

Förslag till

Åtgärdsprogram för Ringsjön

Mikael Svensson och Jimmy Lindahl
MS Naturfakta
Box 107
283 22 OSBY
0479-10536; 0705-910536
msnaturfakta@telia.com

Sammanfattning

Ringsjöprogrammet visar entydigt att förhållandena i Ringsjön har försämrats sedan mitten av 1990-talet. Försämringen yttrar sig som:

- * stadig försämring av siktdjupet
- * sakta ökande totalfosfornivåer
- * minskad förekomst av undervattensväxter
- * minskad vitalitet hos undervattensväxterna
- * obalans i fisksamhället (hög konkurrens, dålig rekrytering av abborre)
- * fortsatt mycket höga totalkvävehalter
- * ogynnsamma kväve/fosfor-kvoter medför stor risk för algbloomning (värst i Östra Ringsjön)
- * regelbundet uppträdande syrebrist i bottenvattnet

En bedömning av förhållandena i sjön utifrån *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet* visar att Ringsjön är hypertrof (extremt näringsrik).

Grundproblemet är en fortfarande allt för hög tillförsel av näringsämnen (extern belastning). Under ogynnsamma förhållanden sker frigörelse av fosfor från bottensedimenten (intern belastning). Relativt sett spelar den interna belastningen fortfarande ingen större roll för utvecklingen i sjön. Detta visas tydligt av framtagna fosforbudgetar som visar att sjön som helhet under tämligen många år under senare tid fungerat som näringsfälla och alltså lagrat upp tillförd fosfor. Särskilt gäller detta för Västra Ringsjön som under flertalet år fungerar som näringsfälla för vattnet från Östra Ringsjön.

Den låga interna belastningen gör att åtgärder riktade mot den näring som finns upplagrad i sedimenten är meningslösa i dagsläget. Vid kraftigt minskad extern belastning kan sådana åtgärder vara verkningsfulla, men fortfarande finns en del problem som måste lösas.

Den mest verkningsfulla – och dessutom i sammanhanget relativt billiga – åtgärden för att snabbt få till stånd bättre vattenförhållanden i Ringsjön är ett upprepat reduktionsfiske. Arbetet ska sättas igång redan under våren 2003 då man i samarbete med Ringsjöfisk kan använda de fasta redskapen för att plocka upp stora mängder vitfisk under leken. Trålning och/eller notdragning i stor skala ska komma igång under hösten 2003. Insatserna bör därefter fortsätta under ytterligare två år, eller tills att önskade förhållanden uppnåtts.

Förekomsten av undervattensväxter har i flera fall visat sig vara en nyckelfaktor för att en näringsrik sjö ska kunna hålla sig stabil i ett klarvattensläge. Med början 2004 ska fisket därför kompletteras med olika åtgärder för att gynna och förstärka förekomsten av undervattensväxter.

Inledning

Resultaten från de kemiska och biologiska mätningarna inom Ringsjöprogrammet visar att förhållandena i Ringsjön åter är på väg att försämrats. Som ett resultat av detta beslöt Ringsjökommittén under hösten 2002 att låta ta fram ett åtgärdsprogram.

Enligt uppdraget skall åtgärdsprogrammet innehålla:

- en tillståndsbedömning – baserat på befintliga data
- en genomgång och värdering av metoder använda för sjörestaurering
- projektplan
- en kostnadsberäkning
- en översikt över tänkbara finansieringsmöjligheter

Uppdraget gick till MS Naturfakta i Osby. Mikael Svensson ansvarar för tillståndsbedömningen och metodgenomgången. Mikael Svensson och Jimmy Lindahl har i samarbete tagit fram projektplan, kostnadsberäkning och översikten över finansieringsmöjligheterna.

Under arbetets gång har vi varit i kontakt med huvuddelen av de personer och myndigheter som kan tänkas beröras av Åtgärdsplanen. Gensvaret har varit mycket positivt och det är därför vår bedömning att det praktiska arbetet kan komma igång med några få veckors varsel.

Att mäta graden av eutrofiering

För att på bästa sätt kunna bedöma status och utveckling i en sjö krävs någon typ av mall för jämförande bedömning. En sådan bedömning kan göras med utgångspunkt i hur en enskild sjö utvecklas under ett längre tidsperspektiv – ett övervaknings- eller monitoringprogram.

Ringsjöprogrammet är ett exempel på ett sådant övervakningsprogram. Ett övervakningsprogram kan utformas på en mängd olika sätt. Av kostnadsskäl kommer det i regel att koncentreras till ett antal enkla, lättmätta parametrar som bedöms vara av särskilt intresse i den berörda sjön. Vill man t.ex. följa upp effekterna av en biomanipulation finns det ofta goda skäl att inkludera ytterligare parametrar i monitoringprogrammet. Ett förslag till parametrar för ett program särskilt inriktad på att följa upp effekterna av biomanipulation ges i Hansson (1998). Föreslagna parametrar är:

- * siktdjup
- * fosforkoncentration
- * algbiomassa
- * mängd blågrönalger
- * antal och storlek hos djurplankton
- * förekomst av undervattensväxter
- * fisksamhällets struktur

Jämför man förslaget med de vattenundersökningar som genomförs i Ringsjökommitténs regi finner man en god – om än ej fullständig – överensstämmelse. Förutsättningarna för att kunna bedöma behovet, och effekterna, av en biomanipulering utifrån Ringsjöprogrammet är därför goda. Det är dock viktigt att man redan på det här stadiet överväger om de tre senare parametrarna ska inkluderas i ett uppföljningsprogram.

Förutom att följa förhållandena i den sjö man är intresserad av kan det vara av intresse att känna till hur den egna sjön förhåller sig till andra sjöar. Som en led i det arbetet har Naturvårdsverket tagit fram *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet* för ett antal naturtyper, bl.a. sjöar. Bedömnings-grunderna baseras på tillgängliga data om förhållanden i ett stort antal svenska sjöar. De ger oss möjlighet att jämföra en given sjö med den svenska ”normalsjön” och därigenom få fram jämförvärden på den aktuella sjöns tillstånd. Grundidén är att man för varje analyserad variabel ska kunna få fram objektiva gränsvärden och utifrån detta göra relevanta klassindelningar. Bedömningsgrunderna gör det möjligt att utifrån data från ett enda provtillfälle skapa sig en rimligt god bild av förhållandena i en sjö.

Kombinationen av de båda metoderna ger oss möjlighet att bedöma såväl utveckling som absolutnivåer. Fortfarande handlar det inte om någon absolut sanning, men den samlade bilden utgör ett fullgott underlag för bedömningar och åtgärder av olika slag.

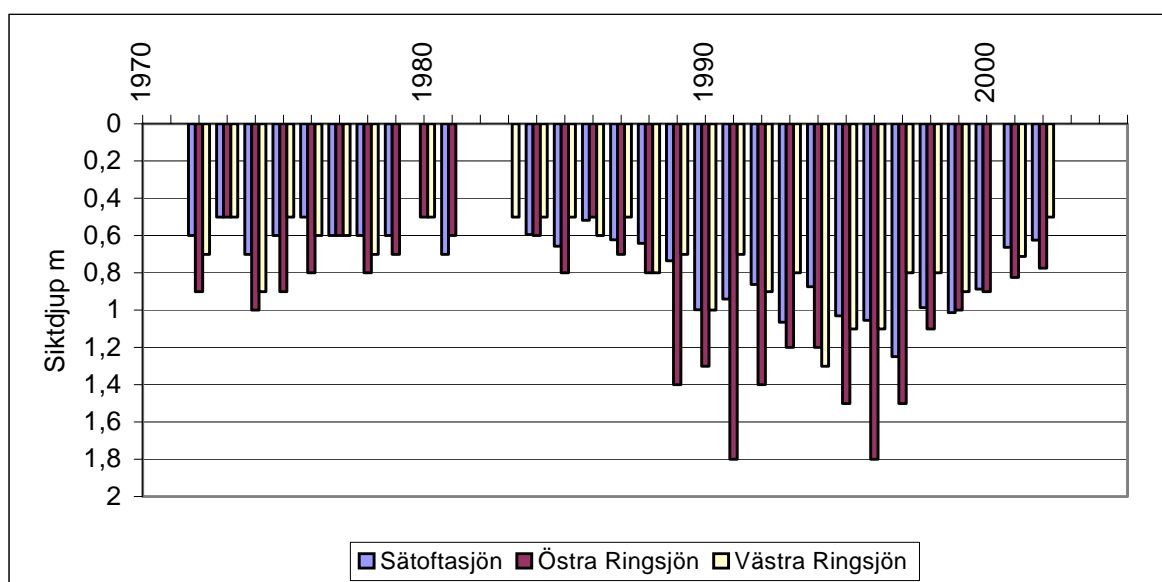
Ringsjön – monitoringprogram

Jag utgår i följande redovisning från de kriterier för ett monitoringprogram som ges i Hansson (1998).

Siktdjup

Tilltagande eutrofiering kan enkelt konstateras genom försämrat siktdjup. Siktdjupet i Ringsjön mäts 1 gång/månad; den i det här sammanhanget redovisade enheten är medelvärdet för sommarmånaderna (juni-september).

Från slutet av 1800-talet och början av 1900-talet rapporteras regelbundet sommarsiktdjup över 2 m. Den stora försämringen inträffade under 1960-talet då siktdjupet drastiskt sjönk till under 1 m. Sedan 1975 kan tre faser i siktdjupsutveckling urskiljas: 1) låga siktdjup under perioden fram till 1988, 2) ökande och därefter relativt goda siktdjup under perioden 1989-1996 och 3) stadigt försämrade siktdjup under perioden 1997-2002 (Figur 1).



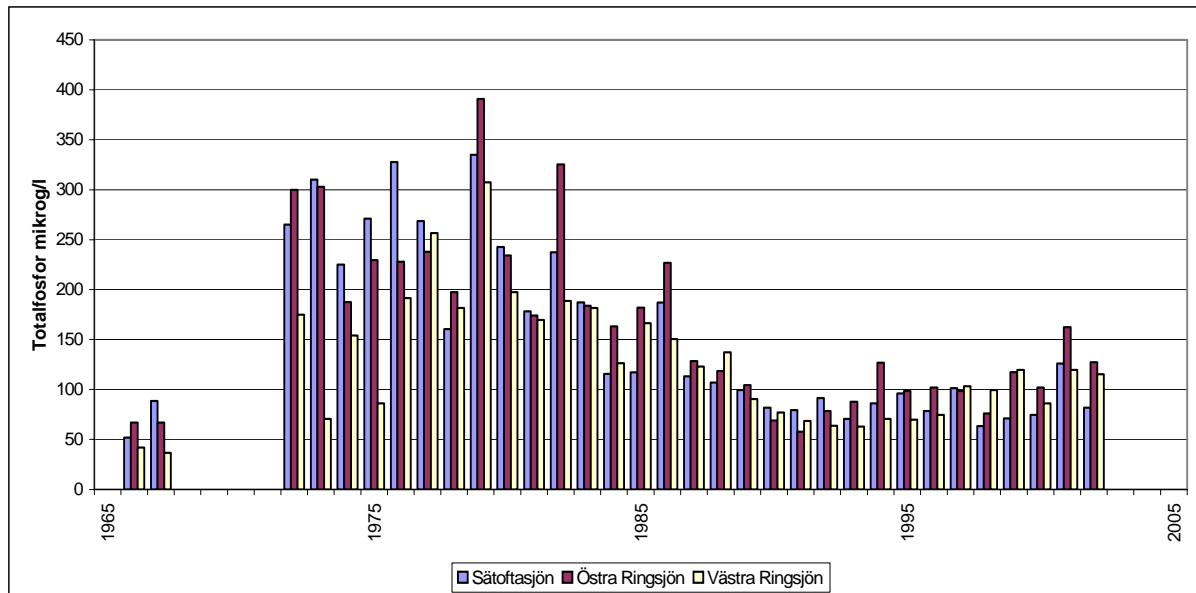
Figur 1. Siktdjup (sommarmedelvärden – juni-september) perioden 1965-2002.

Fosforkoncentration

Tillgången på fosfor är i mångt och mycket själva motorn i eutrofieringsprocessen. Fosforkoncentrationerna mäts 1 gång/månad, dels som halt fosfatfosfor (fritt reaktivt fosfat) och dels som totalfosfor (inkluderande fosfor bundet i olika föreningar). Mängden fosfatfosfor i en sjö under växtperioden är ofta mycket liten – i regel under analysmetodens detektionsgräns. Det mest använda måttet är därför istället totalfosforkoncentrationen. Inom Ringsjöprogrammet använder man medelvärdet för sommarmånaderna (juni-september).

Från 1975 och fram till ca 1990 visar totalfosforhalterna en stadigt nedåtgående tendens. Under åren 1990-1993 var halterna som lägst och sommedelvärdena låg då under 100 µg/l. De uppmätta halterna under denna lägstaperiod är ändå att betrakta som mycket höga, t.ex. är det gränsvärde som diskuteras i Vattendirektivet 30 µg/l!

Det förefaller som om ökningen tog fart under de sista åren av 1990-talet, och år 2001 var de uppmätta halterna dubbelt så höga som under de bästa åren i början av 1990-talet (Figur 2). Fosformätningarna visar att utvecklingen har vänt, vilket tyder på att eutrofieringsprocessen har tagit fart de senaste åren.



Figur 2. Totalfosforhalter (sommarmedelvärden) perioden 1965-2002.

Algbiomassa

Alger är snabbväxande organismer med kort generationstid. De svarar mycket snabbt på förändringar i livsmiljön och är därför användbara som varningssignaler för kommande, mera storskaliga förändringar. Algbiomassan kan mätas såväl direkt (mg/l), som indirekt i form av halten klorofyll a ($\mu\text{g/l}$). Dessutom föreligger ett tydligt negativt samband mellan klorofyllhalten och siktdjupet – ju mera klorofyll desto sämre siktdjup.

Klorofyllmätningar görs månatligen. De redovisas tyvärr endast för ett år i taget. Mätningarna kan generellt sett sägas visa att det förekommer en vårblooming och en utsträckt sommarblooming som vissa år fortsätter in i oktober. Detta får sägas vara limnologiskt allmångods och av föga intresse att mekaniskt upprepa år från år. Mer relevant information som långtidsutvecklingen av klorofyllhalter har ej redovisats, och då rådata är svårtillgängligt har det inte varit möjligt att ta fram sådana figurer.

Bestämning av algbiomassa i Ringsjön sker 1 gång/månad under perioden april-oktober. Utöver bestämning av total biomassa görs en uppdelning på olika taxonomiska grupper. Liksom för klorofyllhalterna gäller att redovisningen sker på årsbasis och det är därför mycket svårt att följa den långsiktiga utvecklingen.

Andel blågrönalger

Blågrönalgerna är den grupp som starkast förknippas med algbloomingar. Det är dessutom den grupp som innehåller flest toxinbildande arter och därför är mest irriterande ur mänskligt perspektiv.

I Ringsjön sker bestämning av algbiomassan 1 gång/månad under perioden april-oktober. Utöver bestämning av total biomassa görs en uppdelning på olika taxonomiska grupper, vilket gör det möjligt att följa utvecklingen av blågrönalger såväl över året som mellan år. Sammanställningar av detta slag saknas dock.

Djurplankton – antal och storlek

Antalet djurplankton liksom deras storlek har visat sig vara användbara kriterier på trofograd. Tilltagande eutrofiering följs av minskade antal djurplankton och dessutom minskar medelstorleken på de kvarvarande djurplanktonen.

Förekomst och storlek hos djurplankton har mätts vid flera tillfällen och med flera olika metoder (t.ex. Bergstrand & Filipsson 1985, Bergman & Bergstrand 1999). Sammanställningar av långtidsutvecklingen saknas dock.

Förekomst av undervattensväxter

I samband med att mängden plankton i en sjö ökar får undervattensväxterna det allt svårare till följd av minskat siktdjup och därmed försämrade ljusförhållanden i vattnet. Efterhand som siktdjupet försämras begränsas förekomsten av undervattensväxtligheten allt längre in mot stränderna. Kvarvarande skott får det allt svårare och den totala biomassan undervattensväxter minskar. Ofta ser man tecken på minskad vitalitet hos skotten.

Förekomsten av undervattensväxter har karterats med jämförbara metoder vid sammanlagt 5 tillfällen: 1992, 1993, 1996, 2001 och 2002. Resultaten från dessa undersökningar är under slutbearbetning och redovisas tillsammans med resultaten från fiskundersökningarna 2001 och 2002 i en fristående rapport under våren 2003.

Fisksamhällets struktur och sammansättning

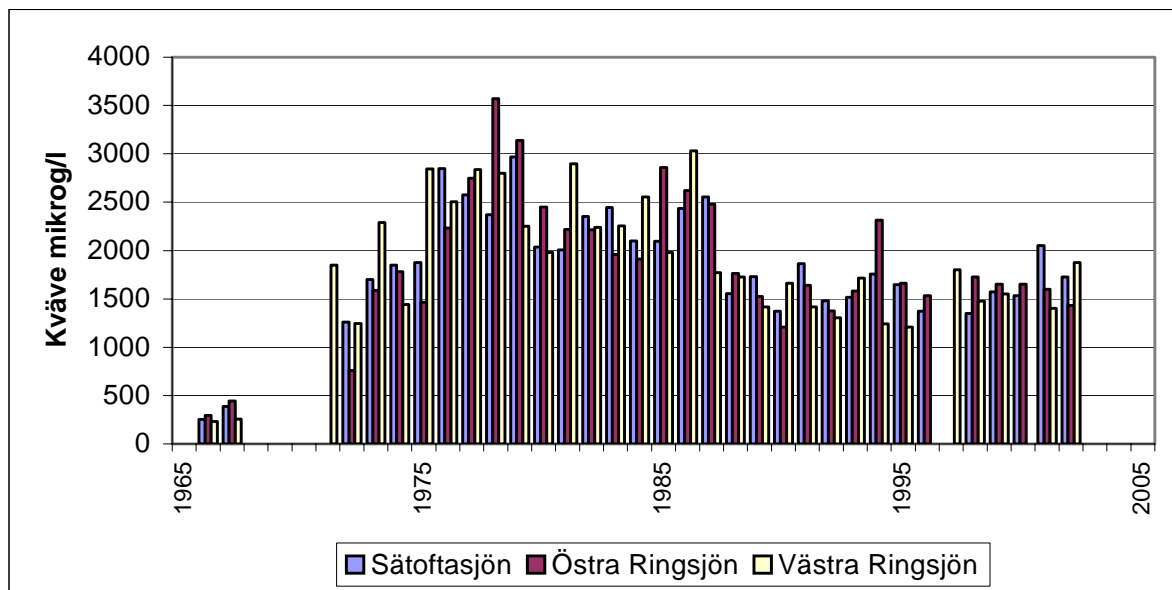
Tilltagande eutrofiering följs av en övergång från ett abborrdominerat fiskesamhälle till ett som domineras av vitfisk, främst mört och braxen. Samtidigt som den totala fiskbiomassan ökar kan man ofta se hur medelstorleken i bestånden minskar.

Standardiserade provfisken har genomförts höstarna 2001 och 2002. Resultaten är under slutbearbetning och redovisas tillsammans med resultaten från makrofytundersökningarna i en fristående rapport under våren 2003.

Kvävekoncentration

Kväve är inte primärt tillväxtbegränsande i sötvattensmiljöer. Kväve är däremot det mest begränsande växtnäringsämnet i marin miljö. Att minimera kvävehalterna i Ringsjön så att uttransporten till Skälderviken via Rönne å minimeras är däremot en viktig faktor för att man ska kunna uppnå miljömålet *Ingen övergödning*.

Kvävehalterna har legat tämligen oförändrade sedan slutet av 1980-talet (Figur 3).

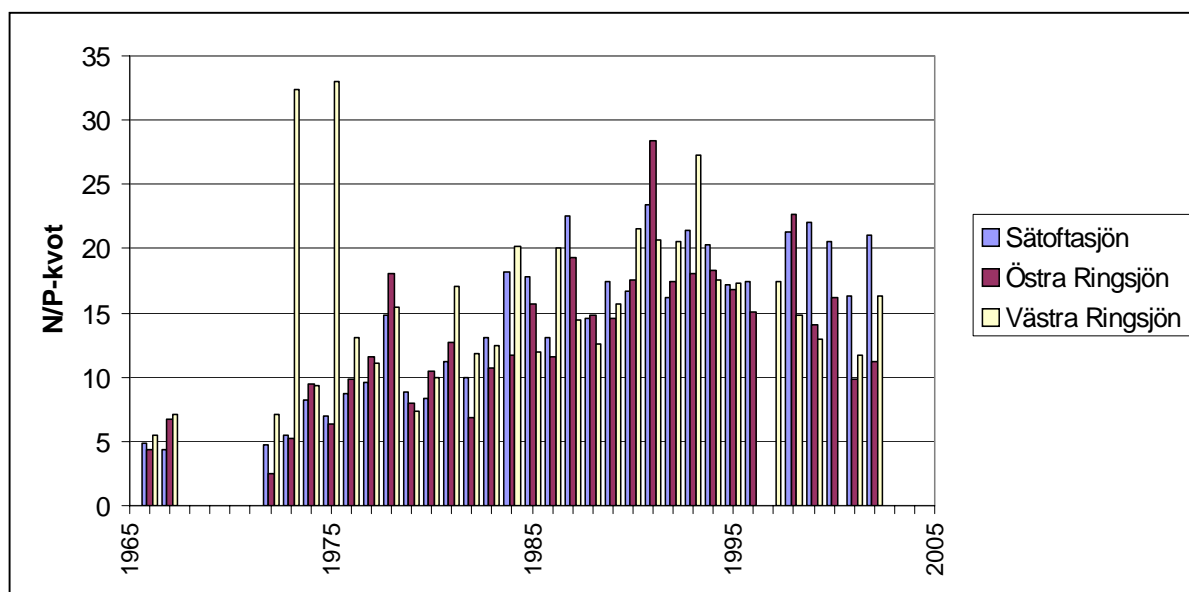


Figur 3. Totalkvävehalter (sommarmedelvärden) perioden 1965-2002.

Kväve/fosforkvot

Förhållandet mellan mängderna kväve och fosfor är mycket väsentligt för alg-samhällets sammansättning. Vid relativ kvävebrist (mätt som låg kväve/fosforkvot) gynnas förekomsten av kvävefixerande blågrönalger, med därpå följande risk för omfattande algblomning.

I Figur 4 redovisas N/P-kvot beräknat som sommarmedelvärden. Måttet får sägas vara mycket grovt. Icke desto mindre sammanfaller de höga N/P-kvoterna under tidigt 1990-tal med en period med bättre siktdjup. De sjunkande kvoterna under senare år sammanfaller med en period med försämrade siktdjup. Dessa data visar att förhållandena är bäst i Sättoftasjön och sämst i Östra Ringsjön.



Figur 4. N/P-kvot (somarmedelvärden) perioden 1965-2002.

Syretillstånd

Syrgasmätningar i djupprofiler (mätning på 0,5, 4, 8, 12 och 15 m i Sätöftasjön och Östra Ringsjön, samt på 0,5 och 4 m i Västra Ringsjön) visar att det regelbundet uppkommer syrebrist i djuphålorna i Sätöftasjön och Östra Ringsjön under sommarmånaderna. Under exceptionella förhållanden kan syrebrist uppträda även i Västra Ringsjön. Enligt min uppfattning är det alldeles för stora intervall mellan mätdjupen för att man ska kunna göra en ordentligt utvärdering av skiktningens omfattning.

Ringsjön – Bedömningsgrunder för Miljökvalitet

Bedömningsgrunderna för sötvatten definieras i en serie rapporter från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 1999a, 1999b, 1999c). I det följande redovisar jag bedömningarna för de variabler där det finns tillämpligt datamaterial från Ringsjön. Vissa variabler mäts inte alls, andra mäts på ett sätt så att det inte direkt går att applicera bedömningsgrunderna på de tillgängliga mätvärdena.

Genom analyser av ett stort antal undersökta sjöar har man kommit fram till vilken variation olika variabler uppvisar i svenska sjöar. Utifrån dessa fördelningar har man använt sig av 95:e, 75:e, 25:e och 5:e percentilen för fördelningen som klassgränser. Generellt sätt är klassgränserna dragna så att 50 % (25-75 percentilen) av de analyserade mätvärdena hamnar i klass 3, som då ska motsvara normaltillståndet för en svensk sjö. Gränserna för klass 1 sätts så att den omfattar de lägsta 5 % av mätvärdena. Klass 2 omfattar intervallet de lägre 5-25 % av mätvärdena. Klass 4 omfattar 75-95 % av mätvärdena och klass 5 omfattar de högsta 5 % av mätvärdena. Det innebär att klass 1 generellt sett innefattar låga värden, medan klass 5 innefattar höga värden.

Förhållandena i två sjöar kan av naturliga orsaker skilja sig mycket från varandra; jämför man en fjällsjö och en slättsjö hamnar de naturligtvis i olika klasser utan att den ena sjön för den sakens skull är bättre. Bedömningsgrunderna ska därför inte okritiskt användas som ett värderingsverktyg.

Flertalet variabler mäts årligen inom ramen för Ringsjöprogrammet. Ett mindre antal variabler har mätts vid enstaka eller några få tillfällen. Det föreligger emellertid en del skillnader i datahantering och beräkning av de olika parametrarna mellan Ringsjöprogrammet och Bedömningsgrunderna och av den anledningen väljer jag att dubbelredovisa vissa parametrar.

I redovisningen används data från år 2001 om inget annat sägs.

Totalfosforhalt

Totalfosforhalten under perioden maj-oktober ligger något över gränsvärdet för klass 5 – *Extremt höga halter* – 100 µg/l – i alla tre sjöarna. Nivåerna har sjunkit betydligt sedan 1970-talet, men är fortfarande så höga att olika problem lätt kan uppstå. Teoretiskt sett anses sjöar med totalfosfor-nivåer inom intervallet 25-1000 µg/l kunna anta olika stabila jämviktslägen; antingen som tämligen klara sjöar med rik undervattensväxtlighet eller som grumliga sjöar dominerade av växtplankton (Moss m.fl. 1996).

Totalkvävehalt

Totalkvävehalterna under perioden maj-oktober ligger i intervallet 1400-1700 µg/l. Detta motsvarar den nedre delen av klass 4 – *Mycket höga halter*. Halterna är naturligtvis allt för höga för att man med gott samvete ska kunna skicka ut vattnet i Rönne å och Skälderviken.

Paradoxalt nog är förhållandena för Ringsjöns del lite grann de motsatta; en kraftig sänkning av kvävenivåerna vid oförändrad fosfortillgång skulle resultera i relativ kvävebrist och ökad risk för blomning av blågrönalger.

Totalkväve/totalfosfor-kvot

N/P-kvoterna under perioden maj-september varierar mellan 21 och 12. Sättoftasjön med ett medelvärde på 21,2 hamnar i klass 2 – *Kväve-fosforbalans*. Östra Ringsjön med en kvot på 13,8 och Västra Ringsjön med en kvot på 11,7 hamnar båda i klass 3 – *Måttligt kväveunderskott*. I sjöar i klass 2 bedömer man att det finns en risk att man kan få blomning av blågrönalger, medan det i sjöar i klass 3 är sannolikt att det uppkommer blomning av blågrönalger.

Syrehalt

Bedömningsgrunderna mäter syrehalten som årsmedelvärdet i bottenvattnet. Sådana data saknas från Ringsjön.

Helt klart är att det årligen uppträder perioder med syrebrist i bottenvattnet i Sättoftasjön och Östra Ringsjön. Tillfälligt uppträder syrebrist även i Västra Ringsjön. Detta sker främst under längre perioder med svaga vindar och mycket varmt väder. Generellt sätt är Östra Ringsjön och Västra Ringsjön så stora, och de ligger så öppet, att vattnet i dessa båda sjöar tämligen lätt blandas i samband med perioder med kraftig vind. Sättoftasjön är djupare och ligger mera skyddat vilket gör att risken för syrebrist är större.

Vattenfärg

Färgtalet under perioden maj-oktober varierar mellan 43 och 58 mg Pt/l. Samtliga värden faller inom klass 3 – *Måttligt färgat vatten*. De färgnivåer som uppmätts har mycket liten betydelse för utvecklingen i sjön.

Siktdjup

Siktdjupet mätt som säsongsmedelvärde under perioden maj-oktober är tämligen likartad i de tre sjöarna. Beräknade värden är 0,83 m i Sättoftasjön, 0,91 m i Västra Ringsjön och 1,09 m i Östra Ringsjön. Sjöar med siktdjup under 1 m hamnar i klass 5 – *Mycket litet siktdjup*, medan sjöar med siktdjup i intervallet 1-2,5 m faller i klass 4 – *Litet siktdjup*.

Dåligt siktdjup beror i huvudsak på två olika faktorer: vattnets grumlighet och vattenfärgen. Eftersom färgtalet är litet kan man utgå från att siktdjupet främst bestäms av vattnets grumlighet. I bedömningsgrunderna finns tyvärr ingen uppdelning av sjöar med olika färgtal, något som gör att bedömningen försvåras.

pH

Ringsjön ligger utanför det område där man kan befara problem med försurning, något som också tydligt visas av pH-mätningarna. Årsmedelvärdet ligger tydligt över 8 för alla tre sjöarna.

För Ringsjöns del kan istället pH-värdet tillfälligt vara så högt att det skapar problem, t.ex. genom att bunden fosfor frigörs. Vid de månatliga mätningarna konstateras regelbundet pH-värden nära, eller t.o.m. över 9, och tillfälligt noteras värden upp mot pH 10.

Planktiska alger

Mängden planktiska alger bestäms som medelvolymen per liter vatten (mm^3/l) under perioden maj-oktober. Eftersom oktobermätningar saknas i Ringsjöprogrammet har jag skapat medelvärden för perioden maj-september, de angivna värdena kan därför vara något för höga.

Biomassan varierar mellan 12-14 mm^3/l i de tre sjöarna. Detta är skyhögt över gränsen för klass 5 – *Mycket stor biomassa* som går vid 5 mm^3/l . Sjöar i klass 5 klassas som hypertrofa.

Klorofyll

Klorofyllhalten avser ett treårsmedelvärde (1999-2001) under perioden maj-oktober. Mätningar av klorofyllhalten är en indirekt metod att mäta algförekomsten och klassgränserna följer därför gränserna för mängden planktiska alger. Sjöar i klass 5 klassas således som hypertrofa.

Gränsen för klass 5 – *Extremt höga halter* går vid 25 $\mu\text{g}/\text{l}$. Medelvärdena för Sättoftasjön ligger på 40,4 $\mu\text{g}/\text{l}$, för Östra Ringsjön på 32,4 $\mu\text{g}/\text{l}$ och för Västra Ringsjön på 39,8 $\mu\text{g}/\text{l}$. Alla tre sjöarna kan betecknas som hypertrofa då de uppfyller kraven för klass 5.

Vårutvecklande kiselalger

Under vårvinter och tidig vår (för Ringsjöns del i februari-april) sker en blomning av kiselalger. För denna grupp använder man mängden kiselalger under april (mm^3/l) som mått. Mätningarna visar på ett likartat mönster med halter mellan 7 och 8 mm^3/l i de tre bassängerna. Sjöar med värden över 4 mm^3/l hamnar i klass 5 – *Mycket stor biomassa*.

Vattenblommande blågrönalger

Mängden blommande blågrönalger mäts som medelvolymen (mm^3/l) under augusti månad. De uppmätta volymerna under år 2001 varierar mellan som lägst 15,1 mm^3/l i Västra Ringsjön och som högst 28,1 mm^3/l i Östra Ringsjön. Samtliga värden ligger skyhögt över gränsen för klass 5 – *Mycket stor biomassa* som går vid 5 mm^3/l . Klassgränserna för bedömning av mängden vattenblommande blågrönalger är starkt kopplad till övriga planktonindex och sjöar i klass 5 betecknas som hypertrofa.

Potentiellt toxinbildande blågrönalger

Bedömningsgrunderna för toxinproducerande blågrönalger baseras på hur många toxinbildande släkten som uppträder i en sjö under augusti månad. I Sverige finns totalt 6 släkten som är kända toxinbildare (*Anabaena* – 5 arter, *Aphanizomenon* – 4 arter, *Microcystis* – 5 arter, *Planktothrix* – 1 art, *Woronichinia* – 1 art och *Gloeotrichia* – 1 art). På grund av bestämningsproblem har man valt att utgå från antalet släkten istället för antalet arter i en sjö. Som en följd av detta har man också gjort skalan 3-gradig istället för 5-gradig (med skalsteg 1, 3 och 5).

Planktonräkningarna i augusti visar på förekomst av 4 släkten toxinbildare i Östra Ringsjön (9 arter) medan det förekommer 5 släkten i såväl Sättoftasjön (10 arter) som Västra Ringsjön (10 arter). Enligt denna bedömning hamnar Östra Ringsjön i klass 4 – *Måttligt antal toxinbildande släkten* medan Sättoftasjön och Västra Ringsjön hamnar i klass 5 – *Stort till*

mycket stort antal toxinbildande släkten. Det som skiljer sjöarna åt är förekomsten av släktet *Anabaena*, arten *Anabaena flos-aquae* noterades i Östra Ringsjön under juli men inte under augusti. I denna bedömning hamnar därför alla tre sjöarna i klass 5.

Antal arter undervattensväxter

Förekomsten av undervattensväxter mäts som totalantalet arter i sjön. För Ringsjöns del finns ingen totalinventering från senare år. De uppgifter som finns gäller istället förekomsten av undervattensväxter längs ett antal fasta provlinjer. Dessa linjer har inventerats 1992, 1993, 1996, 2001 och 2002 och kan därför användas för att bedöma förändringar i vegetationen. Det är emellertid svårt att på ett vettigt sätt överföra resultaten från dessa inventeringar till *Bedömningsgrunderna*. Tvivelsutan är undervattensväxtligheten kraftigt utarmad och artantalet mycket lågt.

Fisk

Bedömningsgrunderna för fisk är något annorlunda uppbyggda än för de variabler som behandlats ovan. Främst genom att man värderar ett antal variabler och sedan viktar ihop bedömningen till ett samlat värde för den aktuella sjön. Det samlade tillståndsexet utgör medelvärdet av sammanlagt 5 olika parametrar, medan bedömningen av avvikelsexet baserar på bedömningen av 9 parametrar (se vidare i redovisningen av provfiskeresultaten från 2001 och 2002). Skalan på fiskindexet är dessutom lagd så att näringsrika sjöar, med många fiskarter och hög biomassa hamnar i klass 1 medan näringsfattiga sjöar med få arter och liten biomassa hamnar i klass 5, d.v.s. tvärtom i förhållande till de tidigare redovisade parametrarna.

Tillståndsvärdena (Tabell 1 och Tabell 2) visar att Västra Ringsjön (klass 1) är mera eutrof och har högre produktivitet än Östra Ringsjön (klass 2).

Tabell 1. Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet – mätvärden.

	Artantal	Artdiversitet	Biomassa	Antal	Andel rovfisk
Västra Ringsjön	6	0,44	3801,8	105,4	0,32
Östra Ringsjön	8	0,59	1777,4	48,4	0,46

Tabell 2. Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet – tillståndsvärden.

	Artantal	Artdiversitet	Biomassa	Antal	Andel rovfisk	Medel	Samlat index
Västra Ringsjön	2	2	2	1	3	2	1
Östra Ringsjön	2	3	3	2	3	2,6	2

Bedömningsgrunderna för fisk ger dessutom riktlinjer för hur man ska få fram hur mycket fiskfaunan i en provfiskad sjö av en viss typ skiljer sig från andra sjöar av samma typ, storlek och djup inom ett visst höjdiintervall. Östra Ringsjön uppvisar en mycket liten avvikelse från normaltillståndet och hamnar i klass 1 (Tabell 3 och Tabell 4), medan Västra Ringsjön uppvisar en något större avvikelse och hamnar i klass 2 (Tabell 3 och Tabell 4).

Tabell 3. Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet – jämförvärden.

	Artantal	Artdiversitet	Biomassa	Antal	Andel rovfisk	Andel mörtfisk	Andel pH-känsliga	Andel främmande arter
Västra Ringsjön	3	2	1	2	1	1	1	1
Östra	3	3	2	2	1	1	1	1

Ringsjön								
-----------------	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabell 4. Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet – samlat avvikelsexindex.

	Avvikelse från jämförvärde
Västra Ringsjön	2
Östra Ringsjön	1

Ser man till den samlade bedömningen (Tabell 5) finner man att alla tre sjöarna ligger i topp för flertalet av de index som är direkt kopplade till trofnivå – näringsstatus. Den mest iögonfallande avvikelserna gäller N/P-kvoten.

Tabell 5. Översikt över resultat från bedömning gjord enligt *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag*.

Parameter		Sätoftasjön	Östra Ringsjön	Västra Ringsjön
Totalfosforhalt	Mätvärde	105,2	137,5	103,7
	Klass	5	5	5
Totalkvävehalt	Mätvärde	1900	1650	1417
	Klass	4	4	4
N/P-kvot	Mätvärde	18,8	13,8	11,7
	Klass	2	3	3
Vattenfärg	Mätvärde	55,8	43,3	49,2
	Klass	3	3	3
Siktdjup	Mätvärde	0,83	1,09	0,91
	Klass	5	4	5
Planktiska alger	Mätvärde	12,7	13,6	12,3
	Klass	5	5	5
Klorofyll	Mätvärde	40,4	32,4	39,8
	Klass	5	5	5
Vårutvecklande kiselalger	Mätvärde	7,0	7,9	7,8
	Klass	5	5	5
Blommande blågrönalger	Mätvärde	21,2	28,1	15,1
	Klass	5	5	5
Toxinproducerande blågrönalger	Mätvärde	5	4	5
	Klass	5	5	5
Medelindex		4,4	4,4	4,5

Metoder för sjörestaurering

Sedan intresset för sjörestaurering väcktes i början av 1970-talet har ett stort antal metoder använts mer eller mindre framgångsrikt. Även om de använda metoderna oftast varit baserade på en sund vetenskaplig grund har mycket av insatserna varit av försökskaraktär. När man aktivt går in och försöker styra en sjös utveckling åt ena eller andra hållet finns alltid en tröghet i systemet som gör att det är svårt att förutse slutresultatet. De senaste trettio årens erfarenheter har dock gjort att kunskapsläget idag är tämligen gott – men med det är det inte sagt att man alltid kan förutse hur en bestämd sjö reagerar på en viss åtgärd.

Minskad näringstillförsel

Näringshalterna i vattnet bestäms av hur mycket näring som tillförs utifrån (extern belastning) och hur mycket näring som frigörs från sedimenten i kombination med nedbrytning av material från växter och djur (intern belastning). De i grunden tämligen enkla kemiska jämvikterna påverkas på ett avgörande sätt av invånarna i sjön, likväl som av de rådande fysikaliska och kemiska förhållandena i sjön. Höga näringshalter i sedimenten kan, men behöver inte alltid, betyda höga näringshalter i vattnet. I princip handlar det om att försöka minska tillförseln av näring eller att försöka minska, eller immobilisera, den näring som finns upplagrad i sjön.

Tabell 6. Metoder för att minska den externa belastningen av näringsämnen.

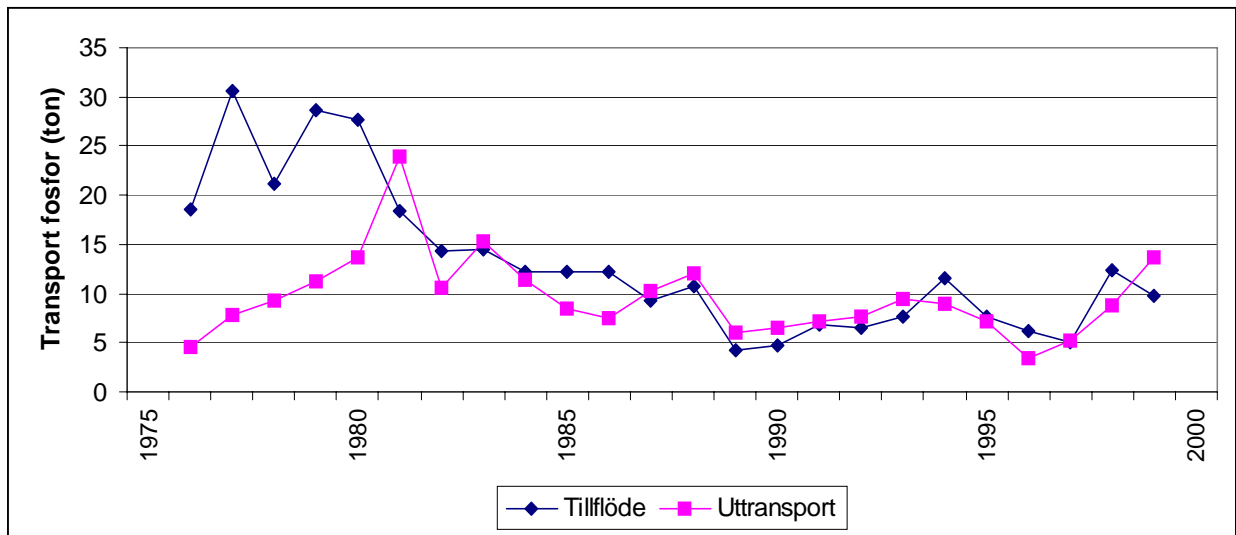
Kommunal avloppsrening
anslutning av enskilda avlopp
rotzonsanläggningar
förbättrad dagvattenhantering – upphörd bräddning
Hushållens punktkällor
trekammarbrunnar och infiltrationsbäddar
Jordbruk
förbättrad urin- och gödselhantering
skyddszoner längs vattendrag
Skogsbruk
skyddszoner längs vattendrag
Denitrifikation
anläggning av dammar och våtmarker

Den primära insatsen ska alltid vara att minska tillförseln av näringsämnen till sjön. Sedan 1960-talet har vattenvården i mångt och mycket varit inriktad på just sådana åtgärder (Tabell 6). Inledningsvis var vinsterna med åtgärderna mycket stora. Utbyggnaden av kommunala avloppsreningsverk i olika steg har t.ex. haft en enorm påverkan på hur mycket näring (främst i form av fosfor) som tillförts sjöar och vattendrag. Någon motsvarande reduktion går inte att göra idag. Efterhand har målsättningen och metoderna förfinats och idag har man på vissa håll nått mycket långt när det gäller att minska tillförseln av näringsämnen.

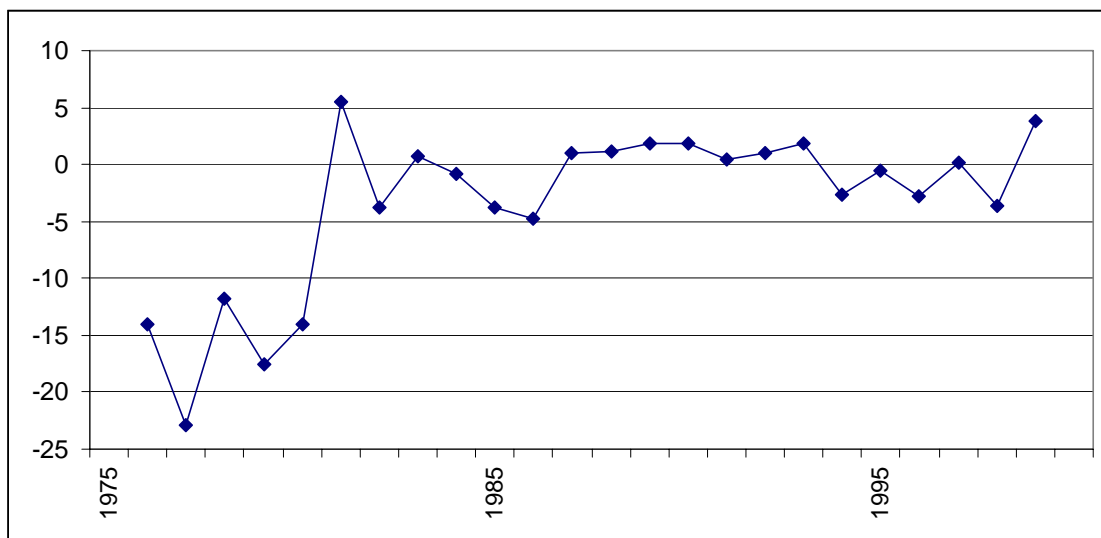
Minskad näringstillförsel är ett konkret och lätt uppföljbart mål. Erfarenhetsmässigt tar det dock lång tid (ofta handlar det om tiotals år) innan de biologiska förhållandena i recipienten börjar förbättras om man endast arbetar med att reducera den externa belastningen.

Ringsjön

Arbetet med att minska den externa belastningen pågår kontinuerligt i Ringsjökommitténs regi. Under senare år har man satsat på anläggning av skyddszoner och dammar längs de tillrinnande vattendragen. Som en följd av åtgärderna har fosfortillförseln minskat betydligt sedan slutet av 1970-talet (Figur 5), och i dagsläget råder det i stort sett balans mellan tillförsel och utförsel av fosfor (Figur 6). Snogerödsbäcken har under senare år varit en mycket stor fosforkälla, det ska därför bli mycket intressant att följa upp effekterna av den under hösten 2002 färdigställda våtmarken.



Figur 5. Tillförsel och uttransport av fosfor till och från Ringsjön under perioden 1976-1999.



Figur 6. Förhållande mellan extern tillförsel och utflöde av fosfor via Rönne å perioden 1976-1999. Positiva värden anger ett nettoutflöde, negativa värden anger att fosfor lagras upp i sjön.

Fortfarande styrs förhållandena i Ringsjön av den externa belastningen. Att minska den externa belastningen är därför fortfarande den enskilt viktigaste åtgärden för att komma till rätta med Ringsjöns problem. Problemet är att det finns en betydande eftersläpning när det

gäller effekterna i sjön. De finns en stor risk att de mycket stora mängder näringsämnen som lagrats upp i sjösedimenten kommer att frigöras och upprätthålla det hypertrofa stadiet under många år.

Att minska den externa belastningen är dessutom en mycket viktig del av arbetet med de svenska miljömålen; särskilt målet *Ingen övergödning*. Arbetet bör därför fortsätta utanför det mera specifika arbetet med att rehabilitera Ringsjön.

Slutsats:

Åtgärder för att minska den externa belastningen är en fortsatt mycket viktig del av arbetet för att komma till rätta med problemen i Ringsjön. Dessutom är det en viktig del av miljömålsarbetet och insatserna bör därför fortsätta. Däremot är åtgärder i tillrinningsområdet en otillräcklig åtgärd om man vill se snabba resultat i Ringsjön.

Muddring

När man har hög intern fosforbelastning till följd av att sedimenten läcker fosfor till vattnet kan en rimlig lösning på problemet helt enkelt vara att ta bort sedimenten. Det första storskaliga försöket att komma till rätta med eutrofieringsproblemen i en sjö genom muddring utfördes i sjön Trummen utanför Växjö under 1970-talet. Arbetet i Trummen innebar mycket metodutveckling men får trots detta sägas vara mycket lyckosamt. Uppföljning av åtgärderna i Trummen visar på en varaktig reduktion av såväl fosforhalten som mängden alger med i storleksordningen 50-70 %.

Muddring för sjörestaurering har använts med skiftande framgång i sjöar och större dammar i bl.a. Sverige, Danmark och Nederländerna (se t.ex. Pettersson & Wallsten 1990).

Den gängse metoden för muddring innebär att man suger upp vattenrikt sediment med ett mudderverk. Eftersom perioden med hög extern belastning varit relativt kort kan man i många fall nöja sig med att ta upp de översta sedimentlagren (normalt 25-100 cm), allt avhängigt hur snabb depositionen varit.

Tekniskt sett är muddringen en tämligen okomplicerad procedur där ett sugmunstycke sakta förs fram och tillbaka över botten. Ju grundare vatten desto enklare är det att få ett bra resultat; i praktiken innebär det att man börjar få problem när vattendjupet överstiger ett par meter.

Muddring kan ge upphov till flera oönskade bieffekter. Om mudderverket suger ojämnt riskerar man att bottenytan ökar och därmed ökar även läckaget av näring och andra upplagrade ämnen, t.ex. hade man i Finjasjön problem med förhöjda kvicksilverhalter åren efter muddringen där (R. Aagren, muntligen). I samband med muddringen kan betydande mängder sediment slammas upp i vattnet, något som gör att läckaget av näring ökar. Uppslamningen kan dessutom ha negativa effekter på siktdjupet och utfallande sediment kan ha negativa effekter på bottenfauna och undervattensvegetation.

Muddermassorna transporteras iland (via pipeline eller båt) där de läggs i sedimenteringsdammar. Muddringsarbeten kräver därför stora områden med särskilt anlagda sedimentationsdammar. Fosfatet i det avrinnande vattnet fälls ut kemiskt med järnklorid,

aluminiumhydroxid eller någon annan högvalent katjon – d.v.s. samma process som i avloppsreningsverkens kemiska steg. Det renade vattnet kan sedan pumpas tillbaka till sjön.

Hur man hanterar de mer eller mindre intorkade muddermassorna är en mera grannliga fråga. I bästa fall är massorna fria från tungmetaller och miljögifter, och de kan i så fall användas som jordförbättringsmedel. Muddermassor av sämre kvalitet (höga metall- eller gifthalter) måste däremot hanteras som riskavfall och deponeras på ett säkert sätt. Med tanke på att det handlar om flera tusen kubikmeter sediment per hektar muddrad sjöbotten kan detta bli mycket dyrt och besvärligt. Hanteringen av sjösediment kan ha mycket god vattenhållande förmåga, t.ex. så var de sediment från Trummen som deponerades på land fortfarande fuktiga mer än 20 år senare.

Muddring är en mycket dyr metod, särskilt med tanke på det osäkra utfallet. Vid restaureringen av Finjasjön spenderade man 40 miljoner på muddring utan några som helst positiva resultat. För Ringsjöns del handlar det förmodligen om 100-tals miljoner i kostnader.

Ringsjön

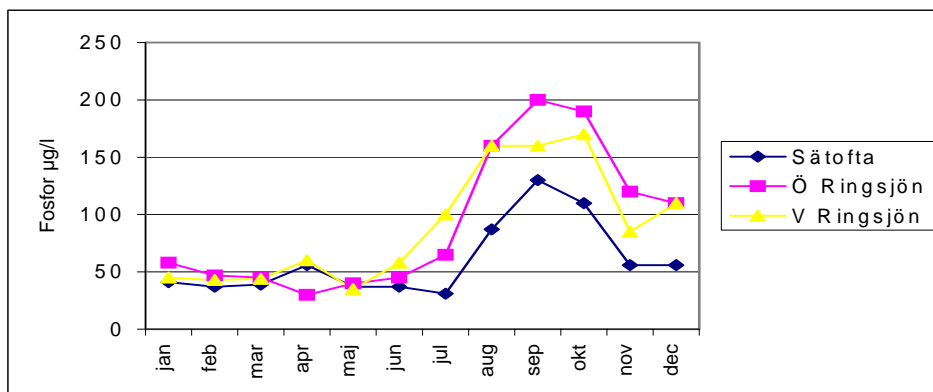
De rent praktiska förutsättningarna för muddring skiljer sig mellan de tre bassängerna, det är egentligen endast i Sätöftasjön som det finns rimliga förutsättningar för muddring.

- * Västra Ringsjön är relativt grund utan utpräglade sedimentfällor i form av djuphålur. De organiska sedimenten är spridda över 32 % av sjöytan (Enell 1983), vilket motsvarar en yta på knappt 500 hektar. Det låga medeldjupet i kombination med ett stort vindfång gör att vind- och vågeffekterna är stora och man kan därför på goda grunder anta att sedimenten är lättroliga (Granéli 1999). Förutsättningarna för effektiv muddring av Västra Ringsjön får sägas vara mycket dåliga.
- * Östra Ringsjön är betydligt djupare, samtidigt finns här två väldefinierade djuphålur. De organiska sedimenten är spridda över 43 % av sjöytan (Enell 1983), vilket motsvarar en yta på knappt 900 hektar. Även bottarna i Östra Ringsjön är mycket utsatta för vind- och vågpåverkan och man kan därför utgå från att sedimenten är lättroliga även i denna bassäng (Granéli 1999). Tnaturligtvis är mycket av sedimenten samlade i de två djuphålorna, vilket underlättar en eventuell muddring. Eftersom huvuddelen av sedimenten är rörliga och spridda över en mycket stor yta får förutsättningarna för en effektiv muddring av Östra Ringsjön anses vara mycket dåliga.
- * Sätöftasjön är liten med en väldefinierad djuphåla. De organiska sedimenten är spridda över 27 % av sjöytan (Enell 1983), vilket motsvarar en yta på drygt 100 hektar. Sätöftasjön är betydligt mindre exponerad för vind- och vågrörelser än de båda övriga bassängerna. Detta gör att denna del i större utsträckning är skiktad under sommarhalvåret. Förekomsten av en väldefinierad djuphåla gör att sedimenten ligger betydligt fastare. Ansamlingen av sediment gör förutsättningarna för muddring bättre i Sätöftasjön än i de övriga bassängerna. De stora djupen (12-18 m) minskar däremot förutsättningarna för ett gott resultat.

Grundförutsättningen för att man ska satsa resurser på muddring är att analyser av botten sedimenten visar på en betydande intern fosforbelastning. Sådana analyser har gjorts för Ringsjön av Enell (1983) och Granéli (1999). I sammanfattning kommer de fram till att:

1. fosforkoncentrationerna i sedimenten är höga,
2. halten lösligt fosfat i sedimenten är så hög att läckage kan ske,
3. fosfor föreligger i olika former i de olika bassängerna; i Sättoftasjön är en stor del av fosfor bunden till aluminium och järn, medan den i Västra och Östra Ringsjön främst är organiskt bunden,
4. förändringen av fosformängderna under året tyder på viss intern belastning under sommaren.

En tydlig indikation på intern fosforbelastning är när fosforhalterna stiger snabbt under sommaren för att sedan sjunka lika snabbt under hösten (Granéli 1999; Søndergaard m.fl. 2001). Ett sådant mönster syns tydligt från alla tre bassängerna, med de högsta sommarhalterna i Östra Ringsjön (Figur 7). Generellt sätt är de under sommaren uppnådda fosforhalterna kopplade till trofigraden – ju högre näringsstatus desto högre blir sommartopparna (såväl absolut som relativt).



Figur 7. Månadsvis fördelning av totalfosforhalterna ($\mu\text{g/l}$, ofiltrerat). Värden från 1999 men mönstret typiskt för de senaste åren.

Mobiliseringen av fosfor från sediment är en komplex historia som förutom i vilken form ämnet är bundet (olika katjoner) styrs av faktorer som pH, temperatur, syretillgång och redoxpotential. De viktigaste anledningarna till det höga läckaget under sommaren är syrebrist, eventuellt kan de periodvis mycket höga pH-värdena också spela in.

För flertalet sjöar gäller att de ackumulerar fosfor och därför fungerar som en fosforfälla. Efterhand som den externa tillförseln minskar kan den interna tillförseln av fosfor få allt större betydelse för utvecklingen i sjön. De fosforbalanser som görs visar emellertid på en tämligen låg intern belastning (Figur 5, Figur 6).

Eftersom vattnet från Hörsån och Kvesarumsån rinner från Sättoftasjön genom Östra och Västra Ringsjön till Rönne å skulle det teoretiskt sätt kunna finnas stora fördelar med att åtgärda sedimenten i Sättoftasjön. Eftersom nettobelastningen från Sättoftasjön varit liten sedan slutet av 1980-talet är det tveksamt om det är mödan värt att muddra.

Jag känner inte till några analyser av sedimentens kvalitet (främst halter av tungmetaller och miljögifter). Innan sådana uppgifter finns är det omöjligt att ta ställning till hur kostsam åtgärden skulle bli. Utan tvekan är det bland de dyraste alternativen.

Slutsats:

Det finns stora mängder näring upplagrat i sedimenten. Trots detta har Ringsjön under flera av de senaste tio åren fungerat som en fosforfälla. Inte minst gäller detta för Västra Ringsjön som fungerar som fosforfälla för Sätoftasjön och Östra Ringsjön.

Sätoftasjön är den del som rent praktiskt lämpar sig bäst för muddring – förutsättningarna är dock långt ifrån idealiska (stort djup, stora volymer muddermassor etc.)

Muddring är en svår och tämligen dyr metod vars resultat är svåra att förutsäga. Åtgärder för att förhindra grumling och sedimenttransport över stora ytor fördyrar åtgärden ytterligare. Det mesta talar emot muddring.

Covermetoden

I USA, och under senare år även i Sverige, har man arbetat med att kemiskt immobilisera fosfor i bottensedimenten. Även om metoden inte använts för sjörestaurering särskilt länge är principen enkel och välbeprövad. Man använder sig av aluminiumbaserade fällningsmedel av samma slag som i avloppsreningsverkens kemiska steg. Den amerikanska metoden är tämligen resolut då den går ut på att tillsätta mycket stora mängder komplexbildare i de översta 2 m av vattenpelaren. Flockbildaren och den bildade flocken får sedan sjunka ner genom vattenmassan till botten där ett nytt sedimentlager bildas. Under nedfarten kommer flockbildaren att fälla ut mycket av det som finns i vattnet. Det svenska företaget *Vattenresurs* i Tjusta har tagit fram en modifierad metod där flockningsmedlet försiktigt sprutas ut i nära botten (S.-Å. Carlsson muntl.). På detta sätt begränsas påverkan till sedimenten och det bottennära vattnet.

Genom tillsats av finsand till flockningsmedlet kan sedimenten göras än mer stabila. Denna tillämpning har använts i sjön Turingen i Södertälje kommun för att lägga ett 4-5 cm tjockt lock på befintliga sediment och därmed effektivt lägga fast kvicksilver och andra tungmetaller i botten.

Metoden har vissa begränsningar då aluminiumkomplexets stabilitet är pH-känsligt. Optimalt fällnings-pH är 7,3-7,5. Under sura förhållanden ($\text{pH} < 5,5$) löses komplexen upp och såväl aluminium som fosfor frigörs. Samma sak gäller vid höga pH-värden, vid $\text{pH} > 9$ börjar bli komplexen instabila och vid $\text{pH} 10$ är de helt upplösta. Metoden fungerar därför bäst i neutrala sjöar. Erfarenheter av metoden från områden med naturligt höga pH-värden saknas.

Metoden ska främst användas då man har hög intern belastning.

Ringsjön

Beräkningar av fosforbalansen i Ringsjön tyder på en ganska måttlig intern belastning. I stort sett gäller därför samma resonemang som för muddring (ovan). Så länge den externa belastningen är fortsatt hög är metoden ej att rekommendera.

En mera specifik invändning gäller pH-förhållandena i sjön. Under högsommaren kan pH-värdet i Ringsjön stiga till de nivåer där man kan befara en frisättning av fosfor från aluminium/fosfor-komplexen. De allra högsta pH-värdena uppkommer dock under perioder med kraftig fotosyntetisk aktivitet. Eftersom den fotosyntetiska aktiviteten i stor utsträckning

bestäms av näringstillgången kommer en reduktion av fosfornivåerna att bidra till att pH-topparna blir lägre. Exakt hur mycket är emellertid svårt att säga.

En annan invändning mot metoden är osäkerheten kring hur stabil sedimentytan är. Ringsjöarna är utsatta för kraftig vind- och vågpåverkan vilket kan ha stor påverkan på sedimenten, exakt hur stor får man nästan prova sig fram till. Ett annat problem kan vara förekomsten av stor braxen som på ett mycket effektivt sätt stökar runt i bottarna (bioturbation).

S.-Å. Carlsson vid Vattenresurs gör bedömningen:

”Med en omsättningstid på drygt ett år och en fosforbudget som tyder på ett ytterst litet fosforläckage från sedimenten är det inte fosforbindande åtgärder i sjöarna som behövs. Det vore bokstavigt att kasta pengarna i sjön.”

Kostnaderna är höga, för Sättoftasjön och Östra Ringsjön handlar det om minimum 25 miljoner.

Slutsats:

Ökar den interna belastningen från djuphålorna i Sättoftasjön och Östra Ringsjön kan fastläggning av fosfor medelst *Cover*-metoden vara en god – om än dyr – lösning. Oklarheter kring pH-stabilitet och risken för bioturbation måste dock lösas.

Riplox-metoden

En annan metod att lägga fast fosfor i bottensedimenten är den s.k. *Riplox-metoden*. I denna metod använder man trevärt järn (Fe^{3+}) som komplexbindare (Ripl 1976; Boers m.fl. 1994). Under aeroba förhållanden föreligger järnet i trevärd form, medan det under anaeroba förhållanden kan reduceras till tvåvärt järn (Fe^{2+}) som inte kan binda in fosfor. För en effektiv fastläggning av fosfor krävs därför att man kan behålla järnet i oxiderad form.

Riplox-metoden går ut på att man tillsätter kalciumnitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) till syrefria bottensediment. Nitrattillsatsen stimulerar denitrifikationen så att upplagrat kväve kan avgå i gasform. Till detta kommer att nedbrytningsbakterierna i bottensedimenten under syrefattiga förhållanden föredrar att använda nitrat i stället för järn, mangan, eller sulfat. Tillsats av nitrat skapar således förutsättning för effektiv nedbrytning under anaeroba förhållanden, och grovt förenklat kan tillsats av nitrat ses som ett alternativ till luftning av bottarna. Vid god tillgång på nitrat får man alltså inga problem med reduktion av järn eller uppkomst av sulfider. Har man järnfattiga sediment kan man tillsätta trevärt järn i form av järnklorid (FeCl_3) på 10-20 cm djup i sedimenten för att ytterligare öka den fosforbindande kapaciteten.

Tillsatsen av kalciumnitrat innebär att man tillför stora mängder kväve till vattnet. Kvävet är naturligtvis inte önskvärt och tanken är att man ska bli av med det genom reduktion till luftkväve via denitrifikationsprocessen. Det är av största vikt att doseringen av nitrat är korrekt så att åtgärden inte leder till ökade kvävehalter.

Metoden har prövats med varierande resultat (Pettersson & Wallsten 1990). En orsak till de varierande resultaten kan vara den ökade nedbrytningen av bottensedimenten som ökar den totala mängden lättroligt fosfat i bottarna.

Ringsjön

Riploxmetoden ska främst användas när man har en betydande intern belastning. I dagsläget har därför åtgärden inte högsta prioritet i Ringsjön.

Slutsats:

Riploxmetoden skulle förmodligen vara användbar på de mera stabila sedimenten i de djupare delarna av Östra Ringsjön och Sätoftasjön. Men med tanke på att den interna belastningen fortfarande spelar en underordnad roll ska kemisk behandling inte prioriteras. När den externa belastningen gått ner till en rimlig nivå kan åtgärder riktade mot sedimenten diskuteras.

Åtgärder för att styra biologiska processer – biomanipulation

En annan typ av åtgärder tar fasta på att invånarna i en sjö inte är passiva åskådare utan synnerligen aktiva deltagare i de processer som formar de förhållanden som råder i sjön. Enkelt uttryckt kan man säga att man försöker styra förhållandena i önskad riktning genom att på olika sätt förskjuta den rådande ekologiska balansen. För att dessa metoder ska kunna fungera måste man ha flera alternativa stabila nivåer – d.v.s. det krävs att det utifrån rådande fysikaliska och kemiska förutsättningar finns flera stabila jämviktslägen. Ett av dessa lägen måste dessutom vara mera önskvärdt än det andra. De alternativ man brukar diskutera i eutrofa miljöer är planktondominerade miljöer med mycket vitfisk kontra makrofytdominerade miljöer med mycket rovfisk.

Det finns numera en omfattande teoribildning kring biomanipulation och processerna bakom. En lättillgänglig sammanfattning på svenska ges av Hansson (1998).

Reduktionsfiske

Biomanipulation genom reduktionsfiske innebär att man genom omfattande fiske försöker förändra fisksamhällets struktur och sammansättning. Vid de första försöken med reduktionsfiske handlade det främst om förändra fisksamhällets art- och storlekssammansättning så att man genom trofiska kaskader fick en effekt på algsamhället.

Förenklat går resonemanget ungefär så här:

I en sjö som domineras av rovfiskar faller mycket av den mindre, djurplanktonätande, fisken offer för rovfisk. När bestånden av djurplanktonätande fisk är små, får man stora bestånd av djurplankton. De stora mängderna djurplankton betar effektivt på växtplankton och minskar därigenom risken för massförekomst av alger. Små mängder växtplankton gör att siktdjupet ökar och förekomsten av makrofyter (undervattensväxter) ökar. Rik förekomst av makrofyter minskar förekomsten av planktiska alger och gör dessutom att näringsläckaget från sedimenten till vattnet minskar. När siktdjupet ökar gynnas abborre framför mört varigenom förhållandena drivs vidare i önskad riktning. Omvänt gäller att små mängder rovfisk ökar förutsättningen för massförekomst av djurplanktonätande fisk. Detta leder till små bestånd av djurplankton och därigenom minskar deras reglerande effekt på bestånden av växtplankton. Ökad förekomst av växtplankton leder till sämre siktdjup och minskad förekomst av makrofyter. Samtidigt förändras konkurrensförhållandena så att mörten gynnas framför abborren.

Med tidens gång har man kommit att fokusera på ytterligare en aspekt av fisksamhällets struktur. Rik förekomst på braxen och andra arter som gräver sig fram igenom bottenarna under sitt födosök leder till en ständig uppvirvling av sedimenten (bioturbation) och därigenom ett ökat läckage av näringsämnen ut i vattnet. Genom att selektivt ta bort dessa arter stabiliseras bottenarna och den interna belastning minskar.

Erfarenheter från genomförda reduktionsfisken visar att det krävs mycket omfattande uttag av fisk för att man ska få en varaktig effekt (Hansson 1998). Gällande rekommendationer är:

- uttaget ska motsvara minst 75 % av fiskbiomassan (gärna uppemot 80 %),
- åtgärderna ska vara koncentrerade till oönskade arter och storleksslag (i Ringsjöns fall mört och braxen),
- insatserna ska ske koncentrerat över en så kort period som möjligt (1-3 år),

- rekryteringen av yngel måste begränsas under åren direkt efter reduktionsfisket,
- åtgärder för att förstärka rovfiskbestånden kan vara nödvändiga,
- reduktionsfisket bör kombineras med åtgärder för att gynna etableringen av makrofyter.
- Projektet måste drivas med kraft.

För att inte kompensatorisk tillväxt och ökad överlevnad hos de yngel som föds åren närmast efter insatsen helt ska omintetgöra effekterna av reduktionsfisket kan det vara nödvändigt att man i direkt anslutning till reduktionsfisket gynnar förekomsten av rovfisk på olika sätt. Det kan handla om förstärkningsutsättning av gös eller gädda, eller åtgärder för att gynna reproduktion av rovfisk.

Ringsjön

De första försöken med storskaligt reduktionsfiske i Sverige gjordes i Ringsjön under åren 1989-1992. Man använde sig av en kombination av trålning och fiske med de stora bottengarn som används för ålfiske (Hamrin 1999). Översiktliga presentationer av metoder och resultat finns på såväl svenska (Bergman 1997) som på engelska (Hansson & Bergman 1999).

Resultaten från fiskreduktionen 1988-1992 är delvis svårtolkade, åtminstone om man anlägger en strikt akademisk synvinkel och vill förstå mekanismerna bakom. För den mera pragmatiskt inriktade står det dock klart att förhållandena i sjön förbättrades så snart insatserna inleddes (eller snarare direkt efter massdöden av fisk i Östra Ringsjön 1988).

Senare erfarenheter från storskaliga reduktionsfisken i Finjasjön visar på ett lyckosamt resultat. För att stabilisera sjön i klarvattenfasen har man där beslutat sig för att fortsätta med stödutfiskningar under en kortare period (ca 1 månad) direkt efter islossning varje vår (R. Aagren muntl.).

Förutsättningarna för ett lyckosamt reduktionsfiske var synnerligen goda i Ringsjön mot slutet av 1980-talet. Under våren 1988 inträffade en massiv fiskdöd i Östra Ringsjön och uppskattningsvis 500 ton fisk dog – motsvarande ca 80 % av biomassan av mört och braxen (Bergman 1997). De första trålningarna genomfördes i Sätöftasjön under hösten 1989 och våren 1990. Under arbetets gång man bort ungefär 100 ton vitfisk, medan all rovfisk släpptes tillbaka, uttaget beräknades motsvara ca 63 % av biomassan av mört och braxen (Bergman 1997). Nästa steg togs 1992 då man genom trålning tog bort ca 100 ton vitfisk från Västra Ringsjön. Samtidigt tog man hand om ca 20 ton vitfisk från det stationära bottengarnsfisket. Totalt reducerades fiskbeståndet i Västra Ringsjön med ca 120 ton, vilket beräknades motsvara en minskning med ca 54 % (Bergman 1997). Resultaten av reduktionsfisket var goda och under några år i början av 1990-talet föreföll det som om eutrofieringsprocessen i Ringsjön hade vänt. Efter några år började förhållandena åter att försämrats och sett så här i efterhand vet vi att den mängd fisk som togs bort var för liten för att man skulle uppnå varaktiga resultat.

Det saknas aktuella uppskattningar av mängden fisk i de olika bassängerna. Enligt John Bergström jr är fiskmängderna i Västra Ringsjön lika stora idag som vid tidpunkten för reduktionsfisket. Däremot är han av den uppfattningen att mängden vitfisk i Sätöftasjön liksom i Östra Ringsjön är betydligt mindre nu än för 10-15 år sedan.

Med utgångspunkt från förhållandena vid tidpunkten för det förra reduktionsfisket, och att det behövs en reduktion av biomassan med ca 80 %, skulle man behöva minska mängden fisk i

Västra Ringsjön med ca 180 ton (Tabell 7). Utgår man från att bestånden halverats i Östra Ringsjön handlar det om minst 240 ton som ska tas bort (Tabell 7). För Sättoftasjöns del handlar det på samma sätt om minst 60 ton vitfisk som behöver tas bort (Tabell 7).

Tabell 7. Reduktion av fiskbeståndet under åren 1989-1992 (mängden vitfisk som dog eller fiskades bort i samband med det förra reduktionsfisket). Reduktion % anger hur många % av fiskbiomassan det beräknades motsvara. Beräknad biomassa anger en uppskattning av hur mycket vitfisk det kan finnas i de olika bassängerna. Beräknat fiskebehov anger en uppskattning på hur mycket vitfisk man behöver ta bort. Beräknat fiskebehov – reviderat är en uppskattning av hur mycket vitfisk som behöver tas bort, givet att den samlade biomassan halverats.

	Sättoftasjön	Östra Ringsjön	Västra Ringsjön
Reduktion (ton) 1988-1992	100	500	120
Reduktion %	-63	-80	-54
Beräknad biomassa (ton)	160	625	225
Beräknat fiskebehov (ton)	125	500	180
Beräknat fiskebehov – reviderat (ton)	60	260	180

Rent praktiskt får man låta resultaten från utfiskningarna – eller standardiserade provfisken – avgöra hur stor insatsen ska vara. Lämplig måtenhet är fångst per fångstansträngning – antingen i form av vikt/nättnatt i samband med nätprovfisken, eller vikt/tråltidsenhet om man väljer trålfiske. När mängden fångad fisk minskar under en viss andel av den ursprungliga fångsten avbryts insatsen.

Ett utfiske kan ske på flera olika sätt. Förutom trålning och fiske med fasta redskap har man i Finland utvecklat speciella motordrivna plattformar för fiske med not i grundare sjöar (Penttilä 2002). Metoden förefaller fångstmässigt vara väl så effektiv som trålning. När det gäller skador på fisk kan metoden förmodligen vara mera skonsam. Just skador på fisken och på bottenarna till följd av trålningen måste ses som en nyckelfråga i Ringsjön, då det i sjön bedrivs ett omfattande yrkesfiske efter fr.a. ål och gös.

För att undvika skador på rovfisken (den fisk som ska släppas tillbaka) bör man undvika trålning när vattentemperaturen överstiger 15°C (R. Aagren muntl.). I praktiken innebär det att man bör undvika trålning under perioden maj-slutet av september. Ett annat sätt att minimera skador på fisken är att dra ner på trålningstiderna; 15-20 minuter verkar vara en övre gräns för när gösen tar skada (E. Degerman muntl.). Erfarenheterna från såväl Ringsjön (Hamrin 1999) som Finjasjön (R. Aagren muntl.) tyder på att det går att anpassa trålningshastighet och tråldragens tid så att skador på fisken minimeras. Av allt att döma är det lättare att undvika fiskskador vid notdragning och man har dessutom förmodligen möjlighet att förlänga säsongen något (d.v.s. man behöver inte så strikt följa 15°C-regeln).

Slutsats:

Det finns goda förutsättningar att ett upprepat reduktionsfiske i Ringsjön ska ge önskade effekter på vattenkvaliteten. För detta krävs dock en helhjärtad insats under en koncentrerad period.

Ett reduktionsfiske av Ringsjön kräver att man tar särskild hänsyn till yrkesfisket och dess

intressen. Fiske med fasta redskap och not ger större chans för överlevnad hos den fisk som ska sättas tillbaka. En viss metodutveckling kan vara nödvändig för att minimera skadorna på bestånden av gös och ål.

Utplantering av nya arter

Av de tveksamma metoderna för biomanipulering är utplantering av för ekosystemet nya arter bland de värsta. En åtgärd som inte är direkt ovanlig i fiskevårdssammanhang är att man planterar in gös i nya vatten för att öka predationstrycket på vitfisker. Det finns inga direkt entydiga resultat av sådana utplanteringar och i Ringsjön finns ju gösen redan – som resultat av utsättningar under senare delen av 1930-talet (Rosén 1955).

En mer exotisk art som används för biomanipulering är silverkarp *Hypophthalmichthys molitrix*. Silverkarp är en storväxt algätare (upp till 1 m och 50 kg) med ursprung i Kina. Arten används fr.a. i subtropiska områden där den med goda resultat sätts ut i dammar för att hålla efter *Microcystis* och andra blågrönalger (Miura 1990). Mer eller mindre lyckade försök har gjorts i flera östeuropeiska länder.

En annan främmande art som använts för biomanipulering är zebramussla *Dreissena polymorpha* (Reeders & bij de Vaate 1990). Arten är ursprunglig i området runt Svarta havet men har som fripassagerare på båtar spritt sig över stora delar av Europa under 1900-talet. De första fynden i Sverige gjordes i Mälaren på 1920-talet, fasta bestånd finns numera i Mälaren och Hjälmaren inklusive tillrinnande vattendrag. Zebramuslor är effektiva filtrerare och stora bestånd kan ha betydande påverkan på algsamhällets utveckling och sammansättning.

Det finns två stora nackdelar med utplantering av nya arter för biomanipulation. En är att man inte angriper orsaken till problemen utan enbart symptomen, den andra är att man på ett svårförutsägbart sätt ändrar den ekologiska balansen i sjön eller dammen.

Slutsats:

Utplantering av främmande arter i biomanipulationssyfte är en mycket tveksam åtgärd som överhuvudtaget inte ska förekomma i naturliga ekosystem.

Stödutplantering av makrofyter

Förekomsten av makrofyter verkar ha en mycket stor betydelse när det gäller att stabilisera en sjö i klarvattensfasen (Strand 1999a). Ökad förekomst av makrofyter medför i regel ett ökat siktdjup. Mekanismerna för detta är något oklara, men näringskonkurrens mellan undervattensväxter, perifyton (fastsittande alger) och planktonalger har föreslagits som en tänkbar mekanism (Strand 1999a). Andra fördelar är ökad tillgång på skydd för zooplankton och minskad omrörning av bottensedimenten (Strand 1999a).

Mängden makrofyter minskar ofta snabbt när siktförhållandena i en sjö försämras. Efter ett tag minskar också arternas förekomst i fröbanken och återetableringen kan därför ta lång tid. När förutsättningarna för etablering av undervattensväxtlighet blivit tillräckligt goda, men det

trots detta saknas undervattensväxter, kan det därför kanske vara mödan värt att på olika sätt försöka plantera in önskade arter.

För att förekomsten av makrofyter ska kunna ha en effekt på sjönivå anger man ibland att 25 % av bottenarealen bör vara täckt av växter (Hosper & Meijer 1993). I grunda sjöar med flack botten är det målet naturligtvis mera rimligt att uppnå än i djupa sjöar med branta stränder.

Den kanske allra viktigaste faktorn för etablering av makrofyter är siktdjupet/ljustillgången under gröningsperioden på våren. Det är således mycket gynnsamt med höga siktdjup – eller låga vattennivåer – under perioden april till juni. Låga vattennivåer gör också att plantorna kan etablera sig längre ut från stranden, när de väl etablerat sig skjuter de långa skott upp i ljuset. Resultat från Finjasjön visar att man vid ett siktdjup på 2,1 m fick etablering av makrofyter ut på 3 m djup (Strand 1999a). Detta borde kunna användas som riktmärke även för Ringsjön.

Ett alternativt tillvägagångssätt är att utgå från tidigare förhållanden – i de fall de är kända – och använda den tidigare djupfördelningen som riktmärke för restaureringsmålet. Väljer man den metoden måste man vara försiktig så att man inte sätter upp helt oralistiska mål. Oavsett hur gammalt referensmaterialet är får man i de flesta fall räkna med att trofigraden är högre idag än tidigare, vilket gör att det är föga troligt att man helt och hållet kan komma tillbaka till de tidigare förhållandena.

Stödutplantering kan ske genom överföring av frön, vegetativa förökningsorgan eller hela skott. Hos släktet nateväxter *Potamogeton* finns en obligat frövila vilket gör att det tar tid innan man får någon frögroning (Haag 1979). Plantering är arbetskrävande, och resultaten dessutom oförutsägbara. I många fall är därför överföring hela skott eller vegetativa förökningsorgan att föredra. Bland de förslag till metoder som finns kan nämnas överföring av fröriska bottensediment. Överföring av stora mängder vegetativt material. Plantering av skottbitar. Fältet är öppet för kreativa tankar!

Till följd av god spridningsförmåga har undervattensväxter i regel stora utbredningsområden. Detta gör att man inte behöver vara särskilt noga med vilken provinens frön och plantmaterial har. Material av skånskt eller mera obestämt sydsvensk ursprung är helt tillräckligt. Naturligtvis ska man först och främst sträva efter att få tillbaka den ursprungliga florin. Detta innebär t.ex. att man ska undvika arter som är främmande eller helt nya för landet, t.ex. vattenpest *Elodea canadensis* som är en inkomling från Nordamerika till Sverige under 1870-talet.

Eftersom etableringen av makrofyter inledningsvis sker på grunt vatten, varifrån bestånden efterhand vandrar ut mot större djup (Strand 1999b), torde återetableringen av makrofyter gynnas av en naturlig vattenregim.

Ringsjön

Under 1880-talet anges siktdjupet i Västra Ringsjön ha varit ca 2,5 m sommartid (Trybom 1893). Tyvärr saknas uppgifter om det för växterna så viktiga vårsiktdjupet från denna tid. Trots vissa försämringar under början av 1900-talet uppmättes liknande sommarsiktdjup fram till 1940-talet. Eftersom medeldjupet i Västra Ringsjön är 3,1 m var ljusförhållandena vid den tidpunkten sådana undervattensväxtligheten kunde etablera sig över stora delar av sjön. Även

Sätofasjön hade vid denna tidpunkt rik förekomst av makrofyter, åtminstone ner till ca 2 m djup. Östra Ringsjön har betydligt brantare stränder vilket gör att den tänkbara zonen för undervattensväxter är betydligt smalare. Trybom (1893) anger god förekomst av makrofyter längs södra stranden och i området utanför Pråmhuset. En stor del av Ringsjöns stränder är steniga ut till ca 2 m djup vilket gör att grönings- och tillväxtförhållandena är tämligen dåliga (Strand 1999b).

Under 1900-talet har undervattensväxtligheten i Ringsjön utarmats betydligt, detta gäller såväl antalet arter som de enskilda arternas utbredning. Den i Sverige akut hotade sjönajasen (*Najas flexilis*) var t.ex. vanlig i Ringsjön under senare delen av 1800-talet. Efter en mycket lång period med dåliga förhållanden för makrofyter blir fröbanken utarmad och förutsättningarna för en snabb och spontan återetablering av en rik flora av undervattensväxter är därför dåliga.

Ständigt varierande vattennivåer gör etableringen svårare, samtidigt som det innebär att växtligheten på en given plats får utstå mera varierande förhållanden med snabba och oregelbundna förändringar. Samtidigt som korttidsregleringen av Ringsjön inneburit en helt ny vattenregim innebär den inte någon förändring i total vattenståndsamplitud. Vattenståndet i Ringsjön alltid har varierat och normalvariationen under slutet av 1800-talet låg närmare 1,5 m (Trybom 1893), d.v.s. i samma storleksordning som idag.

Eftersom vattendomen från 1972 erbjuder en rekommenderad regleringsamplitud på 1,22 m finns det i dagsläget goda möjligheter att använda regleringen för restaureringsändamål. Konkret kan man t.ex. tänka sig att hålla låga vattennivåer i sjön under våren för att underlätta groning och etablering av makrofyter.

Slutsats:

Förstärkningsutplantering av undervattensväxter är en lämplig åtgärd. Det finns dock inte särskilt mycket kunskap om hur man rent praktiskt ska gå tillväga. Metoder och tillvägagångssätt måste därför i stor utsträckning prövas fram.

Förslag till arbetsgång och projektplan, åren 2003-2005

Under rådande omständigheter förefaller ett upprepat reduktionsfiske vara den mest lämpade åtgärden för att snabbt få till stånd förbättringar i Ringsjöns vattenkvalitet. Utvecklingen och förhållandena skiljer sig något mellan de tre sjöarna, men det står ändå klart att åtgärder behövs såväl i Sätoftasjön som i Östra Ringsjön och Västra Ringsjön.

Under våren 2003 bör insatserna inriktas mot fiske på lekfisk av främst mört och braxen med fasta redskap och nät. Ringsjöfisk är öppna för ett samarbete om en omdisposition av sitt fiske för att möjliggöra ett effektivt uttag av mörtfisk. Fisket med de fasta bottengarnen kompletteras med ryssjefisken i mynningen av samtliga tillrinnande vattendrag under mörtens lekperiod. Motsvarande riktade åtgärder kan göras mot braxen under leken. Denna typ av fiske ska genomföras ungefär 2 månader om året under ett minimum av 3 år.

Uttag av vitfisk från bottengarnen ska ske under hela fiskesäsongen.

Enbart fiske med de fasta redskapen är inte tillräckligt för att uppnå önskad reduktion av fiskbestånden. Det är därför önskvärt att man så snart som möjligt initierar ett mera storskaligt reduktionsfiske genom trålning eller notfiske. För att få en så samlad insats som möjligt ska reduktionsfisket inledas under hösten 2003. Intensivt reduktionsfiske ska ske under 4-6 månader per år under minst tre år.

Sommaren 2004 ska olika åtgärder för att stärka förekomsten av makrofyter inledas. Dessa åtgärder har nödvändigtvis karaktären av försöksverksamhet och ska därför utföras i samarbete med universitet eller högskola så att effekterna kan utvärderas på ett korrekt sätt. I detta sammanhang vore det mycket intressant att kunna utnyttja regleringen av Ringsjön för att optimera groning och tillväxt hos makrofyterna. Efter utvärdering ska åtgärderna fortsätta 2005.

Parallellt med åtgärderna i sjön måste arbetet med att minska den externa belastningen intensifieras.

Åtgärder 2003

Mars

Anställa projektledare. Rekryteringen ska göras omgående, före reduktionsfiskets start, så att han/hon hinner sätta sig in i arbetet och få en så bra bild som möjligt av arbetets upplägg och utformning. Under denna tid så skall han/hon få fram båtar, motorer, drivmedel, ryssjor och annan nödvändig materiel. En annan viktig arbetsuppgift under detta inledande skede är att få till stånd ett avtal om leverans av fisk till Simrishamns fryshus. Han/hon skall även hinna anställa folk till det inledande arbetet. Och naturligtvis få så bra kontakt med de involverade personerna som möjligt.

Till det inledande fisket under våren krävs fyra personer så man kan samköra med två båtar. Det finns möjlighet att utnyttja personalen på Ringsjöfisk i viss utsträckning, kontakterna är tagna och man kan därför gå direkt till förhandling.

April-juni

I slutet av mars eller början av april kommer de fasta bottengarnen ut i Ringsjön. Den inledande fasen med reduktionsfiske med hjälp av de fasta bottengarnen beräknas pågå så länge redskapen står i sjön. Huvuddelen av fångsten sker dock under vitfiskens lekperiod (ca 20 april-10 juni). Utöver fisket med de fasta bottengarnen inleds under samma period ett riktat fiske med ryssjor efter uppvandrande lekmört i å- och bäckmynningarna. När braxenleken sätter igång sker riktade fisken mot denna art med bottennät. Vårens fiske avslutas ca 10 juni.

Juni-september

Under sommaren ska alla förberedelserna inför höstens reduktionsfiske göras. Det är upp till projektledaren att göra den slutgiltiga avvägningen av huruvida man ska satsa på trålfiske eller notfiske.

Under denna period ska projektledaren arbeta aktivt med att söka externa bidrag.

Oktober-december

Inledande utfiske av Ringsjön. Inledningsvis koncentreras åtgärderna till Västra Ringsjön. Mot slutet av säsongen när fisken börjat stimma och samlas i djuphålor kan visst fiske ske även i Sätoftasjön och Östra Ringsjön.

Åtgärder 2004

Det huvudsakliga utfisket ska ske under år 2004. Direkt efter islossning (!?) inleds trålning eller notfiske. Inledningsvis koncentreras åtgärderna till Västra Ringsjön. Efterhand (beroende på fångstresultaten) flyttas fokus till Östra Ringsjön och Sätoftasjön. Under våren sker lekfiske på samma sätt som under 2003. Uttag av all vitfisk från bottengarnen ska ske under hela 2004.

Under våren/försommaren 2004 inleds försök med att plantera undervattensväxter.

Under hösten 2004 sker fortsatt reduktionsfiske med trål eller not.

Uppföljning av resultaten från reduktionsfisket genom standardiserat provfiske i Västra Ringsjön.

Åtgärder 2005

Direkt efter islossning (!?) inleds trålning eller notfiske. Inledningsvis koncentreras åtgärderna till Sätoftasjön. Efterhand (beroende på fångstresultaten) flyttas fokus till Östra Ringsjön. Västra Ringsjön fiskas under en kortare period någon gång under säsongen. Under våren sker lekfiske på samma sätt som under 2003. Uttag av vitfisk från bottengarnen ska ske under hela 2005.

Fortsatta försök med återetablering av makrofyter.

Uppföljning av resultaten från reduktionsfisket genom standardiserat provfiske i Östra Ringsjön och Sättoftasjön.

Finansiering

Det finns i dagsläget inga externa medel riktade direkt mot sjörestaurering/reduktionsfiske. Detta gäller såväl nationellt som inom EU.

Ett visst bidrag från Region Skånes miljövårdsfond torde vara möjligt då åtgärderna faller inom ramen för vad de uppger sig stödja. Rimlig nivå torde vara i storleksordningen 100 000 – 200 000 kronor, med krav på egen finansiering med samma belopp.

I budgetpropositionen 2002/03:1 aviseras en särskild programsatsning på kommunal naturvård som föreslås starta år 2004. Utformningen av programmet är ännu ej fastställd. Växjö kommun lyckades få LIP-pengar som täckte en relativt stor del av deras kostnader för ett reduktionsfiske. Men det återstår att invänta den exakta utformningen av det kommande stödet.

Mycket av arbetet med utfisket kan utföras av okvalificerad personal. Med stöd av Arbetsförmedlingen borde det gå att minska lönekostnaderna betydligt.

I inledningskedet – d.v.s. utfiske med fasta bottengarn och ryssjor under våren 2003 – får berörda kommuner ta hela kostnaden. Som situationen ser ut i dagsläget är det nödvändigt att kommunerna är beredda att ta hela restaureringskostnaden, så har man t.ex. gjort i Hässleholms kommun. När Vattendirektivet träder i kraft 2004-01-01 kommer ansvaret för vattenfrågorna under alla omständigheter att läggas på kommunerna.

Kostnadsberäkning

	2003		2004		2005	
Projektledare	9 mån	290000	12 mån	395000	12 mån	403000
Kringkostnader		30000		45000		45000
Summa projektledning		320000		440000		448000
Bottengarnsfiske - drift		124000		130000		136000
Bottengarnsfiske - investeringar		36000		12000		12000
Bottengarnsfiske - arbetskostnad		190000		194000		198000
Summa bottengarnsfiske		350000		336000		346000
Trålfiske - hyra	2 mån	400000	4 mån	800000	4 mån	800000
Trålfiske - drift	2 mån	85000	4 mån	175000	4 mån	180000
Trålfiske - arbetskostnad	2 mån	143000	4 mån	290000	4 mån	296000
Summa trålfiske		628000		1265000		1276000
Plantering av undervattensväxter			1 mån	47600	1 mån	47600
Summa plantering				47600		47600
Summa		1298000		2041000		2070000

Projektledare

Beräknad ingångslön år 2003 – 23 000:- Det är fullt rimligt att tänka sig att projektledaren tar sig an en betydande del av det praktiska arbetet. I denna uppställning har jag inte räknat med att så är fallet.

Bottengarnsfiske – drift

Kostnad för båtar och utrustning vid Ringsjöfisks anläggning samt drivmedel.

Bottengarnsfiske – investeringar

Komplettering av fiskeutrustning, skyddskläder etc.

Bottengarnsfiske – arbetskostnad

Beräknad ingångslön år 2003 – 17 000:- x 4 personer

Denna kostnad inkluderar friköp av 1 person från Ringsjöfisk.

Trålfiske – hyra

Hyra 50 000:-/vecka. Inkluderar båtar, fiskeredskap och 2 skeppare. Förhandlingsbart vid längre uppdrag.

Trålfiske – drift

Drivmedel och underhåll av båtar och redskap.

Trålfiske – arbetskostnad

Beräknad ingångslön år 2003 – 17 000:- x 3 personer.

Notfiske

Kostnader för notfiske har ej gått att beräkna.

Plantering av undervattensväxter

Beräknad ingångslön år 2003 – 17 000:- x 2 personer.

Referenser

- Bergman, E. 1997. *Ringsjön i Skåne. Restaurering genom cyprinidreduktion – effekter av fiskreduktionen*. Rapport. Limnologiska avdelningen. Ekologiska institutionen. Lunds Universitet. 59 sid.
- Bernes, C. (red). 1983. *Näring i överflöd – eutrofiering i svenska vatten*. Monitor 1983. Naturvårdsverket. Solna.
- Bergman, E. & Bergstrand, E. 1999. Lack of a top-down effect on the zooplankton community after a cyprinid reduction. *Hydrobiologia* 404:65-75.
- Bergstrand, E. & Filipsson, O. 1985. Ringsjöns fiskar, fiske och vattenkvalitet. *Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm*. Nr 6. 70 sid.
- Blindow, I. 1992. Long- and short term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 25:15-27.
- Boers, P.C.M., van der Does, J., Quaak, M.P. & van der Vlugt, J.C. 1994. Phosphorus fixation with iron-chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 129:339-351.
- Enell, M. 1983. *Sedimentens betydelse i Ringsjöns eutrofiering*. Limnologiska institutionen. Lunds Universitet. 110 sid.
- Granéli, W. 1999. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404:19-26.
- Haag, R.W. 1979. The ecological significance of dormancy in some rooted aquatic plants. *Journal of Ecology* 67:727-738.
- Hamrin, S. 1999. Planning and execution of the fish reduction in Lake Ringsjön. *Developments in Hydrobiology* 140:59-63.
- Hansson, L.-A. 1998. *Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. En kunskapssammanställning*. Rapport 4851. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hansson, L.-A. & Bergman, E. 1999. Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story. *Developments in Hydrobiology* 140.
- Hosper, H. & Meijer, M.-L. 1993. Biomanipulation, will it work for your lake? A Simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes. *Ecological Engineering* 2:63-72.
- Miura, T. 1990. The effect of planktivorous fishes on the plankton community in an eutrophic lake. I: Gulati, R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer, M.L. & van Donk, E (red). *Biomanipulation: Tools for water management. Developments in Hydrobiology* 61.
- Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. 1996. *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Broads Authority, U.K.
- Naturvårdsverket. 1999a. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 1999b. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1 – kemiska och fysikaliska parametrar*. Rapport 4920. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 1999c. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 – biologiska parametrar*. Rapport 4921. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Penttilä, S. (red). 2002. *Projektet för intensivt fiske i sjöarna i Nyland*. Fiskerienheten vid Nylands arbetskraft- och näringscentral. På finska med svensk sammanfattning.
- Pettersson, K. & Wallsten, M. 1990. *Sjörestaurering i Sverige, metoder och resultat*. Rapport 3817. Naturvårdsverket, Stockholm.

- Reeders, H.H. & bij de Vaate, A. 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. I: Gulati, R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer, M.L. & van Donk, E. (red). *Biomanipulation: Tools for water management. Developments in Hydrobiology 61*.
- Ripl, W. 1976. Biochemical oxidation of polluted lake water with nitrate – a new lake restoration method. *Ambio* 5:132-135.
- Rosén, N. (red). 1955. *Svenskt fiskelexikon*. AB Nordiska Uppslagsböcker. Stockholm.
- Strand, J. 1999a. *Submerged macrophytes in shallow eutrophic lakes – regulating factors and ecosystem effects*. Doktorsavhandling. Limnologiska avdelningen, ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Strand, J. 1999b. Development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation. *Hydrobiologia* 404:113-121.
- Søndergaard, M, Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World* 1:427-442.
- Trybom, F. 1893. *Ringsjön i Malmöhus län, dess naturförhållanden och fiske*. Meddelande från Kongliga Landtbruksstyrelsen. N:r 13.