



Länsstyrelsen
Värmland

MAKROFYTERS RESPONS PÅ VATTENNIVÅFÖRÄNDRINGAR I 13 VÄRMLÄNDSKA SJÖAR

En lämplig parameter för att bedöma ekologisk
status i reglerade sjöar?

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND



Foton på omslaget visar notblomster (Lobelia Dortmanna).

Publ nr: 2010:12

ISSN: 0284-6845

Dnr: 537-6151-09

Rapporten är sammanställd av Margareta Wallsten, Vattenmiljö
Länsstyrelsen Värmland, 651 86 Karlstad, 054-19 70 00, www.lansstyrelsen.se/varmland

Sammanfattning

Reglering orsakar onaturliga vattenståndsvariationer i ett stort antal värmländska sjöar. Olika regleringsstrategier kan påverka en sjö på flera sätt. Höga nivåer på sommaren kan bidra till erosion av strandkanten medan låga nivåer på vintern kan leda till bottenfrysning av sedimenten. Att sänka vattennivån i en sjö under vinterperioden är en vanlig regleringsstrategi då energibehovet är som störst under vinterhalvåret. En lägre vattennivå i sjön på vintern kan innebära att vissa delar av stranden bottenfrysar och de makrofyter som har sitt utbredningsområde här påverkas negativt. De makrofyter som påverkas mest negativt av vattennivåsänkning under vinterperioden är stora isoetider som notblomster (*Lobelia dortmanna*) och styvt braxengräs (*Isoetes lacustris*), (Hellsten 1997). Denna studie visar på att det finns ett samband mellan antal isoetider och sänkning under vinterperioden (m). Det är färre isoetider i sjöar där amplitudförändringar är som störst under vinterperioden. Den biologiska mångfalden i sjöar som är reglerade behöver dock inte påverkas negativt då nya mer toleranta arter tar över efter dem som är mer känsliga för reglering. Denna studie visade inget samband mellan biologisk mångfald i reglerade eller oreglerade sjöar. Det fanns inte heller något starkt samband mellan antal arter av makrofyter och sänkning under vinterperioden. Vissa reglerade sjöar (ex Letten och Storsjön) hade stark dominans av strandranunkel (*Ranunculus reptans*), en art som gynnas av förändrade vattennivåer. Forskare i Finland har klassificerat de makrofyter som gynnas, missgynnas eller inte påverkas av sänkning under vinterperioden (Hellsten 2009). Denna klassificeringslista ligger sedan till grund för ett vattenregleringsindex, WIC. Detta index korrelerade i denna studie väl med sänkning under vinterperioden, och det verkar finnas ett tröskelvärde vid en meters amplitud då förändringen i makrofytsamhället är som störst. Makrofyter kan därmed vara en bra parameter för att bedöma ekologisk status i reglerade sjöar. En åtgärd för att minska regleringens påverkan på makrofyter i sjöar kan därmed vara att minska sänkningen av vattennivån under vinterperioden.

Innehåll

1	Inledning	1
2	Material och metod	3
	2.1 Utvalda lokaler	4
	2.1.1 Dataanalyser	5
3	Resultat	7
	3.1 Vattenståndsförändringar	7
	3.1.1 Inventeringsresultat	7
4	Diskussion	11
	4.1 Frågeställningar inför fortsatta undersökningar:	12
5	Referenser	13
6	Bilagor	14

1 Inledning

Flera värmländska sjöar är påverkade av onaturliga vattenståndsförändringar på grund av regleringsverksamhet. I EU:s-ramdirektiv för vatten ska alla vattenförekomster statusklassas och det som avgör den ekologiska statusen är främst ett antal olika biologiska parametrar. I dagsläget består de biologiska kvalitetsfaktorerna i sjöar av fisk, bottenfauna, växtplankton och makrofyter (högre vattenväxter). Det finns dock inga index inom dessa kvalitetsfaktorer som är direkt kopplade till regleringspåverkan. När det gäller makrofyter finns endast ett trofiindex (TMI) som är kopplat till näringsämnen i en sjö. Internationellt har man börjat arbeta fram makrofytindex som är direkt kopplade till reglering och det har visat sig vara en effektiv parameter (Hellsten 2009). Det är därför viktigt att man börjar undersöka hur makrofytsamhället ser ut i reglerade sjöar även i Sverige.

Hur vattenvegetationens artsammansättning och utbredning ser ut är beroende av en mängd olika faktorer. De viktigaste är vindexponering, bottensubstrat, ljusförhållande, temperatur och näringstillgång. Olika faktorer påverkar flytbladsväxter- och undervattensväxter olika mycket, undervattensväxter är exempelvis mer beroende av ljusstillgången än de som finns över ytan.

Reglerade sjöar och vattendrag får ofta en förändrad litoralzon. Litoralzonen är övergången från land till vatten och det är här de flesta vattenväxter lever. Litoralzonen i en sjö genomgår stora geomorfologiska förändringar vid reglering. En vanlig regleringsstrategi är att man sänker vattennivån under vintern då behovet av elektricitet är som störst. Det ger också en bättre möjlighet att sedan kunna dämna in vårflodens höga flöden. En konsekvens av att tömma sjön på vatten under vintern är att bottensedimenten kan frysa och delvis erodera. Vattennivån är sedan relativt låg under tidig vår för att sedan ökas under senvår och sommar. Den höga vattennivån under sommaren ger andra konsekvenser för miljön i sjön som nedbrytning av det organiska ytlagret och erosion i strandkanterna (Hellsten 1997).



Figur 1. Två exempel på vanliga strandmiljöer i reglerade sjöar. Bilden till vänster visar en eroderad strandkant i Storsjön och bilden till höger en blockig strandmiljö i Mussjön.

Makrofyter spelar en viktig roll i den produktiva zonen i våra sjöar. Det litorala vegetationsbältet erbjuder ett habitat för bentisk fauna och zooplankton samt ett uppväxt-, lek- och födo-område för fisk. Den litorala vegetationen fungerar även som ett skydd mot vågor och strömmar som kan erodera strandkanten. Den erosionsprocess som sker i reglerade sjöar har en direkt effekt på litoralzonen

genom att den förstör vegetation och påverkar vegetations-successionen (Nilsson 1981, Rørslett 1985). Den nya vegetationen på den eroderade strandlinjen består av störningståliga arter som strandranunkel och nålsäv som snabbt anpassar sig till det nya habitatet. En växtgrupp som nästan försvinner helt till följd av bottenfrysning i sjöar är enligt flera studier stora isoetider som notblomster och styvt braxengräs (Rintanen 1996). Isoetider är arter som lever på mjukbottnar i näringsfattiga sjöar med klart vatten och som har bladrosetter. Arter som brukar räknas som isoetider är styvt- och vekt braxengräs (*Isoetes lacustris* och *I. echinospora*), strandpryl (*Plantago uniflora*), notblomster (*Lobelia dortmanna*) och sylört (*Subularia aquatica*) (Den virtuella floran). Styvt braxengräs är den art som påverkas mest negativt då den är uppbyggd av hårda blad medan vekt braxengräs och mindre isoetider som sylört klarar sig bättre med sina mer flexibla blad. Det kan även vara så att vekt braxengräs gynnas av sänkningen under vinterperioden då konkurrensen från styvt braxengräs minskar (Hellsten 2007).

I flera studier främst från Finland (Hellsten 2009) har man delat in de arter man hittat innan och efter en sjö blivit reglerad i grupperna minskande, ökande och opåverkade arter (se tabell 1).

Tabell 1. Lista över arter av makrofytter man sett tenderar att minska, öka eller är opåverkade av reglering, efter Hellsten 2009.

*Dessa arter förekommer ej eller är väldigt ovanliga i Värmland.

<u>Arter som minskar</u>	<u>Arter som ökar</u>	<u>Arter som är opåverkade</u>
Vass (<i>Phragmites australis</i>)	Svalting (<i>Alsimo-plantago-aquatica</i>)	Sjöfråken (<i>Equisetum fluviatile</i>)
Säv (<i>Schoenoplectus lacustris</i>)	Rör obst. (<i>Calamagrostis</i> sp.)	Gäddnate (<i>Potamogeton natans</i>)
Knappsäv (<i>Eleocharis paulstris</i>)	Myrtåg (<i>Juncus alpinoarticulatus</i>)	Plattbladig igelknopp (Sparg. <i>angustifolium</i>)
Styvt braxengräs (<i>Isoetes lacustris</i>)	Trådtåg (<i>Juncus filiformis</i>)	Igelknopp (<i>Sparganium emersum</i>)
Vekt braxengräs (<i>Isoetes echinospora</i>)	Flaskstarr (<i>Carex rostrata</i>)	Stor igelknopp (<i>Sparganium erectum</i>)
Strandpryl (<i>Littorella uniflora</i>)	Slankrypa (<i>Elatine hydropiper</i>)	Flotagräs (<i>Sparganium gramineum</i>)
Notblomster (<i>Lobelia dortmanna</i>)	Nordslankrypa (<i>Elatine orthosperma</i>)	Fjälligelknopp (<i>Sparganium hyperboreum</i>)
Gul näckros (<i>Nuphar lutea</i>)	Slankrypa obst. (<i>Elatine</i> spp.)	Dvärgigelknopp (<i>Sparganium minimum/natans</i>)
Dvärgnäckros (<i>Nuphar pumila</i>)	Tretalig slankrypa (<i>Elatine triandra</i>)	
Vit näckros (<i>Nymphaea alba</i>)	Nålsäv (<i>Eleocharis acicularis</i>)	
Nordnäckros (<i>Nymphaea candida</i>)	Strandranunkel (<i>Ranunculus reptans</i>)	
*Finsk näckros (<i>Nymphaea tetragona</i>)	Igelknopp obst. (<i>Sparganium</i> sp.)	
Hårslinga (<i>Myriophyllum alterniflorum</i>)	Sylört (<i>Subularia aquatica</i>)	
Kransslinga (<i>Myriophyllum verticillum</i>)	Sommarlånke (<i>Callitriche cophocarpa</i>)	
*Knoppslinga (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	Klölånke (<i>Callitriche hamulata</i>)	
Rostnate (<i>Potamogeton alpinus</i>)	*Höstlånke (<i>Callitriche hermaphrodita</i>)	
Gropnate (<i>Potamogeton bertholdii</i>)	Smålånke (<i>Callitriche palustris</i>)	
*Bandnate (<i>Potamogeton compressus</i>)	Lånke obst. (<i>Callitriche</i> sp.)	
*Hårmöja (<i>Ranunculus confervoides</i>)		
Sköldmöja (<i>Ranunculus peltatus</i>)		



Figur 2. De första två bilderna visar arter som minskar i reglerade sjöar, styvt braxengräs och notblomster medan bilden längst till höger visar en sandstrand i sjön Letten som nästan är täckt med strandranunkel, en art som gynnas av reglering.

Om detta klassificeringssystem tillämpas kan man se om en art brukar öka, minska eller är oförändrad vid förekomst av onaturliga vattenståndsförändringar. Genom att räkna ut hur många arter som finns i dessa olika grupper för varje sjö kan man få fram ett vattenregleringsindex (WIC; Hellsten 2009). Eftersom flera studier visar att makrofyter och då främst isoetider påverkas negativt vid sänkning under vinterperioden har data över faktiska vattenståndsförändringar tagits fram. Då makrofytsamhället är känsligt för bl a fysiska förändringar ville vi undersöka om den biologiska mångfalden minskar i reglerade sjöar.

Syftet med denna studie är att undersöka om sänkning under vinterperioden har effekter på makrofytsamhället genom att studera olika typer av index. Detta är en del av en större studie där man undersöker hur olika biologiska parametrar kan påvisa regleringspåverkan och användas i bedömningsgrunderna för ekologisk status inom ramdirektivet för vatten.

2 Material och metod

Sjöarnas litoralzon inventerades genom att undervattens- och flytbladsväxter undersöktes i kvadratiska provytor på 0,5 x 0,5 m längs virtuella transekter. En transekt lades vinkelrätt ut från strandkanten mot djupare nivåer (Naturvårdsverket 2003). Kvadraterna lades ut på ett djupintervall på 0,5 m. På grundare vatten användes vadarbyxor och vattenkikare för att artbestämma vegetationen i provytorna. Denna metod kompletterades på vattendjup > 1,5m med kratta- och båtmetod eller snorkling. Vid den första metoden med kratta drar man en kratta av känd storlek ett bestämt antal meter utefter botten på markerade djup och de växter som fastnat eller flutit upp registreras och uppskattas till mängd. Vid fina förhållanden för snorkling användes de kvadratiska provytorna även på djup > 1,5 m.

Den första provrutin placerades på ett djup som valts genom slumpförfarande inom det första djupintervallet. Kvantifiering av täckningsgrad och abundans på vegetationssamhället skedde med hjälp av en kvalitativ skala. Täckningen delades in i sju klasser enligt tabell 2.

Tabell 2. Indelning av täckningsgrad i 7 olika klasser som tillämpades i fält.

Täckningsklass:	Täckning:
1	1 (solitär)
2	0,5-1% (fåtalig)
3	1-5% (gles)
4	5-25% (ganska gles)
5	25-50% (allmän)
6	50-75% (riklig)
7	75-100% (heltäckande)

Antal arter makrofyter beräknades för varje sjö, där de arter som är vattenlevande räknades.

Även antal isoetider räknades, och de växter som räknades som isoetider var styvt braxengräs (*Isoetes lacustris*), vekt braxengräs (*Isoetes echinospora*), strandpryl (*Plantago uniflora*) och notblomster (*Lobelia dortmanna*). Det bottenstrat som dominerade provytan markerades i fältprotokoll (bilaga 1).

I varje undersökt delområde uppgick antalet prov till minst två på varje djupnivå. Som prov räknades alla provytor som innehöll växter. Vi valde att använda oss av max fem provytor på varje djupintervall om det förekom många rutor utan vegetation. Rutor utan vegetation registrerades också och ingår i underlaget för beräkning av den totala förekomsten.

Provtagningen av akvatiska makrofyter gjordes på sensommaren juli- augusti då de flesta vattenväxter utvecklats fullt ut.

De växter som inte kunde artbestämmas i fält togs hem för senare bestämning av provtagaren i slutna vattenfyllda påsar. Vid behov skickades de även till experten Owe Nilsson (Värmlands botaniska förening).

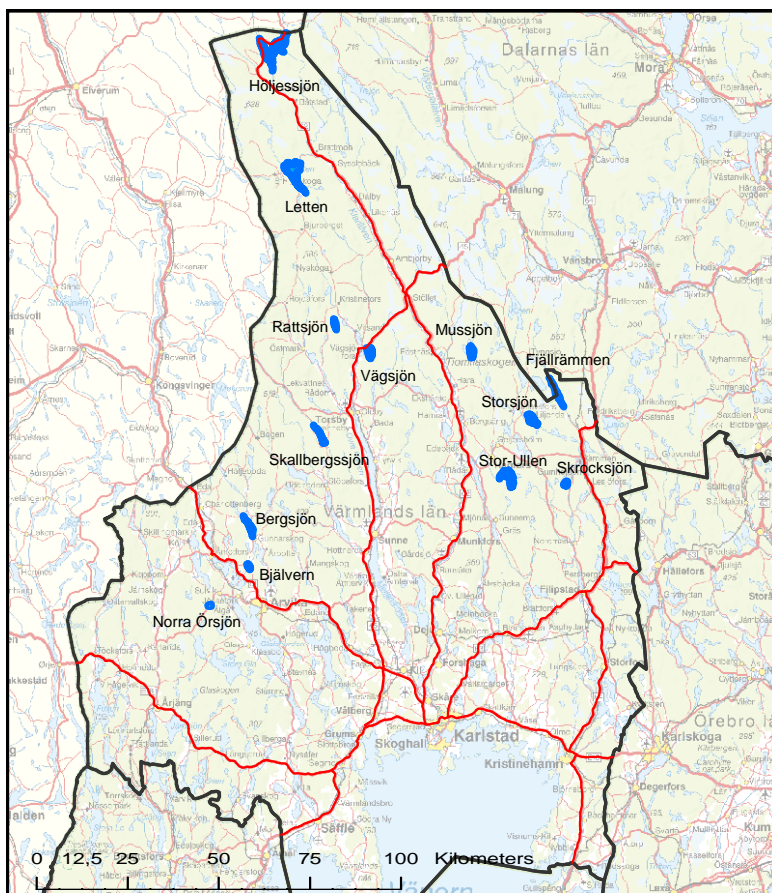
2.1 Utvalda lokaler

Sjöar med olika stora regleringsamplituder valdes ut för att undersöka om det fanns signifikanta skillnader mellan makrofytsamhällen beroende på olika regleringsamplituder. Sjöarna delades in i följande grupper: kraftigt (A), måttligt (B) och svagt (C) reglerade sjöar samt oreglerade sjöar (D) (se tabell 2, figur 3). Vi valde sjöar som inte var påverkade av andra miljöproblem såsom försurning och övergödning. En sjö (Letten) är utpekad som kraftigt modifierat vatten (KMV) enligt ramdirektivet för vatten.

Tabell 3. Utvalda sjöar som ingår i studien. Sjöarna delades in i följande grupper: kraftigt (A), måttligt (B), svagt (C) reglerade sjöar samt oreglerade sjöar (D)

Sjö:	Regleringsgrad:	Amplitud enl dom (m)
Norra Örsjön	D	Ej reglerad
Rattsjön	D	Ej reglerad
Skrocksjön	D	Ej reglerad
Bergsjön	C	3,1
Bjälvern	C	4
Stor-Ullen	C	3
Vägsjön	B	2,7 (ej vattendom)
Storsjön	B	10,8
Mussjön	B	2,5
Skallbergssjön	A	2,9
Höljessjön	A	34
Letten	A	19
Fjällrämmen	A	7,4

Transekterna valdes ut slumpvis med hjälp av GIS innan fältundersökningen. Vi tog hänsyn till olika naturliga förhållanden när inventeringsområden valdes. Som första steg placerades transekter ut för att täcka olika grader av vindexponering, olika vädersträck och bottensubstrat. Genom att fördela transekterna på detta sätt kom olika växtsamhällen att täckas in i undersökningen. Sjön delades in i ett antal delområden. I varje delområde valdes två till fyra transekter ut intill varandra för att underlätta fältarbetet. 10 transekter per sjö ansågs vara tillräckligt för att täcka in total artförekomst, undantag Letten där det räckte med 7 transekter (se bilaga 2). Vissa transekter ändrades då vissa områden inte var tillgängliga i fält.



Figur 3. Sjöar som ingår i studien. Rattsjön, Norra Örsjön och Skrocksjön är oregrerade referenssjöar.

2.1.1 Dataanalyser

För att få ett mått på den biologiska mångfalden i makrofytsamhället beräknades Shannon Wieners diversitetsindex. Ett högt index tyder på att det finns många arter med relativt jämn förekomst och ett lågt index tyder på att det finns få arter eller att någon art dominerar kraftigt.

Shannon-Wieners diversitetsindex (H'') beräknas enligt följande formel:

$$H'' = \sum ni/N \times \ln ni/N$$

ni = antalet individer av arten och

N = totala antalet individer av alla arter.

Ett diversitetsindex ska baseras på antal individer, men då makrofyter bildar stora kloner är det väldigt svårt att avgränsa individerna i fält. Indexet beräknades istället med hjälp av arternas sammanlagda täckning i alla inventerade rutor. Vid beräkningen omvandlades täckningsindex för alla växter till procentuell täckning enligt tabell 4. Diversitetsindex beräknades även för enbart makrofyter för att se om det var någon skillnad i diversitet hos dessa i reglerade eller oregrerade sjöarna (Sandsten och Carlsson, 2007).

Tabell 4. Omvandlingstabell från täckningsgrad för att kunna beräkna diversitetsindex enligt Shannon-Wiener.

Täckningsgrader	Omräkning för Shannon H'
1 solitär (1 individ)	0,25%
2 fåtalig 0,5-1%	0,75%
3 gles 1- 5 %	3%
4 ganska gles 5-25%	15%
5 allmän 25-50%	37,50%
6 riklig 50-75%	62,50%
7 heltäckande 75-100%	87,50%

Sänkning under vinterperioden beräknades som skillnaden mellan den högsta vattennivån i oktober- december och den lägsta nivån under följande april- maj. Vi använde oss av data över faktisk vattennivåförändring från 2008-2009 för att få aktuell sänkning under vinterperioden för sjöarna under fältperioden 2009. Vi räknade även ut sänkning under vinterperioden för år 2007-2008 för att se eventuella skillnader mellan olika år.

Med hjälp av S-hype, en flödesmodellering hos SMHI, gavs en ungefärlig bild av hur vattenståndsvariationer i referenssjöarna Rattsjön och Skrocksjön såg ut. Det gick inte att använda den här modellen på Norra Örsjön, varför ett medelvärde på de två övriga referenssjöarna användes.

Enligt ett finskt klassificeringssystem kan man se om en art brukar öka, minska eller är oförändrad vid förekomst av onaturliga vattenståndsförändringar, se tabell 1. Genom att räkna hur många arter som fanns i dessa olika grupper för varje sjö kan dessa användas i ett referensindex (W_{Ic}):

$$W_{Ic} = (N_d - N_i) / (N \times 100)$$

N_d är antalet minskande arter som fanns i sjön

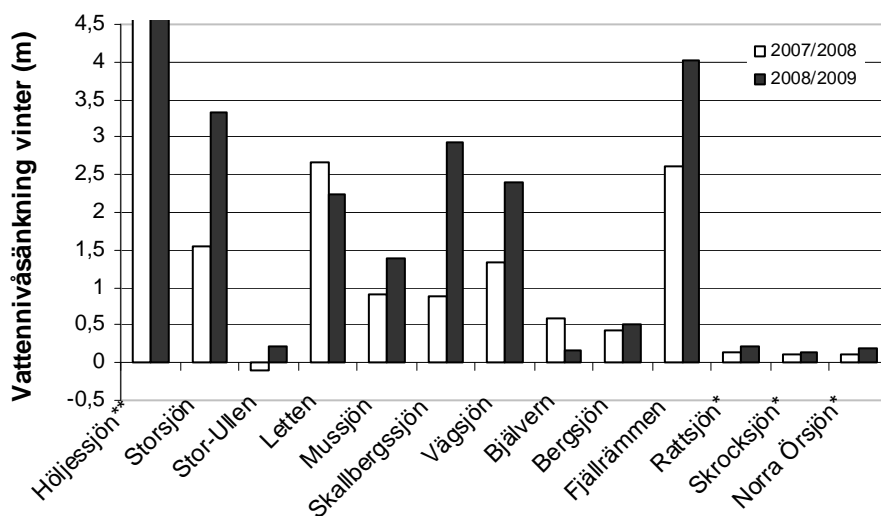
N_i är antalet ökande arter och

N är totalt antal arter inklusive oförändrade arter

3 Resultat

3.1 Vattenståndsförändringar

Med hjälp av uppgifter från Fortum kunde vi beräkna faktisk vattennivåförändring under vinterperioden. Vattennivåförändringen hos oreglerade sjöarna modellerades med hjälp av beräkningssystemet S-hype. Resultatet visar en stor variation i regleringsstrategier under vinterperioden (Figur 4). De sjöar med störst amplitudförändring under 2008/2009 var Höljessjön, Fjällrämmen, Storsjön och Skallbergssjön. De sjöar som ingick i grupp C hade som förväntat låga amplitudförändringar, Bjälvern hade även lägre vattennivåförändring än de oreglerade sjöarna vilket visar att det finns sjöar där man har en motsatt regleringsstrategi än sänkning under vinterperioden. I Stor-Ullen hade man dessutom en höjning av vattenståndet under vinterperioden 2007/2008. Man ser även att det kan variera flera meter från år till år, till exempel i Skallbergssjön där man ökade sänkningen med över 2 m vinterperioden 2008/2009. Höljessjön avviker stort med sin höga amplitud från övriga sjöar, och vi har därför valt att inte inkludera den i de statistiska analyser som genomförts i denna studie.



Figur 4. Vattenståndssänkningar under vinterperioden. *Oreglerade sjöar. **Höljes avviker stort från övriga amplituder med 30,18 m 2008 samt 27,47 m 2009.

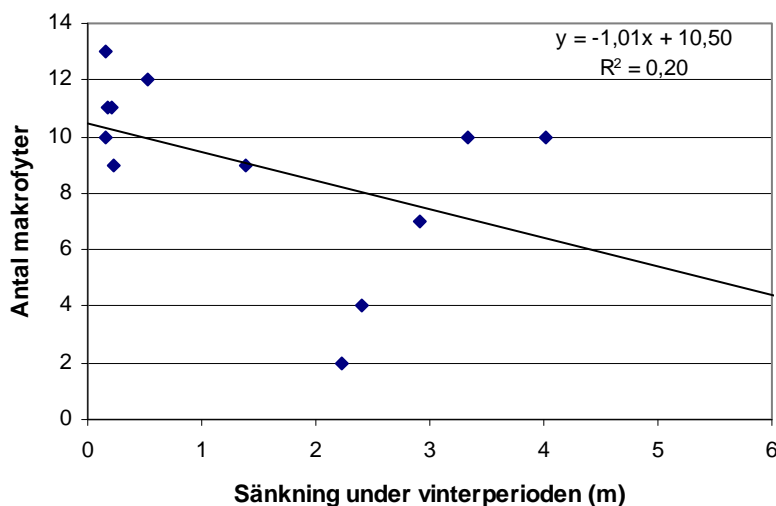
3.1.1 Inventeringsresultat

De sju sjöar som hade högst diversitet av makrofyter är alla reglerade (tabell 5). Tre av de fyra sjöarna tillhör grupp C, och är därmed reglerade utan kraftig nedsänkning under vinterperioden. De oreglerade sjöarna fick väldigt lågt diversitetsindex och Skrocksjön hade nästsämst resultat (tabell 5). Det går därför inte att se ett signifikant samband mellan regleringsamplitud och diversitet i denna undersökning.

Tabell 5. Diversitet enligt Shannon Wiener-index. Listan är sorterad med de sjöar som hade högst makrofytt-diversitet först i tabellen.

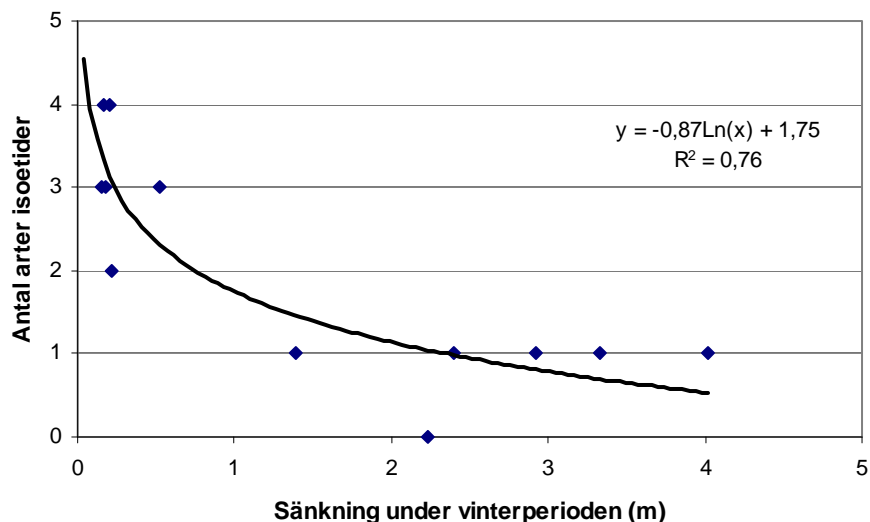
Sjöar:	Alla växter:	Makrofyter:
Bjälvern (C):	0,53	0,41
Stor-Ullen (C):	0,23	0,18
Skallbergssjön (A):	0,53	0,18
Bergsjön (C):	0,19	0,17
Höljessjön (A):	0,31	0,13
Storsjön (B):	0,23	0,12
Fjällrämmen (A):	0,17	0,1
Rattsjön (D):	0,16	0,09
Norra Örsjön (D):	0,13	0,083
Vägsjön (B):	0,12	0,07
Mussjön (B):	0,06	0,04
Skrocksjön (D):	0,12	0,04
Letten (A):	0,056	0,026

De sjöar som hade flest arter av makrofyter var Bjälvern och Bergsjön (13 resp. 12) följt av Norra Örsjön och Stor-Ullen med 10 makrofyter vardera. Detta visar att sjöarna i grupp C förutom att ha hög diversitet även har flest antal arter. Däremot hade även Storsjön och Fjällrämmen många makrofyter (10) trots att de tillhör gruppen med starkt reglerade sjöar. Sambandet mellan makrofyter i sjöarna och sänkning under vinterperioden visade därför endast en svag korrelation som inte var signifikant (Figur 5; $p = 0,14$, $R^2 = 0,2$).



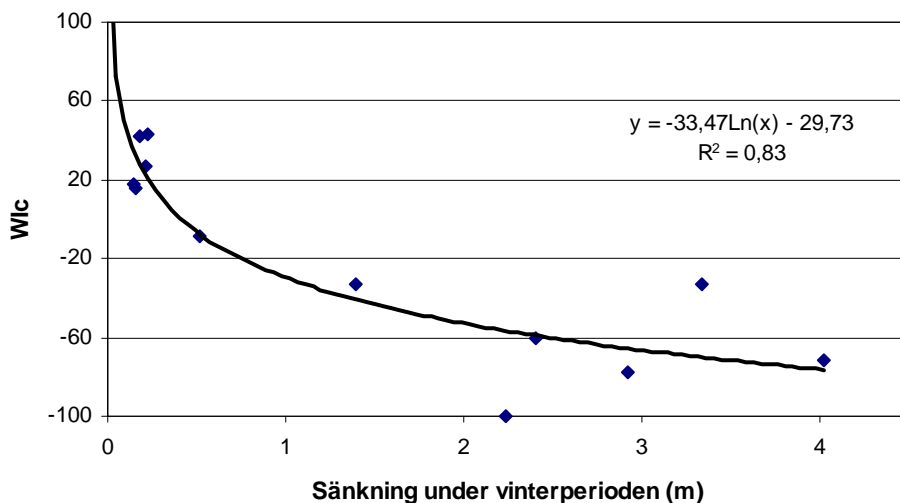
Figur 5. Samband mellan totalt antal arter makrofyter och sänkning under vinterperioden.

Antal isoetider beräknades för varje sjö och jämfördes med sänkning under vinterperioden (m). Resultatet visar att alla sjöar med en vattenståndsförändring under en meter under vinterperioden hade två arter av isoetider eller fler (Figur 6). Där ingick alla sjöar som är oreglerade eller som ingick i grupp C. Alla sjöar där amplituden var över en meter och som tillhörde grupp A eller B hade färre än två isoetider. Sambandet mellan antal arter isoetider och sänkning under vinterperioden var tydligt (logaritmiskt samband, $R^2 = 0,76$). Den sjö som saknade isoetider var Letten.



Figur 6. Samband mellan antal arter isoetider och sänkning under vinterperioden.

För det finska vattenregleringsindexet kunde man se en stor skillnad mellan sjöarna i grupp C-D och de i grupp A-B (Figur 7). Letten var den sjö som fick lägst WIC index (-100) följt av Skallbergssjön, Fjällrämmen och Vägsjön. Det fanns ett tydligt samband mellan WIC och sänkning under vinterperioden (logaritmiskt samband, $R^2 = 0,83$). Även här verkade det vara ett tröskelvärde vid sänkningar runt 1 m under vinterperioden, då indexet minskar kraftigt för sänkningar mellan 0 och 1 m.



Figur 7. Samband mellan vattenregleringsindexet WIC och sänkning under vinterperioden.

En preliminär klassning av Vattenregleringsindex (WIC) utfördes enligt:

- > 20 = Hög status
- (-20)-20 = God status
- (-50)-(-20) = Måttlig status
- (-90)-(-50) = Otillfredsställande status
- <= (-90) = Dålig status

Resultaten för sjöarna i denna studie visas i tabell 6.

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Tabell 6. Bedömd status med avseende på regleringspåverkan i de undersökta sjöarna. A = Kraftig reglering, B = Måttlig reglering, C = Reglerad utan kraftig nedsänkning under vintern, D = Oregerade referenser för makrofyter.

Sjö:	Regleringsgrad:	Bedömning makrofyter:
Norra Örsjön	D	Hög status
Rattsjön	D	Hög status
Skrocksjön	D	God status
Bergsjön	C	God status
Bjälvern	C	God status
Stor-Ullen	C	Hög status
Vägsjön	B	Otillfredsställande status
Storsjön	B	Måttlig status
Mussjön	B	Måttlig status
Skallbergssjön	A	Otillfredsställande status
Höljessjön	A	Otillfredsställande status
Letten	A	Dålig status
Fjällrämmen	A	Otillfredsställande status

4 Diskussion

Denna studie visar att det med stor sannolikhet finns ett samband mellan makrofytssamhällets struktur och vattennivåsänkning under vinter, ett resultat man även fått i flera andra studier (Gacia and Ballesteros 1996, och Hellsten 2009). Trots att detta var en relativt liten studie med 10 reglerade och 3 oreglerade sjöar kunde man se en tendens till vilka arter som gynnas vid reglering och vilka som missgynnas. Jämför man det finska klassificeringssystemet (tabell 1) med resultatet i denna studie förekom de flesta arter även i de värmländska sjöarna. Skulle man komplettera tabell 1 med fler arter som finns i olika utbredningsområden i Sverige skulle man kunna få ett bra underlag för ett regleringsindex baserat på makrofytter som kan fungera för svenska förhållanden.

I Finland har man undersökt relationen mellan makrofytter, isoetider eller W1c index och vinternedsänkning av sjön (Hellsten 2009). I denna studie undersöktes även om det finns en skillnad i artdiversitet i reglerade- och oreglerade sjöar. Diversiteten mellan reglerade och oreglerade sjöar enligt Shannon- Wieners index skiljde sig inte signifikant. Det kan vara på grund av det låga antalet referenssjöar, men det kan även bero på att sjöarna i grupp C som fick högst diversitetsindex inte regleras med några höga amplitudförändringar. Det kan även bero på att makrofytssamhällena har förändrats och anpassats till de nuvarande förhållandena. De reglerade sjöar som hade högst diversitetsindex som Bjälvern, Stor-Ullen och Bergsjön var även de som hade minst påverkan av reglering enligt W1c indexet.

Samband mellan antal arter makrofytter och sänkning under vinterperioden var tydligare än för diversitetsindexet, men korrelation var inte stark. Sambandet var betydligt starkare mellan antal arter isoetider och sänkning under vinterperioden. Problem uppstod då det skulle bestämmas vilka arter som skulle ingå i gruppen isoetider. Vi valde att ha med notblomster, styvt och vekt braxengräs samt strandpryl. Vi valde att inte räkna med sylört som också är en isoetid men som gynnas av reglering. Troligtvis är även vekt braxengräs till viss del gynnad av sänkning under vinterperioden, då den förekom i alla sjöar utom tre och två av dessa var oreglerade. I de sjöar som hade störst sänkning under vinterperioden trivdes isoetiderna vekt braxengräs och sylört, medan de oreglerade och mindre reglerade sjöarna hyste arterna notblomster, styvt braxengräs och strandpryl. Det kan förklaras genom att de sistnämnda arterna har styvare och mindre flexibla blad än vekt braxengräs och sylört och därmed har svårare att anpassa sig till förändringar i bottensubstrat.

Vattenregleringsindexet W1c visades vara den parameter som korrelerade bäst med sänkning under vinterperioden. W1c är baserat på antal arter som gynnas, missgynnas eller inte påverkas av reglering. De sjöar som hade lägst W1c-index (många arter som gynnas av reglering samt få som missgynnas) var Letten, Skallbergssjön, Höljessjön, Fjällrämmen och Vägsjön. Dessa sjöar (förutom Skallbergssjön) var de som på förhand tordes vara starkt påverkade av reglering baserat på tillåten regleringsamplitud och ingick i grupp A. I Skallbergssjön har man ökat regleringsamplituden från 0,88 m (2008) till 2,92 m (2009) vilket kan förklara att W1c-indexet blev relativt lågt. Resultatet visar att det finns ett troligt tröskelvärde runt 1 m vattennivåsänkning under vinter där makrofytssamhället förändras som mest.

WIC-indexet ger samma resultat oavsett om man tar hänsyn till abundansen i varje sjö eller bara räknar antal minskande, ökande och oförändrade arter vilket underlättar utvärderingsarbetet. För att få reda på vattenregleringsindexet WIC i sjöarna behöver man således inte använda sig av täckningsgrader i fält utan bara förekomst. Det skulle i så fall innebära att fältarbetets omfattning och tidsåtgång skulle minska stort. En annan fördel med inventering av makrofyter är att det inte kräver så mycket utrustning. Vid andra biologiska undersökningar brukar man undersöka en eller ett fåtal lokaler i sjöar. Genom att använda transekter vid makrofytinventering täcker man in de olika förutsättningar som finns och får en bättre bild av hela sjön.

Ett problem vid utvärdering av resultat kan vara att man inte alltid känner till praktiserad vattenföring i sjöarna. De stora kraftverksbolagen brukar kunna handhålla denna information medan mindre vattenkraftägare ofta saknar dessa uppgifter. Det skulle även vara intressant om alla sjöar var lodade så man skulle få en uppfattning om litoralens utbredning och lutning som också påverkar ekologin i litoralzonen i samband med reglering.

En möjlig åtgärd för att minska påverkan på makrofytsamhället vid reglering är att använda sig av miljövänlig reglering. Strategin är då att man så mycket som det är möjligt anpassar vattenståndsvariationerna till de naturliga nivåerna eller att man använder sig mindre av korttidsreglering så att arterna hinner flytta på sig eller anpassa sig (Renöfält *et al.* 2009)

Slutsatsen är att det finns bra möjligheter för att utveckla ett regleringskänsligt index som är kopplat till olika artförekomster i sjöar. Det behöver dock anpassas efter olika växters utbredningsområde och det kommer därmed att skilja sig beroende på vart i Sverige man ska genomföra inventeringen av makrofyterna.

4.1 Frågeställningar inför fortsatta undersökningar:

- 1) Hur snabbt svarar ett makrofytsamhälle på ändringar av sänkningen under vinterperioden?
- 2) Hur anpassar man listan över arter som ökar, minskar samt blir oförändrade vid reglering? Behöver man ett antal tidsserier i sjöar som ska börja regleras eller som ska regleras mindre?
- 3) Fortsätta undersöka om det finns någon "amplitudgräns" där man ser att växtsamhället ändras som mest?
- 4) Om man utökar antalet reglerade sjöar till minst det dubbla förstärks då sambandet mellan WIC och sänkning under vinterperioden?
- 5) Om man reglerar en sjö så att man minskar de naturliga amplituderna kan det då öka diversiteten? Hur påverkar det makrofytsamhället i nedströms liggande vattendrag?

5 Referenser

Ecke F (2007:02) Utvärdering av metoder för makrofytinventering. ISSN: 1402-1536.

Gacia E and Ballesteros E (1996). The effect of increased water level on *Isoetes lacustris* L. in lake Baciver, Spain. J. Aquat. Plant Manage 34: 57-59.

Hellsten S and Riihimäki J (1996). Effects of water level regulation on the dynamics of littoral vegetation in northern Finland. Hydrobiologia 340: 85-92.

Hellsten S (1997). Environmental factors related to water level regulation — a comparative study in northern Finland. Boreal Env. Res 2: 345-367.

Hellsten S (2009). Macrophyte responses to water level fluctuation in Fennoscandinavian Lakes- Applying a common index. Verh. Internat. Verein. Limnol. 30: 765-769.

Mossberg B, Stenberg L & Ericsson S (1992). Den nordiska floran. Wahlström & Widstrand.

Naturvårdsverket (2003). Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Makrofyter i sjöar. Version 1:2 2003-12-04.

Nilsson C (1981). Dynamics of the shore vegetation of a North Swedish hydro-electric reservoir during a 5-year period. Acta Phytogeographica Suecica. 69.

Renöfält B. M, Jansson R och Nilsson C (2009). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystem. Freshwater Biology 55: 49–67

Rintanen T (1996). Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. Ann Bot Fennici 33:101-122.

Rörslett B (1985). Regulation impact on submerged macrophytes in the oligotrophic lakes of Setesdal, South Norway. Verh Internat. Verein. Limnol. 22:2927-2936.

Sandsten H och Carlsson N (2007). Undervattensväxter i några skånska sjöar - Skeingesjön, Raslången, Krankesjön, Oppmannasjön, Hammarsjön, Araslövssjön, Siesjö, Västra Sorrödssjön och Häckebergasjön.

6 Bilagor

Bilaga 1. Fältprotokoll

12

Makrofyter i sjöar
Version 1:2 2003-12-04

Bilaga 2. Vegetation och bottenstrat i sjöar

Sjö: Lokal: Koordinater: x.....y

Datum: Provtagare:

Aktuellt vattennivåcm under/över medelvattennivå (enligt markering/pegel)

Kvadratnr:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Djup, cm												
Normaliserat djup, cm												
Växtarter												Absolut djupgräns
Undervattensväxter: 1*												
Flytbladstäckning: 1* art												
Växtdelar över ytan: (skriv art nedan och ange höjd i cm för den del som skjuter över ytan i resp. kvadrat)												
Bottenstrat 2*)												
Finsediment <0,2 mm												
Sand 0,2-2 mm												
Grus 2-20 mm												
Fin sten 20-100 mm												
Grov sten 100-200 mm												
Fina block 200-400 mm												
Grova block 400-200 mm												
Häll >2000 mm												
Findetritus												
Grovdetritus												
Fin död ved												

1*)Täckningsgrader: 7 heltäckande 75-100 %, 6 riklig 50-75 %, 5 allmän 25-50 %, 4 ganska gles 5-25 %, 3 gles 1- 5 %, 2 fåtalig 0,5-1 %, 1 solitär (1 individ)

2*) sätt kryss för dominerande typ. Observera att kvadrater som inte har några växter också ska med i protokollet

Handledning för miljöövervakning
Undersökningstyp



Länsstyrelsen
Värmland

Länsstyrelsen Värmland, 651 86 Karlstad, 054-19 70 00
www.lansstyrelsen.se/varmland