stationen, även då vågbanan inte är parallell med transekten.

Vågmätningar resultat och diskussion

Vågmätningarna täckte ett bredare spektrum av initiala signifikanta våghöjder vid djupvattenlokalen än vid grundvattenlokalen (figur 3 och 4). Vågmätningarna vid grundvattenlokalen och stranden kom att täcka ungefär samma spektrum av initiala H_S . De uppmätta initiala



Figur 5. Förhållande mellan dämpning av signifikant våghöjd och vågspridningssträcka i vass vid djupvattenlokalen.

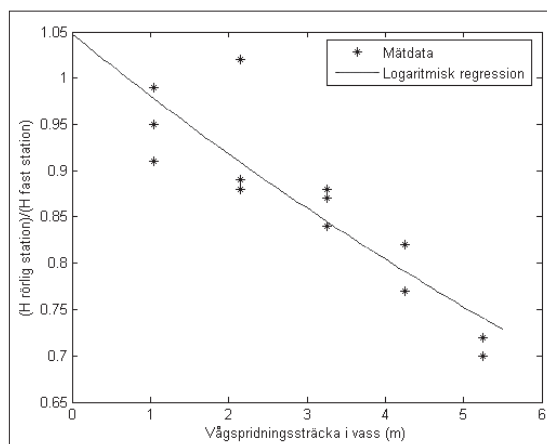
medelperioderna var 0,4–1,1 s vid djupvattenlokalen, vilket motsvarar våglängder på 1,3–1,9 m. Motsvarande perioder vid grundvattenlokalen och stranden var 0,80–1,3 s, motsvarande 1–2,3 m våglängd. Följaktligen påverkade botten vågor vid grundvattenlokalen och stranden, men troligen inte vid djupvattenlokalen.

Under varje mätperiod om tre minuter varierade de uppmätta vågornas höjd och period. I denna vågvariation fanns grupper av mindre och större vågor. Detta tillsammans med den hypotetiska translokationen och variationer i vassstätheten kan utgöra felkällor, framför allt vid analys av enskilda vågmätningar.

Resultaten från vågmätningarna visar på jämn dämpning av den signifikanta våghöjden vid både grund- och djupvattenlokalen (figur 5 och 6). Den logaritmiska regressionen ges för djupvattenlokalen av $y = 0,99 \cdot 0,969^x$ och för grundvattenlokalen av $y = 1,05 \cdot 0,94^x$. Förklaringsgraden, R^2 , hos dessa två regressioner efter faktisk logaritmering bestämdes till 0,80 för grundvattenlokalen och 0,83 för djupvattenlokalen. De höga förklaringsgraderna från de breda spektrumerna av initiala H_S indikerar att de initiala våghöjderna inom detta intervall har liten betydelse för dämpningen av H_S .

Vid stranden var H_S generellt sett högre vid den fasta än den rörliga stationen. De vid stranden uppmätta kvoterna i signifikant våghöjd mellan den rörliga stationen och den fasta stationen var 0,90–1,05, vilket betyder att friktionen från botten var liten över denna relativt korta sträcka.

Medeldämpningen av H_S per meter vass var ungefär 2 % högre vid grund- än vid djupvattenlokalen. Denna skillnad i dämpning av H_S kan inte förklaras av högre vassstäthet eller grövre strådiametrar vid grund- än vid



Figur 6. Förhållande mellan dämpning av signifikant våghöjd och vågspridningssträcka i vass vid grundvattenlokalen.

djupvattenlokalen. Viss del av skillnaden kan förklaras av bottenfriktionen, men ytterligare förklaringar borde existera. En sådan förklaring är att undervattensväxter hade drivit in i vassen vid grundvattenlokalen. Detta observerades vid grundvattenlokalen, men de avlägsnades så gott detta var möjligt innan varje vågmätning startade.

Förändringen av medelperioderna verkar bero av den initiala H_S vid djupvattenlokalen (figur 3), men inte vid grundvattenlokalen (figur 4). Detta för djupvattenlokalen funna beroende kan ha sin förklaring i att vågspektrum med låg H_S har ett större antal vågor som under skrider vågmätarnas detektionsgräns än vågspektrum med hög H_S . Detektionsgränserna är inte kända för vågmätarna och därför bör resultat erhållna från vågspektrum med lägst initial H_S tolkas med viss försiktighet.

Medelperioden är generellt sett längre i vassen än utanför vassen (figur 3 och 4). Huruvida detta är orsakat av att vissa vågor dämpas bort totalt, dämpas under detektionsgränsen eller går upp i andra vågor kan denna studie inte ge svar på.

Vid stranden var ökningen av medelperioden per meter –1 till +2 %.

Modellteori

Icke-brytande vågor som rör sig genom växtbestånd tross framförallt förlora energi till följd av de bromsande krafter som vegetationen utövar på vågorna. Bottenfriktion antas också medföra mindre energiförluster för vågor om $d/L_m < 0,5$. Modellerna baseras på linjär vågteori. Om det antas att energiförluster endast orsakas av bot-

ten och växter samt att vågbanan är vinkelrät mot bottenkonturerna ges energibalansen av

$$\frac{C_g \partial(E)}{\partial x} = -D_v - D_b \quad (1)$$

där C_g är våggruppshastigheten, E vågenergin per ytarea, x är en sträcka, D_v är den av vegetationen orsakade tidsmedelenergiförlusten per ytarea och D_b är den av botten orsakade tidsmedelenergiförlusten per ytarea.

I modellen för vegetationsorsakad vågdämpning behandlas växter som om de vore tunna, oböjliga och vertikala cylindrar. För symmetriska och periodiska vågor som rör sig genom sådana system av cylindrar domineras energiförlusterna av de horisontella släpkrafter, som verkar på cylindrarna.

Vasstrån har upprätt växtsätt samt ganska konstant form och diameter över hela vattendjupet. Därför kan de betraktas som vertikala cylindrar med konstant diameter. Släpkraftskoefficienten, C_b för cylindrar och andra objekt är beroende av flödesförhållandena. För vågor varierar flödesförhållandena med djupet, vilket medför att C_d för vågor är djupberoende. Här används dock ett medelvärde för hela djupet.

Om endast den horisontella vattenpartikelhastigheten beror av djupet ges den av vegetationen orsakade tidsmedelenergiförlusten per ytarea av

$$D_v = \frac{2}{3\pi} C_d \rho N D \left(\frac{8E}{g\rho}\right)^{3/2} \left(\frac{gk}{2\sigma}\right)^3 \cdot \left(\frac{\sinh(kd)(\cosh(kd)^2 + 2)}{3k \cosh(kd)^3}\right) \quad (2)$$

där ρ är vattnets densitet, N är antalet cylindrar per ytarea, D är cylinderdiametern, g är tyngdaccelerationen, k är vågtalet och σ är vågfrekvensen.

Ekvation 2 för vågdämpning av vegetation motsvarar den av Dalrymple *et al.* (1984) presenterade. Enligt dem kan C_d justeras för att kompensera för växternas rörelser.

Bottenfriktion över släta, fasta och opermeabla botten delas upp i ett laminärt och ett turbulent gränsskikttsfall. I naturen är gränsskikt oftare turbulenta än laminära (Dean och Dalrymple 1991). Gränsskiktet antas här trots det vara laminärt och det är laminärt för släta botten om Reynolds tal vid botten, R_b , är mindre än 10^4 (Dean och Dalrymple 1991). Reynolds tal vid botten, R_b , definieras av $R_b = u_b \xi_b / \nu$ där u_b är den horisontella vattenpartikelhastigheten vid botten och ξ_b är den maximala vattenpartikelförflytningen vid botten och ν är viskositeten.

Enligt Dean och Dalrymple (1991) ges för släta, fasta och impermeabla botten med laminära gränsskikt den av botten orsakade tidsmedelenergiförlusten per ytarea av

$$D_b = \frac{\nu k E}{\sinh(2kd)} \sqrt{\frac{\sigma}{2\nu}} \quad (3)$$

Om $d/L_m < 0,5$ och botten inte är plan kommer vågor att påverkas av uppgrundning. Uppgrundningen, energiförändringen per ytenhet, sker till följd av våggruppshastighetens djupberoende och bestäms enligt den metod som beskrivs av Falås (2007).

Modellbeskrivningar

Den signifikanta våghöjden och medelperioden vid den fasta stationen används i modellerna som initial våghöjd respektive vågperiod. I modellerna ges cylinderdiametern av vasstråns medeldiameter och cylindertätheten av vasstätheten. Modellerna löses numeriskt i energiekvivalenter, från en punkt på vassens ytterkant till den rörliga stationen, och konverteras sedan till H_s . Denna punkt på vassens ytterkant ligger längs samma vågbanor som den rörliga stationen.

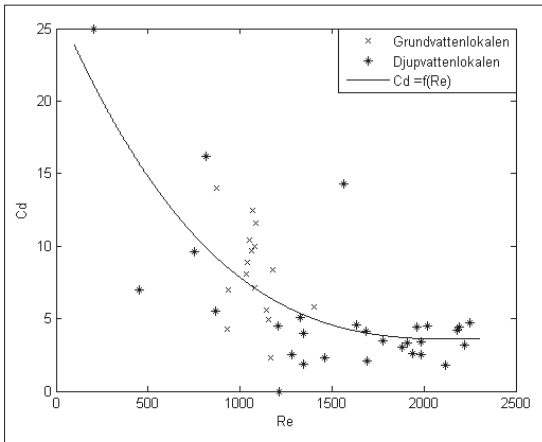
Modell för djupt vatten

Vattendjupet, $d/L_m > 0,5$, medför att vågpåverkan från botten kan försummas. Vågdämpningsmodellen erhålls då från energibalansen (ekvation 1) om D_b sätts till 0. I modellen används vasstätheten 56 strån/m² och medelstrådiametern 8,4 mm.

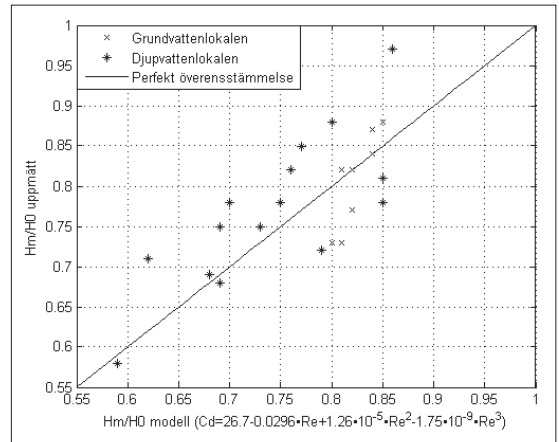
Modell för grunt vatten

Vattendjupet, $d/L_m < 0,5$, medför att botten har vågpåverkan. Bottenfriktion inkluderas därför och modellen erhålls från energibalansen (Ekvation 1). Bottenpografin antas i modellen förändras stegvis och hänsyn tas till uppgrundning vid varje sådant steg.

Reynolds tal, R_b , kan uppskattas för de representativa vågorna och är som högst 3500. Då R_b är mindre än 10^4 för alla representativa vågor kan det antas att bottenfriktionsdelen av modellen är rätt vald i avseende på flödesförhållandena i gränsskiktet. Några relevanta invändningar kan dock göras mot valet av den använda bottenfriktionsdelen i modellen. Bottens släthet kan störas av vassrötter och stammar samt grövre sedimentpartiklar. Botten är inte fast men den beskrivs bättre som fast än viskös. Botten är troligen permeabel, men denna permeabilitet är troligen begränsad. Trots invändningarna, tar bottenfriktionsdelen av modellen viss hänsyn till vågenergiförluster orsakade av botten. I modellen används medelstrådiametern 4,1 mm och de vasstätheter som ges i figur 2.



Figur 7. Förhållande mellan släpkraftskoefficienter, som ger perfekt överensstämmelse mellan modell och uppmätt dämpning av signifikant våghöjd, och Reynolds tal. – För grund- och djupvattenlokalen då den rörliga stationen var fäst vid någon av de tre innersta stolparna.



Figur 8. Jämförelse mellan uppmätt och modellerad dämpning. – För grund- och djupvattenlokalen då den rörliga stationen var fäst vid någon av de tre innersta stolparna.

Vågmodeller resultat och diskussion

Då släpkraftskoefficienten, C_d , är känd för att variera med Reynolds tal, Re , plottas de C_d som ger bästa överensstämmelse mellan modellerad och uppmätt dämpning av H_S tillsammans med respektive Reynolds tal (Figur 7). Detta Reynolds tal definieras av $Re = u_{max} D / \nu$ där u_{max} är den maximala horisontella vattenpartikelhastigheten vid vattenytan. För fall med uppmätt ökning i signifikant våghöjd sattes C_d till noll. Eftersom modellerna har justerats med C_d till uppmätta data, finns risk att man kompenserar för fel som inte är relaterade till C_d . En sådan felkälla är variationen i vassstäthet som inte helt avspeglas i den vassstäthet som används i beräkningarna. En annan felkälla utgörs av den hypotetiska translokationen av inkommande vågor.

De bäst anpassade släpkraftskoefficienterna är relativt konstanta för Reynolds tal 1200–2300 (figur 7). Enligt Finnemore och Franzini (1997) är C_d för cirkulära cylindrar ganska konstant och ungefär 1 för Reynolds tal 1000–10 000 vid stationära flödesförhållanden. För stationära flödesförhållanden, cirkulära cylindrar och Reynolds tal mindre än 1000 ökar å andra sidan C_d med avtagande Reynolds tal (Finnemore och Franzini 1997). En sådan ökning av C_d med avtagande Reynolds tal kan också ses för de bäst anpassade C_d vid Reynolds tal 200–1200. I detta fall är dock ökningstakten hos C_d med avtagande Reynolds tal betydligt snabbare än vad som förväntas för cirkulära cylindrar i stationära strömningsfält.

Linjen i figur 7 ger C_d som en funktion av Reynolds tal. Denna funktion ges av $C_d = 26,7 - 0,0296 \cdot Re + 1,26 \cdot 10^{-5} \cdot Re^2 - 1,75 \cdot 10^{-9} \cdot Re^3$ och erhålls från interpolation med minsta kvadratmetoden av de i figur 7 givna mätdata. Eftersom denna funktion är empirisk och av tredje ordningen är den begränsad till det för Reynolds tal studerade området, 200–2300. Den från funktionen erhållna C_d sträcker sig inom aktuellt område från 4 till 24, vilket är betydligt högre än de värden mellan 0,9 och 1,4 som enligt Finnemore och Franzini (1997) är att förvänta för cirkulära cylindrar i stationära strömningsfält. Denna skillnad i C_d förklaras till viss del av att vassmätningarna gjordes vid vattenytan. Hög täthet av gamla vasstrån som inte nådde upp till vattenytan observerades visuellt vid båda vasslokalerna. C_d i de använda modellerna måste därför justeras upp för att kompensera för dessa vasstrån under vattenytan.

Resultaten från vågmodellerna, med given funktion för C_d , ges i figur 8 som Hm/H_0 förhållanden, där H_0 är den initiala signifikanta våghöjden och Hm är den uppmätta eller modellerade signifikanta våghöjden vid den rörliga stationen.

De modellerade dämpningarna av H_S visar bra överensstämmelse med de uppmätta då given funktion för C_d används. Avvikelse från modellen för djupt vatten varierar mellan –9 och +15 % och avvikelse från modellen för grunt vatten varierar mellan –9 och +4 %. Huruvida dessa goda överensstämmelser mellan modeller och verklighet endast är utslag av hög empirisk anpassning eller inte kan endast validering av modellerna mot nya mätdata utvisa.

Slutsatser

Den signifikanta våghöjden dämpas av vass. Storleken på denna dämpning skiljde sig kraftigt mellan två vassbestånd med ganska likartade vassförhållanden: 3 respektive 5 % medeldämpning per meter vass. En förstärkt dämpning av H_S vid en av dessa lokaler förklaras eventuellt av undervattensväxter som drivit in i vassen.

De uppmätta medelperioderna tenderar att vara längre i än utanför vassen. Huruvida dessa uppmätta förändringar är orsakade av att vågor dämpas bort totalt, dämpas under vågmätarnas detektionsgräns eller går upp i andra vågor har inte kunnat fastställas.

Mätresultaten visar tydligt att vassbestånd påverkar vågor och därmed vattenrörelserna i dessa bestånd. Det är därför av intresse att vidare studera hur vågorsakade vattenrörelser i vass kan reglera sedimentrörelser och andra biogeokemiska processer. Detta speciellt med tanke på att vass är allmänt spridd och ofta bildar stora bestånd.

Baserat på test av aktuell vågdämpningsmodell för vegetation, verkar C_d i modellerna bero av de av Reynolds tal givna flödesförhållandena. C_d uttrycktes därför som funktion av Reynolds tal. De från modellerna erhållna resultaten överensstämde väl med resultaten från vågmätningarna, då den givna funktionen för C_d användes. Om validering av modeller görs och bra överensstämmelser erhålls kan modellerna utgöra användbara verktyg för vidare studier av vassbeståndets påverkan på sedimentrörelser och andra biogeokemiska processer.

Referenser

- Asano Toshiyuki, Deguchi Hiroshi, Kobayashi Nobuhisa. 1992. Interaction between water waves and vegetation. Proceedings of the Twenty-Third Coastal Engineering Conference, ASCE. 2710–2723.
- Coops Hugo, Geilen Noël, Verheij Henk J, Boeters René, van der Velde Gerard. 1996. Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: an experimental study in a wave tank. Aquatic Botany 53. 187–198.
- Dean Robert G, Dalrymple Robert A. 1991. Water wave mechanics for engineers and scientists, Second printing. World Scientific Publishing Co. Singapore.
- Dalrymple Robert A, Kirby James T, Hwang Paul A. 1984. Wave diffraction due to areas of energy dissipation. Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering 110 (1). 67–79.
- Falås Per. 2007. Wave attenuation in stands of common reed (*Phragmites australis*) and its consequences on sediment resuspension. (Examensarbete) Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet. (http://theses.lub.lu.se/archive/2007/04/04/1175709661-6492-85/Xer_examensarbete_final.pdf)
- Finnemore John E, Franzini Joseph B. 1997. Fluid Mechanics with Engineering Applications, Ninth Edition. McGraw-Hill. Belfast.
- Kobayashi Nobuhisa, Raichle Andrew W, Asano Toshiyuki. 1993. Wave attenuation by vegetation. Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering 119 (1). 30–48.
- Massel S R, Furukawa K, Brinkman R M. 1999. Surface wave propagation in mangrove forests. Fluid Dynamics Research 24. 219–249.
- Möller I. 2006. Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Results from a UK East coast saltmarsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science 69. 337–351.
- Ostendorp Wolfgang. 1995. Estimation of mechanical resistance of lakeside *Phragmites* stands. Aquatic Botany 51. 87–101.
- Ostendorp Wolfgang, Iseli Christoph, Krauss Manfred, Krumscheid-Plankert Priska, Moret Jean-Louis, Rollier Maurice, Schanz Ferdinand. 1995. Lake shore deterioration and bank restoration in some Central European lakes. Ecological Engineering 5. 51–75.
- U.S. Army Corps of Engineers. 2002. Coastal Engineering Manual (CEM). Engineer Manual 1110-2-1100, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C. (in 6 volumes).
- Türker U, Yagci O, Kabdaşlı M S. 2006. Analysis of coastal damage of a beach profile under the protection of emergent vegetation. Ocean Engineering 33. 810–828.

