



# Aqua reports 2017:10

## Fysisk restaurering av sjöar

Erik Degerman, Carl Tamario, Leonard Sandin, Johan Törnblom



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

## Fysisk restaurering av sjöar

Erik Degerman<sup>1</sup>, Carl Tamario<sup>1</sup>, Leonard Sandin<sup>2</sup>, Johan Törnblom<sup>1</sup>

<sup>1</sup>**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro

<sup>2</sup>**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

juli 2017

Aqua reports 2017:10

ISBN: 978-91-576-9514-7 (elektronisk version)

ISBN: 978-91-576-9513-0 (tryckt version)

E-post till ansvarig författare:

erik.degerman@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Ursula Zinko, Havs- och vattenmyndigheten

Ingemar Abrahamsson, Havs- och vattenmyndigheten

Ulrika Stensdotter Blomberg, Havs- och vattenmyndigheten

Vid citering uppge:

Degerman, E., Tamario, C., Sandin, L., Törnblom, J. (2017). Fysisk restaurering av sjöar.

Aqua reports 2017:10. Institutionen för akvatiska resurser, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Drottningholm Lysekil Öregrund. 105 s.

Nyckelord:

Restaurering, sjöar, eutrofiering, sänkta sjöar, sjöstränder

Rapporten kan laddas ned från:

<http://pub.epsilon.slu.se/>

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten inom projektet Grön infrastruktur.

Chefredaktör:

Noél Holmgren, prefekt, institutionen för akvatiska resurser, Lysekil

Framsida: Mälarens sjölandskap sett från Birka. Foto: Axel Törnblom.

Baksida: Brun kärrhök. Foto: Carl Tamario.

## Sammanfattning

Denna rapport beskriver översiktligt omfattningen av antropogen påverkan på våra sjöar och vilka effekter detta fått på biologisk mångfald, ekosystemets funktion och på ekosystemtjänster. Fokus ligger på att beskriva möjliga fysiska restaureringsåtgärder. Vi går igenom exempel från ett antal genomförda sjörestaureringar, både nationellt och internationellt, och försöker ge generella rekommendationer för olika åtgärder. Det kan dock inledningsvis konstateras att det finns mycket få redovisade arbeten om fysisk sjörestaurering, fränsett olika åtgärder i eutrofierade vatten. Det gör att detta inte är en litteratursammanställning eftersom en sådan hade dominerats helt av olika typer av påverkan och endast motåtgärder mot övergödning. Utav de cirka 4000 restaureringsåtgärder som finns redovisade i databasen "Åtgärder i Vatten" berör endast ett tiotal sjörestaurering.

De problemområden som tas upp är reglerade sjöar, sänkta sjöar, övergödning, förlorad funktion av strandzon och kantzonen samt förlorad konnektivitet. Många av dessa problem hänger ihop, till exempel sänkta och övergödda sjöar, och det är komplexa samband som styr möjligheter och effekter av restaurering. Det finns flera exempel på hur man trots omfattande insatser inte nått ända fram.

Varje restaureringsprojekt är unikt och har egna förutsättningar. Eftersom det är komplexa samband som ger negativ påverkan är det inte enkelt att sätta tydliga mål för restaureringen. Detta försvåras ytterligare av att det inte finns statistiska tillstånd i naturen.

Restaureringsåtgärderna måste ses i ett holistiskt perspektiv, både över tid, inom avrinningsområdet och med beaktande av olika ekosystemtjänster och andra verksamheter. De exempel som finns visar ofta att vi inte lyckats fullt ut därför att åtgärderna inte tillåts vara omfattande nog.

För reglerade sjöar rekommenderas att regleringen så långt möjligt följer den naturliga flödesregimen, att regleringen i mindre sjöar inte får överstiga den naturliga variationen ett normalår. Som ett riktvärde högst en meters amplitud.

För sänkta sjöar finns tre möjliga vägar, att höja vattennivån, att muddra djupare (endast lämpligt i vissa sjöar) eller en kombination av de båda. Ofta är det svårt att få utrymme för en höjning av sjön, varför olika typer av muddring blir aktuellt, ofta efter en inledande eliminering av överflöd av växter.

För övergödda sjöar är det avgörande att avlasta extern- och internbelastning. Det senare innebär att muddring av de närsaltrika översta sedimenten krävs. Alternativ kan vara att kemiskt binda fosfor i sedimenten. Muddringen har dock fördelen att även öka vattendjupet och i bästa fall kan fosfor komma till användning på landbacken. Lågflödesmuddring ser ut att vara det bästa alternativet i lite större och djupa vatten, medan mer igenväxta små och grunda sjöar kan pontonmuddras.

Sjöars konnektivitet och behovet av att återfå en kant- och strandzon med naturliga processer berörs också.

## Summary

This report contains an overview on some of the most overarching kinds of anthropogenic degradations of lakes in the past and today, their effects on biological diversity, ecosystems and ecosystem services and possible physical restorations and counter-measurements.

The anthropogenic degradations raised in this report consists of, but is not limited to, water regulation of lakes, permanent lowering of lakes, eutrophication, lost lateral and longitudinal connectivity, and degradation of the shoreline and the riparian zones. The extent and present influences of these antropogenic disturbances of lake ecosystems in Sweden are presented and discussed.

In the first half of the report we discuss ecological and hydrological lake processes with emphasis on the functionality of habitat diversity and macrophytes. In the second half of the report we discuss restoration principles in general and present more detailed recommendations for each kind of disturbance.

Examples of performed restoration efforts are raised and discussed. Other than measures in eutrophicated lakes, there are very few scientific studies published on physical restoration of degraded lake ecosystems. We have therefore tried to discuss both published and unpublished as well as successful and unsuccessful examples from performed or ongoing restoration projects in Sweden. Unsuccessful attempts often depend on restoration efforts not being extensive enough.

There are large knowledge gaps concerning the effects of lost habitat diversity in the riparian zone and in shallow water. Suggested restoration efforts here are directed towards mimicking the natural connectivity between land and water, adding habitat complexity through dead wood and restoring macrophytes.

Disturbances in lakes are often caused by multiple pressures and a holistic view is needed to assess attainable restoration goals and suitable and doable measurements to achieve these goals. Every lake, project and catchment is unique and may call for complex management planning. Despite the complexity of the problems, measures need not be difficult to perform.

# Innehållsförteckning

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>Inledning</b>  | <b>7</b>  |
| <b>2</b> | <b>Sjöar - en bakgrund</b>  | <b>12</b> |
| 2.1      | Vad är en sjö?  | 12        |
| 2.2      | Omgivande landskap styr   | 14        |
| 2.3      | Kantzonens betydelse  | 15        |
| 2.4      | Sjöns ekosystem   | 18        |
| 2.5      | Makrofyternas betydelse för sjöar                                     | 24        |
| 2.6      | Ekosystemtjänster   | 27        |
| <b>3</b> | <b>Hur har vi påverkat våra sjölandskap?</b>                          | <b>30</b> |
| 3.1      | Reglering av sjöar och påverkade vattenstånd                          | 30        |
| 3.1.1    | Omfattning och lokalisering av påverkan                               | 30        |
| 3.1.2    | Effekter av dammar och reglering av vattennivån                       | 32        |
| 3.2      | Sänkning av sjöar   | 35        |
| 3.2.1    | Omfattning och lokalisering av påverkan                               | 35        |
| 3.2.2    | Effekter av sänkning och torrläggning                                 | 38        |
| 3.3      | Övergödning   | 41        |
| 3.3.1    | Omfattning och lokalisering av påverkan                               | 41        |
| 3.3.2    | Effekter av övergödning   | 43        |
| 3.4      | Strandnära exploatering   | 48        |
| 3.4.1    | Omfattning och lokalisering av påverkan                               | 48        |
| 3.4.2    | Effekter av strandnära exploatering och urban påverkan                | 54        |
| 3.5      | Sjölandskap med förlorad konnektivitet                                | 55        |
| 3.5.1    | Omfattning och lokalisering av påverkan                               | 55        |
| 3.5.2    | Effekter av förlorad konnektivitet och dämmen i sjöars utlopp         | 56        |
| <b>4</b> | <b>Hur kan vi restaurera sjölandskapet?</b>                           | <b>58</b> |
| 4.1      | Reglerade sjöar   | 58        |
| 4.1.1    | Exempel på genomförda åtgärder  | 58        |
| 4.1.2    | Rekommendationer  | 58        |
| 4.1.3    | Möjliga negativa konsekvenser   | 60        |
| 4.2      | Sänkta och torrlagda sjöar  | 60        |
| 4.2.1    | Exempel på genomförda åtgärder  | 60        |
| 4.2.2    | Ökad vattenvolym i sänkta sjöar – observerade och förväntade effekter | 68        |
| 4.2.3    | Rekommendationer  | 72        |

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| 4.2.4    | Möjliga negativa effekter              | 74        |
| 4.3      | Övergödda sjöar                        | 75        |
| 4.3.1    | Exempel på genomförda åtgärder         | 75        |
| 4.3.2    | Rekommendationer                       | 78        |
| 4.3.3    | Möjliga negativa effekter              | 86        |
| 4.4      | Strandnära exploatering                | 87        |
| 4.4.1    | Exempel på genomförda åtgärder         | 87        |
| 4.4.2    | Rekommendationer                       | 88        |
| 4.4.3    | Möjliga negativa effekter              | 92        |
| 4.5      | Sjölandskap med förlorad konnektivitet | 92        |
| 4.5.1    | Exempel på genomförda åtgärder         | 92        |
| 4.5.2    | Rekommendationer                       | 93        |
| 4.5.3    | Möjliga negativa effekter              | 94        |
| <b>5</b> | <b>Erkännanden</b>                     | <b>96</b> |
| <b>6</b> | <b>Referenser</b>                      | <b>97</b> |







# 1 Inledning

I våra sjöar och vattendrag existerar en biologisk mångfald i form av komplexa samhällen av arter och populationer i intrikata samspel med varandra och miljön. Även de viktiga strukturer, processer och förlopp som ingår i ekosystemen utgör en del av den biologiska mångfalden. När miljön förändras för snabbt och/eller bortom normala gränser påverkas samspelet och det vi kallar biologisk mångfald kan drastiskt reduceras. Idag finns det nästan 70 rödlistade arter knutna till sjöar (Bjelke 2010).

Våra sjöar är enligt bedömningarna i Vattenförvaltningen (VISS) mindre påverkade av mänskliga ingrepp än våra vattendrag, men trots det är påverkan på sjöarna omfattande. De står nämligen för en stor del av vår vattenförsörjning till samhällen, industrier och jordbruk och används som vattenregleringsmagasin för elproduktion. Ett fåtal sjöar har dessutom livlig fartygstrafik; Vänern och Mälaren. Det finns ett flertal former av mänsklig påverkan som inverkar negativt på sjöars processer, strukturer och biologiska mångfald. Våra sjöar nyttjas på olika sätt, bland annat som/för:

- Recipient - avlopp, dagvatten, kylvatten, vattenbruk
- Energikälla - vattenkraft, sedimentvärme
- Vattentäkt - bevattning, råvatten till vattenverk
- Habitattäkt - utfyllnad, vägar, hamnar, muddringar, strandnära byggande
- Proteintäkt - fiske
- Transportled - kanaler, slussar, farleder
- Rekreation - fiske, bad, båtliv, fågelskådning.

Med habitattäkt menar man de fall då man inte är intresserad av sjöns vatten utan försöker exploatera utrymmet, till exempel genom utfyllnader av grunda vikar till förmån för bebyggelse i tätort, hamnar och vägar samt sänkningar av sjön för att skapa ny jordbruksmark. Inom habitattäkt ryms också exploatering eller förändring

av kantzonen runt sjön eftersom denna zon är en vital del i ett fungerande ekosystem.

De klimatförändringar som vi upplever redan idag med förändrade temperaturer, ökad/minskad nederbörd och kraftiga flödesförändringar skapar ett tryck på sjönära samhällen. I framtiden kan vi också förvänta oss en höjd havsnivå. I det korta perspektivet är risken stor att vi fortsätter bygga konstgjorda erosionsskydd, valla in vattennära områden och bygga strandnära. Till slut kommer samhället att tvingas till mer ekologiskt och holistiskt genomtänkta åtgärder och arbetet med ekosystemtjänster och grön infrastruktur är bra steg på vägen.

Miljömålsarbetet och arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten handlar bland annat om att restaurera sjöekosystemen till en god ekologisk och vattenkemisk status. Även andra EU-direktiv som Art- och habitatdirektivet och Fågeldirektivet samt arbetet med Grön infrastruktur handlar om att bevara och restaurera vattenlandskapet, ibland med fokus på vissa miljöer och arter. Det måste vi göra för vår egen skull, inte bara för att rädda rödlistade arter. Sjöarna har ett värde som leverantör av ekosystemtjänster (avsnitt 2.6). Fisket är av stor kommersiell betydelse i de fyra största sjöarna med cirka 150 verksamma yrkesfiskare. I Sverige engagerar fritidsfisket i de fyra stora sjöarna mer än en halv miljon människor.

Åtgärder i Vatten (ÅiV) är en nationell databas över de åtgärder och restaureringar som genomförts i akvatiska miljöer i Sverige sedan 1970-talet. Registret innehåller över 4000 åtgärdsposter som kan knytas till en specifik vattenförekomst men endast några tiotal av dessa avser åtgärder i sjöar (det vill säga mindre än en procent). Majoriteten av dessa består av utplacering av risvasar och vegetationsrensning för flodkräfta! Restaureringar i sjölandskapet, eller möjligen rapporteringen av dito, ligger således långt efter den restaureringsverksamhet som genomförs och redovisas i strömmande akvatiska miljöer idag.

I denna rapport visar vi hur sjölandskapet påverkas av mänskliga aktiviteter, vilka effekter det fått och ger förslag på hur fysisk restaurering kan ske. Dock kan det konstateras att denna rapport inte utgör en ren litteratursammanställning eftersom det finns ringa publicerat om fysiska restaureringsåtgärder annat än i övergödda sjöar. Där så varit möjligt har vi försökt att exemplifiera med faktiskt genomförda restaureringsåtgärder och dess utfall och i andra fall har vi fått diskutera möjliga lösningar utgående från rådande förutsättningar och kunskap.

Fokus ligger på strukturer och fysiska processer som återförts och hur dessa påverkar den biologiska mångfalden. Vi tar upp sjöar som påverka(t)s av:

- vattenreglering (vattennivåförändringar)
- sänkning (permanent sänkta sjöar för att vinna jordbruksmark)
- övergödning

- förlust av strandzon (till följd av muddring, kanalisering, strandskoning, erosionsskydd, byggande)
- förlorad funktion av kantzon.

Däremot berör vi inte närmare trafik från fartyg och småbåtar, utläggning av olika typer av ledningar, muddring eller muddertippning.

Det finns omfattande standardverk över restaurering av sjöar (främst Björk 2014), men de fokuserar oftast på eutrofa, och i någon mån på sänkta, sjöar. Vi lägger idag stora resurser på akvatisk miljövård. Utbyggnaden av de kommunala avloppsreningsverken innebar en storskalig avlastning av organiskt material och närsalter från våra vattensystem. Det genomförs även en satsning på kalkning av försurade sjöar. Båda dessa omfattande åtgärder är direkt inriktade mot vattenkvaliteten. Däremot har det genomförts synnerligen få fysiska åtgärder, till exempel i form av höjning av sänkta sjöar, restaurering av strandzon som förlorat sin funktion eller ens att motverka negativa effekter av vattenreglering för kraftändamål.

Avsikten med denna rapport är att kunna föreslå lämpliga metoder för att återföra vattnet till en bättre ekologisk status. I första hand ska man försöka återställa till ett nära ursprungligt tillstånd (**restaurering**). Om miljön dock är så kraftigt förändrad att detta inte går att uppnå får man försöka återställa systemet så gott det går och sträva efter att skapa ett tillstånd där de ursprungliga strukturerna och processerna kan verka och de naturliga arterna kan förekomma i livskraftiga populationer (**rehabilitering**) (jämför Cooke 1999).

I rapporten riktar vi oss främst till de som arbetar på myndigheter, allt från centrala verk och länsstyrelser till kommuner men naturligtvis också till dem som skall planera och genomföra restaureringsprojekten. Vi avslutar därför denna introduktion med ett antal övergripande råd:

- **Det finns inga statiska tillstånd för våra sötvatten.** De är i ständig utveckling och förändring (Björk 2010a). Detta gör att förändringar inte behöver vara onaturliga och att målbilden för restaurering kan behöva anpassas.
- **Varje restaureringsprojekt och -objekt är unikt** (Björk 2010b). De exempel vi visar ger tydliga indikationer på hur samma typ av åtgärder gett varierande svar beroende på deras omfattning och lokala förhållanden.
- **Vår beskrivning av påverkan på ekologisk status är ofta otillräcklig för att utforma åtgärder.** Vanligtvis brukar vi utvärdera tillståndet med hjälp av responsen hos organismgrupper som till exempel fisk, bottenfauna, växtplankton eller kiselalger som kan uppvisa olika känslighet mot påverkansfaktorer. Den

ekologiska statusen uttrycks ofta i form av olika index där dagens tillstånd jämförs med ett teoretiskt ursprungligt tillstånd. Dessa index uttrycker ett slags respons på en relativt bred spännvidd av olika påverkansfaktorer (Karr & Chu 1999). Sådana index kan vara bra för att förstå påverkansgrad och omfattning, men har begränsningar när det gäller hur man ska föra över denna respons till konkreta åtgärder för hur man bäst förvaltar en sjö.

- **Påverkan på sjöar kommer oftast inte enbart ifrån enskilda faktorer**, snarare utgör de en kombination av olika aktiviteter (Jeppesen m.fl. 2017). Påverkan är ofta komplex, och valet av åtgärder kräver därför omfattande planering, men själva genomförandet av åtgärderna behöver för den sakens skull inte vara komplexa. Cardoso m.fl. (2009) menar att förvaltningen av våra sjöar hittills i hög grad styrts av kriterier baserade på kunskap om hur sjöekosystemen påverkas av enbart enskilda hot och aktiviteter. Idag ser hotbilden annorlunda ut och många sjöar påverkas av ett antal olika aktiviteter och hot. Dessa samverkar och interagerar på olika nivåer och omfattning i tid och rum på sätt som är svåra att förutse. Förvaltningen av sjöar kompliceras ytterligare på grund av att minskningen eller ökningen av en typ av påverkan kan förändra både omfattningen och förutsättningarna för någon annan ytterligare påverkan.
- **De flesta restaureringsprojekt måste börja på land** med att återställa det naturliga vegetations- täcket i närområdet (Ripl & Eiseltová 2010), att hydrologiskt restaurera landskapet (ex. Degerman 2008) och avlasta sjöarna från tillförsel av organiskt material och närsalter (Björk 2014).
- **Eftersom restaurering handlar om komplexa processer är det svårt att sätta målet.** Målet kan handla om olika värden i form av biologi, estetik, kultur och nytta (Wortley m.fl. 2013). Härav följer att det är en komplex uppgift att mäta effekten av restaureringen. I denna rapport ligger fokus på att återfå den biologiska mångfalden, det vill säga de naturligt förekommande arterna i livskraftiga populationer. Målbilden för restaurering till ett ursprungstillstånd kan ofta sättas utifrån gamla fotografier, kartor eller uppgifter över fiskförekomst (Björk 2010b), men i många fall är målet snarare att rehabilitera sjön så att de vanligt förekommande arterna och processerna förekommer. Vilka nivåer det handlar om för en gynnsam bevarandestatus är mycket svårt att avgöra.
- **En klok strategi vid restaurering är att arbeta med de naturliga processerna så långt möjligt.** Björk (2010b) nämner vikten av att låta naturlig erosion från isrörelser erodera stränder för att få bort överdriven utbredning av vegetation och förhindra stränder från att bli organogena. Variation i omgivningsparametrar

som vattenföring, temperatur och vattenstånd är en fundamental egenskap hos ekosystem och får inte elimineras (Botkin 1990) utan skall vara en hjälp i restaureringsarbetet.

- **Slutligen, all restaurering måste ske i ett avrinningsområdesperspektiv.**

## 2 Sjöar - en bakgrund

### 2.1 Vad är en sjö?

Definitionen av en sjö i Sverige är en stilla vattenansamling i en sänka, vanligen med en yta av minst 100 x 100 m, det vill säga minst en hektar. Internationellt brukar man räkna 2 hektar som nedre gräns (Bengtsson m.fl. 2012). Det beräknas att vi har nästan 9 miljoner sjöar i världen (op. cit.), varav 98 000 svenska sjöar  $\geq 1$  ha (SMHI). Sveriges sjöareal utgör nästan 9 % av landytan, men av detta är nästan en fjärdedel de fyra stora sjöarna (SMHI).

Flertalet av våra sjöar har bildats som en effekt av den senaste nedisningen. Inlandsisen har lämnat efter sig **morändämda sjöar** eller eroderat lämpliga svackor i landskapet. Genom kemisk utlösning i kalksten kan sjöar även bildas i karstområden (kalkberggrund). En sjö kan även bildas och uppstå vid jordbävningar och vulkanisk aktivitet genom att jordskorpan och landområden veckas. Djupa sjöar skapades efter kraftiga **förkastningar** eller förskjutningar i jordskorpan. Vättern är en förkastningssjö som uppstod för cirka 40–50 miljoner år sedan och bildar idag två förkastningar där mellanpartiet sjunkit. Strandavsnitt på den östra sidan är mycket branta (Figur 1). Även meteoritnedslag kan bilda sjöar och det mest kända är Siljan. Mien i Småland har bildats i en gammal vulkankrater.

**Episodiska eller efemära** sjöar är sådana som kan bildas kortvarigt efter häftiga regn eller vid snösmältning. De utgör ofta utströmningsområden där ytligt mark- och grundvatten kommer i dagen vid höga grundvattennivåer. Typiska exempel kan vara vätar i våra kalkområden på Gotland och Öland.

Sjöar utan synligt utlopp kallas för **avloppslösa sjöar**. De är ovanliga i Sverige men kan förekomma som grundvattenförsedda sjöar där både till- och avrinning sker via grundvattnet och där nederbörd och avdunstning också påverkar vattenombytet. Vanligen utgörs denna sjötyp av mindre sjöar i dödisgropar eller i åsgroppsjöar.

Mindre sjöar i skogslandskapet benämns ofta **tjärn**, medan mindre vattensamlingar på en mosse benämns **gölar**. **Konstgjorda sjöar** som består av uppdämda vattenreservoarer i älvdalar och vattensystem kallas för **dammar**. Trots att vi har många dammar i Sverige består endast en liten andel av vårt sjölandskap av konstgjorda sjöar jämfört med många sydligare länder i Europa.

- Flest sjöar i Sverige finns i fjälltrakterna och i delar av Norrlands inland, medan det finns få sjöar i Sveriges slättbygder.
- I Norrbotten finns det nästan 40 000 sjöar och i Sveriges sjöfattigaste län Gotland finns det bara 80 sjöar.
- Hornavan är med sina 221 meter Sveriges djupaste sjö.

*Källa: Vattenportalen länk samt Bengtsson m.fl. 2012*

Fluviala processer kan skapa sjöar till exempel när meandrande åar bildar **korvsjöar**. Ett vattendrags naturliga dynamik eller tillstånd kan innebära att vattendrag flyttar sig över tiden i sidled allt eftersom sediment och eroderande processer fortgår. Naturligt uppstår korvsjöar i anslutning till meandrande vattendrag och på så sätt skapas nya mindre sjöar över tiden. I vattenlandskap av Mississippis storlek har man sett att det på naturlig väg uppstod ungefär 13-15 nya korvsjöar per århundrade i anslutning till flodens närområde innan vi människor började valla in och kanalisera vattendrag (Miranda 2005).



*Figur 1. Förkastningsbranten vid Omberg på Vätterns östra kust. Foto: Erik Degerman.*

## 2.2 Omgivande landskap styr

Sjöns utseende styrs i stor utsträckning av berggrund och jordtäckte. De mindre sjöarna återfinns ofta i mer kuperade landskap, medan det i slättlandskapet är vanligare med få och stora sjöar.

Sjöns morfometri, förekommande jordarter, bördighet och näringsämnen inom avrinningsområdet är avgörande för sjöarnas produktionsförmåga.

Närsaltstillgången i vattnet används ofta för att kategorisera sjöar. Näringsfattiga så kallade klarvattensjöar går att återfinna bland urbergens sprickdalar i mellersta och södra Sverige samt i moränrika dalar i fjällen. Dessa sjöar har ofta en ganska sparsam vegetationsutbredning och ofta magra skogs- och hållmarker i avrinningsområdet. Skogen i dessa områden brukar domineras av barrskog och en del myrmark som bidrar till att bäckvatten och sjöar högt upp i avrinningsområdet ofta är naturligt sura och tefärgade på grund av de humusämnen som lakas ut i källområdena och transporteras ut i sjöarna (Figur 2).

Näringsrika sjöar finns främst under högsta kustlinjen i slättlandskapen. Tillrinningsområdena är ofta relativt stora och flacka och består till stor del av rika lerjordar och jordbruksmark. Växtligheten i sjöarna är omfattande då vattnet i denna del av landskapet hunnit samla på sig en hel del närsalter på sin väg från de mer näringsfattiga källsjöarna i skogslandskapet.



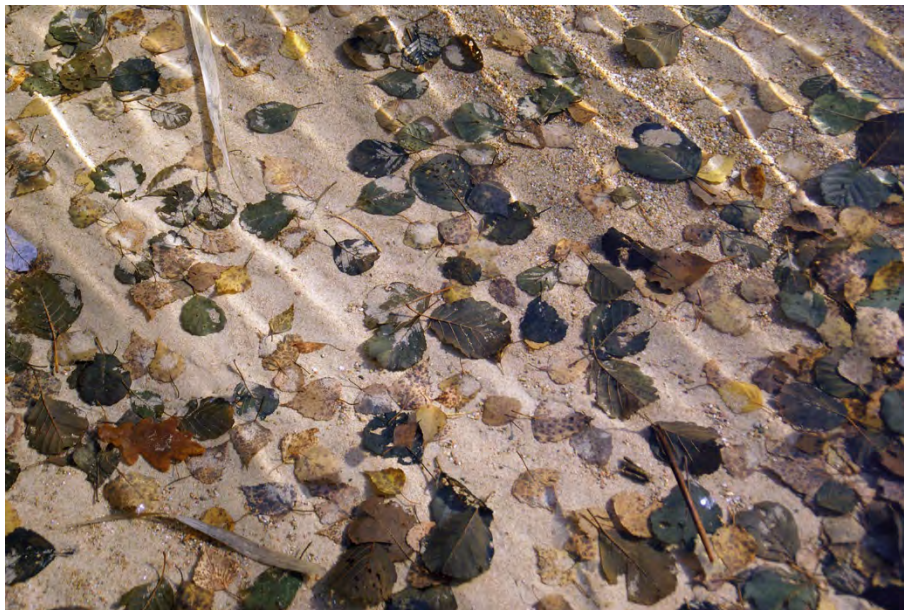
Figur 2. Kuttersjön i Hedströmmens avrinningsområde är helt omgiven av skog och mager moränmark. Sjön är försurningspåverkad och kalkas. Sjön ligger ovanför högsta kustlinjen och har ett bestånd av insjööring. Foto: Erik Degerman.



Sjöarna åldras naturligt genom tillförsel av sediment, alloktont (producerat utanför systemet) och autoktont (producerat inom systemet) härlett organiskt material och närsalter. I äldre landskap som inte påverkats av den senaste perioden med inlandsis har de flesta av sjöarna försvunnit, de har fyllts med sediment och vuxit igen. I stället domineras vattenlandskapet där av stora floder. Grunda sjöar är oftast kortlivade, speciellt i jordbruksområdena med den ökade tillförsel av sediment och näringsämnen som sker. Sedimenttransport och deposition resulterar i grunda livsmiljöer där växter kan slå rot och utvecklas på en sjöbotten. Växternas bidrar till att sjön ständigt grundas upp. Via ytterligare deposition av finpartikulärt material utvecklas gytta och torv som till slut leder till bildandet av kärr eller en våtmark med bland annat vitmossa, eller brunmossor i kalkområden, som så småningom kan utvecklas till en torvmosse.

### 2.3 Kantzonens betydelse

Omgivande marker kring sjön är viktiga som filter mot näringsämnen, sediment och gifter (Bergquist 1999), speciellt i urbana miljöer (St-Hilaire m.fl. 2016). Samtidigt förser kantzonen sjöar med organiskt material i form av växtrester (Figur 3) och död ved.



*Figur 3.* Omgivande skog förser sjöstränder med organiskt material i form av löv på hösten. Här är främst al, björk och ek representerade. En del av dessa löv bryts snabbt ned och ingår i näringskedjorna, medan blad av ek och bok kan finnas kvar länge. I vissa strandlägen kan löv ansamlas och bilda organogena stränder. Foto: Erik Degerman.

I skogslandskapet är tillgången på död ved viktig för den terrestra biologiska mångfalden. Flera arter av insekter, lavar, mossor och vedlevande svampar är beroende av död ved i olika former. Under första hälften av förra seklet kom död ved att bli en bristvara i skogslandskapet (Miljömål.se, Kirby m.fl. 1998). De senaste resultaten från Riksskogstaxeringen visade att det finns ungefär 4,3 kubikmeter död ved/hektar (Naturvårdsverket 2016).

Död ved och framförallt grov död ved är en naturlig struktur i många akvatiska ekosystem och kan spela en viktig roll (Figur 4). Flera ekologiska processer och organismer är beroende av död ved och har över tiden anpassats sig till en viss förekomst av grov död ved både i sjöar och i vattendrag. Grov död ved utgör en viktig struktur som bidrar till att skapa variation i livsmiljöer i skogslandskapets sjöar och tjärnar (Christensen m.fl. 1996; Francis & Schindler 2006). Dessvärre tycks den ökande exploateringen av sjönära lägen längs vissa strandlinjer kunna påverka nytillförseln av grov död ved där lokala markägare aktivt går in och avverkar strandnära skog och därmed även försörjningen av död ved (Schnaiberg m.fl. 2002; Walsh m.fl. 2003).



*Figur 4.* Gamla tallar som faller i vattnet kan ligga kvar i hundratals år som död ved. När veden blir liggande i vattenbrynet kan den bidra till biologisk mångfald både över och under vattenytan. Foto: Erik Degerman.

Förekomst av död ved påverkar förekomsten, tillväxten och mångfalden av fisk i sjöar, eftersom död ved i vatten bidrar med en komplexitet och en variation av livsmiljöer (Figur 5) som är positivt korrelerad till fiskförekomst och artrikedom



(Newbrey m.fl. 2005). Yngre åldersklasser av fisk använder ofta död ved och ansamlingar av död ved som skydd för att undkomma större fiskpredatorer som har svårare att komma åt den mindre bytesfisken (Sass m.fl. 2006a, b). Man har även sett att fiskens tillväxttakt är positivt korrelerade till förekomsten av död ved om man beaktar förekomsten av död ved i hela sjöar (Schindler m.fl. 2000). På så vis kan en allt för omfattande förlust av död ved i en sjö leda till förändringar i fiskesamhällets sammansättning och i värsta fall en förlust av vissa fiskarter (Tonn & Magnuson 1982; Sass m.fl. 2006a).

Andra bottenlevande organismer kan också vara känsliga för att död ved försvinner eller minskar i sjöar (Schindler & Scheuerell 2002; Smokorowski m.fl. 2006). Sjölevande bottenfauna och insekter använder sig gärna av olika vattenväxter för att undkomma hungriga fiskar (Crowder & Cooper 1982; Olson m.fl. 1998) och på samma sätt kan död ved i vatten skapa skyddande miljöer för tillflykt och skydd från predation (Schindler & Scheuerell 2002).

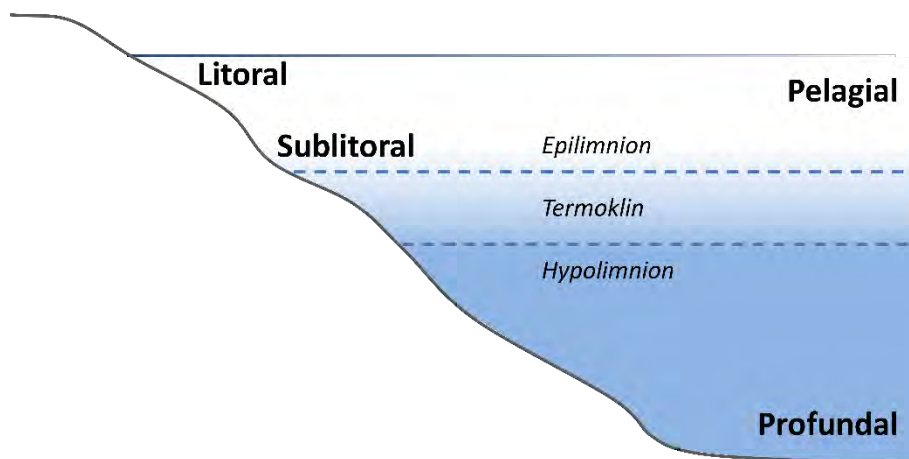
När det gäller aktuell förekomst och behov av död ved i svenska sjöar är kunskapsläget minst sagt bristfälligt. Här behöver vi göra en rejäl insats för att dels ta reda på hur mycket död ved våra olika sjöar har idag och dels hur mycket som behövs för att uppfylla de ekosystemtjänster och ekologiska processer som vi idag vet att förekomsten av död ved i vatten genererar.



*Figur 5.* Död ved skapar viktiga strukturer i våtmarker, vattendrag och sjöars strandzon. Foto: Johan Törnblom.

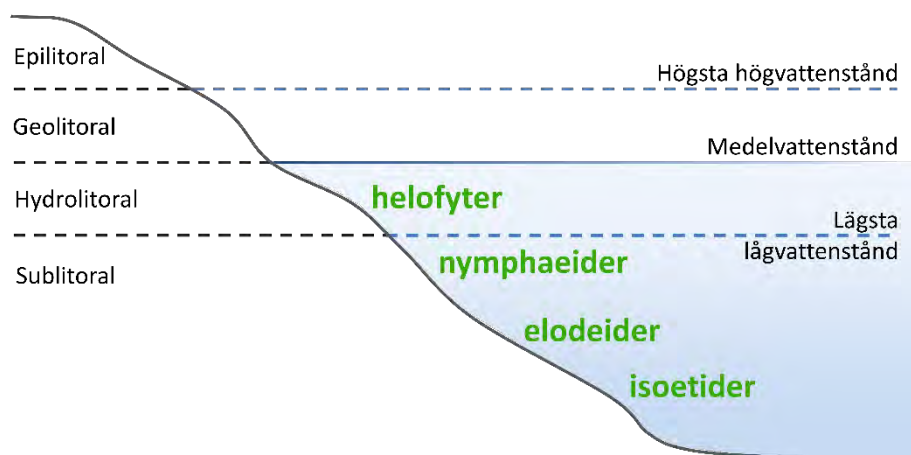
## 2.4 Sjöns ekosystem

En sjö kan delas in i olika livsmiljöer. Själva strandzonen kallas för **litoral** och är belägen mellan högsta högvatten- och lägsta lågvattennivån. Nedanför denna zon finns ett område som brukar kallas för **sublitoral** som alltid är vattentäckt. Denna zon sträcker sig ned till största djupet för makrofytutbredning, men oftast ovanför det temperatursprångskikt (*termoklin*) som kan bildas sommartid i djupare sjöar. Djupare områden kallas **profundalen**. Den fria vattenmassan kallas för **pelagialen** (Figur 6).



Figur 6. En sjö i genomskärning med olika livsmiljöer markerade. Språngskiktet kallas även för termoklin och utgörs snarare av ett övergångsskikt än en tydligt markerad gräns. Illustration: Carl Tamario.

Stranden utgör övergången mellan land och vatten och är som många ekotoner (gränsområden mellan ekosystem) artrik och produktiv. Den definieras som området mellan lägsta vattenståndet upp till vågornas högsta räckvidd vid högsta förekommande högvatten (Sjörs 1971). Man kan vidare dela in i en landstrand (geolitoral) och en nedre vattenstrand (hydrolitoral) (Figur 7).



Figur 7. En typisk zonerings av vegetationen i en strandzon (efter Sjörs 1971, Pokorný & Björk 2010). I eutrofa sjöar försvinner ofta isoetiderna (kortschnittsväxterna). Illustration: Carl Tamario.

Näringskedjan i ett ekosystem består av olika trofiska nivåer. I basen finns **producenter (trofinivå 1)**, växter och växtplankton, och **betare (trofinivå 2)**, som äter producenterna. Sedan finns **rovdjur** i olika nivåer som lever av betarna. Traditionellt har man resonerat så att det som gynnar växtproduktionen (solljus, närsalter) styr ekosystemet (bottom-up). Senare visade man att fisk genom att påverka näringskedjorna ovanifrån (top-down) också kan påverka sjöns och kustvattens växtproduktion och näringsstatus (se Andersson m.fl. 1978, Hamrin m.fl. 1991, Östman m.fl. 2017).

Sjöar har en långsammare vattenomsättning än vattendrag. I de flesta sjöar upplever man inte att vattnet strömmar nedströms, annat än i sjöutloppet. Detta innebär att plankton kan sväva runt i sjön med ganska liten risk att spolats ut. Plankton består av mikroskopiska växter (växtplankton), bakterier och djur (djurplankton) i den fria vattenmassan. Växtplankton utgör tillsammans med större växter i sjön basen för ekosystemet (trofinivå 1) och omvandlar solljus och koldioxid/vätekarbonat till växtmassa.

**Makrofyter (hydrofyter) är stora vattenväxter, kärlväxter (ex. bladvass och starr), mossor och större alger (särskilt inom gruppen brunalger).** Makrofyterna zonerar från landstranden ut mot sjöns djup (Figur 7). I området mellan högsta högvatten och lägsta lågvatten brukar *helofyter* (överbattensarter; vass, säv, kavel-dun, fräken, starr) dominera. Därefter kommer ofta flytbladsväxter (vattentytearter; *nymphaeider*; till exempel näckrosor). Inom dessa områden kan också fritt flytande arter som andmat (*Lemna* spp) förekomma. Nedanför vågskvalpet kan finare partiklar sedimentera och här tar undervattensväxterna vid, de submersa makrofyterna. De utgörs av *Elodeider* (långskottsväxter som *Myriophyllum*) samt *isoetider* (rosett-växter som braxengräs och notblomster), vilka begränsas i sin djuputbredning av

ljusklimat och av sommarens temperatursprångskikt. Notblomster kan dock ofta finnas på mycket grunt vatten i relativt exponerade lägen utan fina sediment (Figur 8).

Vilka arter och former som dominerar i olika sjöar beror av sjöns storlek och morfometri, näringsnivå, klimat, substrat och siktdjup. Avgörande för zoneringsen är siktdjup och vattenståndet. Det senare bestämmer gränsen mellan zonen med vassarna och flytbladsväxterna, men påverkar också zoneringsen genom att erosionen av finpartiklar beror av vågverkan vid olika vattenstånd. Rosettväxterna som har bladen nere på botten är beroende av klart vatten, men kan som nämnts ovan även växa på grunt vatten vid viss vågerosion (Figur 8). Här finns arter som notblomster (*Lobelia dortmanna*), som är en karaktärsart för näringsfattiga vatten. Flytande flytbladsväxter finns bara i näringsrik miljö, rimligen därför att ljusklimatet ofta blir sämre i sådana vatten och det då är bättre att ligga överst i vattenmassan. Typiska sådana arter är vanlig andmat (*Lemna minor*) (Figur 9).



Figur 8. En typisk "Lobelia-sjö" där notblomster (en isoetid) är en karaktärsart för näringsfattiga sjöar. Den blommar i juli. Tack vare det klara vattnet kan blomman ha sina blad i en rosett nere på botten. Solljuset når ned. Foto: Erik Degerman.

Det oftast bestämmande näringsämnet för växtproduktionen (**primärproduktionen**) i sjöar är **fosfor**. Kväve finns det oftast ingen brist på eftersom det tillförs med atmosfäriskt nedfall. I norrländska mindre sjöar med lågt kvävenedfall kan kväve vara begränsande för tillväxten, men det vanligaste är att växtbiomassan begränsas av fosforbrist. Fosforhalten är därmed ett mått på hur näringsrik sjön är.



Man delar in sjöarna i **oligotrofa** (näringsfattiga), **mesotrofa** (måttligt näringsrika) och **eutrofa** (näringsrika). Även för ett otränat öga är det lätt att se skillnad på näringsfattiga sjöar och näringsrika sjöar med sina breda vassbälten. Många arter trivs antingen i den ena eller andra sjötypen (Figur 8 och 9). Vid en totalfosforhalt på 20-25 µg/l kan mindre sjöar gå in i ett accelererande eutroft stadium. Större sjöar kan påverkas vid lägre halter.



Figur 9. I näringsrikare vatten är vattnet grumligare av växtplankton. Där måste växterna upp till ytan för att få tillräckligt med solljus. Den uppstickande växten heter hästsvans (elodeid) som här växer med blad av gul näckros och flytande andmat. Foto: Erik Degerman.

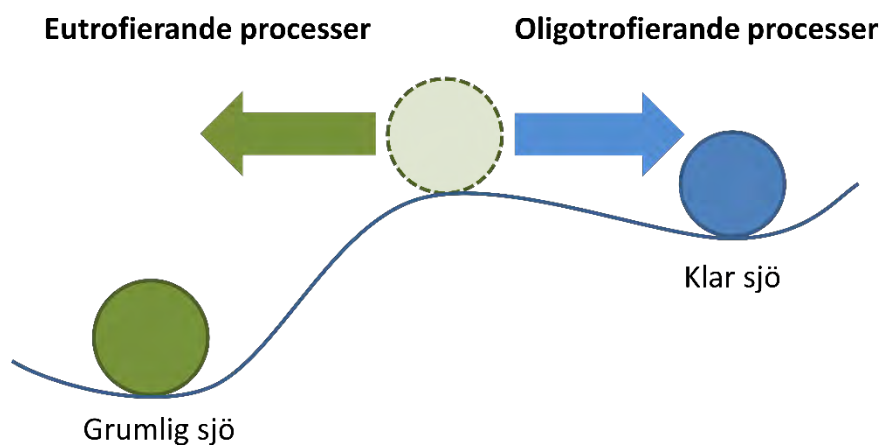
Ju näringsrikare sjön är, desto större fiskbiomassa finns det och ofta förskjuts faunan från laxfiskar eller rovfiskar som abborre och gädda i näringsfattiga vatten till karpfiskar (mört och dess släktingar) och rovfiskar som gös i näringsrika vatten (Degerman m.fl. 2016). I extremt näringsrika vatten, hypereutrofa, bildas så stor växtbiomassa att den förbrukar mycket av syret i sjön vid sin nedbrytning. I sådana sjöar finns nästan inga fiskarter kvar, eller bara ett fåtal specialister på att överleva i syrefattig miljö – till exempel sutare och ruda.

Grunda sjöar har ofta beskrivits ha **två stabila tillstånd**, antingen dominerar makrofyterna växtproduktionen och vattnen är relativt klara, eller så dominerar växtplankton och vattnen är grumliga (Bachmann m.fl. 1999, Scheffer & van Ness 2007). Vid samma fosforhalt kan en sjö vara antingen klar eller grumlig (Figur 10), även om grumligare sjöar är vanligare vid högre fosforhalter (typiskt över 50 µg/l). En viktig faktor är förekomsten av makrofyter. Förhöjda eller låga vattenstånd kan leda till förlust av makrofyter, vilket kan göra att sjön övergår i ett grumligt stadium

(Scheffer & van Ness 2007). Detta sker eftersom de förlorade makrofyterna inte längre tar upp närhalter som istället används av växtplankton, vilka grumlar vattnet. Samtidigt kommer grunda bottenars sediment lättare i suspension när inte makrofyter täcker bottenarna. Därmed förstärks växtplanktons dominans.

Fiskar har en viktig funktion för sjöns tillstånd. Vissa fiskarter äter djurplankton. En hög predation på djurplankton leder till ökad mängd växtplankton i vattnet. Dessa kan då komma att dominera produktionen i sjön, varvid vattnet grumlas och makrofyter missgynnas (Hamrin m.fl. 1991). Typiska djurplanktonätare (**planktivorer**) är siklöja, men även arter som mört och små abborrar samt de flesta fiskyngel. Vissa fiskarter som äter bottenjur (**bentivorer**) kan röra runt i bottenarna vid födosöket och på så sätt leda till att närhalter frigörs och att vattnet grumlas. Typiska arter är braxen och sutare.

Sänks vattenståndet påtagligt vintertid kan syrekonsumtionen överstiga det tillgängliga syreinnehållet i vattnet. Syrebrist kan uppkomma och slå ut fisk. Därmed kommer djurplankton att gynnas i brist på predation från fisk. Djurplankton kan då beta ner växtplankton. Därvid förs sjön åter till ett makrofytdominerat läge (van Geest m.fl. 2005). Sjöar kan alltså pendla spontant mellan dessa olika tillstånd, exempel på detta är Tåkern och Krankesjön (Hargeby m.fl. 2007). De rödlistade (Gärdenfors 2015) natearterna (*Potamogeton* spp.) är generellt konkurrenssvaga och missgynnas när vattnen blir grumliga eller habitatet växer igen med vass (Jacobson 2009). Initialt gynnas de flesta makrofyter av ökade näringsnivåer, men till slut kan växtplankton och påväxtalger ta över och makrofyterna minska radikalt.



Figur 10. Ett klassiskt sätt att åskådliggöra hur en näringsrik sjö kan hamna i de två tillstånden – klar eller grumlig. Det krävs mindre arbete att knuffa över sjön i det grumliga stadiet än att få tillbaka sjön till ett klart stadium. Detta beskrivs närmare i avsnitt 3.3 och 4.3. Illustration: Carl Tamario.



En del sjöar är bruna av humusämnen, så kallade **dystrofa sjöar**. De har ofta stor nedbrytning av humusämnena och som ett resultat syrefattiga bottenvatten. Humösa sjöar brukar ofta ha stor tillförsel av humusämnen från omgivande barrskog och våtmarker samt kort omsättningstid som gör att humusämnena inte hinner sedimentera. Sjöarna är normalt naturligt sura på grund av humussyror, samt har ofta höga halter av fosfor, men den fosfor är inte direkt tillgänglig för växter utan sitter bunden i humusämnena. Samtidigt kan baskatjoner (kalcium, magnesium) förekomma i lägre nivåer eftersom de binds och ibland fälls ut med humusämnena. I bruna sjöar kan kväve (nitrat) sommartid vara mer begränsande för växtproduktionen än fosfor (sammanställning i Degerman 1987).

Närsalttillgången är direkt kopplad till en annan drivkraft; **syretillgången**. Syretillgången, det vill säga mängden löst syre i vattnet, bestäms av växternas fotosyntes, temperatur, vågor och vind samt hur mycket organiskt material som tillförs och sedan bryts ned i sjön. Eftersom syrets löslighet i vatten minskar med ökad temperatur samtidigt som nedbrytningen av växtmaterial påskyndas uppstår ofta syrebrist sommartid i näringsrika/dystrofa sjöar (syreprofil i Hulesjön, Tabell 1). Vattnet närmast ytan syresätts av utbytet med atmosfären (Tabell 1). Syrebrist kan även uppstå vintertid i bottenvattnet då vattentillförseln är liten och syresättning från gasutbytet med atmosfären, från vegetation samt från vind och vågor upphör på grund av istäcket. Syrebrist i botten sediment leder till frigörande av deponerad fosfor vilket leder till självgödning av sjön (**internbelastning**, se avsnitt 3.3). Det organiska materialet som produceras i eller förs till sjön och det oorganiska material som tillförs via tillflöden och markavrinningen ger upphov till en sedimenttillväxt. I näringsfattiga sjöar brukar den vara under en millimeter per år, medan värden upp till flera centimeter kan uppmätas i de mest näringspåverkade vattnen (Björk 2014).

Tabell 1. Syrgasprofil i Hulesjön (Figur 11), Falköping, visade tecken på syrebrist redan från 2,0 meters djup. Fiskar tål långvarigt syrenivåer på 5 mg/l, men inte lägre nivåer. Provfiskenät som låg på djup av ca 4 m var fisktomt.

| Djup (m) | Vattentemperatur (°C) | O <sub>2</sub> (mg/l) |
|----------|-----------------------|-----------------------|
| 0,5      | 16,3                  | 9,31                  |
| 1,0      | 16,1                  | 6,32                  |
| 2,0      | 15,6                  | 0,26                  |
| 3,0      | 14,9                  | 0,12                  |
| 3,2      | 15,2                  | 0,11                  |
| 4,5–5,0  | 15,1                  | 0,16                  |



Figur 11. Hulesjön med riklig vatten-vegetation. Bården utmed stränderna utgörs av flytande mattor av grönalger. Utsläpp från reningsverket i Falköping utgör den största källan till förhöjda närsaltshalter i Hulesjön. Sjön är en populär sjö bland fågelskådare. Foto: Johan Törnblom.

**Temperaturen** är också viktig genom att den under sommartid kan strukturera djupa sjöar i ett övre varmare lager (**epilimnion**), därefter kommer ett språngskikt (**termoklin**) och sedan ett kallare bottenvatten (**hypolimnion**) (Figur 6). Generaliserat kan man säga att språngskiktet etableras vid vattendjup över 3 m ned till 10-15 m. I de allra största sjöarna kan det ligga på 40 m djup. Vattenutbytet mellan hypo- och epilimnion är begränsat under sommaren och då kan det uppkomma syrebrist i det djupare vattenlagret i övergödda sjöar. På senhösten utjämnas temperaturskillnaderna och vattenmassan i sjön omblandas, höstcirkulation. I många sjöar sker även en cirkulation på våren.

## 2.5 Makrofyternas betydelse för sjöar

Makrofyter (större växter, se ovan) har stor inverkan på ekosystemprocesserna i sjöar, främst genom att fungera som ett filter mellan land och vatten samt mellan botten och vattenmassan. Vegetationen fångar upp materialflöden från land ut till vattnet genom att bromsa vattenströmmar och vågor och bidrar därför till en zonerings av strandzonen (Spence 1982). Medan naken strand har grovt bottenmaterial av till exempel sand och grus, kan vegetationsbälten strax intill anrika finsediment. I stora vågexponerade sjöar blir vegetationsbältena små (Chambers 1986). Kyrkan-der m.fl. (2015) skriver om exponerade stränder i Vättern att bottensubstratet som

består av sand eller grövre substrat hela tiden rör sig och saknar makrofyter. Där vattnet är djupare är substratet mer stilla och lågvuxna kransalger förekommer.

Skyddade stränder eller stränder i mindre sjöar ger möjligheter för vegetation att breda ut sig och de utgör i sin tur skyddade habitat för smådjur och fisk. Även i rinnande vatten är det tydligt hur täta vegetationsmattor, till exempel av lånke eller näckmossa, bromsar vattenhastigheten. I rinnande vatten brukar vattenhastigheten sätta en gräns för vegetationens utbredning, medan detta i sjöar ofta bestäms av vattenstånd, vågexponering och ljusstillgången. Som en tumregel kan växter finnas ned till dubbla siktdjupet i sjöar.



Figur 12. Vegetationsrik vik i Tämnaren, Uppland. Sjön har ett litet medeldjup och ett inte alltför grumligt vatten, vilket gynnar makrofyter. Foto: Erik Degerman.

Det skapas ett eget mikroklimat i sjöars vegetationsbälten där ljuset släcks ut snabbare än i den fria vattenmassan och temperaturgradienten accentueras på grund av sämre omblandning (Carpenter & Lodge 1986). På så sätt uppstår ett speciellt skyddat habitat inne bland makrofyterna med lägre strömhastighet och mindre ljus (Figur 12). I klara sjöar bildas dessutom ibland en tydlig zonerings i ett varmt övervattenskikt och ett kallare bottenskikt. Undersökningar har visat att mängden smådjur (**evertebrater**, ryggradslösa djur) och djurplankton är större i områden med vegetation än i omgivande vatten. Orsaken kan vara att smådjuren och djurplankton betar påväxtalger och andra mikroskopiska organismer som lever på makrofyterna (Sculthorpe 1967). Vissa smådjur kan använda makrofyter direkt som föda (Pip &

Stewart 1978). Vegetationen kan också utgöra ett skydd för smådjur och djurplankton (Crowder & Cooper 1982).

Fotosyntetiserande organismer påverkar också vattnet vattenkemiskt. Fotosyntesen baseras på solljus tillsammans med en kolkälla, främst oorganiskt kol i form av karbonat i vattnet och koldioxid i luften. På dagen syresätts vattnet av fotosyntesen, på natten förbrukas syre av den motsatta processen, cellandningen. Samma processer orsakar dagliga fluktuationer i pH på grund av utsöndringen och upptag av kolföreningar. Fotosyntesen under dagen höjer pH medan syreförbrukningen under natten ger ett något surare vatten i sjöns övre skikt. Submersa (undervattenslevande) makrofyter genererar mer syre än flytbladsväxter. De förra tenderar också att oxidera bottensedimenten runt rötterna (rhizospherzonen). Denna oxidering binder fosfor i botten till järn (och mangan) (Jaynes & Carpenter 1986). Samtidigt är fosforläckaget från levande växter ringa. Detta innebär att makrofytzonerna kan utgöra en tillfällig sänka för fosfor. Vid nedbrytningen frigörs dock stora mängder fosfor.

Mer makrofyter i en sjö bör leda till ökad produktivitet i djursamhällena genom frigöring av fosfor när de ruttnar ner samtidigt som betning från fiskar och kräftor bidrar (Carpenter & Lodge 1986). Vidare ger vegetationen skydd för botten djur och unga fiskar. Många arter av sötvattenfisk i Europa har påvisats kunna äta växter, till exempel mört, sarv och id (Prejs 1984). Sarvens föda kan till 65-95% bestå av makrofyter. Kräftor påverkar också mängden makrofyter och har visats eliminera dem helt i några sjöar (Carpenter & Lodge 1986). Medan omsättningstiden för när-salter hos växtplankton kan handla om dagar så kan man räkna med en årlig cykel för makrofyter i vårt klimat (op. cit.).

Hur stor inverkan makrofyterna får på en sjö beror naturligtvis av sjöns storlek och djup samt dess näringsrikedom. Det kan skilja två tiopotenser i mängden makrofyter och deras produktion per ytenhet mellan lågproduktiva och högproduktiva sjöar (Carpenter & Lodge 1986). Mängden och sammansättningen av makrofyter kan också förändras snabbt vid exempelvis förurning eller övergödning (op. cit.).

Makrofyternas roll i ekosystemet kan sammanfattas:

- Modererar flödet av energi och material mellan land och öppet vatten
- Modererar flödet av energi och material mellan bottensubstrat och vatten
- Lagrar näring i sin biomassa
- Minskar vågerosion och vattenflöden
- Kvarhåller finsediment i strandzonen
- Utgör viktigt habitat (skyddat, varmt, mörkt) för smådjur och unga fiskar
- Utgör habitat för påväxtalger som konkurrerar med växtplankton
- Rotade makrofyter syresätter vattnet mer effektivt än flytande
- Genom att rotade växter även syresätter botten runt rötterna motverkas fosforläckage från syrefria botten.

- Bromsar omsättning av närsalter relativt växtplankton.
- Förbrukar mycket syre vid nedbrytning.
- Utgör sänkor för suspenderade partiklar, fosfor (löst eller partikulärt) och organiskt kol.
- Flytbladsväxter kan leda till minskad mängd växtplankton eftersom de blockerar ljusinflödet till vattenmassan.

Sammantaget är återetablering av rotade makrofyter viktig vid sjörestaurering genom att stabilisera sediment, öka syretillförseln i botten och utgöra habitat för smådjur och fisk.

## 2.6 Ekosystemtjänster

Fungerande naturliga sjöar fyller många viktiga funktioner som både direkt och indirekt gynnar oss människor genom så kallade ekosystemtjänster. De funktioner som ekosystemtjänster innefattar kan vara allt från förmågan till att binda energi från solen (primärproduktion) till ekosystemets förmåga att hysa arter (livsmiljö), att rena vatten från föroreningar, till att bidra med livsmedel eller att ge tillfällen för rekreation (Schallenberg m.fl. 2013). Ekosystemtjänster kan delas in i fyra övergripande kategorier: Stödjande, reglerande, försörjande och kulturella (Figur 13). Ekosystemtjänster är gratis (men kan bli prissatta, och i synnerhet vara kostsamma att behålla eller återfå) och måste upprätthållas för att vi ska fortleva eftersom vi är beroende av dem på ett eller annat. En förteckning över de ekosystemtjänster som kan finnas i sötvattensmiljöer finns nedan (personlig kommentar Sara Bergek, SLU Aqua). Listan är inte komplett utan är mer till för att exemplifiera.

### *Stödjande*

- Biokemiska cykler (exempel: kretslopp av kol & kväve)
- Primärproduktion (fotosyntes)
- Livsmiljö (förutsättningar för olika arter)

### *Reglerande*

- Klimatreglering (bindning av koldioxid)
- Temperaturutjämning (bindning av koldioxid)
- Vattnets kretslopp (vattenförsörjning, vattenhållande)
- Översvämningsreglering (dämpar högflöden)
- Sedimentkvarhållning (bevarande av finpartiklar)
- Reglering av övergödning (självrening genom denitrifikation och sedimentation)
- Reglering av giftiga ämnen (nedbrytning, sedimentering)

- Filtrering av vatten (musslor, djurplankton)

#### *Försörjande*

- Livsmedel (fisk, kräftor, musslor)
- Dricksvatten
- Vatten till bevattning och industri

#### *Kulturella*

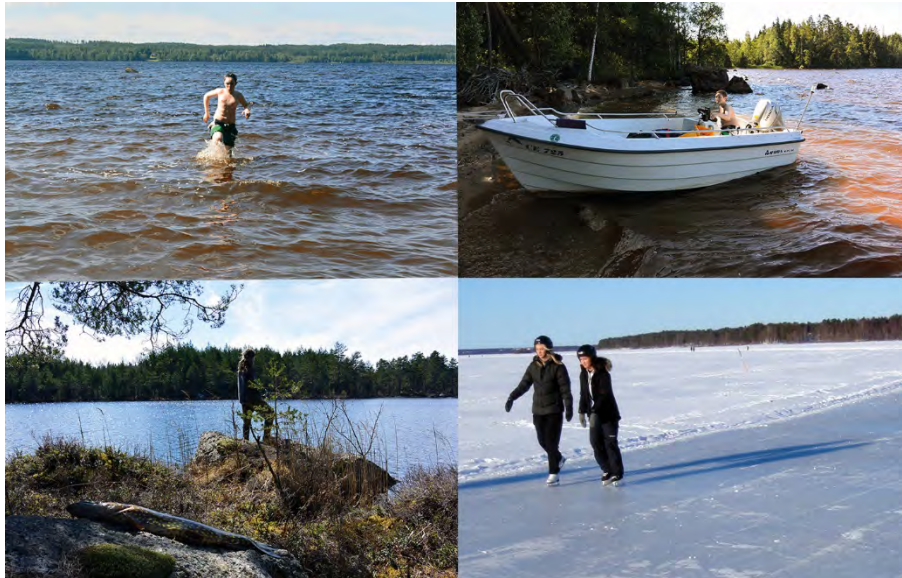
- Rekreation (bad, fiske)
- Estetiska värden (landskapsbild)
- Kulturarv (viktiga vattenleder, fiskelägen, fiskeplatser)
- Transporter (fartyg, båtar)

En naturlig sjö av god ekologisk status kan uppfylla alla kategorier under *stödjande* och *reglerande* ekosystemtjänster. De stödjande ekosystemtjänsterna utgör tillsammans ofta en grundläggande förutsättning för att övriga ekosystemtjänster skall fungera. Biokemiska cykler innefattar de kretslopp som kan drivas i och av sjöar, bland annat kvävet och kolets kretslopp. Primärproduktionen försörjer ekosystemets fauna med olika typer av mat. Det bidrar också till olika livsmiljöer (vassruggar för sävsparv och skäggmes, flytbladsväxter för makrovertebrater, etc.). Sjöar har en stor reglerande funktion i landskapet. Sjöar renar vatten från partiklar, näring och miljögifter genom bland andra sedimentation och biogeokemiska processer (nitrifikation och denitrifikation till exempel) och renar således avrinnande vatten i flera avseenden. Dessutom utgör sjöar vattenmagasin som förser nedströmsliggande områden med vatten en längre tid under säsongen, samt saktar ned vattnets väg genom landskapet. Detta kan förhindra uttorkning, men de kan också utjämna en del av högflödena när det kommer stora mängder nederbörd.

När man modifierar ett ekosystem kan det få följder för dess förmåga att utföra dessa funktioner. Funktionen kan försämrans eller förstöras helt. Ofta är det komplicerade samband som styr påverkan på ekosystemtjänsterna. Om man sänker en sjö får den minskade vattenvolymen till följd att näringsämnen och syretärande biomassa får en förhållandevis större inverkan på vattnet (avsnitt 3.2). Den externa belastningen av fosfor från olika källor får också förhållandevis högre effekt trots att utsläppsnivåerna hålls konstanta. Sjön lider högre risk för att övergå i ett eutrofierat tillstånd. Övergödningen kan leda till ökad produktion av alger och makrofyter som vid nedbrytning kan orsaka syrebrist (se avsnitt 3.3). Bristen på syre kan i sin tur leda till att sedimenten börjar läcka fosfor och sjön blir en näringskälla istället för en näringsfälla (avsnitt 3.3.2). Den näringsreglerande funktionen har således tappats



helt. Dessutom är processen nitrifikation (biokemiska cykler) en syrekrävande process. Om det blir syrebrist upphör nitrifikation. Sjöar kan således tappa stora delar av sina vattenrenande funktioner i och med sänkning. Dessutom försämras också den utjämnande effekt som sjöar har på flödesförändringar i vattendrag och landskap (avsnitt 3.1).



*Figur 13.* Bad- och båtliv i Bergslagen, insjöfiske efter gädda och skridskoåkning på den frusna Luleälven. Exempel på kulturella ekosystemtjänster. Foto: Erik Degerman & Johan Törnblom.

## 3 Hur har vi påverkat våra sjölandskap?

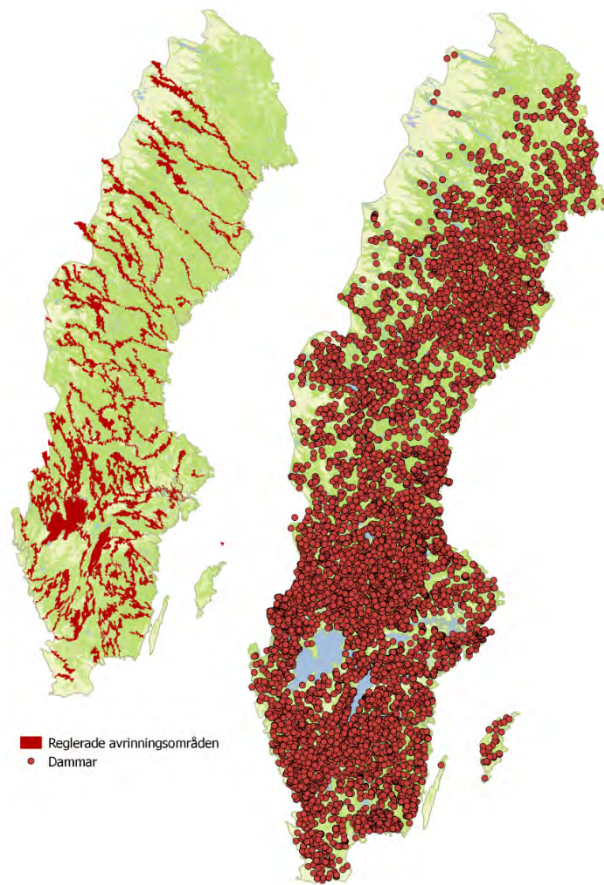
### 3.1 Reglering av sjöar och påverkade vattenstånd

#### 3.1.1 Omfattning och lokalisering av påverkan

Reglerade sjöar förekommer över hela Sverige, både för kraftproduktion och som vattenmagasin för vattentäkt (Figur 14). Fjällnära finns regleringsmagasin som ofta regleras på flerårsbasis, ibland med över 20 meters tillståndsgiven vattenståndsvariation.

Då sjöregleringen tillståndsprövats kan det finnas definierat vad som är dämning- respektive sänkingsgräns, det vill säga övre och nedre tillåtna vattennivåer. Ibland finns det pegrar uppsatta som möjliggör tillsyn av regleringen (Figur 15), men det är vanligare att sådana enkla anordningar saknas.





Figur 14. Vänster: Delavrinningsområden med reglering bedömt som regleringsgrad större än noll (SMHI). Höger: Dämmen enligt SMHI:s dammregister.



Figur 15. Här har man installerat en pegel vid regleringsluckorna, något som underlättar för verksamhetsutövaren att följa eventuella tillstånd och för länsstyrelsen att utöva tillsyn. Foto: Johan Törnblom.

### 3.1.2 Effekter av dammar och reglering av vattennivån

#### *Naturliga vattenståndsvariationer*

Naturliga vattenståndsvariationer är väsentliga för sjön som ekosystem (Coops m.fl. 2003). Amplituden, varaktigheten och återkomstfrekvensen av olika vattenstånd avgör hur sjön påverkas. Direkta effekter på organismer inkluderar påverkan av torr-/blötläggning och påverkan av vågor. Höga vattenstånd kan eliminera landväxter och låga öka deras utbredning. Naturligt fluktuerande vattennivåer är viktiga framför allt för stranden (litoralen) och vegetationsbältena (Leira & Cantonati 2008).

Vattenståndsamplituden över året är naturligt större i norr än i söder på grund av den längre vintern med lågvatten och den åtföljande snösmältningen. Sjöar med stora avrinningsområden i relation till sjövolymen eller ytan har också generellt större amplitud. Sjöar i nedre delen av ett avrinningsområde har ofta större amplitud än källsjöarna. Lokala förhållanden spelar också stor roll, framför allt formen på utloppet. Om möjligheten till vattenutflöde är begränsad kan inte högflöden avbördas snabbt och vattennivån stiger i sjön. Sjörs (1971) redovisar i sådana fall naturliga amplituder upp till 6 m i extremfall. Onaturliga vattennivåer, med större amplitud och längre varaktighet än normalt, har blivit en följd av landskapets utdikning som gjort att avrinningen går snabbare (Degerman 2008). Detta fyller på sjöarna i en högre takt än tidigare under vår och höst, samtidigt som sommartorka ofta uppkommer längre upp i landskapet.

Oreglerade sjöar med stora avrinningsområden brukar ha större vattenståndsfluktuationer än mindre sjöar, vilket ökar artrikedomen av makrofyter (Hill m.fl. 1998). Författarna (op. cit.) angav naturliga vattenståndsfluktuationer för kanadensiska sjöar under året på runt 0,5 m för sjöar med ett avrinningsområde på 100 km<sup>2</sup>, 1 m vid 10 000 km<sup>2</sup> och 1,5 m vid 100 000 km<sup>2</sup>. Den naturliga amplituden i Vänern bör ha varit 2-3 m vid naturliga förhållanden. Självfallet är amplituden beroende av många faktorer där avrinningsområdets storlek i relation till sjövolymen och utloppets förmåga att svälja stora vattenmängder avgörande. Därtill kommer sedan variationer i vattenstånd mellan år beroende på snötäcket (nederbördens) mäktighet, avsmältningförlopp, grundvattennivåer och vegetationens utveckling.

Oreglerade sjöar har mer varierade växtsamhällen än sjöar med reducerade vattenståndsfluktuationer (Wilcox & Meeker 1991). Ofta har man minimerat de naturliga vattenståndsvariationerna som en anpassning till bebyggelse utmed stränderna, alternativt har man ökat variationerna för kraftproduktion.

Wallsten (2010) anger en regleringsamplitud över 1 meter som negativ för vissa arter av makrofyter. Hill m.fl. (1998) gav konkreta råd för att bevara diversiteten av makrofyter i kanadensiska sjöar genom att rekommendera att vattenståndet kunde tillåtas regleras maximalt 1-2 m under året.

### *Sänkt vattenstånd*

Sänks vattennivån eroderar finsediment bort med det sjunkande vattnet (Furey m.fl. 2004). I regleringsmagasin eroderas finpartiklar och organiskt material bort, stränderna torrläggs långa perioder och iserosion påverkar. Vattenståndsvariationerna ger en ökad erosion, speciellt i stora vattenmagasin där ytan successivt sänks under vintern. Isen kommer då att erodera på olika nivåer av stranden (Figur 16). Makrofyterna tål inte att hamna i direkt kontakt med is eller utsättas för långvarig torrläggning (Keto m.fl. 2006). Samtidigt minskar mängden bottendjur (Aroviita & Hämäläinen 2008).

Sänks vattenståndet påtagligt vintertid kan det tillgängliga syreinnehållet i vattnet vara för litet för att bryta ner vegetationen. Syrebrist kan uppkomma och slå ut fisk. Därmed kommer djurplankton att gynnas vilka i sin tur betar ner växtplankton. Därvid förs sjön åter till ett makrofytdominerat läge (van Geest m.fl. 2005). Beard (1973) visade att lågvatten över vinterhalvåret kunde bidra till en reducerad vegetationsutbredning i sjön.

När vattenståndet sänks och är sänkt en längre tid under sommaren kommer också termoklinen att sänkas. Detta begränsar volymen av hypolimnion, det vill säga de kallare vattenlagren under språngskiktet. För arter som sommartid är beroende av hypolimnion som habitat, till exempel siklöja, kan detta få negativa följder (se även Figur 3).

Låga vattenstånd sommartid bidrar ofta till att sjöar växer igen, samtidigt ökar risken för blomningar av cyanobakterier. Bladvass och i högre grad sjösäv (kolvass) kan etableras mitt ute i öppna sjön om sjön är grund och sommarvattenstånd är lågt. När man strävat efter att minska vattenståndsvariationerna i våra större sjöar som Mälaren och Vänern har deras stränder vuxit igen med vass och andra storväxta vattenväxter (Jacobson 2009).

Vissa smådjur, akvatiska ryggradslösa djur (makrovertebrater), kan tåla torrläggning upp till en månad (Leira & Cantonati 2008), medan fiskar kan drabbas av att viktiga habitat för lek och yngeluppväxt torrläggs eller görs oåtkomliga. Det är också tänkbart att förändringar i vegetationens djuputbredning kan påverka vissa arter fisk och kräftor. Sutela & Vehanen (2010) fann dock inga signifikanta skillnader i litoralens fisksamhälle när de jämförde sjöar med låga vattenstånd på vintern på grund av reglering med oreglerade sjöar.

### *Högre vattenstånd*

Ett högre vattenstånd ger bättre grundvattennivåer i omgivningen vilket kan gynna våtmarker liksom flora (Murphy 2002).

Höjda vattenstånd ökar vågerosionen av stränder i områden som inte tidigare varit utsatt för vågerosion och som en följd kan påverkan bli omfattande (Brown m.fl. 2005). Indirekt medför vågerosionen förändrade substrat och utbredning av

olika växtsamhällen (Leira & Cantonati 2008). I och med att gränserna mellan områden med erosion, transport och ackumulation av sediment (se Håkanson 1977) ändras, förändras hela strandzonen.

#### *Dammar och regleringsmagasin*

Dammar begränsar transport av sediment och organiskt material (Ward 1995) och fragmenterar landskapet genom att förhindra spridning och migration (Jansson m.fl. 2000). Fauna och flora i vattensystem styrs bland annat av vattenflöden, -temperatur och näringsstillgång. Vid en reglering påverkas samtliga dessa. Effekten av dammar och vattenreglering på vattentemperaturen nedströms är ofta förbisedd, men bör alltid beaktas (Olden & Naiman 2010).

Växtarterna är ofta anpassade till ett naturligt successivt vikande vattenstånd under sommaren. Stränderna koloniserar ofta inte av de vanliga strandarterna när sjöarna åter börjar fyllas i vårfloden. Hellsten m.fl. (1996) fann vid studier av finländska regleringsmagasin att dessa effekter var relativt långsamma och den totala inverkan inte var tydlig och ett nytt tillstånd infunnit sig förrän efter flera tiotals år. Av våra rödlistade natearter drabbas styvnate (*Potamogeton rutilus*) troligen av reglering av sjöar i de utbyggda norrländska älvsystemen (Jacobson 2009).

Vattenregleringen i Sveriges största regleringsmagasin, Vänern, har inneburit en minskad amplitud som i sin tur bidragit till igenväxning av grunda områden och stränder med bland annat ris och bladvass (Granath 2001, Löfgren 2011, Finsberg & Paltto 2010, Koffman m.fl. 2013). Näckrosor ansågs ha ökat som en följd av att naturligt låga vattenstånd undvikits (Koffman m.fl. 2013). Buskar har ökat i strandzonen på stränder och skär. Orsakerna till igenväxningen anses vara komplex och beror av eutrofiering, upphörd hävd och bete, lägre vattenstånd, minskade vattenståndsvariationer och minskad iserosion senare år (Finsberg & Paltto 2010). Som en följd riskerar fiskproduktion i grunda områden att minska och även fågellivet, framför allt vadare, påverkas negativt (Koffman m.fl. 2013). Koffman m.fl. (2013) drar slutsatsen att vattenståndsvariationerna måste tillåtas öka.

Även i Mälaren pågår utredningar inför den förändrade reglering som föreslagits (SMHI 2011). Sjön reglerades på 1940-talet för att minska amplituden i vattenstånd. Årsamplituden inskränktes till 3 dm (Malm 2009). Men nu strävar man efter att tillåta en begränsad vårflod för att gynna strandängar, starrmader och svämlövskog, speciellt de många NATURA2000-områden som finns runt sjöns stränder. Dessa har drabbats av den begränsade vattenståndsamplituden (Hebert & Koffman 2011).



*Figur 16.* Den hårt reglerade Kultsjön, Ångermanälven, i slutet av maj 2015. Den successiva tömningen av magasinet under vintern ger en kraftig iserosion av stranden och all vegetation är borta. Foto: Erik Degerman.

## 3.2 Sänkning av sjöar

### 3.2.1 Omfattning och lokalisering av påverkan

De flesta sjösänkningarna gjordes i flacka slättområden i syfte att öka produktion och avkastning inom jordbruket. Utdikningar sänkte vattenspegeln och blottade bördig sjöbotten eller gjorde så kallad "vattensjuk" mark brukbar. Detta medförde att arealen tillgänglig för jordbruk ökade. Ofta påverkades den nuvarande jordbruksmarken senare av marksättning när organiskt material förmultnat (se nedan). Jorden kunde bli svårödlad eller till och med obrukbar. Sjösänkningarna ledde också i värsta fall till att sjöar växte igen. Livsmiljöer för häckande fåglar försvann samtidigt som fiskbestånd dog ut.

Under perioden 1880-1930 genomfördes flertalet av kända sjösänkningar i Sverige. Man räknar totalt med att ungefär 2450 sjöar sänkts varav ca 650 sjöar blev helt torrlagda (SMHI 1995). Tillsammans utgör de ungefär 2,5 % av Sveriges totala antal sjöar. Sedan 1950 har i princip inga sjösänkningar ägt rum (SMHI 1995).

På Närkeslätten har flera relativt stora historiska sjöar försvunnit genom sjösänkningar (Figur 17). Kvismaren delade förr vattenspegel med Sveriges fjärde



största sjö - Hjälmaren. I samband med att Hjälmaren i slutet av 1800-talet sänktes ca 1,5 meter utdikades även Kvismaren som då blev en rak kanal. Idag har vallar anlagts för att vårens högvatten ska hållas kvar över sommaren och bildar en uppskattad fågelsjö. Andra sjöar försvann helt (Figur 18).



Figur 17. En skattning av sjösystemen på Närke-slätten i början av 1200-talet (från Hansson 1989) i jämförelse med dagens situation. Svart markerar dagens vattendrag och sjöar, grått dåtidens vattenområden som numer sänkts bort. Vattenspeglarna vid Mosjön och Kvismaren har helt ersatts av kanaler. Illustration: Magnus Sers.



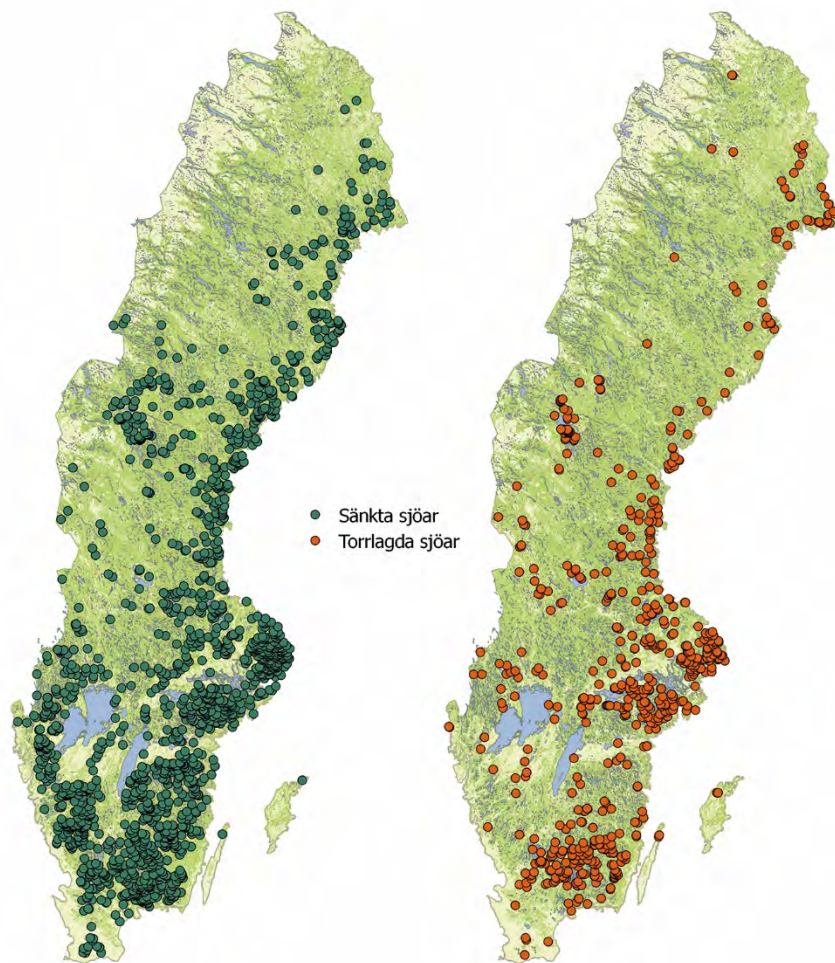
Figur 18. Den helt utdikade Mosjön har blivit en golfbana. Foto: Erik Degerman.

Sänkta sjöar som inte helt växer igen blir ofta fågelsjöar, speciellt om vegetationen är en mosaik av fri vattenyta, ruggar av starr, säv och bladvass, flytbladsområden och undervattensängar (Figur 19, SNV 1976). Biotoperna utgör ofta både rastplats, häckplats och jaktmarker för många olika fågelarter. Finns även isolerade öar/ruggar kan skrattmåskolonier etableras och i skydd av dem arter som sothöna och vigg.



*Figur 19.* Fardume träsk på Gotland sänktes i slutet av 1800-talet. Idag är en stor del av vattenytan täckt av bladvass och Gotlandsag. Sjön är mycket grund, men har blivit en förnämlig fågellokal. Fiskfaunan består främst av gädda, abborre, mört, gers samt sutare och ruda. De två senare indikerar ofta att syrebrist förekommer. Foto: Erik Degerman.

Sänkningarna har varit som mest omfattande längs med Sveriges östra kust i området runt södra spetsen på Västergötlands län (Figur 20). Torrläggning av sjöar har varit relativt koncentrerade till Stockholms och Södermanlands län, samt södra Småland.

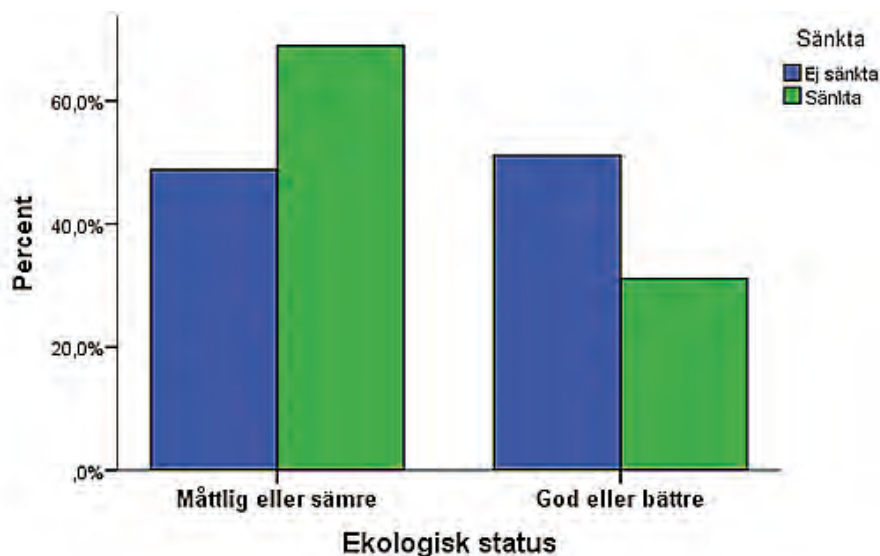


Figur 20. Sjöar i Sverige som någon gång blivit sänkta (n=2450) och torrlagda (n=650) enligt tillgängliga data. Källa: SMHI 1995.

### 3.2.2 Effekter av sänkning och torrläggning

Vi har jämfört den bedömda ekologiska statusen enligt Vattenmyndigheterna, redovisad i VISS, med SMHI:s register över sänkta sjöar. En analys av gruppen ”sänkta sjöar” (n = 2 450) visade att förekomsten av sjöar med ”måttlig” eller ”dålig ekologisk status” i genomsnitt var högre (69 %) jämfört med sjöar som inte var sänkta (49 %) (Figur 21).





Figur 21. En större proportion av de sänkta sjöarna (enligt SMHI) hade dålig ekologisk status ( $\leq$ måttlig status) än icke-sänkta sjöar (VISS; uttag 2016-11-10). Skillnaden mellan de två grupperna var statistiskt signifikant.

I grunda sjöar är vattennivån ofta en av nyckelfaktorerna för vegetation och fauna som fisk (Coops & Hosper 2002, Johnson m.fl. 2007, Leira & Cantonati 2008). Eftersom sjöar i regel sänks i flacka slättområden i syfte för att vinna ytterligare jordbruksmark har dessa sjöar varit grunda av naturen. Det innebär att det återstående vattendjupet efter sänkning blir mycket ringa.

När en sjö sänks accelererar dess åldrande (Björk 2010a). Det grunda vattnet ökar nämligen risken för igenväxning. En misslyckad sjösänkning skedde i Hornborgasjön 1932-33 så att snårskog växte in på de tidigare strandängarna samtidigt som vattenspeglarna blev så grunda att de växte igen med bladvass och fick torrlagda partier (Sjörs 1971, Björk 2014). Detta beskrivs närmare i avsnitt 4.2.2.

Igenväxning av våtmarker minskar dess förmåga att hysa många olika arter av både växter och djur.

Fiskfaunan får vid successiv igenväxning allt mindre yta att leva på. Fågelarter som är beroende av öppna stränder minskar i antal eller försvinner helt.

När sjöar sänks för att vinna jordbruksmark har den nya marken ibland varit av god kvalitet, men det har också hänt att jordar rika på organiskt material efter en tid sjunkit ihop och blivit obrukbara, så kallad marksättning. Mark som tidigare varit sjöbotten i sjön Näsbyholmssjön i Skåne har enligt Persson (2011) sjunkit med 50-60 centimeter under en period på ca 45 år. Marksättningen förstärks ytterligare av att jorden kompakteras av jordbruksmaskiner. Den kompakta jorden blir tät och svårpermeabel för vatten vilket gör vattnets väg genom landskapet snabbare. Jordbruk innebär även i många fall att marken gödslas. Det ytligt rinnande vattnet bär

med sig när salter ut i sjön som med sin reducerade volym inte kan späda ut tillskottet lika mycket som innan sänkningen. Den reducerade vattenvolymen kan bli ännu mindre vid extrem torka. Detta kan ge syrebrist vintertid därför att det fanns en mindre total mängd syre i vattenmassan (Nöges & Nöges 1999).

Hur fåglar påverkas av sjösänkningar är svårt att förutspå eftersom konsekvenserna av sjösänkning skiljer sig från fall till fall. Igenväxning av sjön hotar många arter (ex doppingar, skedand, årtar och vigg) och igenväxande stränder vadare som rödbena. Överlag bör sjöfåglarna inte störas nämnvärt av en sjösänkning såvida sjöns funktion som födoplats och habitat inte försämras. Kanske gynnas fåglarna istället av att en större areal av sjöns botten blir tillgänglig för födosök i och med att sjön grundas upp. Samtidigt ökar produktionen av föda i sjön av att när salterna koncentreras av volymminskningen. Nyckelfaktorn för att fåglarna inte skall missgynnas är att sjöns växt- och djursamhälle som fåglarna lever av inte utrotas eller förstörs (MacDonald 2006).

Symptomen av sjösänkningar liknar många gånger de i eutrofa sjöar. Därför borde man för en sänkt sjö kunna dra paralleller till hur en övergödd sjö påverkar fågelfaunan. Fåglar verkar inte påverkas negativt av att näringsmängden ökar i sjön (MacDonald 2006). Sjön förskjuts från att ha makrofytdominans till växtplanktondominans och får ett kraftigt försämrat siktdjup. Eftersom makrofyternas utbredning är avhängigt ljusets förmåga att tränga ner i vattnet kommer förekomsten av dem att minska. Det innebär att successiv övergödning orsakar födobrist för växtbetande sjöfåglar men också att de makrovertebrater som använder växterna som substrat, skydd eller föda också sjunker i antal. Dessutom riskerar sjöns makrovertebratsamhällen att kollapsa helt om sjön blir syrefattig. Snäckor missgynnas särskilt av anoxiska förhållanden (MacDonald 2006). Alltså försvinner mycket av födan för både växt- och bottendjursätande sjöfågel i och med att sjön blir grumlig. Vidare missgynnas fiskätande fåglar när sjön successivt växer igen och sjöns förmåga att hysa fisk försvinner, vilket ofta händer med sänkta sjöar som inte kontinuerligt hävdas.

Fåglar har till skillnad från fisk, växter och vattenbundna makrovertebrater förmågan att enkelt byta plats om platsen inte passar eller är av tillräckligt hög kvalitet. Därför kan frånvaron av fåglar i en sjö indikera att den inte fungerar som den skall. Samtidigt kan fåglar snabbt återkolonisera sjöar om de visar sig erbjuda resurser i form av mat och lämpliga reproduktionshabitat.

MacDonald (2006) presenterar i sin review-artikel om övergödning och dess påverkan på fåglar flera exempel på hur fåglar återkommit till sjöar efter att sjön restaurerats från ett grumligt stadium. Ett av dessa exempel är i Ringsjön i Skåne som vid successiv övergödning fick färre och färre rastande fåglar under höstmigrationen. Efter att näringsminskade åtgärder vidtagits, bland annat decimeringsfiske av mörtfisk, har antalet rastande fåglar åter ökat. Fågellarter som återkom och ökade i antal var växtätare som knölsvan, sångsvan och sothöna, allätare som kricka och

bläsand, bottenfaunaätare som vigg, brunand och knipa (Figur 22) samt fiskätaren storskrake.



Figur 22. Knipa kan gynnas av åtgärder som minskar mängden fisk eftersom de konkurrerar om samma föda, evertebrater - små ryggradslösa djur. Foto: Erik Degerman.

### 3.3 Övergödning

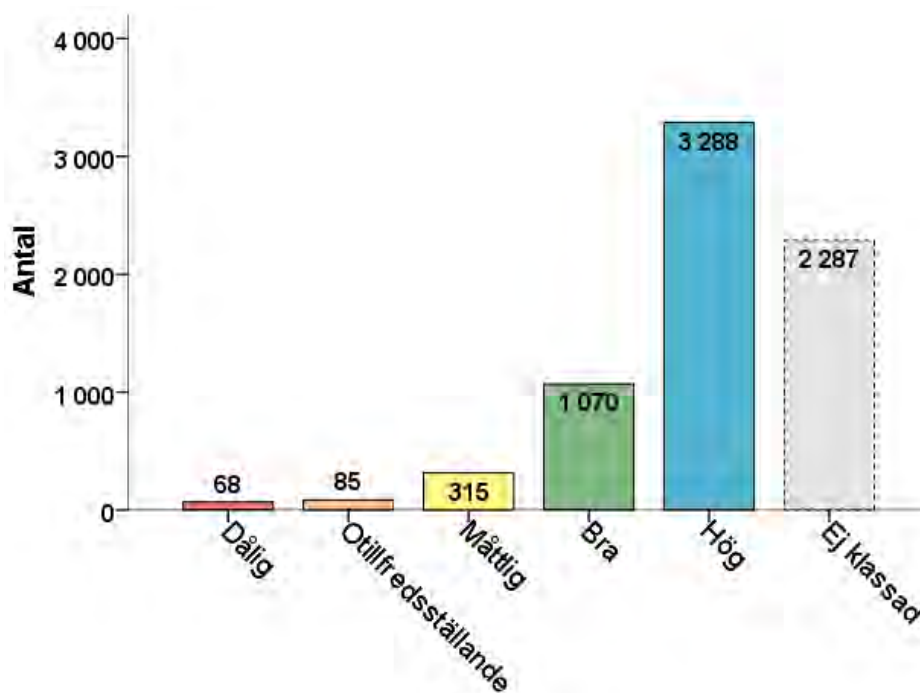
#### 3.3.1 Omfattning och lokalisering av påverkan

Övergödda (eutrofierade) sjöar ligger oftast under högsta kustlinjen och i anslutning till områden präglade av människoaktivitet som jordbruksområden och städer. Som tidigare nämnts är fosfor i regel det begränsade ämnet i sjöar. Av de olika antropogena näringskällorna anges ungefär hälften av fosfor till Östersjön från jordbruket och resten från olika typer av punktkällor så som industrier, kommunala avloppsreningsverk och dagvatten (Statens Jordbruksverk 2016).

Odlingsmarker är mycket näringsberikade och den omrörning och behandling som ständigt sker i marken gör att näringsämnen frigörs för transport. Fosfor som inte tas upp av grödorna sköljs iväg med regnvattnet till täck- och dräneringsdiken för att hamna i sjöar och vattendrag. Skogsbruket bidrar också till övergödningen

(Helcom 2005). Skogen binder sediment och näring, men när träden avverkas sköljs närsalter ut i närliggande vatten.

I över femtio år har övergödningen av sjöar och vattendrag utgjort ett hot mot sjöar ur ett globalt perspektiv, även om det verkar vara ett mindre problem ur svenskt perspektiv. Av de 4 796 vattenförekomsterna som utgörs av sjöar, som klassificerats med avseende på övergödningens problematik (VISS; uttag 2016-11-10), hade 468 (ungefär 10 %) måttlig status eller sämre (Figur 23). Klassificeringen är baserad på den totala koncentrationen fosfor i vattnet; fosfor som är både i organisk och oorganisk eller löst och partikulär form, i relation till ett beräknat referensvärde (HVMFS 2013). Sjöarna med måttlig status eller sämre var huvudsakligen koncentrerade till slättområden, näringsrika dalar och längs med kusterna (Figur 24).



Figur 23. Vattenmyndigheternas bedömning av övergödningens påverkan i landets vattenförekomster som utgörs av sjöar (Data från VISS; uttag 2016-11-10).



Figur 24. Karta över vattenmyndigheternas bedömning av näringspåverkan i landets vattenförekomster som utgörs av sjöar. (Data från VISS; uttag 2016-11-10).

### 3.3.2 Effekter av övergödning

I en näringsfattig (oligotrof) sjö kan ökade närsalthalter innebära en förskjutning inom makrofytfloran, till exempel ökar gul näckros och utbredningen av bladvass relativt submersa växter (Pokorný & Björk, 2010). Vid högre närsaltnivåer påverkas undervattensvegetation ofta negativt genom ett sämre ljus klimat som först drabbar isoetider (kortsköttsväxter; småväxta arter på botten typ braxengräs). Samtidigt uppkommer en ökad påväxt av fintrådiga grönalger (Figur 25) och kiselalger (Weisner m.fl. 1997). Växtplankton kan också öka i förekomst och konkurrerar om näring samt grumlar vattnet. Vid höga koncentrationer av fosfor verkar en successivt högre halt av kväve leda till förlust av makrofyter (Jeppesen 2007a, b). En diskuterad anledning tros vara att höga kvävehalter gynnar perifyton, det vill säga alger som växer på makrofyternas stam- och bladtytor. Det leder till att makrofyterna beskuggas och missgynnas. Därför bör man också ta hänsyn till kvävehalten utöver fosfor vid åtgärder mot övergödning.





Figur 25. Till och med i den näringsfattiga Vättern kan man se påverkan av närsalter som resulterar i rik tillväxt av fintrådiga grönalger på hamnpirens stenar i Jönköping. Foto: Erik Degerman.

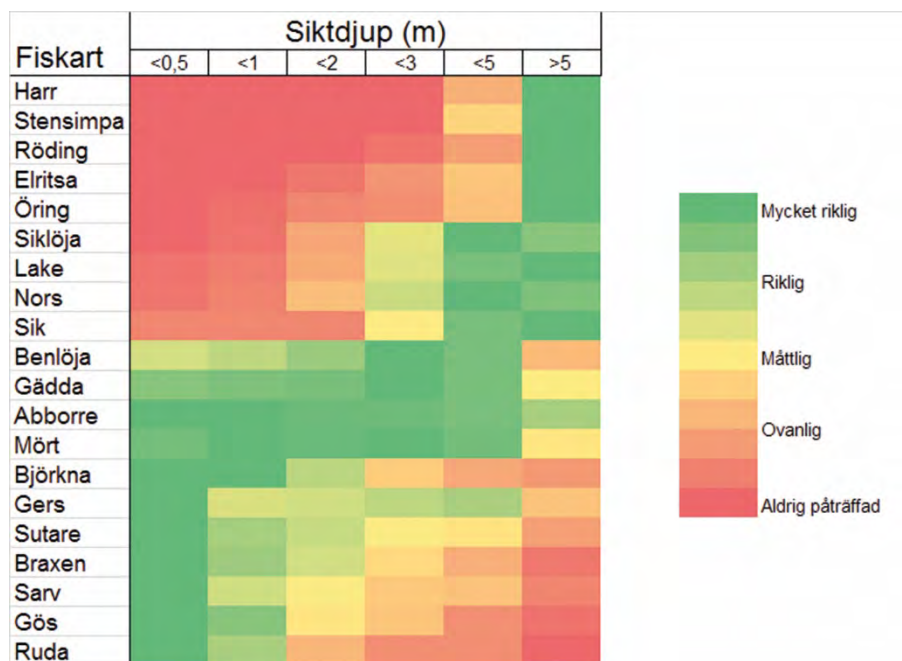
Hög belastning av närsalter till sjöar har resulterat i grumliga vatten och kraftfulla algbloomingar som ibland visar sig vara giftiga även för djur och människor med minskad biologisk mångfald som följd. I de värst påverkade sjöarna uppkommer blomning av cyanobakterier (så kallade blågröna alger) (Figur 26).

Sjöarna blir till följd av den höga algproduktionen illaluktande och illa lämpade för bad. Förhöjda närsaltskoncentrationer leder ofta även till ökad fisktäthet och ett skifte från ett predatordominerat fiskbestånd till bestånd som domineras fisk som lever av plankton och bottenfauna. Det grumliga vattnet i övergödda sjöar har visat sig ha en negativ effekt på fågellivet, undervattensväxter och på grund av det senare även på makrovertebrater. Tåkern, en grund sjö som pendlar mellan klart och grumligt tillstånd uppvisar större fågelrikedom under den tid när vattnet är klart (Hargeby m.fl. 2007). Vid grumling och successiv övergödning hotas några av våra rödlistade undervattensväxter som är känsliga för igenväxning och övergödning (Jacobsson 2009), exempelvis spetsnate, småsvalting och sjönajas. När mängden makrofyter minskar riskerar även det makrovertebratsamhälle som lever av och bland makrofyterna att påverkas, till exempel snäckor och sötvattengråsuggor. Övergödda sjöar med ständig näringstillförsel åldras också, som nämnts, snabbare då den nyproducerade växtmassan grundar upp sjön år efter år.



*Figur 26.* Blågrönalger (cyanobakterier) i Mälaren gör att flytbladväxter gynnas relativt undervattensväxter samtidigt som toxiner i bakterierna möjligen påverkar fiskfaunan och oss människor negativt. Foto: Erik Degerman.

Siktdjupet är en ungefärlig indikator på hur mycket växtplankton som är suspenderade i vattenmassan och således på hur produktiv sjön är. I Figur 27 ser man hur fisksamhället förändras i en gradient av siktdjup. Karpfiskar (mörtsläktingar) gynnas vid minskat siktdjup samtidigt som flera laxfiskarter försvinner. Abborrfiskarna gös och gers klarar att leva i vatten med mycket ringa siktdjup. Figuren skall dock läsas med beaktande av att endast en av flera samverkande omgivningsfaktorer redovisats. Även om en art ger en tydlig respons på skillnader i siktdjup behöver siktdjupet i sig inte vara avgörande, eller ens näringsnivån. De kan vara korrelerade med andra faktorer.



Figur 27. Figuren anger i vilket siktdjupsintervall det är vanligast att en art fångas, baserad på alla sjöfiskens rapporterade sedan 1952 i NORIS, den nationella databasen för provfiskeri i sjöar.

Vid tilltagande näringsbelastning av en sjö sker många samverkande och motverkande processer. Vi har försökt illustrera de viktigaste sambanden i ett mycket förenklat flödesschema (Figur 28). Extern belastning är all den näring som förs till sjön från diffusa källor eller punktkällor utifrån. Den tillförda näringen leder till en ökad växtproduktion i sjön. Växtplankton kan bättre utnyttja den ökade näringstillgången på grund av deras korta generationstid. Tillväxten av växtplankton utgör mat till djurplankton under sommaren som i sin tur utgör mat till fisk, framför allt karpfiskar. Karpfiskarna betar ned djurplanktonbestånden och växtplanktonsamhället gynnas därmed. Den förhöjda mängden växtplankton gör att siktdjupet försämras vilket missgynnar de submersa makrofyterna (det vill säga undervattensväxter).

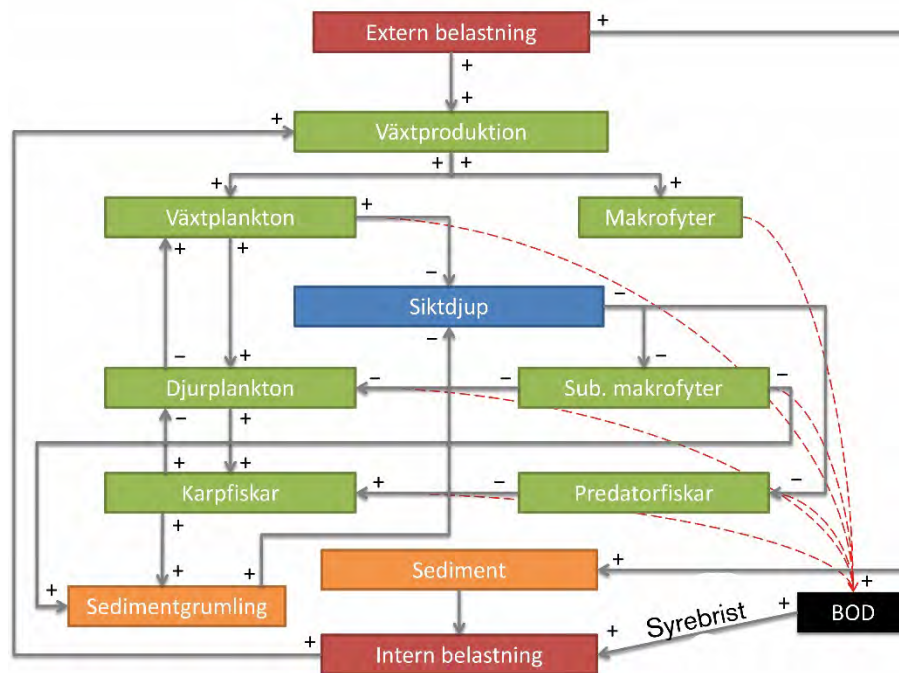
Sjöars naturliga åldrande accelereras genom att de fylls med sediment och växer igen när kantzonens filterfunktion förstörs. Undersökningar i Tyskland visar att sedimenttransporten till sjöar i odlade områden är 50-100 gånger högre än i opåverkad skogsmark (Ripl & Eiseltová 2010). I en oligotrof sjö kan sedimenttillväxten på botten vara i storleksordningen 0,2 mm per år medan den ofta är 0,5-1,0 mm i eutrofa sjöar och Uppemot 10 mm i de värsta förorenade sjöarna (Björk 2010a).

Den ökade mängden karpfiskar (bland annat braxen som söker föda på botten) och det reducerade beståndet av submersa makrofyter ökar sedimentgrumlingen. Detta försämrar siktdjupet ytterligare, samtidigt som det rör upp näring i vattenmassan som gynnar växtplankton. Studerar man figuren kan man se flera positiva åter-



kopplingar som förstärker sig själva. Till exempel: karpfiskar orsakar sedimentgrumling, vilket leder till sämre siktdjup, vilket leder till färre predatorer, vilket leder till fler karpfiskar, osv.

Samtidigt leder all ökad produktion av biomassa till ökad mängd biologiskt material som behöver brytas ned (BOD, biological oxygen demand), vilket också medför att det krävs syre.



Figur 28. Flödesschema för händelserna i en övergödd sjö. Pilen "x → y" avser "x påverkar y". Plus- och minustecknen avser att förklara när pilens ursprung minskar (-) eller ökar (+) och när pilens mål minskar (-) eller ökar (+). BOD (Biological oxygen demand) avser organiskt material som kräver syre vid nedbrytning. Händelseförloppet är inte linjärt och processerna följer inte någon specifik ordning.

Effekter av eutrofiering på sjöfåglar har berörts i avsnittet om sjösänkning ovan. En successiv förskjutning av fågelfaunan sker parallellt med förändringar av ljusklimat och fisksamhälle (MacDonald 2006). Fiskätande fågel i klarvattensjöar ersätts med arter som skäggdopping och gråhakedopping (Figur 29). En ökad mängd fisk i en näringsrikare sjö innebär ofta att konkurrensen mellan dykänder och fisk om födorsursen ryggradslösa djur ökar. Ökad mängd vegetation kan gynna växtätande fågel som svanar.



Figur 29. Gråhakedopping häckar gärna i näringsrika, grunda och vegetationsrika sjöar där den främst lever av ryggradslösa djur, kräftor och fisk. Foto: Erik Degerman.

### 3.4 Strandnära exploatering

#### 3.4.1 Omfattning och lokalisering av påverkan

Här avser vi främst olika markutnyttjande i form av tätorter och hårdgjorda ytor, utfyllnader av grunda vikar och erosionsskydd som fråntar stranden och kantzonen dess funktion (Figur 30).

**Kantzonen är det landområde som ligger omedelbart ovanför högsta vattennivån och som direkt påverkar vattenmiljön, vanligen 10-30 m bred.** Här finns ofta unika habitat i form av tillfälligt översvämmade områden (våtmarker, svämskogar) som hyser en unik flora och fauna. Där en skyddande kantzon skulle finnas kan strandnära byggande innebära påverkade livsmiljöer för djur- och växtliv på land och i vatten (Figur 30). Dessutom försvinner tillförsel av död ved, beskuggning och fast- och våtmarkers filterfunktion. Det finns en tydlig internationell trend som visar att i takt med en ökad exploatering av sjö- och strandnära lägen för nyetablering av bostäder försvinner strandskogen som försörjer sjöar eller vattendrag med död ved (Christensen m.fl. 1996; Jennings m.fl. 2003; Francis & Schindler 2006; Marburg m.fl. 2006; Sass m.fl. 2006b).

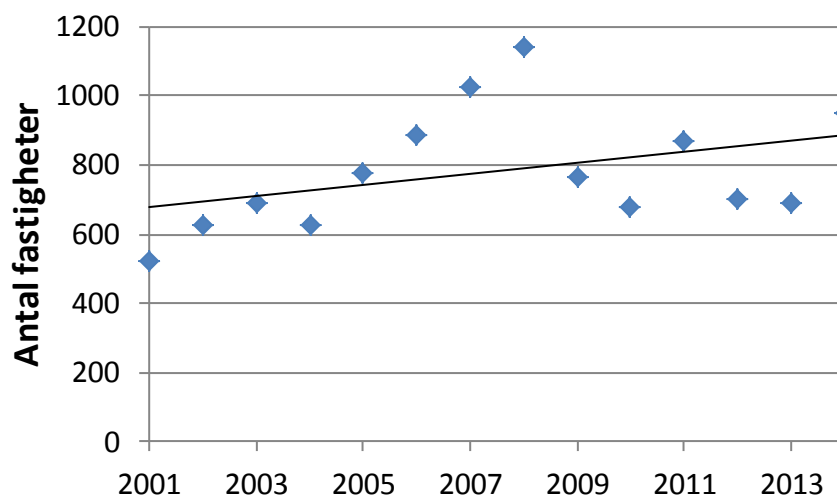
Det finns tydliga samband mellan minskad strukturell komplexitet i sjöar och artrikedom och artfördelning hos både fisk- och fågelfauna vid en stor studie i USA (Kaufmann m.fl. 2014). Ju mer en sjös och dess standzons strukturella naturlighet påverkades desto mer utarmad blev faunan och specialister ersätts av generalister.

Till detta kommer också behovet av en framtida klimatanpassning, framför allt i kustområden men också i sötvatten. Ökade nederbörds mängder kan ställa stora krav på åtgärder i form av strandvallar eller att reglera vattenståndet via dammar. När kantzonen redan har använts för strandnära byggande är det svårt att lämna utrymme för naturliga processer som översvämning vid högflöden.



Figur 30. Tätortsnära stränder förlorar ofta sin naturliga funktion - här östra stranden vid Munksjön i Jönköping. Foto: Erik Degerman.

Tyvärr är omfattningen av denna urbana påverkan inte känd. Städerna ligger ofta nära vattenleder, dessutom byggs många fritidshus vid sötvatten. Enligt miljömålsportalen ([www.miljomal.se](http://www.miljomal.se)) ökar strandnära byggande utmed sötvatten i Sverige (Figur 31). De lättnader som införts i strandskyddet 2009 och 2010 gäller dock inte högexploaterade områden, till exempel utmed havskusterna.



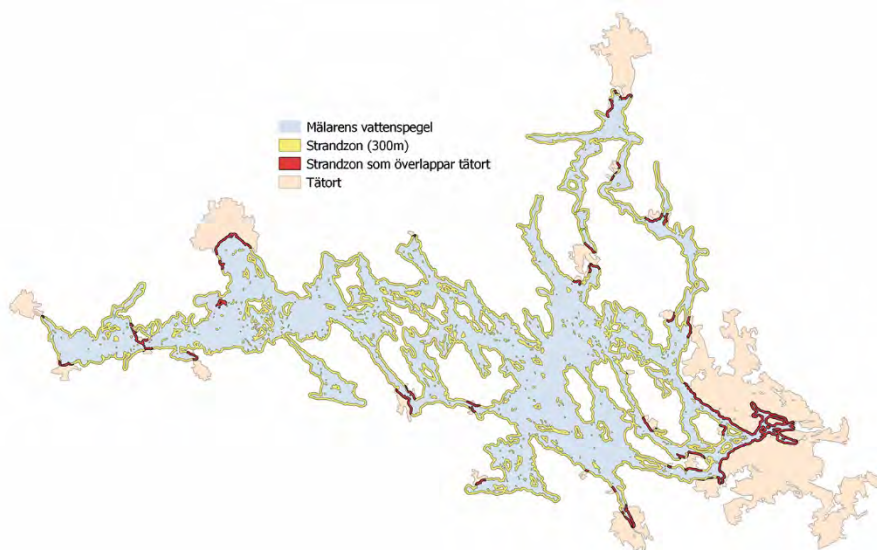
Figur 31. Strandnära byggande varje år inom 100 m från sötvatten i Sverige (www.miljomal.se).

En långsiktig trend visar på en fortsatt ökning av strandnära byggande, men det finns tydliga brott i utvecklingen. Strandskyddslagstiftningen ändrades 1 juli 2009 med generösare villkor för vattennära etablering. Som en följd ökar problemen med naturliga höga flöden och vattenstånd eftersom vi inte beaktar naturliga variationer i stadsplaneringen.

En karta över strandzonen runt Mälaren visar den omfattande utbredning som tätorterna har inom strandområdet i tätbebyggda områden. Vi avgränsade 300 m inåt land från strandlinjen och beräknade andelen av ytan av denna landstrand som utgjordes av tätort. Svaret var 9,56 %. Det var främst runt de stora städerna Stockholm, Västerås och Uppsala som tätorten krupit nära vattnet (Figur 32).

Till detta kommer sedan att en stor del av vattenstranden med dess grundområden i vissa områden används för privata bryggor. Ortofotografiet från Stockholms kranskommun Ekerö visar den mängd båtplatser som kan finnas i vissa områden (Figur 33).





Figur 32. Landstranden 300 m inåt land från Mälaren har analyserats med avseende på förekomst av tätort.



Figur 33. Flygfoto som visar mängden små bryggor och båtplatser på västra Ekerö, Ekerö kommun utanför Stockholm.

Inom tätortsmiljöer fortsatte länge städerna att breda ut sig, **urban sprawl**, under 1900-talet med nya satellitområden nära centrum. Detta underlättades av tillgången till bil. Man lät staden och förorterna ta stora ytor i anspråk.

Numer försöker man alltmer undvika att privatbilister kör in i städerna. Örebro kan tjäna som ett exempel på hur man försöker **förtäta tätorten** för att effektivare nyttja gemensamma resurser som dagvattenhantering, avlopp, dricksvatten och kommunikationer. Örebro är faktiskt den tätort som ökat mest i befolkning inom

tätort mellan 1980 till 2010 (undantaget de fyra största städerna; Svanström 2013). Detta innebär ett allt högre tryck på de sötvattenresurser som finns inom och nära tätorten. Byggnaderna kryper närmare strandkanten (Figur 34) och hårdgjorda ytor (ofta asfalt) gör att belastningen av dagvatten blir större. Det sker mycket begränsade satsningar på att mjukgöra tätorten, istället bebyggs grönområden. Ju större andel av staden hårdgjorda ytor utgör desto snabbare rinner vattnet till ytvattnen. Detta kan leda till översvämningar nedströms och förhöjd erosion i vattendrag och sjöar.

Det hela ställdes på sin spets när Havs- och vattenmyndigheten 2016 korrekt beslutade att förklara vattenverket Skråmsta i Örebro vara av riksintresse som råvattenproducent. Därmed får kommunen inte bebygga och asfaltera fritt utmed ån, eller i området kring Skråmsta uppströms Örebro. Vid Skråmsta infiltreras Svartåns vatten i marken (grundvattenmagasinet) för att sedan bli dricksvatten åt 120 000 personer. Kommunen hade invändningar eftersom byggplanerna fick skrinläggas och det kommunala planmonopolet "kördes över". År 2017 tvingades dock kommunen att införa bevattningsförbud redan i april. Utbyggnaden av staden, både till folkmängd och som exploatering av stränder, har inte varit långsiktigt hållbar.

Delshammar & Fors (2010) skriver ”...det krävs inte mycket fantasi för att se att förtätningen av befintliga tätorter har en gräns där den täta miljön i sig skapar problem. Vi behöver de obebyggda ytorna för att skapa attraktiva och hållbara tätorter. Det handlar alltså om att hitta en avvägning mellan olika intressen.”





*Figur 34. Tätorten Örebro kryper allt närmare Svartån - att förtäta staden är politikernas dröm. I stadens centrala delar är strandzonen borta och ersatt med stenmurar och erosionsskydd. Hjälmarén skymtar i bakgrunden. Svartån är viktig för den rödlistade aspen, dessutom levererar ån flera ekosystemtjänster, som till exempel naturlig vattenrening och möjligheter till rekreation. Viktigast kanske är att den försörjer kommunens 120 000 personer med dricksvatten. Hur nära får staden komma? Foto: Erik Degerman.*

### 3.4.2 Effekter av strandnära exploatering och urban påverkan

Städernas utbredning och den urbana utvecklingen påverkar sjöar och vattendrag. Nybyggnationer och etablering av nya bostadsområden jämte infrastrukturutveckling sker ofta i anslutning till attraktiva vattennära lägen där det blir svårt att undvika att påverka kant- och strandzoner i anslutning till sjöar och vattendrag som kan ha en negativ påverkan på fisk och fågel (Kaufmann m.fl. 2014). Den mänskliga påverkan eller störningen kan bestå av en rad olika faktorer. Vid anläggningsarbeten och i anslutning till nybyggnationer finns alltid en risk för läckage av olika typer av gifter eller olyckor som kan påverka befintliga vattenmiljöer, diken eller grundvattnen. Även rengöring av byggnadsutrustning och verktyg associerade till betongarbeten kan vara farligt för vattenlevande organismer om det kommer ut i sjöar och vattendrag. Det kan även handla om invallning eller utfyllnader av grunda vikar, störningar av vegetation i kantzonen och anläggning av vägar och hamnar - samt ökad påverkan av dagvatten.

En onaturligt ökad erosion kan också uppstå vid olika typer av störning av strandzonen och orsaka att då fosfor, som är partikelbundet, kan grumlas upp i vattenmassan. Sådan erosion är oftast en effekt av ökad vågerosion, båttrafik eller vattenreglering. Stränder med ökad erosion förekommer ofta i kanaliserade farleder eller i områden av utfyllnader vid olika anläggningsarbeten. I det senare fallet har den gamla strandlinjen ofta fyllts ut och vid det nya läget för stranden har djupet plötsligt ökat, vilket leder till en onaturligt ökad exponering för vågor som inte dämpas av ett successivt grundare vatten.

Den naturliga variationen, de naturliga processerna och strukturerna försvinner i det kanaliserade vattendraget och den tätortsnära sjön. Effekten och sambanden är komplexa och kräver eftertanke och kompetens att förstå. Effekten av förlusten av makrofyter har vi belyst i avsnitt 2.4. Plötsligt finns det inget som hindrar sjön att övergå i ett grumligt stadium (Figur 7). Ekosystemtjänsten naturlig rening av vattnet försvinner. Fiskfaunan blir artfattigare (Bergquist m.fl. 2007) och övergår till arter som indikerar övergödning eller begränsade vandringsmöjligheter.

Sundblad & Bergström (2014) modellerade i en studie de förändringar som skett i Stockholms skärgård av marin byggnation som båthamnar. De fann att lämpliga grunda, skyddade områden för reproduktion av abborre, gädda och mört minskat i areal med 0,5 % årligen under 40 år. De kumulativa effekterna av små byggnationer (Figur 33) kan få storskaliga konsekvenser.

## 3.5 Sjölandskap med förlorad konnektivitet

### 3.5.1 Omfattning och lokalisering av påverkan

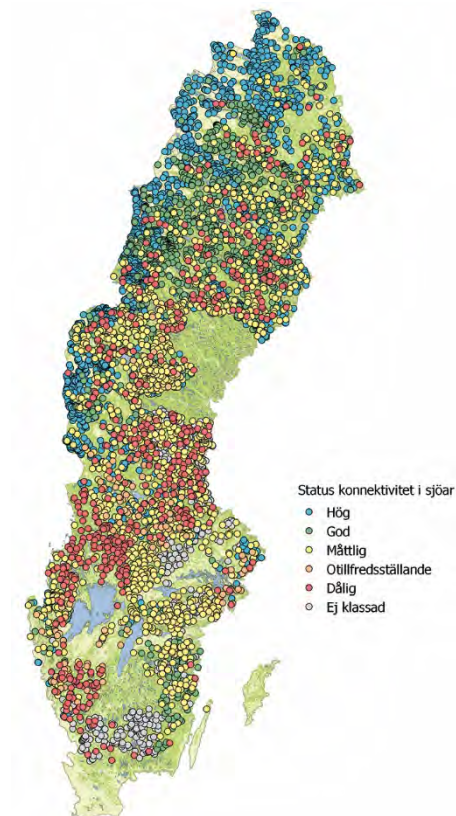
Med konnektivitet avses organismers fria vandrings- och spridningsmöjlighet inom avrinningsområdet. Begreppet kan användas även om växters och sediments nedströms spridning.

Dammar, vägar och broar utgör viktiga resurser och funktionella infrastrukturer för att försörja och bygga samhällen. Samtidigt skapar de hinder och barriärer som fragmenterar akvatiska ekosystem till mindre enheter som kan bli så små att de saknar funktionella komponenter för att kunna utgöra fungerande livsmiljöer under olika arters livscyklar. Dessa barriärer blockerar säsons- och dygnsstyrda födosöks- och vandringsmönster hos fisk och ett stort antal andra akvatiska organismer från att nå olika livsmiljöer som de är beroende av för att fortsätta att kunna finnas i livskraftiga populationer över tid och rum. Just drivkraften och förmågan att vandra både uppströms och nedströms i vattensystem är av avgörande betydelse för naturligt förekommande arter och dess populationsdynamik bland ett stort antal arter av fisk och andra både land- och vattenlevande organismer.

De flesta kustmynnande avrinningsområden hyser eller har i alla fall historiskt hyst lokala eller regionala populationer av havsvandrande fiskar som lax, havs- och flodnejonöga, sik, harr, ål och öring. Dessa arter är beroende av fria vandringsvägar mellan sjöar, älvar och mindre vattendrag för att komma åt sina tidigare lek- och uppväxtområden, ibland uppe i avrinningsområdenas källflöden, för att fullgöra sin livscykel (Näslund m.fl. 2013). Konnektiviteten mellan dess olika akvatiska livsmiljöer är helt avgörande för ekologisk status och tillståndet bland våra vattensystem liksom tillståndet för både kommersiellt fiske och fritidsfisket både i själva vattensystemet och i anslutande kustområde.

Idag blockeras de flesta större sjöar, vattendrag och älvar av ett stort antal vandringshinder i form av dämmen och vägpassager som gör att många arter inte kan nå sina tidigare historiska lekplatser (Figur 35). Dessa vandringshinder bidrar även till att stoppa upp och förändra vattenflöden som ofta leder till förändrade, ofta ökande, vattentemperaturer, sedimentdeposition och översvämningar som stör och skadar den antropogena infrastrukturen.

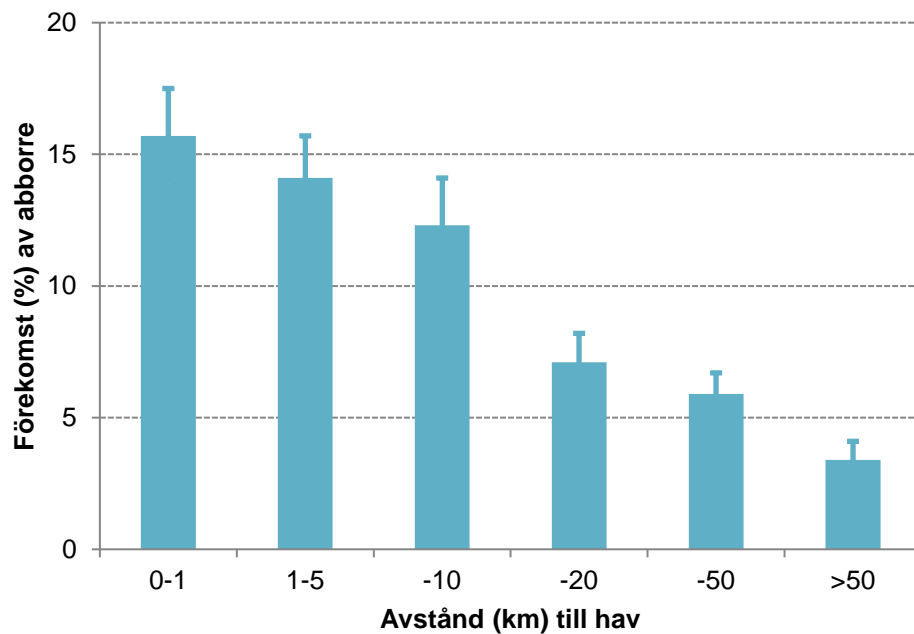
I Sverige är endast två större vattendrag helt opåverkade av vattenkraft eller mänskliga dammkonstruktioner (jämför Figur 14). Det är Kalixälven och Torneälven – två av fyra svenska Nationalälvar. Även i dessa system finns sjöar som isolerats genom dämmen. Så även om vi inte har en komplett bild över konnektiviteten i sjöar framgår det med all önskvärd tydlighet att situationen är allvarlig ur ett nationellt perspektiv.



Figur 35. Konnektivitet i sjöar som utgör vattenförekomster enligt bedömning i VISS (uttag 2016-11-10). Bedömningen görs utgående från vilka fiskarter som förekommer i vattenförekomsten kompletterat med uppgifter om vandringshinder i sjöns in- och utlopp samt tillflöden. Data saknas från några län; Västernorrland, Västmanland, Jönköping, Gotland, Skåne och Blekinge.

### 3.5.2 Effekter av förlorad konnektivitet och dämmen i sjöars utlopp

Graden av konnektivitet betraktas som en av nyckelfaktorerna inom metapopulationsekologin då den påverkar spridningshastighet och kolonisationsförhållanden. I en studie av vad som påverkade artrikedomen och förekomsten av fisk i brasilianska sjöar nära kusten kunde man visa att just den funktionella konnektiviteten mellan sjö och hav var den viktigaste variabeln och förutsättningen för att kunna förutsäga artrikedomen av fisk i dessa sjösystem (Guimarães m.fl. 2014). På samma sätt visar svenska data att abborre i kustvattendrag är vanligare förekommande i de nedersta delarna av kustvattendragen (Figur 36). Längre upp i vattendragen är kontakten med havet oftast bruten och abborre som vandrar mellan hav och inland minskar.



Figur 36. Förekomsten av abborre i vattendrag är högre nära havet (Östersjön) än i vattendragsavschnitt längre från kusten. Detta indikerar att abborre i Östersjön använder kustvattendragens nedre delar för uppväxt och som vandringsled. Möjlighet till vandring mellan hav/sjö via vattendrag är viktig. Data från elfisken i vattendrag som mynnar i Östersjön (Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU).

I regel beror den bristande konnektiviteten på dämmen i sjöarnas utlopp. Dessa dämmen bryter även spridning av sediment i vattensystemet. Sedimentationen av partiklar ökar ofta i en dämnd sjö. I reglerade älvsystem har man sett att nedströms transport av ämnen som kalcium, magnesium och kisel är lägre än i oreglerade system (Humborg m.fl. 2006). Reglerade och dämnda älvsystem har också en utarmad strandflora på grund av vattenståndsreglering och spridningsbarriärer (Jansson m.fl. 2000).

## 4 Hur kan vi restaurera sjölandskapet?

### 4.1 Reglerade sjöar

#### 4.1.1 Exempel på genomförda åtgärder

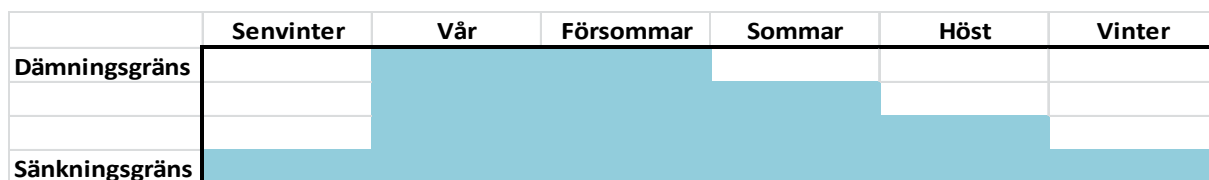
Vi har inte hittat några nationella exempel där det genomförts en ekologisk anpassning av vattenreglering och där man samtidigt genomfört övervakning av effekterna. Detta beror troligen dels på att det är ovanligt med en anpassad reglering och att effekterna därav kan behöva övervakas längre tid för att vara tydliga. Det är lättare att hitta exempel på hur reglering av sjöar sker utan tillräcklig miljöhänsyn. I Vänern har vattenregleringen nyligen anpassats för att minska risken för översvämning av bebyggelse utmed stränderna. En första dom om Vänerns reglering kom 1937 för att utnyttja sjön som regleringsmagasin för kraftutvinning. Efter omfattande översvämningar 2001 kom Vattenfall och Länsstyrelsen i Västra Götaland år 2008 överens om en minskad amplitud på regleringen och på de vattenstånd som skulle tillåtas. Koffman m.fl. (2013) menar att den nya överenskommelsen är negativ för flora och fauna utmed sjön.

#### 4.1.2 Rekommendationer

- **Idealt strävas efter att införa ekoflöden**, det vill säga en ekologiskt anpassad reglering som möjliggör för flöden och andra processer att finnas på tillräcklig nivå så att arter kan vidmakthållas på säkra nivåer. Ekologisk reglering är en kompromiss mellan miljönyttan och nyttan med vattenregleringen. Hur ekoflöden kan tas fram beskrivs i Malm Renöfält och Ahonen (2013).
- **Installera en pegel** (Figur 15) på offentlig plats så att det är enkelt att kontrollera att villkoren för reglering följs.



- **Regleringsamplituden skall begränsas.** Utgående från den samlade informationen kan man rekommendera att regleringsamplituder bör inskränkas till högst 1 m för sjöar med mindre avrinningsområden (<10 000 km<sup>2</sup>) och kanske maximalt 0,5 m i mindre vattendrag.
- **Att minska naturliga vattenståndsvariationer bör undvikas.** Detta leder ofta till att sjön växer igen med vassar, samtidigt som åtkomsten till stranden/svämplanet minskar för många arter, till exempel gädda och vadarfågel.
- **Naturliga högre vattenstånd måste tillåtas i vattendrag, sänkta sjöar och våtmarker.** De kan vara gynnsamma för grundvattennivåerna i landskapet och vara viktig för att bibehålla våtmarker. Bebyggelsen skall alltså inte tillåtas begränsa vattnets naturliga amplitud.
- **Naturlig mellanårsvariation måste tillåtas, men kan begränsas.** Man kan tänka sig en viss begränsning i mellanårsvariation för att få en stabil florasammansättning med liten utslagning av arter som sedan måste återkolonisera. Detta bör tillämpas i vatten där makrofyternas viktiga funktioner kan hotas av andra faktorer eller där de anses vara av svag status.
- **En årstidsanpassning skall finnas.** Idealt bör vattennivåerna följa den naturliga dynamiken med höga nivåer vår och sommar som successivt minskar (Figur 37). Låg nivå under vintern kan vara bra för att motverka alltför riklig utveckling av makrofyter i strandzonen.



Figur 37. Schematisk åskådliggörande av en årstidsanpassad vattenreglering. Blått indikerar rekommenderad vattennivå. Faktabakgrund; Roland Jansson, Umeå Universitet.

- Hastigheten på nivåförändringar måste begränsas. Nedströms kraftverk kan nivå- och flödesförändringarna bli snabba vid korttidsreglering. Det har orsakat att fiskar strandar och dör (Saltveit m.fl. 2006, Harby & Bogen 2012). Även musslor och andra mindre rörliga evertebrater kan påverkas. Där brukar man tala om riktvärden om att inte ändra vattennivån snabbare än 10 cm per timme. I

reglerade sjöar kan vattennivån inte ändras så snabbt, men väl i dämnda vattendrag där småskalig vattenkraft bedriver korttidsreglering. Denna går ut på att nattetid stänga damm och kraftverk för att samla vatten och sedan köra när nivåerna är tillräckliga för uttag av kraft. I sådana anläggningar kan nivåförändringarna bli snabba och rekommendationen om maximalt 10 cm per timme bör skydda fisk.

#### 4.1.3 Möjliga negativa konsekvenser

Det bör inte finnas några ekologiska negativa konsekvenser av en anpassad vattenreglering. En mindre skadad strandzon kommer att få ökad vegetationstäckning och totalt innebär detta en ökad produktion i sjön. Att återfå naturliga vattenståndsvariationer är önskvärt för att återfå ekosystemets funktioner, naturliga habitat och flora samt fauna. Flera rödlistade natearter kan kräva denna åtgärd.

## 4.2 Sänkta och torrlagda sjöar

### 4.2.1 Exempel på genomförda åtgärder

#### *Hornborgasjön*

Hornborgasjön (ca 3 000 ha) mellan Skara, Skövde och Falköping utsattes för flera sjösänkningar, men har varit föremål för restaurering (Figur 38). Det finns lite olika uppfattningar om restaureringsprojektets framgång. Björk (2014) och Hertzman & Larsson (1997) har sammanställt historien bakom sjöns restaurering. Innan sjösänkningarna var den stora sjön grund med ett maxdjup på ca 3 m. Flera sjösänkningsföretag har genomförts, åtgärderna 1802-03, 1841 samt 1848-52 bör ha sänkt vattenytan 0,3-0,6 m. Fortsatta åtgärder 1874 samt 1902-1911 och framför allt 1932-33 resulterade i att stora delar av botten exponerades och började växa igen. Sjösänkningarna gav ringa resultat i form av vunnen jordbruksmark.

År 1954 vallade man in delar och höjde vattenytan i sjöns norra del så att maxdjupet blev 0,8 m. Stora delar av sjön hade nu växt igen med bladvass (*Phragmites australis*), vasstarr (*Carex acuta*), sjösäv (*Schoenoplectus lacustris*), kaveldun (*Typha* spp) och olika videarter (*Salix* spp). De stora problemen med den låga vattennivån var just igenväxningen där en tät rotfilt armerat bottnarna och att stora mängder död vass och andra växtrester (detritus) ansamlades. Innan vattennivån höjdes i ett försök att restaurera sjön så var man tvungen att ta bort rotfilt (rötter och jordstammar (rhizomer)) och detritus. Den döda vassen eliminerades delvis genom

bränder i augusti-september, främst för att komma åt de döda vasstråna som bildade ett tätt golv under årets vass.

Speciella maskiner utvecklades för att skörda bort upprätt död vass vintertid, och maskiner för att fräsa sönder rotfilten (rotorkultivering). Man försökte samla upp vegetationsrester så gott det gick, men de maskiner som fräste sönder rotfilten genererade små bitar som var svåra att samla upp. Rotfilten bör antingen skäras i större portioner eller helt enkelt lyftas upp. Senare i projektet lärde man sig att skära större bitar genom att köra maskinerna med lägre rotation på skärbladen.

För att få tillbaka eroderande is- och vattenrörelser lade man igen de kanaler som grävts för att bibehålla vatten i den avsänkta sjön. En del massor lades också upp som häckningsöar för fågel, typiskt skrattmå. Sjöns gamla utlopp öppnades upp men samtidigt etablerades dock ett dämme som hindrar fiskmigration.

Efter dessa åtgärder, som omfattade en del av sjön, föreslogs en sjöhöjning i två etapper, först med 1 m och efter 5-10 år med ytterligare 0,5 m. Höjningen med 1 m föreslogs för att förhindra återväxt av bladvass. År 1982 erhöles vattendom på en tillåten höjning med totalt 1,4 m. Syftet var att återföra Hornborgasjön till en fågel-sjö och samtidigt motverka övergödning genom den större vattenvolymen.

I början av 1990-talet höjdes så vattennivån, men endast 0,8 m. Stora arealer av botten var täckt av en gröt av vegetationsrester. Syrebrist uppstod i bottenvattnet och bottarna började läcka metan och flytande gungflyn bildades. Eftersom vattennivån inte höjdes tillräckligt kom strandlinjen att vara i områden med den forna sjöbotten, det vill säga organogeniska jordar som snabbt eroderades och tillförde mer organiskt material och närsalter till sjön.

Andersson (2009) rapporterade att bladvassen minskat betydligt i sjön efter sjöhöjningen, vilket negativt påverkat arter som skäggmes och rördrom.

Utloppsvattendraget Flian får på grund av förhållandena i Hornborgasjön efter höjningen (0,8 m) motta stora mängder växtrester. Dessa har medfört ett betydande rensningsbehov nedströms Hornborgasjöns regleringsdamm. Den syrebrist som uppkommit har orsakat fisk- och kräftdöd.

Ofta avtar en grund sjös förmåga att kvarhålla fosfor om vattenströmmarna ökar genom sjön. Dessa kan öka genom att vattenytan höjs så att vattnet söker sig nya och snabbare vägar, men också genom att man muddrar fram kanaler eller eliminerar vegetation. Hornborgasjön förlorade åren 1995 och 1996 sin funktion som fosforfälla och blev i stället en fosforkälla med ca 4 ton fosfor årligen till nedströms vattendraget Flian. Fosfor frigjordes från bottarna på grund av syrebrist i bottenvatten och sediment. Sådan syrebrist och fosforläckage kan bli ett återkommande problem, vilket kan ge negativa effekter på sötvatten.

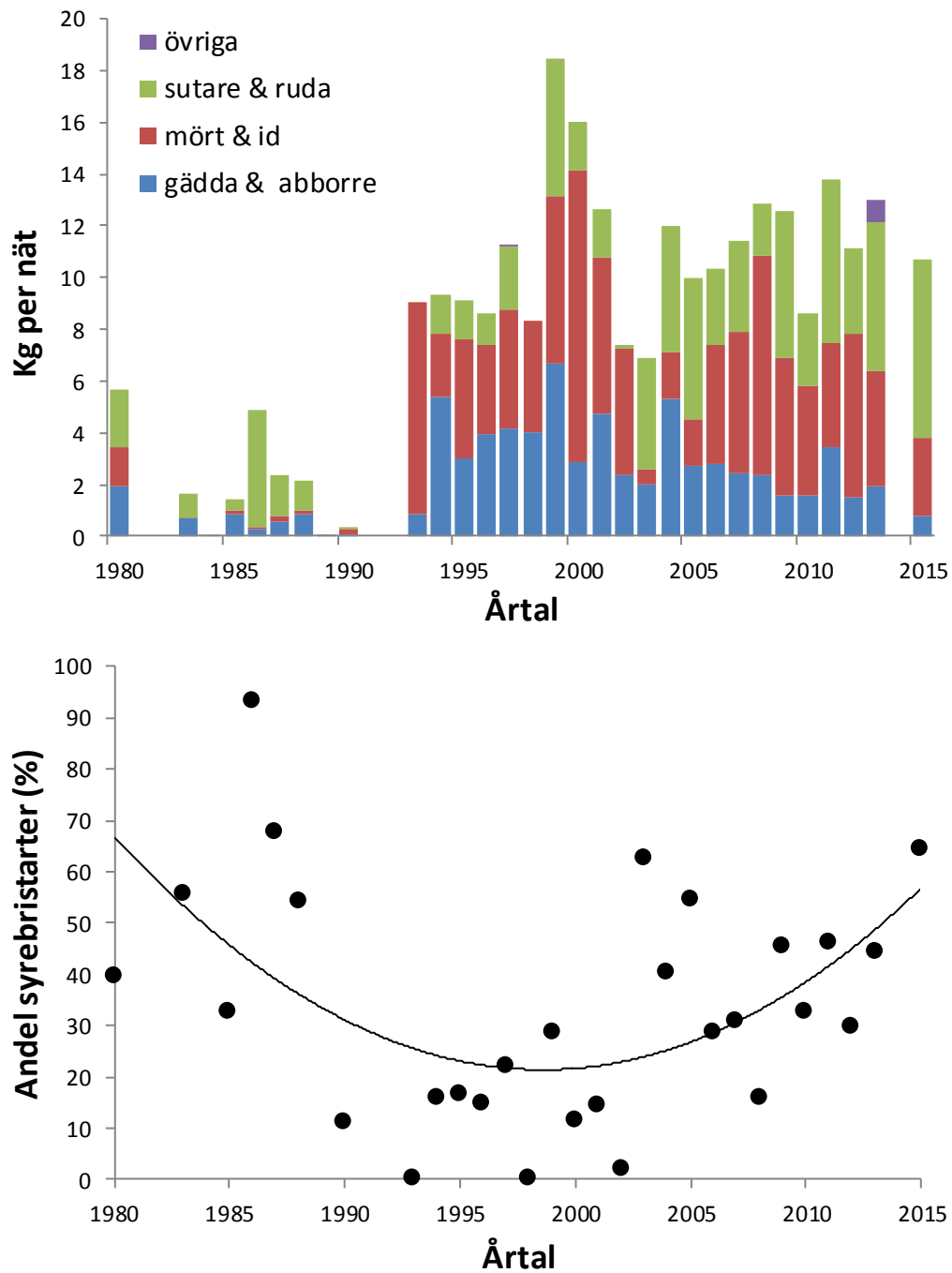
Den förändring av fiskbiomassan i Hornborgasjön som skett under 2000-talet antas vara kopplad till dåliga syreförhållanden (Johlander 2007, Figur 39). De första

åren efter sjöhöjningen 1992-1995 ökade mört och id samt gädda och abborre relativt sutare och ruda, vilket indikerade att sjön var på rätt väg. Sutare och ruda gynnas ofta i sjöar med hög närsaltsbelastning, speciellt om partiell fiskdöd uppkommer då de båda är tåliga mot låga syrehalter. I takt med att växtbiomassan ökat efter höjningen har dock ruttnande växtmaterial medfört syrebrist. Successivt återgick fiskfaunan alltmer till situationen före höjningen (Figur 39). En sjöhöjning av denna ringa magnitud kan således snabbt leda till samma förhållanden för fiskfaunan som innan höjning

Exemplet Hornborgasjön visar således att en restaurering av sjön kan få stora konsekvenser på internbelastningen och syreförhållandena. Hade man höjt sjön mer, som avsikten var initialt, hade resultatet sannolikt varit bättre.



Figur 38. Hornborgasjön år 2015. Vattenväxter dominerar och når ofta upp till ytan, men centrala vattenspeglar finns. I grunda partier syns ännu stammar och rötter efter buskvegetationen som täckte delar av den sänkta sjön. Foto: Erik Degerman.



Figur 39. Figurerna avser nätprovfiskena utförda i Hornborgsjön åren 1980-2015. (A) Andel av olika fiskgrupper i provfiskefångsten sommartid. (B) Andel av fångsten i vikt som utgjorde syrebristgynnade arter. Sjön höjdes åren 1992-1995 varefter andelen mört, id, gädda och abborre ökade jämfört med syrebristarterna ruda och sutare. Dock var höjningen inte tillräcklig och ökad växtbiomassa medförde syrebrist. Fiskfaunan återgick till att domineras av sutare och ruda. (Data Johlander (2007) för 1980-2003 samt SLU Aquas databas över sjöprovfisken NORS för 2004-2015.)

### *Draven*

Slättsjön Draven, södra Jönköpings län, Värnamo kommun, sänktes på 1850-talet och i början av 1900-talet. Åren 1993-94 höjdes vattennivån något och man byggde ett överfallsdämme vid utloppet för att kunna reglera sjön (Figur 40). Samtidigt utfördes vassbekämpning med hjälp av rotorkultivering (rotavatorer) på ca 150 ha (Frylestam 2006). I sjön användes samma utrustning som utvecklats i Hornborgasjön (Björk 2014). Syftet var att få fram öppna vattenspeglar för att gynna fåglar. Återigen skapade rotavatorerna en gröt av vegetationsrester som fyllde hela vattenmassan. Efter något år bildades metan och vegetationsresterna lyftes upp till ytan och bildade öar av gungfly.

År 1996 genomfördes därför en ytterligare höjning av vattennivån med 15 cm och åtgärder genomfördes även år 2007. Idag har naturreservatet Draven öppna vattenytor (Figur 41) och en mycket rik fågelfauna, men hotet om igenväxning är överhängande och kräver en aktiv reglering och återkommande begränsning av vegetationen.



Figur 40. Överfallsdämmet vid Dravens utlopp ger möjligheter att reglera vattenståndet och hindrar samtidigt uppvandring av fisk. Foto: Erik Degerman.





*Figur 41.* Den restaurerade sjön Draven fotograferad i juni 2017. Notera de låga vallarna runt sjön som möjliggjort en försiktig höjning av vattennivån. Foto: Erik Degerman.

#### *Tämnaren*

Sjön Tämnaren, norra Uppland (Figur 9), som var en sänkt sjö, höjdes 1977 med 0,6 m för att den skulle tjäna som råvattentäkt. Som en följd försvann långskottsväxten vattenpest, oklart om det berodde på sämre ljusklimat eller konkurrens med alger. Näckrosor tog över områden som tidigare dominerats av bladvass (Wallsten & Forsgren 1989).

#### *Simsjön*

Simsjön i Södertälje kommun sänktes 1924 och restaurerades 2001-2002 genom att vattenytan höjdes 0,8 m, ungefär till den forna nivån (McCann 2004). Syftet var att skapa en fågelsjö med häckande och rastande fågel. I samband med arbetet har vattenvegetation (bladvass och sjösäv) tagits bort med rotorkultivering, för att skapa öppna vattenspeglar och minska mängden organiskt material. Busk- och trädröjning har gjorts utmed strandängarna vid sjön. Därefter har en stubbfräsning gjorts för att förhoppningsvis undvika att ny strandskog kommer upp på dessa betesmarker. Den enda fiskarten i sjön före restaureringen var ruda, vilket indikerar att episoder med syrebrist och fiskdöd förekommit. I utloppet har man anlagt ett dämme, vilket lär förhindra andra fiskarter att nå sjön, något som kan vara lämpligt med tanke på syftet som fågelsjö. Detta innebär minskad konkurrens med fisk om föda, men samtidigt

att fiskätande fågel inte får något födounderlag. Sjön är alltså starkt igenväxt, trots höjningen av vattenytan till forna nivåer.

### *Lilla Attsjön*

Lilla Attsjön (förr Byasjön) ligger strax öster om Växjö i Småland. Sjön torrlades cirka 1920. Den resulterande fuktiga ängen användes som bete till 1980-talet, men har därefter vuxit igen. På lokalt initiativ väcktes idén om att återskapa sjön, med syfte att få en bra fågelsjö. Höjningen planerades till 1,2 m, men med en variabel vattennivå för att förhindra igenväxning. Södra Skogsägarna har hjälpt byalaget med projektet och bland annat ordnat finansiering och sökt tillstånd hos miljödomstol. År 2015 höjdes sjön (Figur 42, 43 och 44) och direkt kunde nya fågelarter för området noteras (Per-Erik Larsson, Södra Skogsägarna, Våtmarkskonferens 2015).



Figur 42. Sommaren 2015 när höjningen av Lilla Attsjön nyligen genomförts. Foto: Erik Degerman.



*Figur 43.* Vattnet i Lilla Attsjön var humöst på grund av de torvbildande processer som pågått i den torrlagda sjön. Foto: Erik Degerman.





Figur 44. I utloppet av Lilla Attsjön anlades ett dämme för att kunna reglera vattennivån under året. Foto: Erik Degerman.

### *Svenstorpssjön*

I Svenstorpssjön, Hässleholms kommun, Skåne, en tidigare torrlagd men återskapad sjö, har en mängd fåglar börjar häcka efter att den återskapats. Citat från Persson (2011): ”Här häckar gräsand, skedand, snatterand, vigg, brunand, gravand, grågås, knölsvan, sothöna, rörhöna, gråhakedopping, skärfläcka, strandskata, större och mindre strandpipare, rödbena, tofsvipa och skrattmå. Tack vare det rika fågellivet har också rovfågeln återhämtat sig. Här ses regelbundet ormvråk, fjällvråk, glada, tornfalk, duvhök, sparvhök och örn, såväl havsörn som kungsörn.”

#### 4.2.2 Ökad vattenvolym i sänkta sjöar – observerade och förväntade effekter

En fördjupning av en sjö sker oftast genom att man ändrar vattenregleringen och tillåter ett högre vattenstånd, och alternativt eller samtidigt muddrar sjön djupare. Bottenbehandling som rotorkultivering gör att sjön blir djupare samtidigt som växtmaterial förs ur sjön. Som komplement kan man bygga vallar (Figur 41) som tillåter höjning utan att vattnet breder ut sig över oönskade ytor. En höjning av en sänkt sjö får många effekter på miljö, flora och fauna. Eftersom det är en återgång till ett naturligare tillstånd bör dessa effekter vara önskvärda. Nedan ges en kort genomgång av tänkbara effekter med fokus på närsalter, hydrologi, makrofyter, fisk och fågel. Resonemangen hänför sig endast till grunda sjöar, det vill säga sådana som generellt saknar ett hypolimnion. De effekter som diskuteras är de som uppstår vid

en permanent höjning av vattenytan och/eller en fördjupning av sjön, inte effekter av en varierande vattennivå som uppstår i till exempel kraftverksmagasin. Följande effekter är dels teoretiska, dels byggda på empiriska observationer eller citerad litteratur.

När sjön återskapas eller ökar i area och djup kan följande ske:

#### *Närsalter och miljögifter*

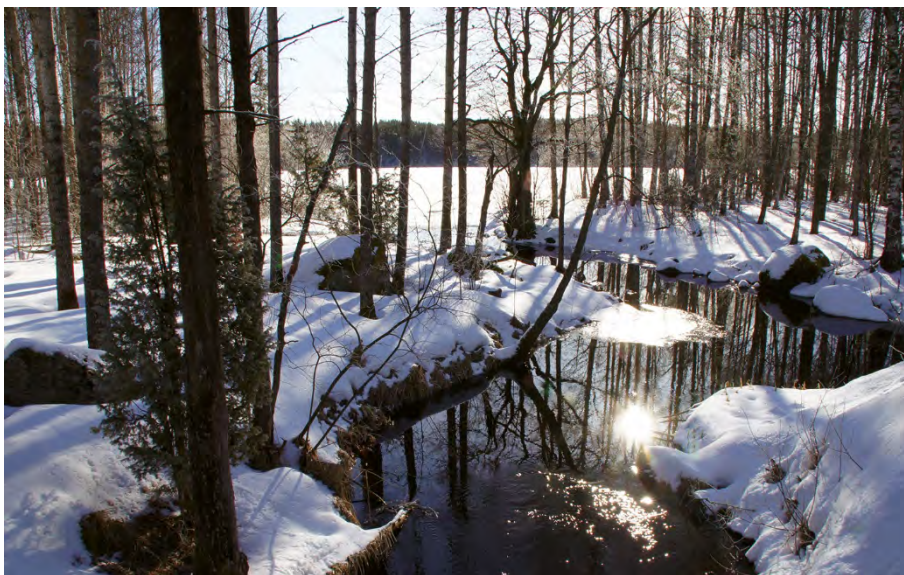
- **Volymen kommer att öka och späda ut närsalterna som är lösta i vattenmassan.** När sjön blir djupare får sedimentet och tillrinnande vatten en förhållandevis lägre effekt på vattnet. Det gör att en ökning av sjövolymen kan hjälpa till att minska sjöns övergödning. På sikt kan sjön föras över till ett något näringsfattigare stadie, vilket påverkar vattenkvalitet, växter och djur.
- **Mängden sediment som kvarhålls i sjön kommer att öka** på grund av långsammare vattenomsättning. Detta medför att vattendraget nedströms får en lägre belastning med sediment, vilket är gynnsamt för många bottendjur (speciellt stormusslor) och fiskar. I och med att vattnet som rinner ut från sjön innehåller mindre suspenderat material kommer det nedströms sjön geomorfologiskt att vara benäget att erodera bottnar och stränder med större kraft än tidigare. Erosionen nedströms kan således öka.
- **Initiala effekter av överdämda markområden kan ge en ökad tillförsel av närsalter och kvicksilver.** I många kraftverksmagasin får man efter etableringen en förhöjd produktion på grund av att markmineraler (främst fosfor) tillförts vattnet (Friedl & Wüest 2002). Effekten brukar avklinga efter 5-10 år. Kväve kan också lakas ur marken (Isaksson 2001) och bidra till övergödning i kvävebegränsade sjöar (humösa sjöar). När dammar byggts i barrskogsområden har förhöjda kvicksilverhalter uppmätts på grund av att i humusskiktet deponerat kvicksilver mobiliserats, ex Skinnmuddselet i Västernorrland (Hultberg 2002). Till och med bäverdammar har påvisats kunna ge ökade kvicksilverhalter i vatten (Levanoni m.fl. 2015).

#### *Hydrologi*

- **Den genomsnittliga temperaturen ökar.** Temperaturökningen beror på att en större vattenyta får solinstrålning. Detta kan få negativa konsekvenser för naturlig kallvattenfauna i nedomliggande vattendrag. Temperaturökningen storlek beror av faktorer som beskuggning, vattenvolym, läge i landet och till exempel vattnets brunhet. En effekt av det större värmemagasinet är att vattentemperaturns variationer kommer att minska mellan dag och natt och mellan säsonger. I

och med att ytan ökar gör också avdunstningen i sjön det. Varma sommar dagar kan 1 mm ( $1 \text{ l/m}^2$ ) vatten avdunsta.

- **Avrinningen modifieras så att extrema hög- och lågvatten minskar i amplitud och frekvens.** Generellt bör denna effekt vara försumbar för högflöden om det är mindre sjöareor som återskapas. Ofta är det så att i kustområden med frekvent sommartorka (främst kuststräckan Stockholm-Bohuslän inkl. Öland och Gotland) kan sjöar öka lågvattenföringen sommartid nedströms, vilket kan vara positivt för många akvatiska djur. Ett flertal kustvattendrag har idag extremt låg vattenföring på grund av förändringarna i landskapet (utdikningen). Låg vattenföring ger liten areal av strömhabitat. Beståndstätheten av lax och öring i vattendrag på svenska västkusten var därför direkt korrelerad till lågvattenföringen sommartid (Degerman m.fl. 1997).
- **Våtmarksbildande åtgärder skall vidtas i områden där våtmarksarealen minskats.** Utloppet från en sjö har ofta en bestämmande sektion, det vill säga en minsta avvattande area. Många sjöar har fått dessa utlopp vidgade och fördjupade för att snabba på avbördningen av vatten (Figur 45). Genom att göra utloppet ur sjöar trängre kommer vattenavbördningen att försenas med åtföljande högvatten som följd. Detta kan gynna utveckling av svämplan, våtmarker och sumpskog.



*Figur 45.* Tullbäcken avvattnar Knäppmorassjön i Västmanland. Liksom många andra sjöutlopp bär det spår av att ha vidgats och fördjupats. I just detta fall är det knappast lämpligt med åtgärder för att återskapa det forna utloppet på grund av bebyggelse och produktiv skogsmark, men det kan finnas andra sjöar där en enkel åtgärd kan ge återskapade våtmarker. Foto: Erik Degerman.



*Fisk*

- **Antalet fiskarter ökar i sjön.** Det råder generellt ett linjärt förhållande mellan sjöarealen (10-logaritmerad) och mängden fiskarter som fångas vid provfiske (data från SLU:s sjöprovfiskeregister NORS). För varje tiopotens ökning av sjöytan i hektar brukar ytterligare 2,37 arter fångas. För en sjö som ökar från 1 till 10 hektar kan således teoretiskt 2,37 arter tillkomma. Detta bygger naturligtvis på att fisk kan vandra till och från sjön och att potentiella arter i den regionala artpoolen finns (jämför avsnitt 4.5). Det finns flera internationellt kända exempel på hur antalet fiskarter ökar när stora vattenmagasin anläggs, till exempel i den ryska floden Volga (Shashulovski & Ermolin 2005).
- **Fiskarnas artsammansättning förändras.** När sjöns morfometri förändras ändras livsvillkoren, vissa arter gynnas medan andra missgynnas. Vad som händer vid förändringar av sjöns medeldjup eller areal är radikala förändringar av artantal och fiskmängder. Höjs vattendjupet kan sjöns värde som gäddreproduktionslokal minska, dels för att en djupare sjö inte värms upp lika snabbt på våren, dels därför att predationen från stora gäddor ökar. Det finns många fler exempel på radikala artförändringar när sjönivån ändrats. Just i sjöar i djupintervallet 0-3 m torde förändringarna av vattennivån ge störst effekter på fiskfaunan. I sjöar med djup över 6 m torde en höjning med 1-2 m ha jämförelsevis mindre effekter.
- **En förändrad fiskfauna i sjön påverkar även vattendragets fiskfauna.** Generellt kan man säga att sjölevande fisk är konkurrensstarkare än strömvattenlevande. De kan dels konkurrera om föda och utrymme, dels vara viktiga rovfiskar. Sjöns fiskfauna styr närliggande vattendrags fiskfauna (Degerman & Sers 2004). Ett typiskt exempel är gädda som starkt inverkar negativt på öringbestånd (Spens m.fl. 2007). När man återskapar en sjö kommer rimligen gädda att öka i omfattning, vilket torde innebära motsvarande minskning av till exempel öring i omkringliggande vattendrag (och därmed indirekt av flodpärlmussla som kräver förekomst av öring för att sprida sina larver). Det har i flera fall där man har återskapat våtmarker i form av små dämmen varit problem med överlevnaden för havsöring som skall vandra genom dessa konstgjorda dammar (med dess gäddor) för att nå havet (Sandell 1995, Olsson 1999, Olsson m.fl. 2001, 2009). I de fall en sjö återskapas är det ju dock en restaurering, en återgång till ett naturligt förhållande. Däremot får det naturligtvis negativa konsekvenser för det naturliga fisksamhället när en sjö eller damm skapas på en ny plats i själva vattendraget.

*Undervattensväxter, vegetation och fåglar*

- **Förlängning av sjöns livslängd.** Om tillräcklig djup erhållits i anslutning till ökningen av sjövolymen förhindras igenväxning. Grunda näringsrika sjöar

(sänkta eller osänkta) med stränder som inte hävdas kommer att växa igen, initialt med högorter (bladvass, älgräs, rörflen osv.) och senare med buskvegetation och slutligen med klibbal/gråal och glasbjörk.

- **Undervattensväxter kan gynnas.** Skapas öppna vattenspeglar öppnas nya habitat för undervattensväxter. Om sjövolymen har ökat så pass att näringshalten späds ut kommer koncentrationen av växtplankton att minska, vilket ökar siktdjupet och gynnar undervattensväxter. Undervattensväxter utgör föda till många fåglar (MacDonald 2006).
- **Undervattensväxter kan slås ut.** En stor risk med för hastiga sjöhöjningar är att man slår ut beståndet av submersa makrofyter genom att höja vattenytan så att solljuset inte kommer till botten. Det finns exempel på att drastiska sjöhöjningar medfört grumlingar och algblomningar på grund av att makrofytbeståndet slagits ut (Scheffer & van Nes 2007). En successiv höjning i etapper är att föredra så att växterna hinner kolonisera den nya litoralen. Arter som näckrosor är dock mycket tåliga då de kan växa ned till 2 m vattendjup.
- **Fuktängsvegetation utmed stränderna kan missgynnas** om de ställs under permanent högre vattennivåer (Cronert 1992). Detsamma gäller här: en successiv höjning i etapper är att föredra.
- **Fågelfaunan får ökad diversitet.** Många av de restaureringsprojekt som skett för att höja sänkta sjöar har visat snabba effekter på fågelfaunan. Återskapas eller bibehålls sjöns vattenspegel gynnar det sjöfågellivet. I Svenstorpasjön, en tidigare torrlagd men återskapad sjö, har en mängd fåglar börjar häcka efter att den återskapats. Restaureringen av Trunsta träsk, vid Knivsta, genomfördes som en höjning av vattennivån och muddring med pontongrävare. Fågelfaunan svarade även här snabbt på åtgärderna med kolonisering av arter som bläsand, snatterand, skäggmes, skrattmås och vattenrall (Swenson 2010).

#### 4.2.3 Rekommendationer

Det finns tre möjligheter att öka volymen i sjön; att höja vattennivån, att muddra sjön eller en kombination av de båda.

- **Börja med att informera och samråda med berörda mark- och fastighetsägare i ett läge när det finns en översiktlig, men absolut inte fastställd plan.** I praktiken är det mycket svårt att få till stånd en höjning av vattenytan eftersom de drabbade sjöarna ligger i jordbruksområden och ibland nära bebyggelse. Det

finns flera exempel på sjöhöjningsföretag som övergivits, till exempel Testen i Uppland.

- **Ta bort överflödigt vegetation vid åtgärden.** Oavsett åtgärd (höjning eller muddring) behöver rotfilten av växtrötter och jordstammar (framför allt från bladvass, sjösäv) och ansamlade växtrester tas bort (Björk 2014). Man bör undvika att dela upp växtbitarna i för små bitar som blir svårare att ta rätt på. Använd rotavator med låg rotationshastighet, 55-65 RPM, (Björk 2014) eller gräv bort vegetationen.
- **Fortsätt skörda vegetation.** Effekten av sjön som kvävefälla kan minska med tiden om inte vegetation successivt skördas bort. Dessutom innebär ju skörd av vegetation att fosfor lyfts bort ur systemet.
- **Bedöm effekterna på kringliggande natur.** En sjö har stor inverkan på det omgivande vattenlandskapet också genom att förändra temperaturregim, grundvattennivåer, sedimenttransport, avdunstning och vattenföringsregim. Effekten är platsspecifik och får bedömas från fall till fall. Påtagliga förändringar av temperaturregimen och sedimentationsmönstret torde dock alltid uppkomma och bör bedömas.
- **Höj med tillräcklig amplitud.** En sjöhöjning bör vara minst 1 m för att få inverkan på vegetationsutbredningen. Vid små höjningar (<1 m) av vattenytan så att vattenvegetation fortfarande dominerar vattenmassan kan höjningen resultera i syrebrist efter några år. Syrebrist påverkar fiskfaunan, men också sjöns funktion som närsaltfälla då fosforläckaget från bottnarna kan öka. Om möjligt borde sjön också höjas så pass att de tidigare dränkta organogeniska jordarna hamnar under vattenytan, det vill säga höj upp till de minerogena jordarna. Det gör vågerosionen av organiska närsaltsrika jordar mindre och reducerar således risken för grumling och intern övergödning.
- **Fördjupa sjön och höj sjön samtidigt.** När det inte finns möjligheter att höja vattennivån tillräckligt kan man istället öka vattendjupet genom muddring och rotorkultivering. Generellt kan man dock konstatera att enbart muddra en våtmark snabbt brukar leda till förnyad igenväxning, därför bör åtgärderna kombineras. Rotorkultiveringen tar bort gamla växtrester och rotfilter vilket minskar risken för syrebrist vid nedbrytning. Val av muddringsmetod beror på kostnader, risk för spridning av sediment samt typ och storlek av vatten. Pontongrävare fun-

gerar utmärkt i mindre sjöar där risken med grumling är mindre. Lågflödesmuddring rekommenderas när det handlar om att ta bort närsalterika lösa sediment på sjöbotten, inte direkt för att fördjupa sjön (läs mer i avsnitt 4.3 nedan).

- **Vid muddring bör man lämna en fröbank i sedimenten**, till exempel genom att undanta delar av sjön från muddring. Se avsnitt 4.3 om Skirviken i Trummen nedan.
- **Dämme eller inte?** Om sjöhöjningen åstadkoms via dämme bör man ägna en tanke åt eventuella vandrande fiskarter i vattensystemet. Missgynnas viktiga vandrande arter? Artantalet fiskar kan inte alltid öka efter en höjning av sjön på grund av att vandringshinder förhindrar eventuell återkolonisation. Detta kan vara önskvärt i de fall man vill hindra att få in planktivora arter (djurplanktonätande arter, till exempel mört, benlöja) som kan gynna växtplankton relativt makrofyter, eller bottenböckande (karp, ruda, sutare) arter som kan grumla vattnet när de letar föda i mjuka bottenar. I regel finns dock dessa arter redan i sjön såvida inte total fiskdöd skett.
- **Kräftinplantering** kan vara ett komplement om länsstyrelsen medger det (tillstånd krävs) och man vill ha ökad betning på makrofyter. Det skall dock undvikas i vatten med rödlistade makrofyter eller i vatten i farozonen att få växtplanktondominans. Notera att enbart den inhemska flodkräftan (*Astacus astacus*) kan komma ifråga eftersom den introducerade signalkräftan av EU klassats som invasiv art och inte får sättas ut.

#### 4.2.4 Möjliga negativa effekter

Som nämnts inledningsvis bör det inte finnas några negativa effekter, eller i alla fall inte effekter som inte kan förutses och egentligen innebär en återgång till ett naturligare tillstånd.

## 4.3 Övergödda sjöar

### 4.3.1 Exempel på genomförda åtgärder

#### *Trummen*

Trummen är en ca 100 ha stor och 2 m djup sjö, i södra utkanten av Växjö tätort. Den påverkades av avloppsvatten så att den till slut blev hypereutrof med återkommande blomningar av cyanobakterier (speciellt *Microcystis*) med syrebrist och fiskdöd vintertid. Björk (2014) samt Olofsson m.fl. (2014) har noggrant och informativt sammanställt historien bakom sjöns restaurering. Vi fokuserar här på själva åtgärderna, men kan konstatera att vattenkvaliteten var bra in på slutet av 1800-talet, men började troligen försämrats efter sjösänkningen 1814. När situationen var som värst var siktdjupet 0,1-0,2 m och sommar-pH ca 10. Medelhalten av fosfor var 600 µg/l sommartid. Gungflybildningen var omfattande och lösa flytande öar med bredkavel-dun, sjöfräken och sjösäv förekom. De översta (ca 30 cm; totalt ca 600 000 m<sup>3</sup>) lösa brunsvarta sedimenten (svart gyttja) hade bildats under föroreningsperioden och låg ovanpå ett lager av brun gyttja, normal för en sydlig oligotrof sjö (Björk 2014). Sedimenten var syrefria och läckte fosfor, en situation med intern fosforbelastning hade utvecklats. Undervattensmakrofyter saknades.

I slutet av 1950-talet avlastades sjön avloppen då de anslöts till det kommunala reningsverket. Sjön återhämtade sig dock inte. En första plan för restaureringen presenterades av professor Sven Björk med medarbetare 1966-1968 och genomfördes 1970-71. Tanken var att ta bort det övre sedimentlagret (30 cm av den svarta gyttjan och 30 cm av den friskare undre ljusa gyttjan) för att minska syreförbrukningen och samtidigt minska internbelastningen med fosfor. Att bubbla in luft var en metod som uteslöts på grund av risken att virvla runt sedimenten. Tekniken som valdes blev sugmuddra. Speciella sugmunstycken utvecklades som skulle minska uppslamning. Dock blev mängden vatten som kom med relativt hög (50 % av volymen). Blandningen av sediment och vatten deponerades i dammar på land där automatisk fosforfällning med aluminiumsulfat installerades. Det vatten som efter behandling rann tillbaka till sjön hade en sänkt fosforhalt till cirka 30 µg/l.

En avgränsad vik (Skirviken) lämnades orörd som fågelreservat och som frö- och växtbank (Figur 46). I övriga delen av sjön bogserades gungfly bort med motorbåt och togs upp på land samtidigt som vass och näckrosor avlägsnades. Åren 1976-79 reducerades fiskbiomassan av braxen och mört. Sådan biomanipulering har sedan utförts vid ytterligare fyra tillfällen, utan påvisbar effekt.

Redan åren 1971-73 erhöles positiva resultat med minskade halter närsalter, algblomningarna försvann och makrofyter och dammusslor började återkomma. Siktdjupet blev 0,7-0,8 m inom några år. Fosforhalterna har varit relativt stabila runt 30-

40 µg/l, men makrofytvegetationen har inte utvecklats så långt som man hoppats och växtplankton och påväxtalger dominerar produktionen. Under 2015 försökte man återetablera långnate genom att flytta plantor av långnate från Skirviken. Försök kommer också att ske med flytande vågbrytare för att gynna vegetationsutvecklingen.



*Figur 46.* Den halvt igenväxta Skirviken i sjön Trummen lämnades utanför restaureringsprojekt, dels för att den var ett bra fågelhabitat, dels för att vara en källa för spridning av olika växter. Foto: Erik Degerman.

Sammantaget var restaureringsprojektet en framgång, men man nådde inte ända fram till klarvattenstadiet, delvis kanske för att området runt sjön urbaniserats och mycket närsalter tillförs via avrinningen från hårdgjorda ytor som asfalt. Projektet visar dock att det går att nå mycket långt med skonsamma åtgärder, men för att knuffa över sjön i ett klarvattenstadium med makrofytdominans krävs ytterligare åtgärder, om det ens är möjligt med tanke på att stränderna nu mestadels är bebyggda. I det fortsatta arbetet fokuseras på att ytterligare avlasta sjön från närsalter från omgivningen och att återetablera vattenväxter.





Figur 47. Trummens utlopp där en låg damm etablerats för att hålla vattennivån och förhindra uppvandring av fisk. De betar ju på djurplankton som är viktiga för att kontrollera växtplankton. Foto: Erik Degerman.

### *Växjösjön*

Den nedströms liggande Växjösjön får sitt vatten från Trummen och har därför följt dess utveckling, också med start i en sjösänkning på 1 meter år 1814. Trots åtgärderna i Trummen förbättrades situationen i Växjösjön ej tillräckligt. Man sedimentmuddrade åren 1990-92. År 2002 ledde man in vatten från Helgasjön för att späda ut närsalterna och sedan 2006 har fosforhalterna minskat.

### *Skärvgölen*

Björk (2014) rapporterar också om åtgärder i Skärvgölen, Blekinge. Den lilla sjön, 4 ha och maxdjup 3 m, sänktes genom att utloppet grävdes djupare. Sänkningen medförde att vegetationen på de tidigare minerogena stränderna nådde den tidigare sjöbottens organiska sediment. Den minskade vattenvolymen och höga närsalthalter från enskilda avlopp resulterade i blomningar av cyanobakterier. Vid restaureringen höjdes vattennivån upp till den tidigare (minerogena) strandlinjen. På grund av syrebrist slogs större delen av fiskpopulationen ut vintern 2005/06. Påföljande år fördubblades siktdjupet som en effekt av minskad fiskpredation på djurplankton. Runt år 2009 hade dock förhållandena återgått till den tidigare sämre situationen, trots den höjda vattennivån. Exemplet visar att extern belastning måste avlägsnas och att den interna belastningen från syrefria botten kan vara ett problem som måste

åtgärdas. Att förhindra fisk att återkolonisera kan därför vara en bra åtgärd under de första åren (se Figur 40, 44, 47).

#### *Barnarpasjön*

Strax söder om Jönköping ligger den sedan länge hårt närsaltbelastade Barnarpasjön. Sjön är tidigare sänkt. Idag är arean ca 31 hektar och maxdjupet 3,6 m. Vattenvegetation finns ut till 1,5 m vattendjup och syrebrist och algbloomingar förekommer på grund av intern belastning.

Botten är relativt platt och jämdjup. Därför ansågs sjön passa bra för lågflödesmuddring. Arbetet påbörjades år 2013 i ett samarbete mellan Länsstyrelsen, Jönköpings kommun och företaget Teknikmarknad AB. Projektet (lågdensitetssorterad sedimentmuddring) finansierades i uppstart av Havs- och vattenmyndigheten och Vinnova eftersom helt ny metodik utvecklades, med bland annat GPS-styrd muddringsenhet. Denna svävar ovanför botten och eftersom man arbetar i de djupaste delarna av sjön, som är syrefria, störs inget växt- eller djurliv. Dessutom torde bottenarnas funktion som fröbank behållas. Kommunen har köpt in utrustningen och fortsätter projektet, som även kommer att omfatta reduceringsfiske. Projektet presenteras på kommunens websida.

#### *Vallentunasjön*

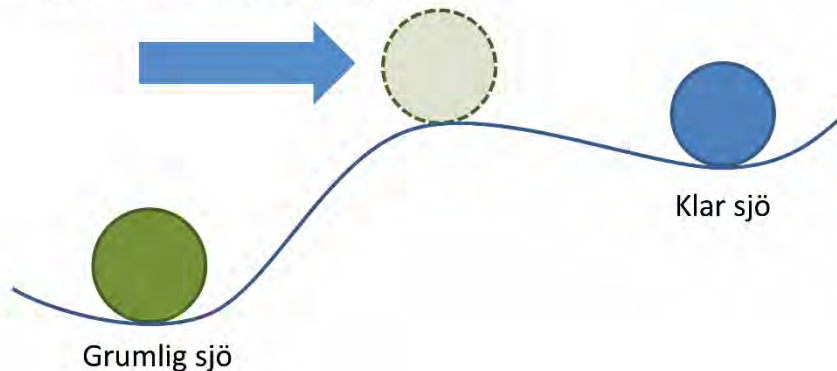
Vallentunasjön strax norr om Stockholm är 578 hektar stor och med ett största djup på 5 m. Sjön är kraftigt övergödd och Täby och Vallentuna kommuner har gemensamt initierat ett projekt för att förbättra vattenkvalitén. Förutom att avlasta sjön från extern belastning har man åren 2010-2016 satsat på reduceringsfiske (biomanipulation), med trålbåtar och fasta bottengarn. Över 120 ton fisk har lyfts bort, det vill säga cirka 200 kg per hektar under denna period, motsvarande cirka 30 kg/ha varje år (den totala fiskbiomassan kan vara i storleksordningen 200 kg/ha; personlig kommunikation Björn Tengelin). Biomanipuleringen har inte gett tillräcklig effekt på vattenkvalitet, främst siktdjup, uttransport av fosfor och förekomst av cyanobakterier. Fosforhalten i uttrinnande vatten via Hagbyån har under projektperioden som årsmedelvärde varit 46-59 µg/l och siktdjupet 0,9-1,1 m (Gustafsson m.fl. 2016). Syrebrist är ett återkommande fenomen vintertid under is. Detta medför en intern belastning med fosfor från syrefria sedimentlager. Dessutom anses vindresuspension av ytliga sedimentlager vara ett problem. Under 2016 har försök genomförts med lågflödesmuddring. År 2017 beräknas lågflödesmuddringen starta i stor skala.

#### 4.3.2 Rekommendationer

Vi går här genom en rad olika åtgärder som kan göras för att rehabilitera övergödda sjöar. Vi begränsar oss här främst till metoder i själva sjön (Figur 48).

### Oligotrofierande åtgärder

- Biomanipulation
- Makrofyttetablering
- Hypolimnotisk tömning/oxygenering
- Muddring
- Anläggning av småöar
- Tillförsel av renare vatten
- Kemisk P-fällning/bindning



Figur 48. Några av de åtgärder som kan föra över en övergödd och grumlig sjö till den klara fasen. Ofta krävs en kombination av åtgärder för att lyckas "knuffa över kulan" till andra sidan puckeln. Övergödda sjöar diskuteras också ha en "hysteres", ett slags fördröjning i rehabilitering på grund av dess historia. Det beror av de stora lagren av näringsrikt sediment samt eventuell förlust av makrofytt- och fiskarter. "Vägen tillbaka är svårare än vägen dit".

- En av de mest centrala målsättningarna vid all form av restaurering av eutrofierade/övergödda sjöar är att **reducera den externa närsaltsbelastningen**. Så länge inga åtgärder vidtas för att reducera inflödet av ytterligare närsalter kommer alla former av åtgärder bara att fungera som behandlingar av symptom istället för att komma till rätta med själva orsaken till övergödningsproblematiken.

#### Vattenmanipulationer

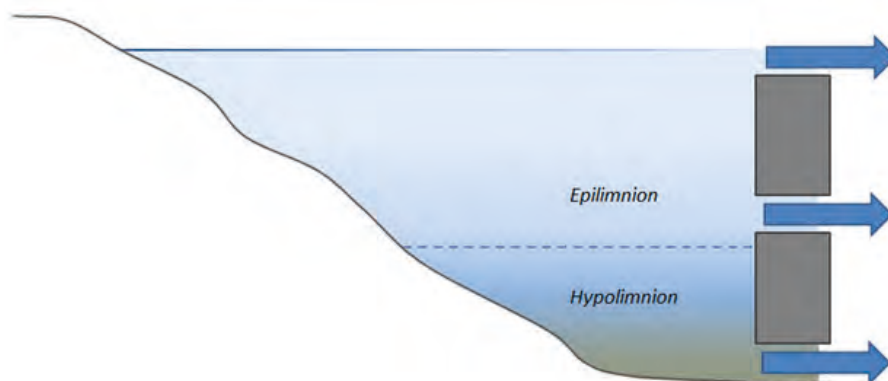
- Det förekommer exempel på när **förändringar i vattennivån** har knuffat över en grumlig sjö till klarvattenfas och tvärtom (Scheffer & van Nes 2007). Höjning av sjöns vattennivå leder till att botten blir mörkare och att makrofyttbeståndet slås ut så pass att de lösgjorda sedimenten virvlas upp och gynnar algproduktionen. På samma sätt kan man använda en sjösänkning för att knuffa över sjön till ett klart tillstånd. Sjösänkningen leder till att större yta av botten blir solbelyst vilket underlättar för etablering av undervattensväxter. Detta leder till att botten-

sedimenten stabiliseras och att växterna konkurrerar med växtplankton om näring. Samtidigt utgör makrofyterna habitat för både perifyton och djurplankton, vilka båda hjälper till att reducera beståndet av växtplankton, den förra genom konkurrens om resurser, den senare genom betning. Om sjöns vatten blivit klart kan sjön åter höjas successivt. Detta bör dock göras långsamt så att makrofyterna hinner med. Ett ökat siktdjup i sjön bör innebära att den tidigare vattennivån tillåter makrofytbeståndet att bestå.

- **Uttorkning eller frysning av botten** kan slå ut makrofytbestånd och orsaka skifte till grumlig fas (Scheffer & van Nes 2007). Dock kan förlusten av fiskbestånd göra att sjön därefter skiftar till klar fas (Scheffer & van Nes 2007). En nackdel kan vara att det kan ske mobilisering av fosfor från grunda bottenar med mycket vegetation när vegetationen och associerade smådjur dör (Klotz & Linn 2001). Uttorkning och infrysning kan åstadkommas genom att tappa av sjön vintertid.
- **Syresättning av bottenvatten.** I sin enklaste form så lägger man ut perforerade slangar varigenom komprimerad luft pumpas. Förutom att detta syresätter vattnet skapas också en vattencirkulation. Luftning är en åtgärd som kan användas i både grunda och djupa sjöar. Luftning tillgrips under stagnanta förhållanden så att bottenvattnets hålls med syre. Därigenom förhindras fosforläckage från bottenarna. Verner (2014) rekommenderar att luftningen görs i samband med vår- och höstcirkulation. I djupa sjöar, det vill säga med hypolimnion, måste luftningen ske utan att störa termoklinen, språngskiktet, så att inte näringsrikt bottenvatten kommer upp i den produktiva zonen. Framgångsrika försök har genomförts i Södra Hörken (854 ha, maxdjup 41 m) i Ljusnarsbergs kommun. Trots de låga fosforkoncentrationerna i sjöns ytvatten (5-7 µg/l) finns dock alltså stora mängder fosfor lagrade i sjöns sediment. Luftning av bottenvattnet är generellt inte en lösning av grundorsaken, men behandlar symptomen genom att binda upp fosfor. En förutsättning för att metoden skall fungera är att det finns tillräcklig tillgång på järn i bottensedimenten som kan fälla ut fosfor (Bormans m.fl. 2016). Det finns exempel på när syresättningen inte har gett effekt på fosforretentionen och anledningen har härletts till bristen på järn och aluminium i sedimentet (Gächter & Müller 2003).
- **Urtappning av bottenvatten eller selektivt till- och frånflöde.** Man tappar ur det ofta både syrefattiga och näringsrika bottenvattnet för att minska dess effekt på ytvattnet (Figur 49). Samma sak gäller här som för syresättning av botten sediment, man bör försöka förhindra upplösning av termoklinen (metalimnion) så att de två vattenlagren inte blandar sig. Denna metod har visat sig kunna minska

mängden algblomningar av cyanobakterier i sjön till följd av att tillgänglig fosfor minskar (Bormans m.fl. 2016). Potentiella nackdelar med detta är att man kan orsaka problem längre ned i vattensystemet. Känsliga organismer kan ta skada när vattnet blir kyligare nedströms samt när transporten av sediment, näring och eventuella toxiner ökar (Bormans m.fl. 2016).

- Platter (2003) ger exempel på hur man undviker att få in näringsrikt vatten från floden Spree, Tyskland, vintertid genom att **leda vattnet runt och förbi sjön Muggelse (Berlin)**. Sommartid när vattnet i Spree har bättre kvalitet låter man det spola igenom sjön. Han ger vidare exempel på hur man i tidigare DDR kunde pumpa upp näringsrikt vatten från hypolimnion för att minska belastningen i sjöar. Vattnet släpptes nedströms sjön och bör ha inneburit en belastning på nedströms vatten.



Figur 49. I reglerade sjöar med bottentappning kan man med hjälp av urtappning av bottenvatten få bättre förhållanden i sjön genom att bli av med det både syrefattiga och ofta näringsrika vattnet i det nedre skiktet. Konsekvenser blir att man kan förändra förhållandena i nedomliggande vattendrag. Bild efter förlaga från UNEP ([http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Short\\_Series/LakeReservoirs-1/5.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Short_Series/LakeReservoirs-1/5.asp)). Illustration: Carl Tamario.

- **Ökat tillflöde av näringsfattigt vatten** genom sjön har visat sig ha en god effekt genom att späda ut närsalter (S. Bergundasjön, Växjö) men också genom att spola ut organiskt material (Lago Paranoá, Brasilien; Björk 2014). Lago Paranoá är ett av få tydliga exempel på hur en sjö har knuffats över i makrofytdominerat stadiet med klarvatten från att ha varit en av växtplankton grumlad sjö (Björk 2014). Tekniken är gammal och har provats tidigare i Nordamerika (Dunst m.fl. 1974).

### Muddring

- **Muddring kan ske genom konventionell bortgrävning, frysmuddring eller lågflödesmuddring.** Muddring av de lösa övre sedimentskikten har visat sig vara en mycket lyckad åtgärd i sjöar som har problem med självgödning. I Holland har man behandlat 15 övergödda sjöar (maxdjup 2 m, storlek 0,5-100 ha) genom att tömma sjön på vatten och sedan ta bort det övre sedimentlagret med bulldozers och kran (Brouwer & Roelofs 2001). I samtliga sjöar rekoloniserade makrofyter snabbt det bara sedimentet. Detta indikerade att det fanns en vital fröbank i det äldre sedimentlagret.
- Det kan vara drastiskt att sänka ned sjön för att komma åt sediment med bulldozers och schaktmaskiner. Med start i sjön Trummen (se ovan) utvecklades **lågintensiv sugmuddring**. Det handlar om att försiktigt suga bort det fluffiga översta sedimentlagret. Ofta kan man lokalisera åtgärden till ett fåtal djuphål eftersom de lösa sedimenten kommer att flyta ned i dem efterhand som sediment tas bort. Eftersom fosfor börjar bli en bristvara bör sedimenten tas om hand och återföras till skog och jordbruksmark där innehållet av giftiga ämnen så tillåter. Björk m.fl. (2010) anger att detta främst är en metod för små och värdefulla sjöar, men det finns planer till och med på att arbeta efter denna princip i Östersjön.

#### KEMISKT FOKUSERADE ÅTGÄRDER

För eutrofierade sjöar finns flera tekniska lösningar för att minska på närsaltrikedomen. Det kan konstateras att aluminiumsulfatbehandling av syrefria bottenplaner för de övergödda sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön (Olofsson m fl 2014) samt möjligen för Hjälmararen. I dagsläget kan man relativt väl avgöra om och hur man kan tillsätta aluminium för att kraftigt minska fosforutflödet (Huser & Köhler 2014). I fallet Hjälmararen handlar det om att det krävs en minskning av fosforhalterna i sjön med cirka 50 %. För så här storskaliga åtgärder måste man söka tillstånd i Mark- och Miljödomstolen.

Ett lyckat projekt genomfördes i Barleber-sjön, Magdeburg, Tyskland. Vattenmassan behandlades med aluminiumsulfat  $Al_2(SO_4)_3$  1986 och de påföljande 17 åren noterades inga algbloomingar trots att de var frekventa före behandlingen (Klapper 2003). I sjöarna Flaten och Långsjön (Stockholm) genomfördes fällning av fosfor med aluminium där både djupvatten och sediment behandlades. Sjöarna är alltså grumlade av växtplankton och makrofytovegetationen har inte förändrats påtagligt (Zinko 2016).

En nackdel med fällning med aluminiumsulfat är att metoden frigör vätejoner och därför inte bör användas i mjuka (alkalinitetssvaga) vatten, men de är knappast aktuella i det sammanhanget.



- **Ofta ligger en stor fröbank av makrofyter i bottensedimenten så att arter kan återkolonisera om förhållandena förbättras.** Om en sjö muddras helt kan de yngre (recenta) lagren med vitala fröer ha tagits bort. Därför bör man gärna spara områden som kan utgöra fröbanker (jämför Skirviken i Trummen ovan).
- **Frysmuddring** är en mycket skonsam metodik då den inte grumlar. Det handlar dock om omfattande åtgärder för ganska små muddermassor.

#### *Biologiska metoder*

Nedan listas de biologiska metoder som kan användas för att ändra balansen i övergödda sjöar.

- **Reduceringsfiske (biomanipulation).** Tanken är att man påverkar näringskedjan uppifrån och ned genom att bedriva selektivt reduceringsfiske av planktivorer (ofta karpfiskar som t.ex. mört). Metoden har visat sig ge en signifikant effekt på siktdjup (Bernes m.fl. 2015, Søndergaard m.fl. 2017). Vi rekommenderar det dock absolut inte som enda åtgärd, men det kan vara ett komplement till andra åtgärder (Søndergaard m.fl. 2007, 2017, Gulati och van Donk 2002). Det kan således vara en av flera vidtagna åtgärder vid restaurering. Bentivora arter, det vill säga arter som söker föda i bottarna, är ett speciellt problem då de grumlar vattnet och rör upp partikelbunden fosfor. Framför allt braxen, ruda och sutare bör elimineras vid reduceringsfisken (jämför Lammens 1989). Biomanipulation är en möjlig åtgärd om man har återfört systemet till en mer naturlig närsaltnivå (Björk 2014). Vi vill påminna om vissa fiskarters påverkan på sjöns tillstånd genom att äta djurplankton som i sin tur lättar betningstrycket på växtplankton. Detta har lett till att biomanipulation blivit en vanlig åtgärd (Bernes m.fl. 2015). Biomanipulation är den vanligaste metoden för restaurering av övergödda sjöar i Danmark (Søndergaard m.fl. 2007). Reduceringsfiske av karpfisk har genomförts i flera sjöar som har svarat positivt genom att förskjutas mot den klara fasen (Søndergaard m.fl. 2007, 2017). Siktdjupet har ökat, mängden totalt fosfor och kväve har minskat, fisksamhället har förskjutits mot siktbaserade predatorer, osv. Förändringarna är dock sällan permanenta, efter 10 år har de flesta gått tillbaka till ursprungligt skick (Søndergaard m.fl. 2007). Således är det mycket tveksamt om den långsiktiga nyttan med biomanipulation.
- **Inplantering av predatorer.** En annan typ av biomanipulering är att inplantera predatorer, ofta gädda, med avsikt att få samma effekt på karpfiskbeståndet som reduceringsfisket. Denna metod har inte visat sig vara effektiv i Danmark (Søndergaard m.fl. 2007). Inplantering av gäddor kan dock ha en stabiliserande funktion efter att sjön börjat rehabilitera sig. Även om inte gädda aktivt inplanteras

kan det vara väsentligt att se till att ge arten tillgång till översvämmade lekomyråden på våren (Coops & Hosper 2002).

- **Inplantering av växtätare.** Äldre kräftor lever huvudsakligen av växtmaterial. Det verkar som signalkräfta har större effekt som betare än vår inhemska flodkräfta (Nyström & Strand 1996). Som nämnts tidigare, räknas signalkräfta som en invasiv art och får inte spridas. Flodkräftor kan således vara ett komplement till andra åtgärder, men då bör ju arten helst tidigare ha förekommit i vattnet som åtgärdas.

#### Etablering av makrofyter

- De processer som kan gynna att återföra sjön till ett klart stadium är att **återinplantera makrofyter**, speciellt kranialger som tar upp mer fosfor från vattnet än övriga makrofyter (Zinko 2016). Samtidigt binder makrofyterna sediment och minskar uppgrumling samtidigt som de erbjuder en skyddad miljö för djurplankton. Fisk har svårare att beta bort djurplankton i tät vegetation, men samtidigt gynnas ung fisk av skyddande vegetation. Effekten kan således gå två vägar, både fler och färre djurplankton. Makrofyter utgör dock även skydd för smågäddor från deras större artfränder. Nyttan med makrofyter överväger eventuella nackdelar. Fokus för återetablering bör ligga på submersa makrofyter, ofta kranialger, långskottsväxter som slinga (*Myriophyllum*) eller natearter (*Potamogeton*). Vissa arter har flerårig jordstam, medan andra blott är ettåriga och sprids med turioner (övervintringsknoppar). Enklast är oftast att flytta hela plantor från områden där de förekommer i god tillgång. Försök att återetablera bandnate genom utplantering av turioner har också varit framgångsrika (Reutersköld 2012). Hilt m.fl. (2006) har redovisat en konceptuell modell för återetablering av makrofyter. Primärt är att minska grumligheten eftersom siktdjupet är avgörande för växtetablering. Det handlar då om att minska extern och intern fosforbelastning samt att minska risk för uppgrumling av bottensediment. Återetablering av makrofyter kan alltså ses som en åtgärd som stabiliserar en sjö till den klara fasen. Scheffer & van Nes (2007) beskriver hur små områden av en sjö kan rehabiliteras med återkolonisation av makrofyter och bilda avgränsade avdelningar med klart vatten. Dessa områden kan sedan över flera år gradvis sprida sig över hela sjön (Scheffer & van Nes 2007). En återgång till klarvattenfas behöver således inte ske i hela sjön på en gång, utan kan ske gradvis, speciellt i stora sjöar. Makrofyternas återkomst sker oftast med en viss fördröjning efter att åtgärder genomförts. När sjön går från det grumliga stadiet är sedimenten lösa och porösa samt svåra att kolonisera (Bachmann m.fl. 1999). Betande fisk och fågel kan ytterligare fördröja kolonisering av makrofyter (Gulati m.fl. 2008).

- **Minskad fetch** (sjölängden som tillåter våguppbyggnad). Denna nämns ibland ha betydelse för återhämtningen av övergödda sjöar. Etablering av konstgjorda öar som agerar vågbrytare kan minska uppgrumling av sediment och underlätta makrofytkolonisation (Gulati m.fl. 2008). Dessutom är öar mycket goda inslag i en fågelsjö då de utgör häckningsplats för skrattmåsar och andra sjöfåglar.

#### Slätter

- Det är ganska vanligt att **ta bort vegetation för att skapa fria vattenytor** för bad, fågelliv eller båttrafik. Generellt är det bladvass, sjösäv, kaveldun och näckrosor som brukar vara i fokus. Vid röjning av vass och säv måste deras rotfilt tas bort, annars återkommer vassen snabbt. Helst skall rotfilten inte fräsas sönder utan bör tas upp ur vattnet. Varken rotfilt eller slagen vass bör lämnas i vattnet eftersom syrebrist kan uppkomma. Slätter kan gynna och missgynna olika arter och artgrupper. Speciellt de snabbväxande vattenpest och axslinga brukar expandera snabbt efter klippning av vassar och näckrosor. Sker klippningen återkommande kan långsamväxande arter (flera Potamogeton-arter) missgynnas relativt de snabbväxande (Zinko 2016). Tar man bort makrofyter, till exempel genom mekanisk skörd, inplantering av kräftor eller en höjd vattennivå, minskar fosforcirkulationen från sedimenten och unga fiskar får mindre skydd, något som leder till ökad biomassa av djurplankton och minskad biomassa av växtplankton (Carpenter & Lodge 1986). Man bör inte skörda bort för mycket makrofyter eftersom detta ger fritt spelrum för växtplankton, lämna gärna fläckvis med växter kvar (Klapper 2003).

#### Musslor

- Gulati m.fl. (2008) föreslår att musslor kan användas som kompletterande filterare av växtplankton i tillägg till djurplankton, men resultaten är inte helt konsekventa.

#### *När resultaten uteblir!*

Gulati m.fl. (2008) föreslår **fem flaskhalsar** för varför restaurering av övergödda sjöar inte fungerat:

1. Otillräcklig reduktion av fosfor; om externbelastning strypts kan internbelastning fortfarande utgöra en stor fosforkälla.
2. Cyanobakterier som algblomningarna består av är svåråtliga för djurplankton (*Daphnia*).
3. Otillräcklig täckning av makrofyter på botten delvis beroende på fiskars och fåglars aktivitet.
4. Otillräcklig reduktion av planktivorbeståndet eller förmåga att ”hålla det nere” efter biomanipulationsinsatser.

5. Etableringen av rovfisk (ofta gädda) med syfte att hålla nere bestånden av planktivorer misslyckas.

#### *Sammanfattande rekommendationer*

Ofta krävs en **kombination av åtgärder** för att lyckas, viktigast är att eliminera tillförsel av externa närsalter, lågflödesmuddring av näringsrika sediment, fosforfällning av åter rinnande vatten i sedimentationsdammar, eliminering av flytande alger, gungflyn och vassar samt gärna en höjning av vattennivån. Kompletterande åtgärder kan vara återetablering av makrofyter, dagvattendammar, våtmarker och åtgärder som ökar vattengenomströmningen.

Skall man restaurera i grund och övergödd sjö bör det ske i ett antal steg (Moss m.fl. 1996).

- Bestäm målet med restaureringen, vilket samhälle/tillstånd och vattenkvalitet skall nås?
- Ta bort diffusa fosfor källor (sediment).
- Ta bort externt tillskott av närsalter och organiskt material.
- Möjligen biomanipulering av fisk.
- Återintroducera makrofyter.
- Återintroducera rätt fiskarter, gärna rovfisk och inte sådana som gräver i bottenarna.
- Följ upp effekterna och utvärdera.

#### 4.3.3 Möjliga negativa effekter

Om sjön är högproduktiv och inte har påtagliga problem med syrebrist, igenväxning och algbloomingar kan en avlastning av närsaltpåverkan uppfattas som negativ eftersom produktionen av fisk och kräftor minskar. Finns rovfisk som gös är det uppenbart att både minskad fosforhalt och ökat siktdjup (>2 m) kan inverka negativt på göspopulationen. Sådana diskussioner har förts till exempel för den övergödda Hjälmarens.

## 4.4 Strandnära exploatering

### 4.4.1 Exempel på genomförda åtgärder

Internationellt finns flera exempel på hur man fysiskt försökt att återskapa stränder för att framför allt gynna biologisk mångfald. Förutom att få till en sluttande strandprofil försöker man ofta återetablera vegetation. Det innebär att vågerosionen måste beaktas. Zhen (2002) redovisar hur strandens stabilitet kan beräknas utgående från partikeldiameter, strandlutning och våghöjd.

Det finns exempel från Japan där undervattensrev med stora block lagts under vattenytan för att på så sätt skydda sötvattenstränder som riskerar att eroderas bort (Zhen 2002). På försök har man i Umeälven också lagt ut stora stenblock som skall skydda eroderade stränder från fortsatt erosion (muntligen Åsa Widén, Umeå Universitet).

Lee m.fl. (2004) har gått igenom de rekommendationer som finns för skogsbruk utmed vattendrag och sjöar i Kanada och USA och konstaterade att man tillämpade en obrukad zon på 15-30 m utmed vattnet. Författarna bedömde att dessa kantzoner var tillräckliga för att skydda ytvatten från direkt påverkan av skogsbruk.

En gammal men väl använd biotopförbättringsmetod i sjöar är utläggande av risvasar, risvålar eller så kallade ”syren” (Runnström & Nilsson 1985). En risvase kan byggas på lite olika sätt men består av ofta av en påle som slås ned eller förankras i botten via en tyngd (Figur 50). Vid dessa pålar eller tyngder fästes sedan buskar, sly, grenar och rötter eller helst enbuskar med hjälp av ståltråd eller linor. Vanligast är kanske att slå ner eller förankra pålarna i en ring eller fyrkant och fylla denna med lövsly, gran- eller enbuskar. Man pratar ibland om lite olika typer av risvasar som ståndvasar och julgransvasar eller kärvvasar, men syftet med dem är att skapa en skyddad lek- och yngelplats för abborre och andra arter.

För bästa effekt menar man att risvasarna inte bör läggas på större djup än två, tre meter. Trots att många har uppfattningen att risvasar gynnar lek och uppväxt av abborre och gös bland annat finns det väldigt lite vetenskapligt underlag som styrker påståenden om att dessa strukturer skulle gynna reproduktion av abborre m.fl. arter. Dock tycks det finnas ett visst stöd för att dessa strukturer skulle kunna utgöra skydd för småfisk och födoorganismer som mindre fisk äter och på så vis även kunna locka till sig större fisk. Då risvasar tycks dra till sig större fisk kan detta leda till attraktiva fiskeplatser skapas. Granbarr kan initialt utsöndra terpenener vilket visat sig att fisken skyr. Risvasar kan möjligen fylla en funktion i större näringsfattiga sjöar där stranden är vågexponerad och där det saknas lekplatser intill död ved och omkullfallna träd som fallit ut i vattnet. Men det finns ingen evidensbaserad forskning som visar

att enstaka risvasar återskapar eller kan ersätta strandzonens heterogenitet och funktion.

Engelska s.k. "Fish Cribs" är egentligen bara en risvase, men av grövre konstruktion. De byggs av trästockar som förankras i betongsuggor eller lecablock och fylls sedan med ung gran och ris som en liten kvadratisk inhägnad för granris. Dessa strukturer transporteras sedan ut på isen för att sedan sjunka igenom isen fram på vårkanten när isen tinar upp och försvinner. Återigen verkar ingen ha studerat om de tillför någon ekologisk funktion - utom att just bli bra fiskeplatser.



Figur 50. Risvasen är en gammal fiskevårdsmetod med många förespråkare, men utan vetenskapligt stöd vad gäller annat än att fisk ansamlas. En typisk risvase i Sjögarpasjön, Östergötland. Foto Erik Degerman.

Vi har inte påträffat restaureringsåtgärder genomförda för att motverka effekter av båttrafik eller hamnanläggningar. När det gäller båttrafik handlar de preventiva åtgärderna om reducerad fart, erosionsskydd och skyddsområden för fågel/säl.

#### 4.4.2 Rekommendationer

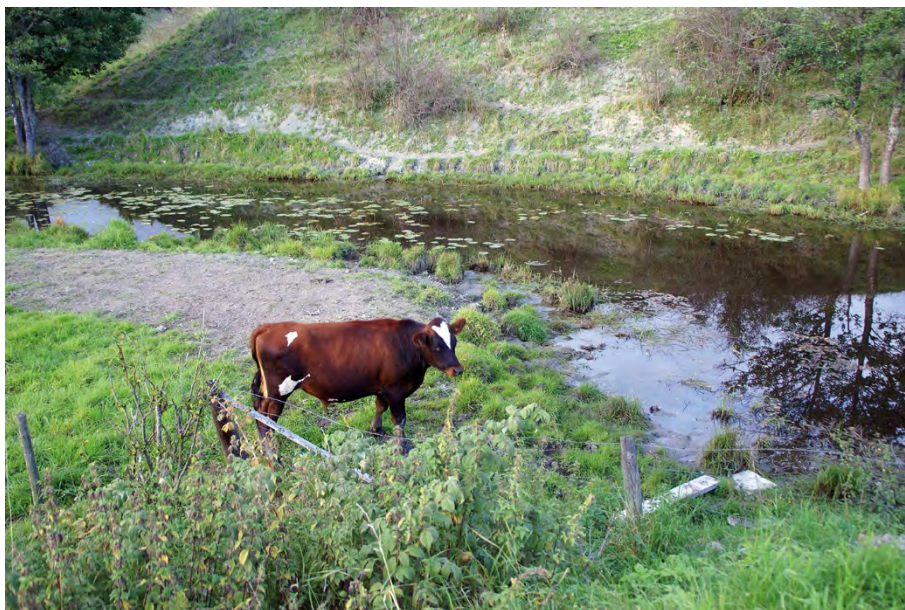
##### *Restaurera kantzonen*

- **Avsätt en landstrandremsa (kantzonen) på 15-30 m som inte brukas.** Remsan skall vara vegetationstäckt. Ju större lutning på kantzonen, desto bredare bör den



vara för att vara funktionell. Är jordtäcknet tunt och finkornigt behöver också bredden ökas. Beskuggning av träd är inte lika väsentlig för ekosystemets funktion vid sjöar som utmed mindre vattendrag, däremot kan träd stabilisera stranden i erosionsutsatta lägen och samtidigt öka habitatdiversiteten.

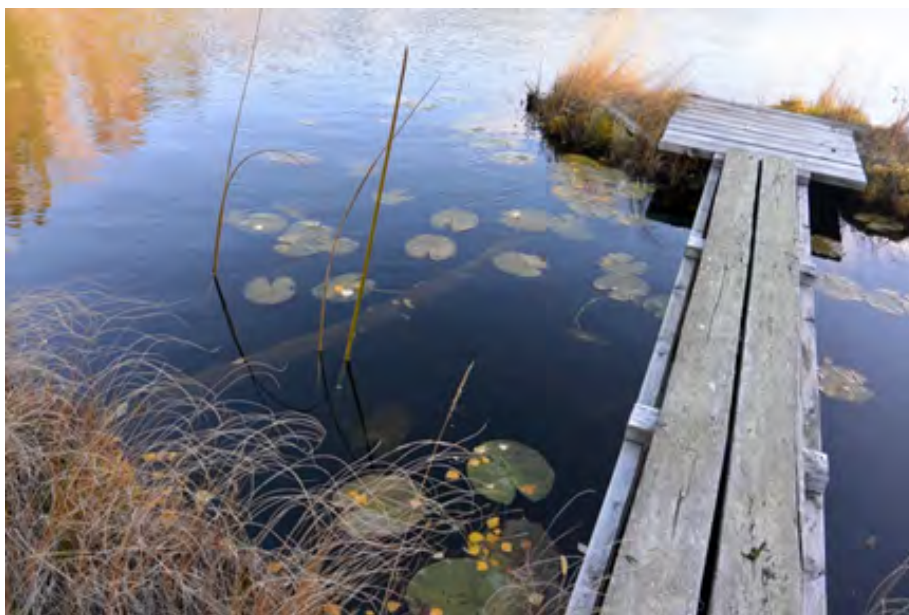
- **Mjukgör tätorten för att minska snabb vattengenomströmning.** I sin enklaste form kan det vara att ha sedimentationsdammar, restaurera och nyanlägga våtmarker, meandra eller lägg igen diken och öka andelen grönytor i landskapet (Degerman 2008).
- **Bibehållet strandbete.** Tidigare när boskap ofta betade i strandkanten kunde en blå bård skapas bakom vassarna, en strimma grunt vatten där undervattensväxter kunde gynnas relativt bladvass, kaveldun och säv. Arten barklöst sträfs ( *Chara braunii* ) har försvunnit från svenska sötvatten, men finns kvar på Östersjökusten. Det har visat sig att övergödning och minskat strandbete kan vara allvarliga hot genom att sträfs konkurreras ut av andra växter, speciellt vassar (Blindow 2009). Alexandersson m.fl. (1986) resonerar om hur strandbete också skapar en mer varierad biotop på landstranden genom att vissa växter ratas, vissa områden gödslas av avföring och marken trampas sönder så att små vattensamlingar kan bildas (Figur 51). De ger också rekommendationer om lämpliga djur för bete beroende på markens bärighet, växtlighet och fuktighet.



Figur 51. Strandbete vid Jumkilsån, Uppland. Samtidigt som bete håller stränderna öppna för till exempel vadarfågel kan det orsaka erosion. Foto Erik Degerman.

*Återskapa naturlig strand eller dess funktioner*

- **Tillförsel av död ved.** Död ved kan tillföras naturligt genom att återetablera en beskogad kantzön, alternativt genom att lägga ut förankrade trästrukturer i stranden. Någon påvisbar ekologisk viktig effekt av risvasar såsom de används i dagens fiskevård har vi inte funnit. Om man lägger ut död ved måste risken för det rörliga friluftlivet beaktas. Det har hänt olyckor där folk i kanoter drunknat när de fastnat i artificiella träkonstruktioner i Nordamerikanska älvar. Det kan vara bra att ha ett grundtänk så att man inte använder tryckimpregnerat virke i viktiga sötvatten (Figur 52).



*Figur 52.* Barrträd som gran och tall kan bevaras i många hundra år nedsänkta under vattenytan. Gamla bryggor och spångar kan också sluta i vattnet som död ved och finnas kvar i många år om de byggs av lärk istället för tryckimpregnerat virke som kan betraktas som miljöfarligt avfall. Foto: Johan Törnblom.

- **Artificiell sluttande strand utanför utfyllda områden.** Där utfyllnader har skett ut till djupt vatten, djupare än vad makrofyter kan etableras, kan det vara lämpligt att återskapa en sluttande strand med ytterligare utfyllnader, eller genom strömläande konstruktioner (pirar) som ansamlar sand och finare material på läsidan.

- **Återetablera makrofyter.** Vill man ha tillbaka vegetation bör man sträva efter områden med relativt fina substrat och söka vågskyddade lägen med svagt slutande stränder.
- **Erosionsskydd får inte ta bort kontakten mellan sjön och stranden.** I tätortsnära områden med småbåtstrafik förekommer att man anlägger en träpallisad utmed stranden för att minska erosion av vågskvalpet. Det är viktigt att anlägga genomgångar i sådana strukturer så att till exempel gäddor kan komma in och leka i grundområden (Figur 53).
- **Använd mer naturanpassade erosionsskydd.** I större sjöar kan vågpåverkan vara ett problem och man har ibland anlagt artificiella vågbrytare utanför stränderna för att skydda känsliga stränder, vilket ger ett onaturligt utseende. Ett alternativ är att lägga ut stora stenblock eller rev. Det finns också andra exempel med naturanpassade erosionsskydd (Danielsson m.fl. 2016).



Figur 53. Här har dåligt underhåll av erosionsskyddet lyckligtvis lett till att det bildas möjligheter för djur att ta sig mellan stranden och den öppna sjön. Foto Erik Degerman.

- Vågbrytare och flytande öar kan vara ett alternativ. I några länder anläggs flytande öar (AFI; artificial floating islands) med vegetation för att växterna skall kunna både rena vattnet från fosfor och minska vågerosion av stränder (Zhen

2002). Samtidigt utgör dessa öar ett estetiskt inslag utmed antropogent påverkade stränder och kan förhindra resuspension av övre bottensediment.

#### 4.4.3 Möjliga negativa effekter

I landsbygdskommuner kan ökad strandnära exploatering vara ett attraktivt argument för att locka till sig fritidsboende och exploatörer. De negativa effekter som kan upplevas med minskad exploatering är möjligen just ur denna aspekt. Ekosystemtjänsten vackra vyer för de boende på strandkanten byts mot ekosystemtjänsterna översvämningsdämpning, biologisk mångfald och vattenrening.

När man lägger ut död ved finns risk att den förflyttas och ställer till problem, till exempel i nedströms vattenkraftverk, vattenintag eller rekreationsområden.

Återskapad gräsbevuxen kantzon och strand kan ge fina habitat för gäss, vilket kan bli ett sanitärt problem i tätorter.

### 4.5 Sjölandskap med förlorad konnektivitet

#### 4.5.1 Exempel på genomförda åtgärder

Det finns många exempel på hur låga dämmen i sjöutlopp tagits bort till förmån för stentrösklar som håller vattennivå i rätt läge (Figur 54). Någon utvärdering av effekten av detta har dock inte kunnat hittas i litteraturen. Vid etablering av fiskvägar har svagsimmande arter haft problem vid tekniska fiskvägar, medan naturlika fiskvägar av typen omlöp generellt fungerat för de flesta arter (Calles m.fl. 2013). Utgående från dessa resultat kan antas att utrivning av dämmen och naturlika fiskvägar bör ha en positiv effekt på de flesta fiskarters möjligheter att vandra.

Konnektivitet handlar inte bara om arter spridning utan även av spridning av oorganiskt och organiskt material. Kondolf med flera (2014) har redovisat åtgärder för att säkerställa sedimenttransport i vattensystem. Detta bör alltid beaktas vid restaurering.





Figur 54. Det finns många genomförda projekt där dämmen i sjöutlopp ersatts med enkla trösklar för att hålla vattennivån. Trösklarna utformas så att fiskpassage blir enkel. Foto: Erik Degerman.

#### 4.5.2 Rekommendationer

- **Identifiera problemet i ett avrinningsområdesperspektiv.** Lite fokus har hittills lagts på att identifiera avrinningsområdesstrukturer eller landskapselement som hindrar spridning av arter mellan ekologiskt viktiga områden där restaureringsinsatser har störst chans att bidra till bevarandet av alla naturligt förekommande arter i livskraftiga populationer. Nya metoder för att upptäcka viktiga hinder eller brister vad det gäller distribution och kvalitet av olika livsmiljöer utvecklas ständigt via geografisk informations analys (GIS) i olika skalor. Med dessa hjälpmedel är det möjligt att analysera rumsligt komplexa data för att identifiera var man har bäst chans att lyckas med en viss typ av restaurering eller rehabilitering av en viss livsmiljö. GIS kan även vara användbart som ett prioriteringsverktyg för att hitta så kostnadseffektiva lösningar som möjligt i förhållande till val av aktuell restaureringsåtgärd.
- Konsekvenserna av en dammutrivning på **risken för översvämning nedströms** måste alltid utredas, men generellt ökar inte utrivning av en damm risken för översvämningar nedströms.

- **Riv ut dammar utan funktion.** Ersätt alltid dämmen i sjöutlopp med enkla trösklar där så är möjligt. Att ta bort dämda lugnvatten ökar inte bara fiskars vandringsmöjligheter, det minskar också risken för att sedimenttransporten i vattensystemet är störd, minskar risken för förhöjda temperaturer nedströms med mera (Degerman m.fl. 2013).
- Där dammarna behöver vara kvar för vattenreglering eller för att hindra spridning av invasiva arter bör en **naturlik fiskväg för uppströms vandring** byggas om risken för artspridning så tillåter (läs mer i Calles m.fl. 2013). Ett alternativ kan vara en teknisk fiskväg som bara tillåter passage av önskade arter.
- **Fiskars nedströmsvandring behöver också säkerställas.** I det fall det finns turbiner eller kanaler som leder in till sådana behöver galler anläggas som styr undan fisken till en lämplig nedströmspassage (läs mer i Calles m.fl. 2013)
- Många **däggdjur** (utter, bäver, vattennäbbmus) behöver också kunna passera upp- och nedströms förbi dämmen i sjöutlopp. Passager som kan anläggas visas bland annat i Degerman (2008).
- Om dammen skall vara kvar bör man säkerställa att **önskvärd spridning av sediment, organiskt material och växter** kan ske nedströms. Spridning av sediment kan ske genom att eventuella bottenluckor öppnas i högre dämmen. Ytliga utskov kan underlätta spridning av löv, kvistar, grenar och stockar. De behöver inte alltid rensas bort.
- **Slutligen betonas vikten av att se till att konnektiviteten till sjön från dess olika tillflöden är funktionell.** Biflödena kan hysa flera arter som kan återkolonisera sjön och för många arter är det viktigt att kunna vandra mellan sjön och tillflöden.

#### 4.5.3 Möjliga negativa effekter

Dämmena kan i några fall vara viktiga för kraftproduktion eller råvattenförsörjning, vilket naturligtvis beaktas i restaureringsarbetet. De negativa effekter vi fokuserar på handlar i stället om negativ påverkan på ekosystemet eller svårigheten att genomföra åtgärden.

Olika typer av barriärer och vandringshinder kan tjäna som skydd och hinder mot invasiva och främmande akvatiska arter som annars skulle kunna riskera att



påverka och hota naturligt förekommande arter. Det kan handla om predation, konkurrens eller smittspridning bland olika arter. Exempel på sådana arter är bland annat signalkräftan som är bärare av kräftpest, vilket hotas den svenska flodkräftan.

Att ta bort dämmen kan innebära svårigheter att hantera översvämningar och lågvattenperioder. Därför måste sådana åtgärder planeras i ett avrinningsområdesperspektiv. Det kan innebära att man måste beakta hela landskapet i aktuellt avrinningsområde från källorna till havet vad det gäller skogslandskapets förmåga att hålla vatten via förekommande mossar, kärr och våtmarker. Tänk på att olika vattendrainerande aktiviteter i både skogs- och jordbrukslandskapet minskat avrinningsområdets förmåga att lagra vatten jämfört med hur det har sett ut tidigare.

Om man river ut en damm kan det finnas stora mängder sediment bakom dämmet som kommer i rörelse. Detta gäller främst grunda sjöar och vattenmagasin. Sedimentet kan överlagra botten nedströms och kan i värsta fall vara kontaminerat. En utredning krävs alltid av sedimentsituationen.

Det kan vara svårt att justera vattennivåerna efter en utrivning av ett dämme. Anlägger man till exempel en stentröskel istället (Figur 54) så krävs ofta ganska omfattande efterjusteringar innan rätt nivåer erhålls.

## 5 Erkännanden

Tack till Ursula Zinko för diskussioner och uppmuntran och även till Havs- och vattenmyndigheten som finansierat rapporten inom arbetet med Grön infrastruktur. Ingemar Abrahamsson och Ulrika Stensdotter Blomberg, båda på Havs- och vattenmyndigheten, kom med ytterligare konstruktiv kritik på rapporten. Berit Sers har hjälpt till med bearbetningar av textmassan och Teresa Soler, båda SLU Aqua, hjälpte oss med layout och publicering.

## 6 Referenser

- Alexandersson, H., Ekstam, U. & N. Forshed (1986). *Stränder vid fågelsjöar*. LT:s förlag, Stockholm.
- Andersson, G., Berggren, H., Cronberg, G. & C. Gelin (1978). Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19:1097-1106.
- Andersson, L. (2009). *Utvärdering av svenska våtmarksrestaureringar och -anläggningar. Översikt med idéer och slutsatser*. WWF, 57 s.
- Aroviita, J. & H. Härmäläinen (2008). The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613:45-56.
- Bachmann, R. W., Hoyer, M. V. & D. E. Canfield Jr. (1999). The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states. *Hydrobiologia* 394:219-232.
- Beard, T.D. (1973). *Owerwinter drawdown. Impact on the aquatic vegetation in Murphy Flowage, Wisconsin. Technical Bulletin No 61. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison.*
- Bengtsson, L., Herschy, R.W. & R.W. Fairbridge (2012). *Encyklopedia of lakes and reservoirs*. Springer förlag, 985 s.
- Bernes, C. med flera (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *EviEM Scientific report* 4:13.
- Bergquist, B. (1999). *Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiskeriverket Rapport 1999:3*, 118 s.
- Bergquist, B., Axenrot, T., Carlstein, M. & E. Degerman (2007). *Fiskundersökningar i större vattendrag. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2007:10*.
- Bjelke, U. (2010). *Analys av rödlistade sötvattensarter. Artdatabanken rapporter 6*, 32 s.
- Björk, S. (2010a). The evolution of lakes and wetlands. Sidorna: 25-35. Ur: Eiselová, M. (red.): *Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3*, Springer verlag.
- Björk, S. (2010b). Principles, planning and accomplishment of lake restoration projects. Sidorna: 71-75. Ur: Eiselová, M. (red.): *Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3*, Springer verlag.
- Björk, S., Pokorný, J. & V. Hauser (2010). Restoration of lakes through sediment removal, with case studies from Lakes Trummen, Sweden and Vajgar, Czech republic. Sidorna: 101-122. Ur: Eiselová, M. (red.): *Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3*, Springer verlag.
- Björk, S. (2014). *Limnological methods for environmental rehabilitation – the fine art of restoring aquatic ecosystems*. Schweizerbart Science Publishers, 381 s.

- Blindow, I. (2009). Åtgärdsprogram för hotade kransalger: tuvsträfs och barklöst sträfs 2008-2011. Naturvårdsverket rapport 5851, 54 s.
- Bormans, M., Marsalek, B. & D. Jancula (2016). Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquat. Ecol.* 50:407-422.
- Botkin, D. (1990). *Discordant harmonies – A new ecology for the 21st century*. New York (NY): Oxford University Press, 241 s.
- Brown, E.A., Wu, C.H., Mickelson, D.M. & T. B. Edil (2005). Factors controlling rates of bluff recession at two sites on Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 31:306-321.
- Brouwer, E. & J.G.M. Roelofs (2001). Degraded softwater lakes: possibilities for restoration. *Restoration ecology* 9(2):155-166.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. & I. Näslund (2013). Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14, 114 s.
- Cardoso, A.C., Free, G., Nöges, P., Kaste, Ø, Poikane, S. & A. Lyche Solheim (2009). Lake Management, Criteria. Ingår i: Likens, G.E. (red.) *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc. Volume 1:310-311.
- Carpenter, S.R. & D.M. Lodge (1986). Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 341-370.
- Chambers, P. A. (1986). Nearshore occurrence of submerged macrophytes in relation to wave action. *Can. J. of Fis. Aquat. Sci.* 44: 1666-1669.
- Christensen D.L., Herwig B.R., Schindler D.E. & S.R. Carpenter (1996). Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. *Ecological Applications*, 6:1143-1149.
- Cooke, G.D. (1999). Ecosystem rehabilitation. *J. of lake and reservoir management* 15(1):1-4.
- Coops, H. & S.H. Hosper (2002). Water-level Management as a Tool for the Restoration of Shallow Lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir Management*. Vol. 18(4):295-298.
- Coops, H., Beklioglu, M. & T.L. Crisman (2003). The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506:23-27.
- Cronert, H. (1992). Att vårda en våtmark. *Vår fågelvärld* 51:2.
- Crowder, L.B. & W.E. Cooper (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63:1802-1813.
- Danielsson, P., Kling, J., Rydell, B. & R. Kilsgard (2016). Naturanpassade erosionskydd i vattendrag. En förstudie. Statens geotekniska institut publikation 28, 104 s.
- Degerman, E., Niskakoski, K. & B. Sers (1997). Betydelsen av minimivattenföring sommartid för lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) på västkusten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1:41-54.
- Degerman, E. & B. Sers (2004). The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish* 3:116-122.
- Degerman, E. (2008). Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E., Bergström, L., Wennhage, H., de Leeuw, J., Soler, T. & J. Olsson (2016). Fisk som miljöindikator. SLU, Aqua reports 2016:9, 61 s.
- Degerman, E., Calles, O., Näslund, I. & H. Wickström (2013). Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:15, 20 s.
- Delshammar, T. & H. Fors (2010). Gröna och blå strukturer för en hållbar stadsutveckling. SLU, fakulteten för landskapsplanering, rapport 2010:16, 53 s.

- Dunst, R.C. med flera (1974). Survey of lake rehabilitation techniques and experiences. Technical bulletin no. 75. Dept. of natural resources, Wisconsin, 179 s.
- Finsberg, C. & H. Paltto (2010). Förändringar av strandvegetation vid Vänern – Stråkväx inventering 2009. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 56.
- Francis T.B. & D.E. Schindler (2006). Degradation of littoral habitats by residential development: woody debris in lakes of the Pacific northwest and Midwest, United States. *Ambio*, 35:274–280.
- Friedl, G. & A. Wüest (2002). Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences*. 64:55–65
- Frylestam, B. (2006). Draven – en fågelsjö i kulturbygd. Länsstyrelsen i Jönköpings län (ISBN 978-91-631-9324-8).
- Furey, P.C., Nordin, R.N. & A. Mazumder (2004). Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake. *Lake and reservoir management* 20:285-295.
- Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L. & M.N. Futter (2014). För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli. Förurning av sjöar och vattendrag 2014. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:20, 43 s.
- Granath, L. (2001). Vegetationsförändringar vid Vänerns stränder – Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1975 till 1999. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 15.
- Guimarães, T. F. R. Hartz, S. M. & F.G. Becker (2014). Lake connectivity and fish species richness in southern Brazilian coastal lakes. *Hydrobiologia* 740:207-217.
- Gulati, R.D. & E. van Donk (2002). Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478:73-106.
- Gulati, R.D., Pires, L.M.D. & E. van Donk (2008). Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica*, 38:233–247.
- Gustafsson, A., Arvidsson, M., Rydin, E. & U. Lindqvist (2016). Vattenkvalitet, plankton och vattenväxter i Vallentunasjön 2015. Utvärdering av effekter av biomanipulering och underlag till fosforbudget. Rapport från Naturvatten, 66 s.
- Gächter, R. & B. Müller (2003). Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol. Oceanogr.*, 48(2):929–933.
- Hamrin, S.F., Bergstrand, E., Cronberg, G. & P. Romare (1991). Sjörestaurering genom cyprinidreduktion. Lund november 1991, 43 s.
- Hansson, P. (1989). Samhälle och järn i Sverige under järnåldern och äldre medeltiden. Exemplet Närke. *Societas Archaeologica Upsaliensis*, Aun 13, 176 s.
- Harby, A. & J. Bogen (2012). Miljökonsekvenser av raske vannstandsändringar. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vinnförling nr. 1.
- Hargeby, A., Blindow I. & G. Andersson (2007). Long-term Patterns of Shifts between Clear and Turbid States in Lake Krankesjön and Lake Tåkern. *Ecosystems*. 10:28–35.
- Havs- och vattenmyndigheten (2013). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2013:19.
- HELCOM (2005). Nutrient pollution to the Baltic Sea in 2000. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 100.
- Hellsten, S., Marttunen, M., Palomaeki, R., Riihimaeki, J. & E. Alasaarela (1996). Towards an ecologically based regulation practice in Finnish hydroelectric lakes. *Regulated rivers: research and management* 12:535-545.
- Hertzman, T. & T. Larsson (1997). Hornborgasjön – från vasshav till fågelrike. Naturvårdsverket rapport 4694, 128 s.

- Hill, N.M., Keddy, P.A. & I. C. Wisheu (1998). A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environmental management* 22(5):723-736.
- Hebert, M. & A., Koffman (2011). Utredning om konsekvenser på Natura 2000-områden. Projekt Slussen. Ny vattenreglering av Mälaren. Reglering version Fas 3c. Calluna AB, Stockholm.
- Hultberg, H. (2002). Behandling med låg-låg dos av selen i sjöar och regleringsmagasin för att minska halten metylkvicksilver i fisk. IVL Göteborg, publikation B 1487, 41 s.
- Humborg C., Pastuszak M., Aigars J., Siegmund H., Mörth C.-M. & V. Ittekkot (2006). Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77:65–281.
- Huser, B.J. & S.J. Köhler (2014). Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna. Inst. för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:7, 33 s.
- Håkansson, L. (1977). Influence of wind, fetch, and water depth on distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. of Earth Sciences* 14:397-412.
- Isaksson, M. (2001). Restaurering av Prästsjön – varför och hur. Examensarbete 20 p, Umeå Universitet, 37 s.
- Jacobson, A. (2009). Åtgärdsprogram för hotade natearter 2008-2011. Naturvårdsverket rapport 5854, 56 s.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfalt (2000). Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81:899–903.
- Jaynes, M.L. & S.R. Carpenter (1986). Effects of vascular and non-vascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology* 67:875-882.
- Jennings, M.J., Emmons, E.E., Hatzenbeler, G.R., Edwards, C. & M.A. Bozek (2003). Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lakes and Reservoir Management*, 19:272–279.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N. & C.W.C. Branco (2007b). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581:269–285.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T.L. & J.P. Jensen (2007b). Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* (2007) 584:239-252.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Z. Liu (2017). Lake restoration and management in a climate change perspective: An introduction. *Water* 9(2) 122, doi:10.3390/w9020122.
- Johlander, A. (2007). Hornborgasjön och Flån. Provfiskeundersökning 2006. PM Fiskeriverkets Utredningskontor 2007-11-28, 20 s.
- Johnson, K.G., Allen, M.S. & K.E. Havens (2007). A Review of Littoral Vegetation, Fisheries, And Wildlife Responses To Hydrologic Variation At Lake Okeechobee. *Wetlands*. Vol. 27, no. 1:110-126
- Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Whittier, T.R, Brycke, S.A. & S. G. Paulsen (2014). Relevance of lake physical indices to fish and riparian birds. *Lake and reservoir management* 30(2):177-191.
- Karr, J.R. & E.W. Chu (1999). *Restoring Life in Running Waters*. Better Biological Monitoring. Island Press.
- Kaufmann, P. R., m.fl. (2014). Relevance of lake physical habitat indices to fish and riparian birds. *Lake and Reservoir Management* 30(2): 177-191.
- Keto, A., Tarvainen, A. & S. Hellsten (2006). The effect of water level regulation on species richness and abundance of aquatic macrophytes in Finnish lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 29:2109–2114.



- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C. & F.B. Goldsmith (1998). Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35, 148–155.
- Klapper, H. (2003). Technologies for lake restoration. *J. Limnol.* 62(suppl. 1):73-90.
- Klotz, R.W. & S. S. Linn (2001). Influence of factors associated with water level drawdown on phosphorous release from sediments. *Lake and reservoir management* 17(1):48-54.
- Koffman, A., Lundkvist, E., Hebert, M. & M. Thorell (2013). Vänerns vattenreglering - Effekter och konsekvenser för flora, fauna och friluftsliv. Calluna AB.
- Kondolf, G.M. med flera (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2, pp.256–280.
- Kyrkander, T., Örnberg, J. & A. Bertilsson (2015). Makrofyter i Vättern 2012-2014. Rapport 120 från Vätternvårdsförbundet, 54 s.
- Lammens, E.H.R.R. (1989). Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrobiol. Bull.* 23:11-18.
- Lee, P., med flera (2004). Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70(2): 165-180.
- Leira, M. & M. Cantonati (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia* 613:171-184.
- Levanoni, O., Bishop, K., Mckie, B.G., Hartman, G., Eklöf, K. & F. Ecke (2015). Impact of beaver pond colonization history on methylmercury concentrations in surface water. *Environ. Sci. Technol.*, Publication Date (Web): October 9, 2015.
- Löfgren, T. (2011). Vegetationsförändringar vid Vänerns stränder. Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1999 till 2009 med flygfotografier. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 62.
- MacDonald, M.A. (2006). The indirect effects of increased nutrient inputs on birds in the UK: a review. *RSPB Research Report* 21.
- Malm, B.L. (2009). Vattenreglering av Mälaren påverkar standmiljön. *Gränssnittet* 1:7-9.
- Malm Renöfält, B. & J. Ahonen (2013). Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2013:12.
- Marburg A.E., Turner M.G. & T.K. Kratz (2006). Natural and anthropogenic variation in coarse wood among and within lakes. *Journal of Ecology*, 94:558–568.
- McCann, E. (2004). Sjöar och vattendrag i Södertälje. Södertälje kommun rapport, 255 s.
- Miranda, L.E. (2005). Fish Assemblages in Oxbow Lakes Relative to Connectivity with the Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society* Vol. 134, Iss. 6.
- Moss, B., Madgwick, J. & G.L. Phillips (1996). A guide to the restoration of nutrient enriched shallow lakes. Environment Agency, Broads Authority & European Union Life Programme, Norwich. Citerad genom Moss, B., 2007. *Lakes and society: Mirrors to our past, present and future. Lake and Reservoir Management*, 23(4):457-465.
- Murphy, K.J. (2002). Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. *Aquatic botany* 73:287-324.
- Naturvårdsverket (2016). Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljökvalitetsmål och etappmål 2016. Rapport 6707. 384 s. ISBN 978-91-620-6707-6.
- Newbrey M.G., Bozek M.A., Jennings M.J. & J.E. Cook (2005). Branching complexity and morphological characteristics of coarse woody structure as lacustrine fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62:2110–2123.

- Nishihiro, J. & I. Washitani (2009). Quantitative evaluation of water-level effects on “regeneration safe-sites” for lakeshore plants in Lake Kasaumigaura, Japan. *Lake and reservoir management* 25:217-223.
- Nyström, P. & J.A. Strand (1996). Grazing by a native and exotic crayfish on macrophytes. *Freshwater biology* 36:673-682.
- Nöges, T. & P. Nöges (1999). The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409:277-283.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O. & H. Wickström (2013). Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11, 41 s.
- Olden, J.D. & R.J. Naiman (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), pp.86–107.
- Olofsson, H., Karlsson, D. & A. Hedrén (2014). Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna. Etapp 1 av 3 (Undersökningar och beslutsunderlag). Växjö kommun, PM.
- Olson, M.H., Carpenter, S.R., Cunningham, P., Gafny, S., Herwig, B.R., Nibbelink, N.P., Pellett, T., Storlie, C., Trebitz, A.S. & K.A. Wilson (1998). Managing aquatic macrophytes to improve fish growth: a multi-lake experiment. *Fisheries* 23:6–12.
- Olsson, I. (1999). En våtmarks effekt på havsöringsmolt (*Salmo trutta*). Fiskeriverket rapport 5:33-50.
- Olsson, I.C., Greenberg, L.A. & A.G. Eklöv (2001). Effects of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *N. Am. J. Fish. Mgmt.*, vol. 21(3):498-506.
- Olsson, I.C., Eklöv, A. & E. Degerman (2009). Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.). Rapport Länsstyrelsen i Skåne län, nr 36, 61 s.
- Persson K.M. (2011). Om drivkrafter bakom några sjösänkningar i Sverige – Exempel från Näsbyholmssjön (Skåne) och Hjälmarén (Närke-Södermanland-Västmanland). *VATTEN* 67:101-111. Lund 2011.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R. & D. Morrisson (2000). Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. *Bioscience* 50: 53–64.
- Pip, E. & J.M. Stewart (1978). The dynamics of two aquatic plant-snail associations. *Can. J. Zool.* 56:2263-2279.
- Pokorný, J. & S. Björk (2010). Development of aquatic macrophytes in shallow lakes and ponds. Sidorna: 37-43. Ur: Eiseltoová, M. (red.): Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3, Springer verlag.
- Prejs, A. (1984). Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Environ. biol. fish.* 10:281-296.
- Reutersköld, D. (2012). Hotade natearter. Utplantering och uppföljning i Skåne under 2008-2011. Länsstyrelsen i Skåne rapport 2012:4.
- Ripl, W. & M. Eiseltoová (2010). Criteria for the sustainable restoration of the landscape. Sidorna: 1-24. Ur: Eiseltoová, M. (red.): Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3, Springer verlag.
- Runnström, H. & O.W. Nilsson (1985). Fiskevårdens ABC. Fritidsfiskarna.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å. & B.T. Barlaup (2006). Ungfisk. s. 88-99, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Sandell, G. (1995). Anlagda dammar och våtmarker - hot mot utvandrande smolt? (<http://www2.landskrona.se/kommun/miljo/saxan02/natur/smoltdam.htm>).

- Sandsten, H. (2013). Inventering av submersa makrofyter i Ringsjön 2013. Calluna AB.  
[http://www.ringsjon.se/wp-content/uploads/2015/05/Ringsjon\\_makrofyter\\_2013.pdf](http://www.ringsjon.se/wp-content/uploads/2015/05/Ringsjon_makrofyter_2013.pdf)
- Sass, G.G., Gille, C.M., Hinke, J.T. & J.F. Kitchell (2006a). Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator-prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish*, 15:301–308.
- Sass, G.G., Kitchell, J.F., Carpenter, S.R., Hrabik, T.R., Marburg, A.E. & M.G. Turner (2006b). Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries*, 31:321–330.
- Schallenberg M., de Winton M.D., Verburg, P., Kelly, D.J., Hamill, K.D. & D.P. Hamilton (2013). Ecosystem services of lakes. In Dymond JR ed. *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand.
- Scheffer, M. & E.H. van Nes (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth, and lake size. *Hydrobiologia* 584:455–466.
- St-Hilaire, A., med flera (2016). Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry. *Canadian Water Resources Journal* 41(1-2): 273–287.
- Schindler, D.E., Geib, S.I. & M.R. Williams (2000). Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems* 3:229–237.
- Schindler D.E. & M.D. Scheuerell (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos* 98:177–189.
- Schnaiberg J., Riera J., Turner, M.G. & P.R. Voss (2002). Explaining human settlement patterns in a recreational lake district: Vilas County, Wisconsin, USA. *Environmental Management*, 30:24–34.
- Sculthorpe, C.D. (1967). *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London, 610 s. (Finns på Biomedicinska bibl. i Göteborg.)
- Shashulovskii, V.A. & V.P. Ermolin (2005). Species composition of the ichthyofauna of the Volgograd Reservoir. *Journal of Ichthyology/Voprosy Ikhtiologii* Vol. 45, no. 5:364–369.
- Sjörs, H. (1971). *Ekologisk botanik. Biologi 10*. Almqvist & Wiksell Stockholm, 296 s.
- SMHI (1995). Sänkta och torrlagda sjöar. SMHI Hydrologi. Nr 62. ISSN 0283-7722.
- SMHI (2011.) Projekt Slussen Rapport nr 2011-64 Förslag till ny reglering av Mälaren.
- Smokorowski, K.E., Pratt, T.C., Cole, W.G., Mceachern, L.J. & E.C. Mallory (2006). Effects on periphyton and macroinvertebrates from removal of submerged wood in three Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63:2038–2049.
- SNV (1976). Sjöfågelvård vid sjörestaurering. Statens Naturvårdsverk, publikation 390259. 1976:5, Liber förlag.
- Spence, D.H.N. (1982). The zonation of plants in freshwater lakes. Ur: A. MacFayden & E.D. Ford (editorer) *Advances in ecological research*. Sid: 37–126, Academic press, London.
- Spens, J., Englund, G. & H. Lundqvist (2007). Network connectivity and dispersal barriers: using geographic information systems (GIS) tools to predict landscape distribution of a key predator *Esox lucius* among lakes. *J. of applied ecology*, 44:1127–1137.
- Statens Jordbruksverk (2016). <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruketochovergodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html>. Hämtad 2016-12-22.
- Sundblad, G. & U. Bergström (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020–1028.
- Sutela, T. & T. Vehanen (2010). Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613:13–20.
- Svanström, S. (2013). Störst tillväxt utanför gamla stadskärnor. SCB – Hitta statistik, artikel 2013:67. [http://www.scb.se/sv/\\_Hitta-statistik/Artiklar/Storst-tillvaxt-utanfor-gamla-stadskarnor/](http://www.scb.se/sv/_Hitta-statistik/Artiklar/Storst-tillvaxt-utanfor-gamla-stadskarnor/)

- Swenson, U. (2010). Restaurering av Gredelby hagar och Trunsta träsk i Knivsta. *Svenk botanisk tidskrift* 104(2):101-114.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov C., Van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E. & R. Portielje (2007). Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44:1095–1105.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Johansson, L.S. & E Jeppesen (2017). Repeated fish removal to restore lakes: Case study of Lake Vaeng Denmark – two biomanipulations during 30 years of monitoring. *Waetr* 9(1) 43 doi:10.3390/w9010043.
- Tonn W.M. & J.J. Magnuson (1982). Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63:1149–1166.
- Wagner, T. & M. Falter (2002). Response of aquatic macrophyte community to fluctuating water levels in an oligotrophic lake. *Lake and reservoir management* 18(1):52-65.
- Van Geest, G.J., Wolters, H., Roozen, F.C.J.M, Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buisje, A.D. & M. Scheffer (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539:239-248.
- Wallsten, M. & P. Forsgren (1989). The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *J. Aquatic plant management* 27:32-37.
- Wallsten, M. (2010). Makrofyters respons på vattennivåförändringar i 13 värmländska sjöar. En lämplig parameter för att bedöma ekologisk status i reglerade sjöar? Länsstyrelsen i Värmlands län rapport 2010:12.
- Walsh S.E., Soranno, P.A. & D.T. Rutledge (2003). Lakes, wetlands, and streams as predictors of land use/cover distribution. *Environmental Management*, 31:198–214.
- Ward, J. V. (1995). *Ecosystems and Its Disruption By Flow Regulation*. Regulated rivers: research and management, vol II: 105–119.
- Weisner, S.E.B., J.A. Strand & H. Sandsten (1997). Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia* 109:592-599.
- Verner, B. (2014). Aeration. Ur: Björk, S., 2014. *Limnological methods for environmental rehabilitation – the fine art of restoring aquatic ecosystems*. Schweizerbart Science Publishers, sid. 117-122.
- Wilcox, D.A. & J.E. Meeker (1991). Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in Northern Minnesota. *Can. J. of Botany-Revue Canadienne de Botanique* 69:1542-1551.
- Wortley, L., Hero, J.-M. & M. Howes (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology* 21(5):537-543.
- Zhen, H.X. (2002). *Ecological engineering techniques for lake restoration in Japan*. River Environment group, Tsukuba international center, 54 s.
- Zinko, U. (2016). *Kunskapsuppbyggande program för några hotade makrofyter i permanenta sjöar*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016 – under tryckning.
- Östman, Ö. med flera (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53(4): 1138-1147.

*Muntliga källor*

Sara Bergek, institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua)

Lennart Henrikson, Natur & människa

Roland Jansson, Umeå Universitet

Arne Johlander, Havs- och vattenmyndigheten

Anders Kinnerbäck, institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua)

Måns Lindell, Länsstyrelsen i Jönköpings län

Erik Peterson, institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua)

Björn Tengelin, Norconsult

Sigvard Zachrisson, Nässjö kommun

