



Länsstyrelsen
i Jönköpings län

UNIVERSITÄT GREIFSWALD
Wissen lockt. Seit 1456



Meddelande nr 2019:20

Litteraturstudie om kransalger



- Litteraturstudie om kransalger

Meddelande	nummer 2019:20
Referens	Irmgard Blindow, Biologische Station Hiddensee Biologenweg 15, D - 18 565 Kloster på uppdrag av Länsstyrelsen i Jönköpings län. Oktober, 2019
Kontaktperson	Maria Carlsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon: 010-223 63 98, e-post: maria.k.carlsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.lansstyrelsen.se/jonkoping
Fotografier	Omslaget: Programarten barklöst sträpse <i>Chara braunii</i> hittades nyligen i Roxen – det första fyndet i sötvatten i Sverige sedan 1876. Foto Tina Kyrkander.
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—19/20--SE
Tryckt på	Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2019
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper

Innehåll

Sammanfattning	7
Summary	8
1. Förord	9
2. Övervintring, fertilitet och spridning.....	11
Undervattensväxter allmänt.....	11
Kransalger	12
Programarterna: livscykel, fertilitet, spridning, övervintring.....	13
Trådsträfsse <i>Chara filiformis</i>	13
Spretsträfsse <i>Chara subspinoso</i> (= <i>C. rudis</i>).....	14
Stjärnslinke <i>Nitellopsis obtusa</i>	14
Grovslinke <i>Nitella translucens</i>	15
Uddslinke <i>Nitella mucronata</i>	15
Spädslinke <i>Nitella gracilis</i>	16
Höstslinke <i>Nitella syncarpa</i>	16
Dvärgslinke <i>Nitella confervacea</i>	16
Barklöst sträfsse <i>Chara braunii</i>	16
Fjällrufse <i>Tolypella canadensis</i>	17
3. Mellanartskonkurrens	18
Akvatiska primärproducenter.....	18
Olika livsformer av undervattensväxter.....	19
Programarternas konkurrensförmåga.....	22
Trådsträfsse <i>Chara filiformis</i>	23
Spretsträfsse <i>Chara subspinoso</i> (= <i>C. rudis</i>) och stjärnslinke (<i>Nitellopsis obtusa</i>)	23
Grovslinke <i>Nitella translucens</i>	24
Uddslinke <i>Nitella mucronata</i>	24
Spädslinke <i>Nitella gracilis</i>	25
Höstslinke <i>Nitella syncarpa</i>	25
Dvärgslinke <i>Nitella confervacea</i>	25
Barklöst sträfsse <i>Chara braunii</i>	26
Fjällrufse <i>Tolypella canadensis</i>	26
4. Fertilitet, spridning, övervintring och konkurrensförmåga: en syntes	27
5. Etablering av undervattensväxter.....	29
Indirekt etablering av undervattensväxter.....	30
Indirekt etablering av kransalger	35
Plantering av undervattensväxter	36
Plantering av kransalgsvegetation.....	39
Plantering av hotade arter	40
Plantering av hotade natearter	41
Plantering av hotade kransalger	42
Etablering från skottsegment.....	43
Etablering från oosporer	46
Förkultivering.....	46
6. Effekten av klippning på undervattensvegetation och sällsynta kransalger ...	48

7. eDNA som inventeringsmetod	50
8. Programarterna: förslag till åtgärder, särskilt planteringar	51
Trådsträfe <i>Chara filiformis</i>	51
Spretsträfe <i>Chara subspinos</i> (= <i>C. rudis</i>)	52
Stjärnslinke <i>Nitellopsis obtusa</i>	54
Grovslinke <i>Nitella translucens</i>	55
Uddslinke <i>Nitella mucronata</i>	55
Spädslinke <i>Nitella gracilis</i>	56
Höstslinke <i>Nitella syncarpa</i>	57
Dvärgslinke <i>Nitella confervacea</i>	58
Barklöst sträfe <i>Chara braunii</i>	59
Fjällruse <i>Tolypella canadensis</i>	61
Tack.....	63
Litteratur	64
Appendix 1	78
Kransalger och höstlänke – en anekdot.....	78
Appendix 2.....	79
Case studies – planteringar av kransalger (alfabetiskt ordnat efter länderna)	79
Olika sjöar, Nederländerna.....	79
Lake Rotorua (Hamilton Lake), Nya Zeeland	79
Lake Rotomanuka, Nya Zeeland	79
Albufera de València Natural Park, Spanien	80
Tinnerbäcken, Östergötland, Sverige	80
Forsmark, Sverige	80
Växjösjöarna, Sverige (författare Maria Carlsson)	81
Steinhöringer Badensee, Bayern, Tyskland	81
LfU-Teichanlage Wielenbach, Bayern, Tyskland	81
Bachtelweiher, Bayern, Tyskland.....	82
PHOENIX See, Nordrhein-Westfalen, Tyskland	82
Projekt Chara-Seen, Tyskland	83
Uckermärkische Seenlandschaft, Tyskland	83
Damm, Tyskland.....	83
Behlendorfer See, Schleswig-Holstein, Tyskland	84
Mieminger Badensee, Tirol, Österrike	84

Sammanfattning

Den här litteratursammanställningen sammanfattar kunskapen kring kransalgernas fertilitet, spridning, övervintring, konkurrensförmåga, speciellt för de 10 kransalgarter (programarter) som ingår i det "Kunskapsuppbyggande programmet för hotade makrofyter". Arterna är: trådsträfsse *Chara filiformis*, spretsträfsse *C. subspinoso*, stjärnslinke *Nitellopsis obtusa*, grovslinke *Nitella translucens*, uddslinke *N. mucronata*, spädslinke *N. gracilis*, höstlinke *N. syncarpa*, dvärgslinke *N. confervacea*, barklöst sträfsse *C. braunii* samt fjällrulfse *Tolyphella canadensis*. Kransalgernas livsstrategi skiljer sig avsevärt mellan olika arter; både utpräglade "r-strateger" (oftast annuella, rikligt fertila, bra spridningsförmåga, pionjärväxter, men konkurrenssvaga) och typiska "k-strateger" (ofta perenna, sällan fertila, dålig spridningsförmåga, men konkurrensstarka) finns i gruppen. Bland programarterna tillhör främst spretsträfsse och stjärnslinke k-strategerna, inte helt så utpräglat trådsträfsse, grovslinke och fjällrulfse, medan spädslinke, höstlinke och dvärgslinke är r-strateger. Uddslinke anses som intermediär, medan barklöst sträfsse verkar tillämpa olika strategier i olika lokaler / regioner.

Litteratursammanställningen informerar om metoder för groning (från oosporer), kultivering samt plantering av kransalgerna och särskilt programarterna. Den sammanfattar även internationella erfarenheter av indirekt etablering (genom förbättringen av livsmiljön) och plantering av undervattensvegetation, särskilt kransalger, i syfte att förbättra miljön, samt erfarenheter av plantering av undervattensväxter och särskilt kransalger i bevarandesyfte. Medan det finns rika erfarenheter med indirekt etablering och en rad mer eller mindre framgångsrika exempel på plantering av undervattensvegetation inkl. kransalgsvegetation, kunde jag bara hitta några beskrivningar av planteringar av sällsynta undervattensväxter, därav enbart en (!) gällande en kransalg.

Slutligen ger jag några rekommendationer för hur de enskilda programarterna kunde bevaras i Sverige, med fokus på planteringar. På grund av arternas stora skillnader i livsstrategi anser jag att olika metoder bör tillämpas för de olika arterna: k-strateger som utvecklar tät växtbiomassa bör kunna planteras direkt som gröna växter härstammande från en annan lokal, medan r-strateger som bara förekommer i sparsamma bestånd först måste förökas i kultur innan planteringen. Jag tar även upp klippning som en möjlig åtgärd samt eDNA som en möjlig inventeringsmetod.

Summary

This literature review aims at summarizing our knowledge on fertility, dispersal, hibernation, and competitive abilities of charophytes, especially of the 10 “program species”: *Chara filiformis*, *C. subspinoso*, *Nitellopsis obtusa*, *Nitella translucens*, *N. mucronata*, *N. gracilis*, *N. syncarpa*, *N. confervacea*, *C. braunii*, *Tolypella canadensis* included in the “Knowledge-building action plan of 15 threatened macrophytes” in Sweden.

Life strategies differ substantially among single charophyte species. While some are typical “r-strategists” (predominantly annual, richly fertile, high dispersal capacity, pioneer plants, but weak in competition), other species behave as “k-strategists” (often perennial, rarely fertile, poor dispersal ability, but strong competitors). Among the program species, *C. subspinoso* and *N. obtusa* are distinct k-strategists, also *C. filiformis*, *N. translucens* and *T. canadensis* are assumed to belong to this group. *N. gracilis*, *N. syncarpa* and *N. confervacea* are r-strategists, *N. mucronata* is regarded as intermediate, while *C. braunii* seems to apply different strategies in different sites/regions.

The review also describes methods for germination (from oospores), cultivation and plantation of charophytes, especially the program species. It summarizes the international knowledge for indirect establishment (via improvement of the environmental conditions) and “direct establishment” (via plantations) of submerged vegetation, especially charophytes, in order to improve the habitat quality. It further describes case studies on plantations of submerged macrophytes, especially charophytes, in order to protect threatened species. While there is a large amount of literature on establishment of submerged vegetation, often in the context of lake restauration or biomanipulation, only some few studies describe plantations with the aim of species protection, only one of which concerning a charophyte.

Finally, I give some recommendations for protection of the program species in Sweden, with special focus on how to plant. Because of the huge differences in life strategies, different methods are recommended for different species: k-strategists which develop dense biomass should be planted directly from green biomass taken from another site, while r-strategists with only sparse occurrences must first reproduce in cultures, before an on-site plantation can be done. I further discuss mowing as an additional method for conservation and eDNA as a method to discover threatened species.

1. Förord

När ”Åtgärdsprogrammen för hotade kransalger” började 2009 fanns bara ett fåtal kända lokaler i Sverige för flera sällsynta kransalger. Dåligt kunskapsläge var en sannolik förklaring, och riktade inventeringar var därför en huvudåtgärd i dessa åtgärdsprogram. Omfattande inventeringar genomfördes under de följande åren som ledde till att en rad nya lokaler hittades (Tabell 1.1). Med undantag för uddslinke är antalet kända lokaler dock fortfarande lågt utan tydlig orsak.

Tabell 1.1. Antal kända lokaler för sällsynta kransalger (”programarterna”) enligt sammanställningen i Åtgärdsprogrammen för hotade kransalger / makrofyter (Blindow 2009a-d, Zinko 2017) och uppgifterna i Artportalen (<https://www.artportalen.se/>) under oktober 2018. *Artportalen samt ett fynd i Krankesjön, se Herbst et al. (2018). Kategorierna i Rödlistan enligt Gärdenfors (2015). *Lokaler där arten hittades efter 1980 men där den förgäves eftersökts senare har inte tagits med.

Svenskt namn	Kategori i Rödlistan	Vetenskapligt namn	Antal lokaler ÅGP (fynd 1980 till 2008)	Antal lokaler Artportalen (fynd 2000 till 2018)
Trådsträse	CR	<i>Chara filiformis</i>	1	1
Stjärnslinke	VU	<i>Nitellopsis obtusa</i>	11	17
Spretsträse	VU	<i>Chara subspinosa</i> (= <i>C. rudis</i>)	11	19*
Grovslinke	VU	<i>Nitella translucens</i>	2	7
Uddslinke	NT	<i>Nitella mucronata</i>	12	ungefär 50
Spädslinke	NT	<i>Nitella gracilis</i>	8	12
Höstslinke	EN	<i>Nitella syncarpa</i>	2	2 (inte återfunnen i Helgsjön)
Dvärgslinke	NT	<i>Nitella confervacea</i>	4	7
Barklöst sträse sötvatten	VU	<i>Chara braunii</i>	0	2
Barklöst sträse brackvatten	VU	<i>Chara braunii</i>	5	ungefär 20
Fjällruse	NT	<i>Tolypella canadensis</i>	3	8

En sannolik orsak till att programarterna saknas på så pass många lokaler som ”verkar” vara lämpliga är att diasporer är mycket sällsynta och att arterna därför inte ”när fram”. Det ligger nära till hands att plantera makrofyter, främst på lokaler eller i regioner där de har förekommit tidigare. Planteringar är en central del i den nya rapporten ”Kunskapsuppbyggande program – 15 hotade makrofyter i permanenta vatten” (Zinko 2017). Det är ett ambitiöst projekt där Sverige kommer att ha en pionjärsroll i bevarandet av sällsynta kransalger. Den här litteratursammanställningen är ett steg i förberedelsen till dessa planteringar. Det var mycket roligt och stimulerande att få ägna sig åt denna uppgift!

I litteratursammanställningen har jag försökt att konsekvent använda begreppet ”spridning” för växternas naturliga transport till andra lokaler, medan ”etablering” betecknar mänskliga åtgärder som leder till växternas (åter)etablering på lokaler genom att ändra miljön till deras fördel. Begreppet ”plantering” beskriver utsättningar eller ”aktiva etableringar” av växter till tidigare eller nya lokaler.

Denna litteratursammanställning innehåller översiktligt information kring övervintring, fertilitet, spridning samt konkurrensförmåga hos undervattensväxter i allmänhet (översiktligt), kransalger generellt (mera detaljerat), samt programarterna specifikt (så fullständigt som möjligt) och ger en överblick över försök att (åter)etablera kransalger, antingen i sjörestaureringssyfte, eller för att sprida sällsynta arter. Baserat på kunskapsöversikten i ”Åtgärdsprogrammen för hotade kransalger” (Blindow 2009a, b, c, d) har aktuell litteratur sammanställts. Därvid har såväl vetenskaplig litteratur, exempelvis rapporter, genomsköts. Den nya boken om kransalger i Tyskland (Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands 2006) samt uppgifter ur den europeiska boken om kransalger, som är i förberedelse, har varit en värdefull hjälp – båda sammanställer kransalgernas (inklusive programarternas) ekologiska krav och hotfaktorer. Utöver detta har experter i olika länder kontaktats för att få information om löpande projekt och för att få en sakkunnig bedömning av hur respektive programart skulle kunna (åter)etableras.

Från början har mina vetenskapliga undersökningar kretsat kring kransalger. Jag har även intensivt varit involverad i dessa makrofytars bevarande och skydd. Även om det inte ingick i uppdraget, kunde jag inte låta bli att ge några förslag, som skulle kunna omsättas inom det ”Kunskapsuppbyggande program – 15 hotade makrofytarter i permanenta vatten” (Zinko 2017). Inte heller kunde jag låta bli att dela med mig av en liten anekdot (se appendix 1).

I Sverige finns flera experter som är väl insatta i kransalgernas situation i landet, men de har påfallande sparsam kontakt med kransalgsexperter i andra europeiska länder. Svenska experter är således än så länge inte delaktiga i förberedelserna till den europeiska kransalgsboken som skall färdigställas inom ett år. Det vore en stor nackdel för både Sverige och boken om inte svensk expertis får det utrymme den förtjänar: Först och främst är det viktigt att svenska experter har kontakt och kommunicerar med experterna i andra länder, inte minst gällande frågor kring bevarande av kransalgerna inklusive de påtänkta planteringarna av sällsynta arter. Att främja en sådan kontakt, till exempel genom att finansiera svenska experters resor till internationella / europeiska kransalgsmöten (som äger rum inom den internationella gruppen IRGC, den europeiska gruppen GEC, samt inom den tyska ”Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands”) vore enligt min åsikt en mycket viktig åtgärd inom ett kunskapsbyggande åtgärdsprogram. Den tyska gruppen kommer att besöka Sverige under sin årsexkursion 2019 – deltagarna ser fram emot att möta de svenska experterna!

Arbetet med denna litteraturstudie finansierades av Havs- och Vattenmyndigheten inom ramen för Kunskapsuppbyggande program - 15 hotade makrofytarter i permanenta vatten.

2. Övervintring, fertilitet och spridning

Detta avsnitt handlar om växternas förmåga och mekanismer att sprida sig, producera gametangier och oosporer och övervintra, alltså deras naturliga etablering och överlevnad. Etablering genom människan med syfte att (åter)införa undervattensväxter behandlas i avsnittet "Etablering", se nedan.

Undervattensväxter allmänt

Spridning av undervattensväxter kan ske genom

1. diasporbanken
2. resterande (grön) vegetation på lokalen i fråga
3. naturlig spridning till lokalen i fråga.

Pollen/spermier sprids hos undervattensväxter främst genom vatten (= hydrogami) och genom vinden (= anemogami). I motsats till terrestra växter är zoogami, transporten av pollen genom pollinerande djur, sällsynt hos undervattensväxter. Främsta anledningen till detta är att pollinerande insekter exponeras för både vind och vatten när de korsar större vattenytor.

Frön respektive oosporer, dvs. diasporer som har bildats sexuellt, sprider sig ofta genom vatten (hydrochori). Spridning genom vinden (anemochori) är vanligt förekommande hos emers vegetation (övervattensväxter), dock mer sällsynt hos undervattensväxter (Lacoul & Freedman 2006). Undervattensväxternas frön omges ofta av mer eller mindre tjocka och hårda skal och tål i regel uttorkning samt ibland även nedfrysning. Flera undervattensväxter kan sprida sig genom transport i sjöfåglarnas tarmtrakt, s.k. endozoochori. Detta möjliggör transport över stora distanser (Hutchinson 1975, Santamaria 2002). Hos flera undervattensväxter (ex. *Potamogeton* spp., *Najas marina*) har man visat att frön till och med gror bättre efter att de har vandrat genom ändernas tarmtrakt, vilket visar att växterna är speciellt anpassade att sprida sig på detta sätt (Proctor 1968, Agami & Waisel 1986, Clausen et al. 2002, Figuerola & Green 2002, Santamaria 2002, Brochet et al. 2010, Figuerola et al. 2010).

Undervattensväxter kan även sprida sig genom gröna växtdelar (fragmentering) eller specifika organ som har bildats vegetativt såsom turioner (Lacoul & Freedman 2006). I motsats till frön saknar dessa vävnader skal och tål därför inte längre torkning, inte heller nedfrysning, och kan inte spridas genom endozoochori. Spridningen sker istället inom samma vattensystem (Kautsky 1988, Grace 1993, Vári 2013). Transport av gröna växtdelar på utsidan av sjöfåglar (s.k. exozoochori) är vanlig hos bl.a. andmat *Lemna* spp. Även vattenpest *Elodea canadensis*, en ursprungligen utomeuropeisk art som i Europa bara förekommer som honplantor och därför inte kan bilda frön, antas sprida sig genom exozoochori. Medan endozoochori antas kunna transportera växter över tusentals kilometer, är transport genom exozoochori begränsad till kortare avstånd (Figuerola & Green 2002, Soons et al. 2008, Bakker et al. 2013).

Samma vävnader/organ som används vid spridningen fungerar även som övervintringsorgan. Undervattensväxter kan övervintra grönt, med hjälp av vegetativa organ såsom tubers, turioner eller bulbillar, eller genom frön/oosporer. Detta är både art-

och habitatspecifikt. Samma art kan exempelvis övervintra med frön eller bulbiller på grunt vatten, men grönt på djupare vatten. Frön/oosporer är de vanliga övervintringsorganen i temporära vatten (Hutchinson 1975, Bonis & Grillas 2002, Green et al. 2002).

I Östersjöns kustområden har det visats att ettåriga undervattensväxter, främst flera kransalgsarter som övervintrar med oosporer, gynnas av isinverkan, medan växter som övervintrar grönt såsom *Ruppia* spp. har en stor konkurrensfördel efter milda vintrar och då istället dominerar undervattensvegetationen (Idestam-Almqvist 2000, Blindow et al. 2016).

Kransalger

Kransalgernas gametangier (oogon samt anteridier) tål inte uttorkning. Spermiernas spridning sker genom vattenmassan, dvs. hydrogami. Förvånansvärt lite är känt kring hur pass vanlig självbefruktning (autogami) är jämfört med korsbefruktning (allogami) (Holzhausen, muntligt 2018).

Efter befruktningen omges kransalgernas oosporer med ett tjockt skal. Mogna oosporer tål både uttorkning och infrysning. De har antagits spridas genom vinden (Bakker et al. 2013), men detta har hittills inte kunnat bevisas. Trots att oosporerna är små (ca. 180 till > 1000 µm; Wood 1959, Haas 1994, Krause 1997), är de relativt tunga. Däremot är transport genom vattenmassan (hydrochori) förmodligen en vanlig spridningsmekanism. Oosporerna sprids även över stora distanser med hjälp av sjöfåglar (Olsen 1944; Proctor 1959, 1962). Liksom frön hos flera undervattensväxter (se ovan) har *Chara*-oosporer visats kunna vandra oskadda genom en fågeltarm och till och med gro bättre efter en sådan passage (Proctor 1968, Brochet et al. 2010; Figuerola et al. 2010).

Kransalger övervintrar som gröna plantor, med hjälp av bulbiller eller med hjälp av oosporer (Fig. 2.1). Liksom hos kärlväxter är sättet att övervintra artspecifikt, men även habitatspecifikt. Olika strategier kan användas inom samma art. Borststräfsen *Chara aspera* kan övervintra grönt på djupare vatten, med hjälp av bulbiller eller oosporer på grunt vatten, eller enbart med hjälp av oosporer, bl.a. i temporära vatten (Blindow & Schütte 2007). Det har antagits att oosporer tjänar som långtidsreservoir ("fröbank"), eftersom de kan överleva under lång tid och gror med enbart en liten andel varje vår. Bulbiller däremot tjänar som korttidsreservoir och är de viktigaste övervintringsorganen; nästan 100 % gror på våren, men de överlever bara några få år (van den Berg et al. 2001). Hos busksträfsen och barklöst sträfsen minskar mängden gametangier och oosporer med ökande vattendjup (Wang et al. 2015).

Allmänt verkar oosporer fungera vid spridning över stora distanser samt för återetableringen ur sedimenten efter störningar, medan bulbiller upprätthåller lokala populationer (de Winton & Clayton 1996, Van den Berg et al. 2001, Bonis & Grillas 2002, Asaeda et al. 2007, Brochet et al. 2010). Generellt har kransalgerna tre möjligheter att bilda bestånd, varvid dessa tre mekanismers betydelse skiljer sig kraftigt mellan arterna (se nedan: syntes): A) vegetativt genom tillväxt från omnipotenta nodceller; framgångsrik spridning genom fragmentering kan därför enbart ske om växtfragmentet innehåller minst en nod (Skurzyński & Bociąg 2011), B) vegetativt genom tillväxt från bulbiller (Asaeda et al. 2007, Wang et al. 2015) eller C) genom groning av sexuellt bildade oosporer (Skurzyński & Bociąg 2009).

När de sitter på växterna befinner sig oosporerna ofta i primär dormans (vila) som först bryts efter vintern, eller efter att växterna utsätts för låg temperatur under en längre period (s.k. stratifiering); däremot kan oosporer tagna ur sedimenten gro omedelbart (Takatori & Imahori 1971, Sederias & Colman 2007, Skurzyński & Bociag 2009). Även dessa oosporer gror dock generellt med mycket lägre framgång än bulbiller, eftersom de befinner sig i sekundär dormans, en mekanism som tjänar till att förhindra groning under ogynnsamma förhållanden (Stross 1989, Holzhausen et al. 2018). Speciella förhållanden avseende temperatur, redoxpotential och ljus krävs för att bryta denna dormans och få oosporerna att gro. Dessa förhållanden varierar kraftigt mellan arterna (Casanova & Brock 1996, Bonis & Grillas 2002, de Winton et al. 2004, Kalin & Smith 2007, Skurzyński & Bociag 2009, Holzhausen et al. 2018, Holzhausen muntl. 2018). Oosporer tillhörande arter från temporära småvatten gror avsevärt bättre om sedimenten som innehåller dem torkas innan groningsförsöken (Sabbatini et al. 1987; Casanova & Brock 1990, 1996; de Winton et al. 2004).



Fig. 2.1. Borststräfsse *Chara aspera* t.v.: oosporer, foto F. Vedder (Vedder 2003). t.h.: groddplanta med bulbill av borststräfsse *Chara aspera*. Foto: Arkiv Biological Station of Hiddensee.



Programarterna: livscykel, fertilitet, spridning, övervintring

Trådsträfsse *Chara filiformis*

Trådsträfssets livscykel är dåligt känd. Medan Migula (1897) uppger att arten är annuell (ettårig), antar Olsen (1944) att den kan övervintra grön. Braun (i Wahlstedt 1862) uppger att trådsträfsse till skillnad från gråsträfsse är flerårig. Enligt Migula (1897) sker fragmentering (delning) under hösten och nya plantor utvecklas under våren. Ibland sker detta dock redan

under senhösten eller vintern ur de noder som uppstår under fragmenteringen. Även Teppke (2014) uppger att plantorna utvecklas under våren och kan hittas främst från sommaren till hösten (juni – september), ibland senare.

Fertila plantor hittas i juli till augusti (Holtz 1903), då även oosporer bildas (Stroede 1931). Sparsam förekomst av gametangier uppges av flera författare. I Levasjön hittades fertila exemplar under 1998 och 2004, men inte under 1996 och 1999. Oosporerna kan gro året runt (Migula 1897).

Bulbiller hittades för första gången under 2014 i Großer Stechlinsee (Tyskland) av K. van de Weyer. De är 1-2 mm stora, knöliga, grön-gula och genomskinliga (Teppke 2014).

Spretsträfs *Chara subspinos* (= *C. rudis*)

Spretsträfs övervintrar grönt (Wahlstedt 1875, Olsen 1944, Pereyra-Ramos 1981, Langangen 2007, Blindow 2009a, Skurzynski & Bociag 2011, Schubert et al. 2014). Spretsträfs är sambyggare och fertila plantor hittas från maj till september (Olsen 1944, Langangen 2007, Schubert et al. 2014). Mogna oosporer har hittats från och med juli; under våren kan även fjolårets oosporer vara kvar på växterna (Olsen 1944; Langangen 2007; Schubert et al. 2014). De flesta fynden i Sverige har dock varit sterila (Blindow 2009a). Växtfragment bildar en diasporreservoir som anses vara viktigare för populationens upprätthållande än oosporer.

Lite är känt om artens spridningsförmåga (Blindow 2009a), men det är tänkbart att arten har svårt att etablera sig på nya lokaler, trots att den är sambyggare och ofta fertil. Den vegetativa förökningen är däremot god. I kalkrika sjöar ("Chara-sjöar") kan spretsträfs bilda täta mattor som påverkar hela ekosystemet (se nedan). Bulbiller har inte beskrivits (Schubert et al. 2014).

Stjärnslinke *Nitellopsis obtusa*

Stjärnslinke är tvåbyggare. Gametangier bildas från tidig sommar till höst, men ofta är arten steril (Krause 1997, Kabus 2014). Ofta hittas bara ett av könen i samma sjö (Kabus 2014). Detta har också observerats i Sverige. Både hon- och hanplantor förekommer i landet, men arten har sällan hittats fertil, och ofta har bara ett av könen påträffats. Både i Erken och i Hammarsjön förekom honplantor med oogon rikligt, oogonen verkade dock vara obefruktade. Möjligen saknades hanplantor i sjön (Blindow 2009a). Senare har arten hittats steril i Erken (Artportalen 20181014). Liksom i andra länder (Olsen 1944, Luther 1951) förekommer mogna oosporer i Sverige förmodligen mycket sällan. Eftersom samtliga andra växtdelar, inklusive artens övervintringskroppar (bulbiller, se Figur 2.2), varken tål frysning eller torkning har stjärnslinke svårt att sprida sig till andra vattensystem. Däremot kan arten snabbt sprida sig inom samma sjö eller vattensystem, eftersom den har en mycket kraftig vegetativ förökning.

På grunt vatten övervintrar stjärnslinke med hjälp av de stjärnformade bulbillerna (Fig. 2.2), på djupt vatten kan det vara flerårigt (Olsen 1944, Luther 1951, Hargeby 1990, Kabus 2014, Cahill 2017). Ett avvikande övervintringssätt har rapporterats från Nordamerika där arten förekommer som vintergrön på 1-1,5 m djup (Nichols & Schloesser 1988).

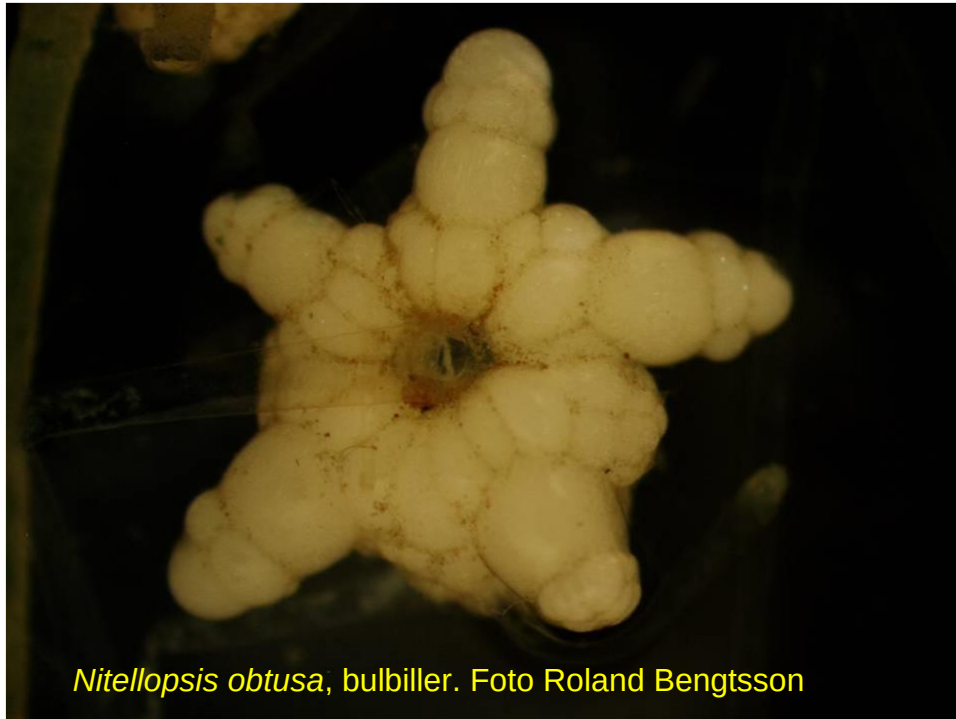


Fig. 2.2. Sjärnslinkets typiska bulbillier.

Krause (1985, 1997) antog att artens ekologiska krav håller på att förändras. Medan stjärnslinke tidigare betraktades som en utpräglad djupvattenart, som sällan är fertil och starkt hotas av tillbakagång orsakad av övergödning och minskad ljustillgång, har under senare år ett antal nya lokaler hittats både i Sverige och Tyskland där stjärnslinke förekommer på grunt vatten och ofta är relativt rikligt fertilt (Blindow 2009a).

Grovslinke *Nitella translucens*

Grovslinke övervintrar grönt (Wahlstedt 1875, Migula 1897, Olsen 1944, Preising et al. 1990, Krause 1997, van Raam 1998, Becker & Doege 2014). Det är ofta fertilt, men uppträder även sterilt eller med bara få gametangier (Becker & Doege 2014). Detta gäller även för de svenska lokalerna (Blindow 2009b, Artportalen 20181014). Fertila plantor hittas från sommaren till september (Becker & Doege 2014), under milda vintrar även i januari (van Raam & Maier 1993). Oosporerna mognar senare under sommaren och på hösten (Langangen 1997, Migula 1897). Ingenting verkar vara känt om artens spridningsförmåga.

Bulbillier saknas i de flesta fallen, men kan ibland förekomma (Becker & Doege 2014).

Uddslinke *Nitella mucronata*

Uddslinke är flerårigt och övervintrar vanligtvis grönt (Wahlstedt 1875, Migula 1897, Olsen 1944, Forsberg 1960), varvid de översta växtdelarna ofta bryts ner och en återväxt sker på våren (Korsch 2014b). Lite är känt om artens spridningsförmåga. Fertila växter hittas på sommaren och hösten, men är sällsynta på många håll (Olsen 1944, Korsch 2014b). Bulbillier har inte beskrivits (Korsch 2014b).

Spädslinke *Nitella gracilis*

Spädslinke är ettårigt när det växer på grunt vatten (Korsch 2014a). Enligt Migula (1897) är det i regel ettårigt och en typisk pionjärsväxt, som övervintrar med hjälp av oosporer. På djupare vatten kan arten dock vara flerårig. En observation i en damm i Pikaböl (Kronobergs län, Uppvidinge kommun) där det växte grönt under ca 10 cm is och några cm snö ovanpå är ovanlig (R. Bengtsson, pers. medd. 2019).

Fertila plantor kan hittas från tidig sommar till höst. Oosporerna mognar under sommaren och hösten och kan fortfarande gro efter sex år. Spädslinke är ofta rikligt fertilt och har förmodligen bra spridningsförmåga (Wahlstedt 1875, Migula 1897, Olsen 1944, Korsch 2014a). Bulbiller har inte beskrivits (Korsch 2014a).

Höstlinke *Nitella syncarpa*

Höstlinke är en sommarannuell (annuell betyder ettårig) art som gror på våren och sätter frukt på sensommaren och hösten (Wahlstedt 1875, Hasslow 1931, Krause 1997, Korte et al. 2014). Det finns enbart ett fåtal fynd före maj (Korte et al. 2014). De svenska fynden härrör nästan uteslutande från perioden mellan juli och september (Blindow 2009b), detta gäller även för de nya fynden 2008 och 2009 (Artportalen 20181014). Höstlinke skiljer sig därmed tydligt från vårslinke som kan vara både vinter- eller sommarannuellt, och som alltid mognar och dör före högsommaren (Blindow 2009b, Artportalen 20181014); ibland hittas unga groddplantor senare under hösten. Höstlinkes oosporer kan förmodligen vila under lång tid och gro under gynnsamma förhållanden. Bulbiller har inte beskrivits (Korte et al. 2014).

Dvärgslinke *Nitella confervacea*

Dvärgslinke är ettårigt och övervintrar med hjälp av oosporer. Sällan kan det överleva under vintern, men bryts då ner tidigt under våren (Pätzold et al. 2014). Det är ofta rikligt fertilt (Du Rietz 1945, Dahlgren 1953, Koistinen 2003) och har därför sannolikt bra spridningsförmåga. Enstaka plantor kan hittas under våren, de flesta dock under sommaren och hösten (Pätzold et al. 2014), då även fertila plantor kan hittas (Krause 1997). I Sverige har dvärgslinke hittats mellan juli och oktober (Blindow 2009b, Artportalen 20181111). Bulbiller har inte beskrivits (Pätzold et al. 2014).

Barklöst sträfsse *Chara braunii*

Arten är ettårig och övervintrar med hjälp av oosporer (Wahlstedt 1864, Migula 1897, Langangen 1974) som gror från och med maj (Krause 1997). En massutveckling observerades under sommaren i en fiskdamm som var torr och bottenfryst under vintern (Migula 1897). Det tyder på att oosporerna tål både uttorkning och frysning, vilket är känt även från andra kransalger. Oosporerna kan möjligen till och med stimuleras av en sådan behandling. Schmidt et al. (1996) betecknar barklöst sträfsse som ”prototyp för arter som uppträder sporadiskt” och som förekommer som ”permanent pionjär” i fiskdammar som torkar ut under vintern. Observationer saknas, men det är sannolikt att barklöst sträfsse är ettårigt även på de svenska lokalerna i Östersjön. Samtliga fynd härstammar från grunt vatten mellan 0,1 och 0,7 m djup (Artportalen 20181014), som i Bottenviken lär utsättas för kraftig ispåverkan under våren och där en övervintring av undervattensväxter i grönt

tillstånd inte är möjlig (Idestam-Almqvist 2000). Barklöst sträfsse förekommer dock också i permanenta habitat såsom källor (Krause 1997).

De flesta plantor som hittas i sötvatten och i Östersjön är rikligt fertila (Migula 1897, Krause 1997, Langangen et al. 2002, Zhakova 2003, egna observationer), framförallt under sommaren och hösten (Franke & Doege 2014). Det gäller även för Sverige där fertila plantor har hittats från juli till mitten av september (Blindow 2009c). Spridningssättet och tidpunkten för groningen är inte kända i Sverige. Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groningen (Holzhausen, muntl. 2018).

Förekomst av bulbillier uppges av Wang et al. (2015).

Fjällrufse *Tolypella canadensis*

I Skandinavien har både fertila och sterila plantor hittats under augusti och september. Rikligt fertila plantor verkar förekomma regelbundet, men ofta hittas bara sterila exemplar. Mogna oosporer hittas i september, men ibland verkar oosporerna inte hinna mogna innan växtsäsongens slut (Langangen 1993, Langangen & Blindow 1995). Arten är flerårig (Romanov & Kopyrina 2016). På de växter som samlades i Torne träsk under 1995 syntes en skillnad mellan nyare och äldre avsnitt på skotten, vilket tyder på att de övervintrar som hel planta. För kransalger som växer på större djup är detta generellt det vanligaste övervintringssättet (Krause 1997). Bulbillier (stärkelserika reservkroppar) som har hittats på de nedre noderna kan tänkas fungera som övervintringsorgan (Langangen 1993). Artens spridningsförmåga är inte känd. I Sverige har fjällrufse hittats i tre vattensystem (Torneälven, Kalixälven och Umeälven), men samtliga svenska lokaler bortsett från två ligger inom Torneälvens vattensystem, där även flera finska lokaler ligger. Därför kan det antas att arten har lätt för att sprida sig inom samma vattensystem, möjligen genom fragmentering (Langangen 1993).

3. Mellanartskonkurrens

Akvatiska primärproducenter

Bland primärproducenterna i akvatiska ekosystem finns helt olika livsformer såsom mikroalger och makrofyter (stora växter). Bland makrofyterna dominerar olika undervattensväxter utanför vassbältet och flytbladsvegetationen. Under eutrofieringsförloppet förskjuts konkurrensen mellan mikroalger (växtplankton samt påväxt = epifyton) och undervattensväxter. Undervattensväxter har en konkurrensfördel i mer näringsfattiga vatten där ljustillgången är god, eftersom de kan ta upp närsalter från sedimenten som innehåller avsevärt (i regel ungefär 10 gånger) högre närsaltskoncentrationer än vattenmassan. Denna förmåga har även visats för kransalger (Wüstenberg et al. 2011) i motsats till vad flera äldre läroböcker påstår. Under eutrofieringsförloppet ökar närsaltskoncentrationen i vattenmassan. Detta gynnar växtplankton och påväxt som befinner sig ”närmare ljuset” än undervattensväxterna och får en ökande konkurrensfördel i takt med att grumligheten ökar (se Fig. 3.1, Phillips et al. 1978).

Detta dominansskifte mellan undervattensväxter och växtplankton sker inte stegvis, utan vegetationen ”kollapsar” vid en ”kritisk grumlighet” (s.k. ”tipping point”). Orsaken är att vegetationen genom olika återkopplingsmekanismer (se nedan och Fig. 3.4) kan öka ljustillgången och på detta sätt stabilisera sin egen förekomst. Speciellt i grunda sjöar påverkar undervattensvegetationen hela ekosystemet och är en viktig strukturerande faktor (Jeppesen et al. 1998, Moss et al. 1996), samt bidrar till ekosystemfunktioner som biodiversitet, närsaltsretention, och högre dricks- och badvattenkvalitet (Hilt et al. 2017). Medan en ökande närsaltsbelastning under lång tid således kan ”buffras” av vegetationen och till synes (!) inte skadar växterna, kan mycket små och knappt märkbara störningar leda till drastiska svängningar, när ekosystemet befinner sig nära denna s.k. ”tipping point”. Detta har t.ex. hänt i de grunda, kalkrika sjöarna Tåkern och Krankesjön, där orsaken till kransalgsvegetationens sammanbrott respektive återhämtning inte med säkerhet har kunnat identifieras, trots att ett intensivt forskningsprogram pågick samtidigt (Hargeby et al. 2007). För grunda sjöars restaurering och skötsel betyder återkopplingsmekanismerna att undervattensvegetationens reaktion på påverkan och åtgärder är svåra att förutsäga.

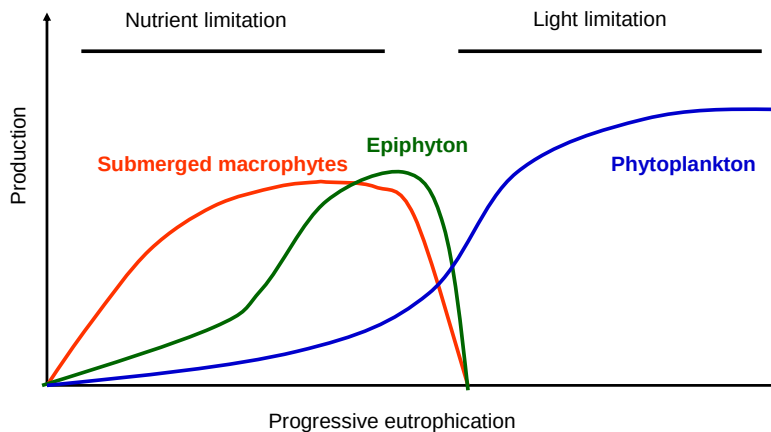


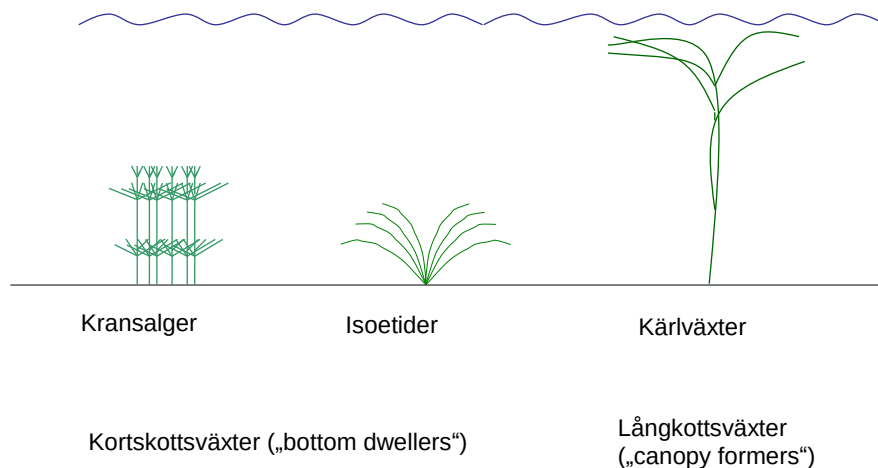
Fig. 3.1. Primärproducenternas dominansskifte under eutrofieringsförloppet. Efter Phillips et al. (1978), modifierat.

Olika livsformer av undervattensväxter

Undervattensväxter förekommer i olika livsformer. Ljus och oorganiskt kol är avgörande för vilken av dessa livsformer som är mest konkurrenskraftig. Medan många kärlväxter, främst natearter och axslinga, utvecklar långa skott ("långskottsväxter"), bildar kransalger och isoetider en tät vegetationsmatta nära sedimenten ("kortskottsväxter" = "bottom-dwellers") (Fig. 3.2). Isoetider (bl.a. notblomster, strandpryl, braxengräs) är anpassade till närings- och kalkfattigt vatten. Oorganiskt kol föreligger främst som kolsyra (H_2CO_3) som är lätt att ta upp, men tillgången är låg. Kol kan snabbt bli begränsande under fotosyntesen, eftersom "förrådet" i vattenmassan fylls på långsamt genom diffusion av koldioxid från atmosfären. Isoetider är anpassade till låg halt av oorganiskt kol i vattnet (Smolders et al. 2002). De flesta arterna kan ta upp koldioxid från sedimenten genom rötterna och/eller ta upp koldioxid under natten och lagra som organiska syror (CAM metabolism). Däremot kan isoetider generellt inte assimilera bikarbonat (Madsen & Sand-Jensen 1991, Keeley 1998).

Bortsett från några arter inom släktet *Nitella* (slinke) som växer i mer eller mindre kalkfattiga vatten förekommer kransalger främst i kalkrika, näringsfattiga vatten. Oorganiskt kol föreligger främst som bikarbonat under det höga pH-värdet som kännetecknar dessa sjöar. Kransalger har en konkurrensfördel genom sin förmåga att mycket effektivt assimilera bikarbonat (van den Berg et al. 2002, Ray et al. 2003). De kan bilda mycket täta bestånd och fullständigt dominera undervattensvegetationen, varför kalkrika, näringsfattiga till måttligt näringsrika sjöar även betecknas som "Chara-sjöar" (Samuelsson 1925).

Även många långskottsväxter kan assimilera bikarbonat, dock i regel mindre effektivt än kransalger (van den Berg et al. 2002). De har en konkurrensfördel i grumligare (näringsrikare) vatten, eftersom de snabbt kan växa mot vattenytan och på detta sätt nå bättre ljustillgång. Detta möjliggörs av att de stora tubers och turioner, som används som övervintringsorgan, innehåller långt mer reservämnen än kransalgernas små oosporer. Vissa arter, främst borstnate *Stuckenia pectinata*, delar sig först i närheten av vattenytan och ”placerar” således den fotosyntetiskt aktiva biomassan där ljustillgången är god – en



växtform som i den engelska litteraturen betecknas som ”canopy” (Barko & Smart 1981, Blindow 1992a).

Fig. 3.2. Olika livsformer av undervattensväxter.

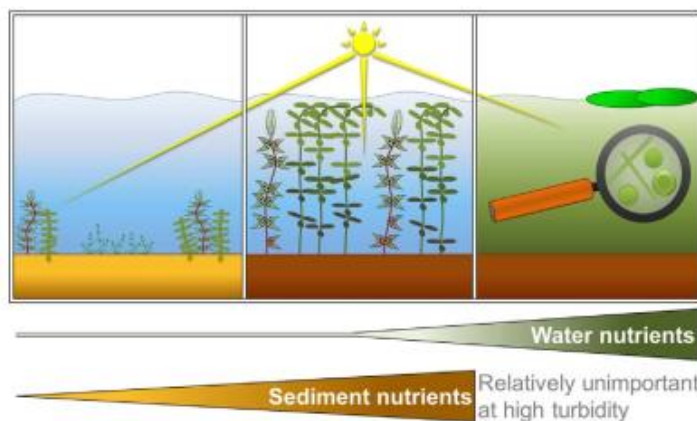


Fig. 3.3. Dominansskifte i grunda sjöar under ökande eutrofiering (från vänster till höger): Kortskottsväxter – långskottsväxter – växtplankton. Ur Verhofstad et al. (2017a).

Nyare studier har visat att långskottsväxter ofta uppträder i ett mellanläge under eutrofieringsförloppet, mellan en stabil undervattensvegetation bestående av kransalger och ett grumligt stadium med växtplanktondominans (Meijer 2000, Hilt et al. 2018, Fig. 3.3). Detta har även observerats i brackvatten, där skiftet i undervattensvegetationens artsammansättning från kransalger till långskottsväxter har tolkats som en ”early warning signal” för eutrofiering (Blindow et al. 2016). Sayer et al. (2010) skiljer mellan tre sjötyper: ”turbid” med dominans av växtplankton, ”stable”, ett artrikt stadium, ofta med dominans

av kransalger, samt “crashing”, ett intermediärt stadium med dominans av långskottsväxter. Detta stadium förekommer vid något högre närsaltskoncentrationer än det ”stabila” stadiet (Phillips et al. 2016) och har beskrivits som oftast kortvarigt och mindre stabilt. Det domineras av få arter av undervattensväxter, oftast nate-arter *Potamogeton* spp., som tål vågrörelse bra och därför kan överleva på grunt vatten, gror tidigt på våren, har stora, energirika övervintringskroppar som möjliggör snabb tillväxt under våren, och som avslutar vegetationsperioden redan tidigt på sommaren. Senare på året konkurreras de ut av påväxt, vilket ofta leder till algbloomning under sensommaren (Hilt et al. 2018).

Ett övergångsstadium med långskottsväxter har även observerats i grunda sjöar som har skiftat mellan ett ”klarvattenstadium” med kransalgsvegetation och klart vatten och ett ”grumligt stadium” med dominans av växtplankton. Så utvecklades i Krankesjön under 1980-talet först en vegetation bestående av borstnate innan kransalger bredde ut sig, medan axslinga *Myriophyllum spicatum* var den första undervattensväxt som etablerades i Tåkern under 1990-talet efter ett grumligt stadium. Först efteråt återhämtade sig kransalgsvegetationen (Hargeby et al. 2007). I Veluwemeer, Nederländerna, har närsaltsminskning genom ”flushing” (extern fällning av fosfor) följts av att tät kransalgsvegetation bredde ut sig och vattnet blev klart, medan sjön var grumlig innan med dominans av borstnate *Stuckenia pectinata* (Meijer 2000, van den Berg et al. 2001).

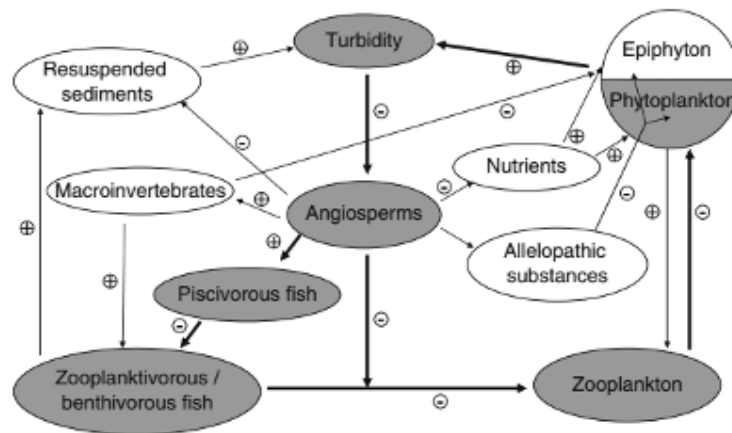


Fig. 1 Feedback-mechanisms stabilizing the clear-water state in lakes dominated by canopy-forming angiosperms. The qualitative effect of each route in the diagram can be computed by multiplying the signs along the way. Dark areas and thick

arrows indicate major feedback mechanisms. Light areas and thin arrows indicate feedback mechanisms of minor or unknown importance. After Scheffer et al. (1993) and Van Donk & Van de Bund (2002), modified

Fig. 2 Feedback-mechanisms stabilizing the clear-water state in lakes dominated by charophytes. The qualitative effect of each route in the diagram can be computed by multiplying the signs along the way. Dark areas and thick arrows indicate major feedback mechanisms. Light areas and thin arrows indicate feedback mechanisms of minor or unknown importance. After Scheffer et al. (1993) and Van Donk & Van de Bund (2002), modified

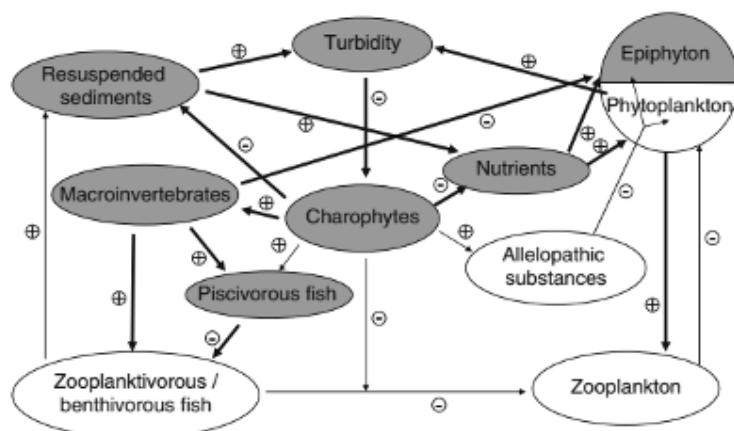


Fig. 3.4. Återkopplingsmekanismer vid kärlväxtdominans (ovan) och kransalgsdominans (nedan). Tjocka pilar och mörka områden markerar de viktigaste mekanismerna respektive organismerna. Ur Blindow et al. (2014).

Återkopplingsmekanismernas kvantitativa betydelse kan skilja sig beroende på vilken typ av undervattensväxter som dominerar (Fig. 3.4). Medan vegetationens funktion som refug för zooplankton och därmed högre betningstryck på växtplankton verkar vara den dominerande mekanismen i ett kärlväxtdominerat stadium, har tät kransalgsvegetation som förekommer under lägre närsaltskoncentrationer inflytande främst genom att minska sedimentens resuspension, lagra upp närsalter samt främja makrovertebrater (Blindow et al. 2014).

Konkurrensen mellan olika undervattensväxter har även undersökts experimentellt. Resultaten bekräftar växternas preferens i naturen: kransalger är konkurrenskraftiga i näringsfattiga vatten, medan vissa kärlväxter är överlägsna under höga närsaltskoncentrationer. van den Berg et al. (2002) kunde i laboratorieförsök visa att fotosyntesens intensitet inte bara varierar med ljusstillgången, utan även med tillgången på bikarbonat. Borststräfsse, *Chara aspera*, assimilerade bikarbonat mer effektivt än borstnate *Stuckenia pectinata*. I experiment under låga närsaltskoncentrationer konkurrerades axslinga *Myriophyllum spicatum* ut av skörsträfsse (Richter & Gross 2013). I ett annat experiment bildade skörsträfsse mycket tätare biomassa än kärlväxter under låga närsaltskoncentrationer, men utbildade mycket lägre biomassa under höga närsaltskoncentrationer i motsats till borstnate, vars tillväxt inte påverkades av närsaltskoncentrationen. Det förmodades att kransalger tar upp närsalter mer effektivt än kärlväxter vid låga närsaltskoncentrationer (Bakker et al. 2010). Borstnate konkurrerades ut av kransalger (borststräfsse och / eller skörsträfsse – inte artbestämt!) i ett annat experiment med låg närsaltskoncentration, förmodligen beroende på kransalgernas effektiva upptagning av närsalter och/eller bikarbonat. I samma experimentserie inhiberade borstnate kransalgerna när den väl hade utvecklat en tät biomassa nära vattenytan (s.k. ”canopy”) (Hidding et al. 2010a). I ett system med experimentdammar dominerade *Chara globularis* vid lägre och *Elodea nuttallii* vid högre närsaltskoncentration (Bakker & Nolet 2014). I en nyskapad oligo- till mesotrof sjö med kransalgsdominans gynnades kärlväxter av att *Chara* sp. och *Vaucheria* sp. avlägsnades i experimentytor (Vejřiková et al. 2018).

Programarternas konkurrensförmåga

Systematiska experiment rörande programarternas konkurrensförmåga har enligt min kännedom inte gjorts. Sådana experiment är angelägna för att få kunskap om de olika arternas konkurrensförmåga samt de mekanismer som är avgörande i konkurrensförloppet, och därmed kunna förutsäga hur pass framgångsrik en etablering under specifika miljövillkor och med specifika närvarande konkurrenter kommer att bli.

Nedan sammanställs kunskapen om programarternas konkurrensförmåga baserad på observationer i fält. Speciellt uppmärksammas därvid de arter av undervattensväxter som ofta förekommer tillsammans med programarterna (”följearter”) (Appendix 1 må klargöra vad en följeart är för något...). Följearter kan tjäna som en indikation på att programarten kan trivas på en viss lokal. Detta kan underlätta inventeringar, men även hjälpa till att hitta lämpliga lokaler för etableringar/planteringar av sällsynta kransalger (Zinko 2017).

Trådsträrfse *Chara filiformis*

Trådsträrfse växer i enartsbestånd som kan vara täta (Blindow 2009a), men ofta tillsammans med andra kransalger som spretsträrfse, stjärnslinke, gråsträrfse, skörsträrfse och rödsträrfse, mellansträrfse eller taggsträrfse samt kärlväxter som hornsärv *Ceratophyllum demersum* och axslinga *Myriophyllum spicatum* (Pereyra-Ramos 1981, Arendt et al. 2004, Teppke 2014, Brzozowski et al. 2018). I Levrasjön, artens enda svenska lokal, har den hittats tillsammans med kransalgerna gråsträrfse, taggsträrfse, spretsträrfse och stjärnslinke samt med kärlväxterna *Potamogeton obtusifolius* och *Ceratophyllum demersum* (Artportalen 20181014).

Artens konkurrensförmåga har inte undersökts. Uppgifter om att trådsträrfse inte kunde hittas i Levrasjön under den period då vattenpest bildade stora bestånd i sjön (Blindow 2009a) tyder dock på att arten kan vara underlägsen i konkurrensen mot andra undervattensväxter.

Spretsträrfse *Chara subspinos* (= *C. rudis*) och stjärnslinke (*Nitellopsis obtusa*)

Spretsträrfse och stjärnslinke förekommer i Sverige nästan uteslutande i kalkrika sjöar ("Chara-sjöar"). Tillsammans med andra kransalgarter (exempelvis rödsträrfse, taggsträrfse, gråsträrfse, borststrärfse, mellansträrfse, skörsträrfse, stjärnslinke) förekommer de i denna naturtyp i sådan mängd att kransalgerna har blivit "nyckelarter" och ofta präglar hela ekosystemet. Spretsträrfse och stjärnslinke kan växa tillsammans med de nämnda arterna eller bilda täta enartsbestånd med hög biomassa (Pereyra-Ramos 1981, Blindow 1992b, Pelechaty 2005, Kabus 2014, Schubert et al. 2014) och har en god konkurrensförmåga. Påfallande ofta hittar man spretsträrfse och stjärnslinke tillsammans med varandra och/eller med rödsträrfse (Kufel et al. 2016, Kyrkander 2007, Herbst et al. 2018).

Hos spretsträrfse såväl som stjärnslinke kombineras låg etableringsförmåga (se avsnitt 2) med stor konkurrenskraft. Exempel från olika svenska sjöar tyder på att arterna är mycket konkurrenskraftiga på andra undervattensväxters bekostnad när de väl har lyckats etablera sig. Båda arterna hade hittats i Krankesjön redan under 1940-talet (Hasslow 1945, Almestrand & Lundh 1951a, Forsberg & Forsberg 1961), men försvann vid en icke känd tidpunkt. Krankesjön svängde under mitten på 1980-talet från ett grumligt stadium med mycket sparsam undervattensvegetation till ett klarvattenstadium med dominans av kransalger. Medan rödsträrfse *Chara tomentosa* var den första kransalg som expanderade och redan under 1987 bildade täta bestånd (Hargeby et al. 1994), uppträdde spretsträrfse först under 1995 (Blindow 2009a), men ökade sedan kraftigt på andra undervattensväxters bekostnad. Stjärnslinke hittades i sjön först under 2009 (redan då i täta bestånd; Artportalen 20181014) och är idag mycket utbredd. Rödsträrfsets bestånd har minskat kraftigt jämfört med 1990-talets början, förmodligen på grund av konkurrens från spretsträrfse och stjärnslinke (egna observationer).

I Tåkern ökade stjärnslinke explosionsartat under åren efter 1962, då arten för första gången hittades i sjön (Lohammar 1988). Under 1980-talet uppskattades en biomassa på ungefär 3 kg färskvikt/m² i täta bestånd (Blindow 1992b). Även i Hammarsjön hittades under 1996 täta och utbredda mattor av stjärnslinke (egna observationer). Eftersom denna sjö är relativt välundersökt, är det sannolikt att stjärnslinke först kort innan hade etablerat sig och sedan snabbt spridit sig.

Båda arterna har hittats tillsammans med andra kransalger och kärlväxter. **Spretsträfs** har bortsett från de kransalgsarter som redan nämnts ovan hittats tillsammans med papillsträfs och glans-/mattslinke (Kufel et al. 2016, Kyrkander 2007). På sina svenska lokaler förekommer arten även med kärlväxterna *Potamogeton lucens*, *Stratiotes aloides*, *Ranunculus circinatus*, samt *Myriophyllum spicatum* (Kyrkander 2007).

Stjärnslinke har bortsett från de kransalger som redan nämnts ovan hittats tillsammans med mattslinke och glansslinke, barklöst sträfs, glas-slinke, uddslinke, törnsträfs och papillsträfs (Kyrkander 2007, Azzella 2014, Kabus 2014, Korsch 2014b, Kufel et al. 2016, Cahill 2017). Dessutom förekommer det tillsammans med *Vaucheria dichotoma* (framför allt på större djup), *Fontinalis antipyretica*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Utricularia vulgaris* samt *Najas marina* (Pelechaty 2005, Kabus 2014, Cahill 2017). I Krankesjön och Tåkern förekommer det tillsammans med *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Stuckenia pectinata*, *Potamogeton friesii*, *P. perfoliatus*, *P. crispus*, *Ranunculus circinatus* (egna observationer).

Grovslinke *Nitella translucens*

Grovslinke kan förekomma i enartsbestånd men även blandat med andra kransalger (Krause 1997). Det har hittats tillsammans med barklöst sträfs, *Chara fragifera*, papillsträfs, skörsträfs, stjärnslinke, glansslinke, mattslinke, höstslinke, uddslinke, spädslinke, dvärgslinke samt glas-slinke (Olsen 1944, Corillion 1957, Krause 1983, van Raam & Maier 1993, Langanen 1997, Becker & Doege 2014). Undantagsvis har grovslinke hittats tillsammans med borststräfs (Corillion 1957, Vahle 1990).

Bland kärlväxter har grovslinke hittats tillsammans med olika flytbladsväxter (van Raam & Maier 1993, Becker & Doege 2014). I Danmark nämns olika kortskottsväxter (isoetider) som styvt braxengräs *Isoetes lacustris*, notblomster *Lobelia dortmanna* och strandpryl *Plantago uniflora*, samt flera nate-arter *Potamogeton* spp. som associerade arter (Olsen 1944). I Nederländerna har det dessutom förekommit tillsammans med *Lemna* spp., samt *Callitriche platycarpa* (Bruinsma 2007). I Sverige har grovslinke hittats tillsammans med styvt braxengräs, notblomster, rostnate och mattslinke samt papillsträfs *Chara virgata* och *Scorpidium scorpioides* (Å. Widgren muntl 2019).

Lite är känt kring artens konkurrensförmåga mot andra undervattensväxter, men grovslinke kan bilda täta enartsbestånd (Becker & Doege 2014), vilket tyder på en relativt stark vegetativ tillväxt.

Uddslinke *Nitella mucronata*

Uddslinke har hittats tillsammans med glansslinke, skörsträfs samt andra kransalger, men även en rad olika kärlväxter inklusive arter som är typiska för näringsrika förhållanden (Vesić et al. 2011, Korsch 2014b). I Ösbysjön (Stockholms län) där uddslinke förekom rikligt under 1958 och 1960, växte det tillsammans med skörsträfs samt med olika arter som förekommer i mer näringsrika sjöar såsom vattenaloe *Stratiotes aloides*, kransslinga *Myriophyllum verticillatum* och hornsärv *Ceratophyllum demersum* (Forsberg 1960, 1965a). I

Hammarsjön hittades en påfallande rik undervattensflora med ett antal sällsynta arter, förutom uddslinke exempelvis sjönajas *Najas flexilis* och stjärnslinke.

Uddslinke uppträder ofta mattbildande och antas ha bättre konkurrensförmåga mot andra undervattensväxter än spädslinke, höstslinke och dvärgslinke (Blindow 2009b).

Spädslinke *Nitella gracilis*

Spädslinke växer ofta tillsammans med andra kransalger som skörsträfsse, papillsträfsse, glansslinke, grovslinke, dvärgslinke, höstslinke eller vårslinke, bland kärlväxterna med *Callitriche palustris* agg., *Ceratophyllum demersum*, *Eleocharis palustris* agg., *Lemna* spp., *Littorella uniflora*, *Peplis portula*, *Potamogeton natans*, *P. gramineus*, *P. polygonifolius*, *P. obtusifolius*, *P. berchtoldii*, *P. natans*, *Stuckenia pectinata* och *Utricularia australis* samt med mossor av släkte *Sphagnum* (Doll 1989, Vahle 1990, Krause 1997, Bruinsma 2007, Delay & Petit 2013, Korte 2014, Krausch 2014a, Pelechaty et al. 2014, Thuresson 2019). I sjön Älten i Blekinge växte spädslinke tillsammans med sjömosorna *Scorpidium scorpioides*, *Fontinalis dalecarlica* och *Pseudocalliergon trifarium* (Å. Widgren, muntl 2019).

Spädslinke antas ha dålig konkurrensförmåga mot andra undervattensväxter. I många nybildade småvatten är det den enda undervattensväxten (Korsch 2014a).

Höstslinke *Nitella syncarpa*

Höstslinke är i likhet med många andra kransalgarter (exempelvis vårslinke) en typisk pionjärväxt som förmodligen är känslig för konkurrens från andra växter. Det bildar ofta enartsbestånd (Korte et al. 2014).

Höstslinke har ofta hittats tillsammans med andra kransalger som t.ex. spädslinke, grovslinke, dvärgslinke, stjärnslinke, skörsträfsse, papillsträfsse, gråsträfsse, barklöst sträfsse och pärlslinke, samt med andra undervattensväxter som *Scorpidium scorpioides*, *Eleocharis palustris*, *Elatine triandra*, *E. hydropiper*, *Luronium natans*, *Potamogeton* spp., *Utricularia* spp., *Lemna trisulca*, *Equisetum fluviatile*, *Elodea canadensis*, *Batrachium aquatile* och *Pilularia globulifera* (Krause 1997, Vesić et al. 2011, Korte et al. 2014, S. Olsdorf, e-mail 2018).

I Vättern hittades höstslinke tillsammans med nålsäv *Scirpus acicularis* och blekbläddra *Utricularia ochroleuca* (Stålberg 1938). På sina aktuella svenska lokaler växer höstslinke ofta tillsammans med vattenbläddra *Utricularia* sp., axslinga *Myriophyllum spicatum*, vattenpest och andra kransalger (spädslinke, mattslinke och borststräfsse) (egna observationer).

Dvärgslinke *Nitella confervacea*

Dvärgslinke växer ibland i enartsbestånd, men förekommer ofta tillsammans med andra kransalger som grovslinke, barklöst sträfsse, papillsträfsse, skörsträfsse, gråsträfsse, borststräfsse, höstslinke, stjärnslinke, taggsträfsse, pärlslinke, spädslinke, uddrufse och trubbrufse (Krause 1997, Humbert & Beck 2006, Korte & Gregor 2008, Vesić et al. 2011, Pätzold et al. 2014, Thuresson 2019). Det växer även tillsammans med arter som förekommer längs stränderna i näringsfattiga till måttligt näringsrika sjöar som strandranunkel *Ranunculus reptans*, nålsäv *Eleocharis acicularis*, klotgräs *Pilularia globulifera* och

vattenbläddra *Utricularia vulgaris*. Dvärgslinken kan också förekomma i sällskap med vattenväxter som är typiska för mjukvattensjöar som vekt braxengräs *Isoetes echinosporum*, hårslinga *Myriophyllum alterniflorum*, knöltåg *Juncus bulbosus*, sylört *Subularia aquatica*, notblomster *Lobelia dortmanna*, strandpryl *Plantago uniflora* samt löktåg *Juncus bulbosus* och *Eleocharis multicaulis*. Undervattenväxter som uppträder i näringsrikare sjöar, exempelvis ålnate *Potamogeton perfoliatus*, gräsnate *P. gramineus*, gäddnate *P. natans*, gropnate *P. berchtoldii* och vattenpest, kan också påträffas på samma lokaler som dvärgslinken (Stålberg 1938, Du Rietz 1945, Dahlgren 1953, Bruinsma & Aptroot 2012/13, Bertrin et al. 2013).

Arten antas ha dålig konkurrensförmåga mot andra undervattensväxter (Blindow 2009b).

Barklöst sträfsse *Chara braunii*

Barklöst sträfsse har betecknats som konkurrenssvag (Migula 1897, Krause & Walter 1985). Det kan dominera i fiskdammar, vilket har förklarats med att dammarnas uttorkning under vintern avlägsnar konkurrerande växter, medan barklöst sträfsse snabbt kan växa upp under våren ur sin oosporbank (Krause & Walter 1985). Samma gäller förmodligen för artens svenska Östersjölokaler i Norrbottens län där den kan uppträda i mycket täta bestånd (Tolstoy & Österlund 2003) på 0,1-0,7 m djup (Artportalen 20181014), och där konkurrerande växter troligen skadas eller avlägsnas av ispåverkan under våren. En helt annan situation råder dock när arten förekommer i sjöar, såsom sina två nyupptäckta svenska sötvattenslokaler. I Roxen har barklöst sträfsse hittats på 2,2-2,9 m djup (Artportalen 20181014), troligen i konkurrens med andra undervattensväxter.

Artens mycket breda ekologiska amplitud är en förklaring till att listan på dess följearter är lång och skiljer sig mycket mellan lokaler/habitat. I Östersjön har barklöst sträfsse hittats tillsammans med kransalgerna höstslinken, spädslinken och skörsträfsse samt med kärllväxterna hornsärv *Ceratophyllum demersum*, vattenbläddra *Utricularia vulgaris* samt axslinga *Myriophyllum spicatum* (Pekkari 1953, Zhakova 2003). I svenska Bottenviken har barklöst sträfsse hittats tillsammans med glans- och/eller mattslinken *Nitella flexilis* vel. *opaca* (sterila exemplar) samt nålsäv *Eleocharis acicularis* (Blindow 2009c).

I sötvatten har arten hittats tillsammans med skörsträfsse, busksträfsse, olika slinke-arter samt med följande undervattensväxter: *Ceratophyllum demersum*, *Drepanocladus* sp., *Myriophyllum spicatum*, *M. heterophyllum*, *Potamogeton acutifolius*, *P. crispus*, *P. obtusifolius*, *P. panormitanus*, *P. rutilus*, *P. angustifolius*, *P. trichoides*, *P. gramineus*, *P. lucens*, *Stuckenia pectinata*, *Callitriche palustris* agg., *Elatine* spp., *Ranunculus trichophyllos*, *Sagittaria sagittifolia*, *Limosella aquatica*, *Elodea nuttallii*, *Lemna minor*, *Najas marina*, *Juncus bulbosus*, *Sparganium natans*, *Utricularia* sp., *Littorella uniflora* och *Eleocharis acicularis* (Doege & Hahn 1999, Franke 2000, Petzold 2004, van de Weyer et al. 2004, Franke & Doege 2014, Wang et al. 2015).

Fjällrufse *Tolypella canadensis*

Fjällrufse har på sina skandinaviska lokaler hittats tillsammans med mattslinken, glansslinken, sköldmöja *Ranunculus peltatus* och gropnate *Potamogeton berchtoldii* samt vattenmossor (Langangen 1993, Krause 1997, Artportalen 20181014). Ingenting är känt om artens konkurrensförmåga, men den förekommer ofta i täta bestånd (Artportalen 20181014).

4. Fertilitet, spridning, övervintring och konkurrensförmåga: en syntes

Kransalgernas livsstrategi skiljer sig avsevärt mellan arterna. Inom gruppen finns extrema r-strateger, men även extrema k-strateger samt övergångar mellan dessa grupper. Nyligen har detta beskrivits i en internationell publikation där dessa strategier betecknas som ”permanent pioneers” respektive ”ecosystem engineers” (Schubert et al. 2018).



Fig. 4.1. Vårslinke hittades under våren 2008 i denna damm nära Kristianstad. Foto: Bertil Möllerström.

Typiska r-strateger är annuella och producerar stora mängder av oosporer. Dessa oosporer kan lätt spridas, förmodligen med sjöfåglar, och kan överleva länge (minst flera decennier, sannolikt längre; Krause 1997, de Winton et al. 2000, Rodrigo et al. 2015) även i uttorkade sediment. I regel är kransalger de första undervattensväxter som etablerar sig i nyskapade småvatten (Casanova & Brock 1990, Krause 1997, Rodrigo et al. 2015, Schubert et al. 2018). I Sverige hör bl.a. busksträfsse, gråsträfsse, borststräfsse och taggsträfsse till denna grupp av ”permanent pioneers”. Några av dessa arter är mycket konkurrenssvaga och gror enbart under mycket speciella villkor (som är långt ifrån välkända). Dessa kransalger dyker upp mycket sporadiskt och ofta på nybildade och ibland oförväntade lokaler, men försvinner så snart andra växter har etablerat sig. Redan Olsen (1944) och Hasslow (1931) hänvisar till deras ”meteoriska natur”. De är sällsynta, men oosporer finns förmodligen på långt fler ställen än vad de sporadiska fynden antyder, eftersom de förekommer den allra längsta tiden av sin livscykel som oospor; det är mycket svårt att bedöma (exempelvis vid rödlistningen) hur pass sällsynta de är (Blindow 2009e). Bland de i Sverige förekommande kransalgerna är uddrufse *Tolypella intricata*, trubbrufse *T. glomerata* samt vårslinke *Nitella capillaris* extrema r-strateger. Så dök uddrufse upp ”spontan” i ett vattenfyllt hjulspår i en öländsk skog. Vårslinke hittades inom löpande ÅGP i två småvatten i samma trakt utanför Kristianstad, där det hade hittats tidigare (Fig. 4.1) – det var dock ungefär 100 år mellan fynden.

Även utpräglade k-strateger finns bland kransalgerna, perenna växter som producerar oosporer mycket sparsamt och därför har svårt att sprida sig till andra vattensystem, men som under gynnsamma miljöförhållanden bildar en tät vegetation som lätt konkurrerar ut andra undervattensväxter och fungerar som "nasty neighbours". Den täta biomassan medför att dessa arter är "nyckelarter" i sjöekosystemet som påverkar inte bara fysikaliska och kemiska faktorer, utan hela näringskedjan. Bland de svenska arterna tillhör stjärnlinke *Nitellopsis obtusa* denna grupp av "ecosystem engineers" – det har svårt att sprida sig, och gametangier bildas sällan. Det är tvåbyggare, i flera sjöar finns enbart han- eller honplantor, men arten är mycket konkurrenskraftig. Även rödsträse, taggsträse och spretsträse kan inta denna roll.

Bland programarterna hör stjärnlinke och spretsträse till k-strategerna, samt mindre utpräglat trådsträse, fjällruse, och grovlinke. Spädslinke, höstlinke och dvärglinke anses vara r-strateger, uddlinke som intermediär mellan k- och r-strategerna. Barklöst sträse beter sig på sina svenska Östersjö-lokalerna som en typisk r-strateg, oklart är dock dess livsstrategi i de nyupptäckta sötvattenlokalerna Roxen och Finjasjön.

Det är av stor betydelse för de planerade utsättningsförsöken av sällsynta kransalger att känna till arternas livsstrategi.

5. Etablering av undervattensväxter

Inom sjörestaureringen har man ofta försökt att förbättra habitatkvaliteten genom att ”indirekt” etablera undervattensväxter, dvs att genom olika åtgärder främja deras (åter)etablering. Ofta försöker man dessutom att specifikt främja kransalgsvegetation, som anses ha en mer positiv och varaktig inverkan på sjöekosystem än kärlväxter.

Åtskilliga försök har även gjorts att etablera vanliga undervattensväxter ”direkt”, dvs. genom planteringar, i samband med sjörestaureringar. Även här har olika kärlväxter använts, men påfallande ofta planteras kransalger. Man planterar vanliga arter anpassade till den lokala miljön, och främst arter som kan bilda tät, utbredd undervattensvegetation.

Långt mindre talrika är försök att sprida sällsynta undervattensväxter genom ”direkt etablering”, dvs plantering. Sverige innehar här en pionjärsfunktion genom sitt Åtgärdsprogram för hotade nate-arter. Försök att plantera hotade kransalger har knappt påbörjats någonstans; ett undantag är det nya åtgärdsprogrammet för glas-slinke *Nitella hyalina* i Schweiz.

Kunskap om miljövillkor eller åtgärder som främjar respektive skadar undervattensväxter är mycket viktig om planteringar övervägs. Genom åtskilliga sjörestaureringar både i Sverige och i andra länder är detta kunskapsläge rätt bra. Närsalter, ljus, djupprofil, sedimentegenskaper samt förekomst av växtätande djur som fisk, kräftor och sjöfåglar bör undersökas före en tilltänkt plantering. Skydd och övervakning måste ske för att inte planteringen misslyckas (Hussner et al. 2014). För höga närsaltskoncentrationer och/eller för höga tätheter av karpfiskar eller gräskarp har åtskilliga gånger lett till att planteringar har misslyckats (exempel i appendix 2). Planteringar kommer INTE att leda till att en frisk och varaktig undervattensvegetation utvecklas så länge miljön i sig inte är lämplig för dessa växter, något som Bakker et al. (2013) varnar för: “*Subsequently one should wonder why macrophytes are not spontaneously returning to the restored water body. This may indicate that growing conditions are still not good enough and in that case transplanting will be unsuccessful*”.

Nedan sammanställs kunskapen om ”indirekt” och ”direkt” etablering. Alla uppgifter om planteringar av kransalger (såväl kransalgsvegetation som specifika arter), som jag kunde hitta, beskrivs dessutom detaljerat i bilaga 2.

Indirekt etablering av undervattensväxter

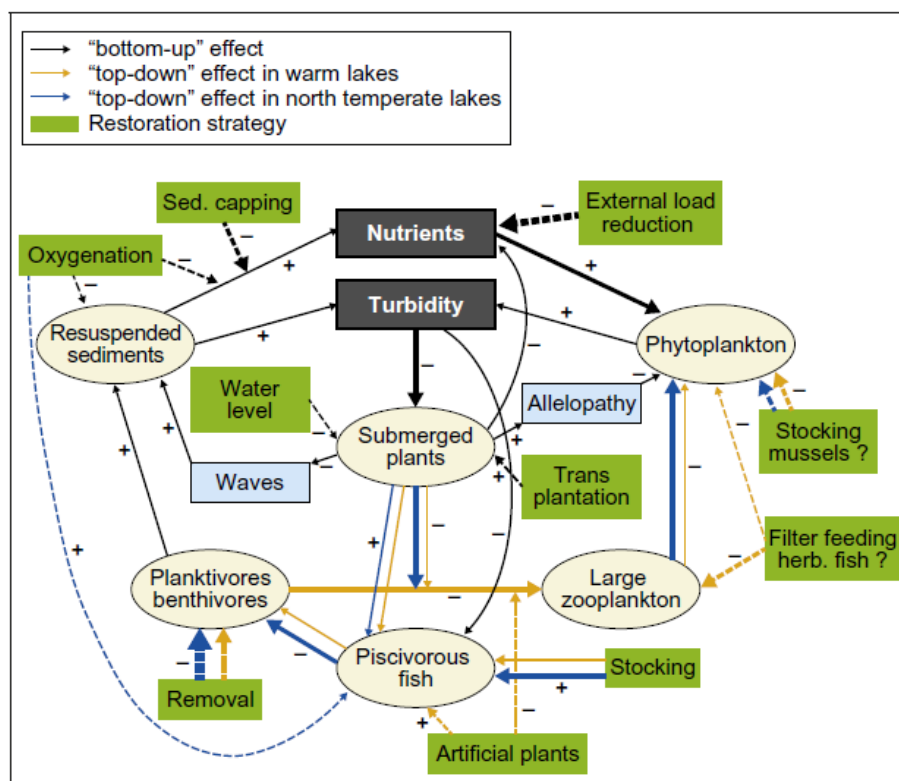


Diagram 2 Main feedback loops responsible for the existence of different states in lakes (turbid or clear water) and the potential effects of different restoration measures under different climates. The relative strength of the connections (including the expected success of restoration measures) is indicated by the width of the arrows. Different responses, evidenced by empirical investigations, due to climatic differences are highlighted by arrows with colour codes for warm (red or light grey) and cold (blue or dark grey) lakes. The potential climate effects on other in-lake processes remain a topic for further research. The qualitative effect of each route in the diagram can be determined by multiplying the signs along the connections. Based on the schemes for alternative states of shallow lakes proposed by Scheffer *et al.* (1993) and modified by Meerhoff and Jeppesen (2009).

Fig. 5.1. Olika åtgärder inklusive plantering av artificiella växter i samband med sjörestaurering. Ur Jeppesen *et al.* (2017).

Undervattensväxter har positiv inverkan på akvatiska ekosystem och deras vattenkvalitet. De fungerar som sedimentfällor, lagrar upp närsalter, minskar erosionen på strandkanten, minskar växtplanktondensiteten genom bl.a. allelopati – mekanismer som leder till klarare vatten. Genom sin påväxt och genom att erbjuda ett strukturerat habitat samt genom att producera syrgas främjar de artrikedomen och biomassan hos smådjur. Växterna, men även den rikliga förekomsten av smådjur på växterna, fungerar som föda för fisk och fågel som således gynnas av undervattensväxter. Undervattensväxter fungerar även som skydd mot predation för olika organismer som djurplankton, smådjur och fiskyngel.

Störande effekter uppträder när undervattensvegetationen blir "för" tät, genom att växterna sätter sig i nät och annat fiskeredskap, hindrar båttrafiken, stör badande, förbrukar syrgas

under natten, sätter igen turbiner och andra installationer samt minskar flöde i kanaler (Jellyman et al. 2009).

Tabell 5.1. Åtgärder i sjörestaureringen och deras effekt på undervattensväxter. X = förbättring av siktdjupet. Ur Hussner et al., 2014, översättning I. Blindow.

Åtgärd		Positiv effekt	Negativ Effekt
Fosforreduktion	extern behandling av vattnet	X	
	Utspädning av vattnet	X	
	muddring av sedimenten	Minskad resuspension, bättre förankring i sedimenten, friläggning av fröbanker	Avlägsning av diasporer
Minskning av interngödning	övertäckning av sedimenten	Minskad resuspension	Etablering från fröbanken förhindras
	fällning av P	X	pH ändras
	oxidation av sedimentytan	X	Störningar av sedimentytan
Biomanipulation		X; mekanisk påverkan uteblir; mindre predation på makroinvertebrater och därmed mindre påväxt	

Vid sjörestaureringar är (åter)etablering av undervattensvegetationen en vanlig målsättning. Detta kan med framgång uppnås genom att växternas livsmiljö förbättras och oftast utan att växterna behöver planteras. Eftersom några av undervattensväxternas funktioner (rikare struktur, substrat för smådjur, refug) inte är beroende av levande växterna, har till och med ”planteringar” av artificiella växter varit en åtgärd vid sjörestaureringar (Schou et al. 2009, Boll et al. 2012, Balayla et al. 2017, Jeppesen et al. 2017, Fig. 5.1).

Många vetenskapliga publikationer beskriver undervattensväxternas förändringar under eutrofieringsförloppet och efter sjörestaureringar. Under senare år har påfallande många litteratursammanställningar (”reviews”) publicerats i ämnet. Bakker et al. (2013) sammanställer ”case studies”, där sjörestaureringar har lett till en expansion av undervattensvegetationen, oftast i samband med förbättrat siktdjup. Blindow et al. (2014) diskuterar skillnaderna i återkopplingsmekanismer mellan kransalger och kärlväxter. Hussner et al. (2014) och Hilt et al. (2016) sammanställer olika åtgärders effekt på undervattensväxter (Tabell 5.1). Phillips et al. (2016) diskuterar orsakerna bakom undervattensvegetationens försvinnande i grunda sjöar och frågar, vad vi har lärt oss under de senaste 40 åren (!). Jeppesen et al. (2017) behandlar undervattensvegetationens utveckling efter biomanipulation. Verhofstad et al. (2017a) sammanfattar litteraturen kring utvecklingen av tät undervattensvegetation efter restaureringar samt sedimentens, ljusets och diasporbankens betydelse i denna process. Hilt et al. (2018) belyser sambandet mellan närsaltsbelastning och vilken typ av undervattensvegetation som dominerar, med och utan biomanipulation.

Viktigast är att motverka inte bara för hög närsaltsnivå och därmed dålig ljustillgång (se ovan), utan även högt betningstryck från växtätande fiskar, fåglar eller kräftor (van der Wal et al. 2013, Hussner et al. 2014). I naturliga ekosystem har betning från fisk och fågel ofta

enbart en låg effekt på undervattensvegetationen, särskilt när den är tät (Marklund et al. 2002, Rip et al. 2006). Om fåglar uppträder i stora antal, kan de dock ha stor effekt på vegetationen (Hilt 2006, van Onsem & Triest 2018). Betningseffekter är även mycket artspecifika. I en sjö med tät undervattensvegetation gynnades den "lättsmälta" borstnate *Stuckenia pectinata* av skydd mot sjöfågelbetning, medan axslinga *Myriophyllum spicatum* växte bättre på öppna, oskyddade platser (Vejříková et al. 2018). I experiment har man kunnat visa att närsalter och betning interagerar: Betning från sjöfågel var högre vid högre närsaltskoncentration, troligen eftersom växterna blir mer "lättsmälta" (Bakker & Nolet 2014). För en etablering av undervattensväxter är det av avgörande betydelse att herbivora och bottenätande fiskar eller kräftor inte förekommer i hög täthet (Hutorowicz & Dziedzic 2008, Hussner et al. 2014, Hilt et al. 2016, Zinko 2017). Åtskilliga restaureringsprojekt i Tyskland har misslyckats eftersom karp implanterades, oftast utan tillstånd (se nedan samt appendix 2). I samband med sjörestaureringar eller som kompletterande åtgärd till biomanipulation har undervattensvegetationen därför ofta skyddats mot betande djur med hjälp av inhägnader (Irfanullah & Moss 2004, Hilt et al. 2006, Hussner et al. 2014, Jeppesen et al. 2017).



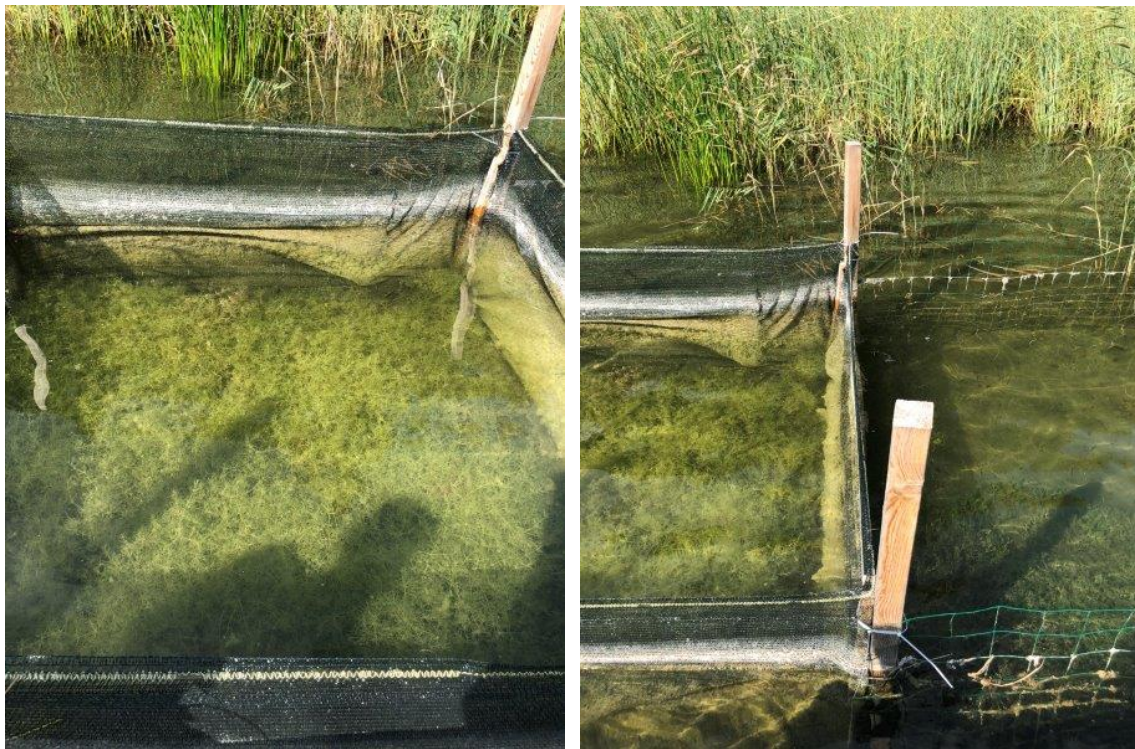


Fig. 5.2. (Ovan) Etablering av kransalger i inhägnader i Wuckersee, Tyskland. Tätt kransalgsvegetation utvecklades i finmaskiga inhägnaderna som skyddar växterna mot karpfisk (nedan, till vänster), dock ej i grovmaskiga burar där fisken kan komma in (nedan, till höger). Foto: Förderverein Chara-Seen Projekt.

I Tyskland har en etablering av kransalgsvegetation lyckats i inhägnader i Wuckersee (Fig. 5.2) inom projektet ”Chara-Seen”, finansierat genom BfN (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz) (se Appendix 2, case study Chara-Seen).

En minskning av närsaltskoncentrationen genom (extern) fällning av fosfor eller s.k. ”flushing” påverkar undervattensvegetationen positivt (Meijer 2000, van den Berg et al. 2001). Även muddring av sedimenten har ofta positiv effekt på undervattensvegetation genom minskning av närsaltstillgång och resuspension, bättre förankring i sedimenten samt friläggande av övertäckta fröbankar; en risk är dock att alltför många diasporer avlägsnas genom denna åtgärd (Hussner et al. 2014).

Minskning av interngödningen kan påverka undervattensvegetationen både positivt och negativt. Övertäckning av sedimenten minskar resuspension, men kan även täcka fröbankerna och på detta sätt förhindra återetablering. Oxidationen av sedimentytan och P-fällningar har visat sig ha positiv effekt, men skadar å andra sidan växterna genom störningar av sedimentytan och ofta mycket snabba pH-ändringar (Hussner et al. 2014).

Biomanipulation, dvs. reduktion av planktivora/bentivora fiskar eller inplantering av piscivora fiskar, främjar undervattensvegetationen. En mekanisk störning av växterna uteblir, och ökningen av djurplankton och växtassocierade makroinvertebrater minskar tätheten av växtplankton och påväxtalger, vilket förbättrar ljustillgången (Hussner et al. 2014). Det finns många exempel på spontan (åter)etablering av undervattensvegetation efter en biomanipulation (Lauridsen et al. 1993, van Donk & Otte 1996, Fugl & Myssen 2007, Sandby & Hansen 2007, Verhofstad et al. 2017a, Jeppesen et al. 2017).

Verhofstad et al. (2017a) beskriver samverkan mellan närsalter och fisk (Fig. 5.3). Vid höga tätheter av växtätande fiskar eller fåglar uppstår ett sjöekosystem utan undervattensvegetation, präglat av hög växtplanktondensitet respektive höga koncentrationer av suspenderat material i vattenmassan. Biomanipulation leder till klart vatten och återetablering av undervattensväxter med dominans av kortskottsvegetation under låg närsaltsnivå respektive dominans av långskottsväxter vid högre närsaltskoncentrationer. Det senare tillståndet kan övergå i ett växtplanktondominerat stadium vid ytterligare närsaltstillförsel.

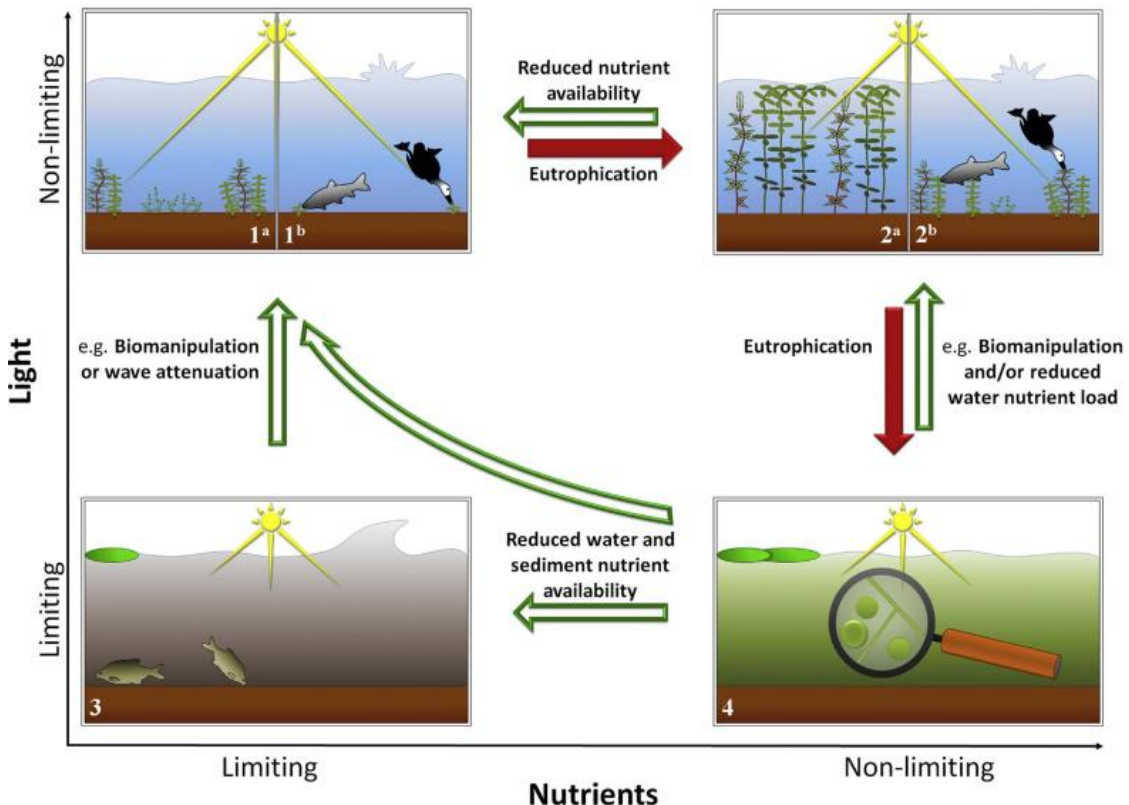


Fig. 5.3. Effekten av närsaltsbelastning och biomanipulation på primärproducenterna. Närmare förklaringar se text. Ur Verhofstad et al. (2017a).

Generellt är det svårt att förutsäga om vegetationen kommer att återetableras spontant: en detaljerad analys av vilken / vilka källor plantorna kommer ifrån saknas i regel. I samband med sjörestaureringar bör fröbanken (antal/grobarheten hos diasporer) undersökas för att uppskatta potentialen för vegetationens återetablering (Rodrigo & Alonso-Guillen 2013, Hussner et al. 2014, Holzhausen et al. 2018). Ofta dyker andra arter upp efter en framgångsrik sjörestaurering än de som förekom eller dominerade innan (Bakker et al. 2013). Detta kan förklaras med att olika arter producerar mycket olika mängder av diasporer, som kan överleva mycket länge i sedimenten. Sammansättningen av diasporer i sedimenten skiljer sig ofta avsevärt från den aktuella vegetationen. Kransalgsoosporernas täthet i sedimenten kan nå flera tiotusen per m^2 , medan kärlväxternas avsevärt större diasporer är långt färre (de Winton et al. 2000, van den Berg et al. 2001, Steinhardt & Selig 2007, 2009, Blindow et al. 2016, Verhofstad et al. 2017a, Holzhausen et al. 2018). Även i groningsförsök med sediment från sötvattenslokaler har kransalger varit den grupp som utvecklade flest groddplantor (van Onsem & Triest 2018), medan kärlväxtfrön grodde långt bättre än kransalgsoosporer vid groningsförsök med brackvattensediment (Blindow et al.

2016). Vid spontan återetablering av undervattensvegetation kan artsammansättningen förändras drastiskt. I Tåkern etablerade sig rödsträfs och stjärnslinke på 1960-talet efter en torrperiod under 50-talet som ledde till att den förra kransalgsvegetationen (bestående av taggsträfs o.a.) försvann (Lohammar 1988).

Särskilt i grunda sjöar är vattenstånd respektive vattenståndsamplituder viktiga faktorer (Mäemets et al. 2018). Ett lågt vattenstånd gynnar vegetationen genom att ljustillgången nära botten förbättras, men kan leda till att vågor och is mekaniskt kan skada växterna. Som tidigare nämnts försvann undervattensvegetationen i Tåkern under 1950-talet när sjön torkade ut fullständigt under sommaren (Hargeby et al. 2007). Idag ombesörjer vattenstandsregleringen att ett sådant ”katastrofalt” lågt vattenstånd inte uppstår – en viktig förutsättning för undervattensväxternas och speciellt kransalgsvegetationens överlevnad.

I stora, vindexponerade grunda sjöar kan sedimentpartiklar i vattenmassan leda till så pass grumligt vatten att undervattensväxter inte kan etableras, även om närsaltstillförseln reduceras (Schutten et al. 2005). Olika åtgärder har använts för att då främja undervattensvegetation såsom konstgjorda öar eller sänken där suspenderat material kan sedimentera, övertäckning av finkornigt sediment med sand för att reducera resuspension, eller installation av nät som skyddar vegetationen (Hussner et al. 2014).

Upprepad klippning kan främja undervattensväxter eftersom närsalter avlägsnas och sjön bevaras i ett näringsfattigare tillstånd (Kuiper et al. 2016, se nedan).

Kozak & Goldyn (2016) observerade bra återetablering av undervattensväxter inklusive kransalger i flera polska sjöar efter restaureringar, speciellt när flera åtgärder i kombination hade gett upphov till en påtaglig förbättring av vattenkvaliteten. Skillnaderna mellan sjöarna var dock stora, och ofta verkade undervattensvegetationen inte vara stabil.

Indirekt etablering av kransalger

Ibland syftar restaureringar av näringsrika sjöar till att främja kärlväxter som är bättre anpassade till högre grumlighet som borstnate *Stuckenia pectinata* (Jellyman et al. 2009). Ofta föredras dock kortskottsväxter, främst kransalger, före långskottsväxter (Moss 1990). Denna vegetation har högre biodiversitet, en högre täthet och biomassa per sjöyta och därför starkare effekt på växtplankton och ljustillgång. Andelen av sällsynta arter är högre. Vegetationen är stabilare eftersom många arter är vintergröna eller har en lång vegetationscykel, vilket även ger en mer varaktig effekt på växtplankton och ljustillgång. Slutligen stör dessa ”bottom dwellers” inte båttrafik och badande i lika stor omfattning som långskottsväxter (ex. nate-arter, *Myriophyllum* spp.) (Blindow 1992b, van den Berg et al. 1998, Kufel & Kufel 2002, Bakker et al. 2013, Blindow et al. 2014, Hussner et al. 2014, Verhofstad et al. 2017a, Zinko 2017).

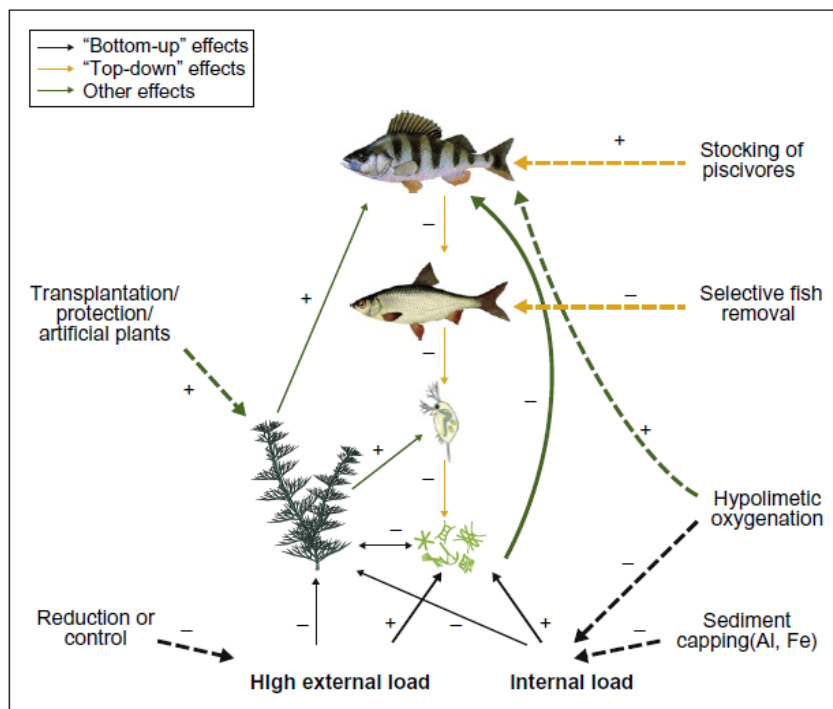


Diagram 1 Conceptual model on the interactions between nutrients and the main components of a lake trophic web as affected by classic biomanipulation to enhance trophic cascade effects and other restoration measures. The nature of the interactions, whether positive or negative, bottom-up (via nutrients), top-down (consumption) or others (e.g. mechanical, chemical), is highlighted. The simultaneous application of both biomanipulation and a treatment to reduce internal nutrient loading may generate synergistic effects.

Fig. 5.4. Åtgärder som stöder effekten av biomanipulation. Ur Jeppesen et al. (2017).

Plantering av undervattensväxter

”Direkt” etablering av undervattensväxter genom planteringar har genomförts vid sjörestaurering samt vid biomanipulation (Hussner et al. 2014, Fig. 5.4), oftast i kombination med andra åtgärder. Undervattensväxter kan stabilisera ett klarvattenstadium och därmed leda till att sjörestaureringar får en mer varaktig effekt. Planteringar är mycket tidskrävande (Jeppesen et al. 2017), men kan stödja etableringen av undervattensväxter framförallt om en diasporbank med inhemska arter saknas (Hilt et al. 2016). Planteringar är meningsfulla enbart om miljön motsvarar växternas krav, och om det finns tillräckligt stora och tillräckligt grunda områden som är lämpliga för en etablering, motsvarande ungefär 30% av den totala sjöytan. Närsalter, ljus, djupprofil, sediment samt fisk bör undersökas före en tilltänkt plantering (Hussner et al. 2014). Sedimenten bör ha en tillräckligt hög organisk andel och får inte innehålla toxiska substanser (Jeppesen et al. 2017).

Hussner et al. (2014) ger följande råd i samband med planteringar:

- Plantering av undervattensväxter är oftast mycket tidskrävande och skall enbart genomföras om en naturlig etablering av makrofytter uteblir, anses som osannolik, skulle ta för lång tid, eller om det finns risk för att oönskade arter (exempelvis neofyter) etableras. Praktiska problem uppstår om stränderna är branta.

- Arterna bör väljas som passar till sjötypen, exempelvis kransalger i kalkrika, någorlunda näringsfattiga vatten.
- Växtmaterialet bör undersökas noga, även små skottdelar av neofyter bör avlägsnas före planteringen.
- Närvaron av bentivora fiskar (t.ex. karp, braxen) reducerar drastiskt sannolikheten för att planteringen är framgångsrik.
- Närsaltsnivån får inte vara för hög. Närsaltstillförseln måste vid behov reduceras. Även kortvariga “närsaltspulser” sänker sannolikheten för att planteringen skall kunna vara framgångsrik på sikt.
- Mattor av nedbrytbart material är bra att använda. De bör förses med stenar för att ligga kvar. [Dessa mattor består ofta av jute och förhindrar att andra plantor växer upp ur sedimenten under planteringen; de har även använts för att bekämpa makrofyter i sjöar (Hoffmann et al. 2013)].
- Skydd och övervakning måste ske för att inte etableringen ska misslyckas.

Hussner et al. (2014) ger även rekommendationer till växtarter som är särskilt lämpliga för planteringar (Tabell 5.2).

Tab. 5.2. Inhemsk makrofyter som anses lämpliga för planteringar i samband med sjörestaureringar. Ur: Hussner et al. (2014). Översättning och modifiering: I. Blindow

Makrofyt	Lämpliga växtdelar	Känslig mot betning?	Kommentarer
<i>Ceratophyllum demersum</i>	skott	nej	Kan bilda täta „canopy“-bes
<i>Chara contraria</i> , <i>C. globularis</i> <i>C. vulgaris</i> , <i>Nitella mucronata</i> , <i>Nitella opaca</i> , <i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara tomentosa</i>	oosporer, hela plantor	+ / -	<i>C. contraria</i> , <i>C. vulgaris</i> i kalkrikt vatten
<i>Eleocharis acicularis</i>	skottdelar	-	
<i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>M. verticillatum</i>	skottdelar	-	Kan bilda täta „canopy“-bes
<i>Najas marina</i>	frön	-	
<i>Potamogeton alpinus</i> , <i>P. berchtoldii</i> , <i>P. crispus</i> , <i>P. friesii</i> , <i>P. obtusifolius</i> , <i>P. pusillus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>P. perfoliatus</i>	rötter, skottdelar	+	
<i>Ranunculus</i> subg. <i>Batrachium</i>	skottdelar	-	<i>R. trichophyllus</i> bara i alkaliskt vatten
<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	frön	+	

Smart & Dick (1999) rekommenderar planteringen av s.k. “founder colonies” i form av gröna plantor eller vegetativa förökningsorgan i hägn för att få tillbaka undervattensväxter i vatten där denna vegetation saknas. Vid stora tätheter av växtätare kan det bli nödvändigt att öka den skyddade arealen för att växterna skall kunna expandera och slutligen fungera som källa för förökningsorgan till angränsande arealer. ”Startmaterialet” bör bestå av väl etablerade växtbestånd eller stora förökningsorgan såsom skottfragment, tubers eller frön, om nödvändigt härstammande ur kulturer. Även Jellyman et al. (2009) rekommenderar planteringen av s.k. “founder colonies” för att få tillbaka undervattensvegetationen i den

grumliga sjön Lake Te Waihora (= Lake Ellesmere), främst borstnate som är anpassad till grumliga förhållanden. De avråder från planteringen av kransalger eftersom de inte är konkurrenskraftiga i grumliga vatten.

Hussner et al. (2014) ger följande praktiska råd vid planteringar: De valda arterna bör förkultiveras under liknande villkor som i den lokal där de skall planteras. Stora skillnader i ljusregim kan skada växterna, även pH-värdet och tillgången på oorganiskt kol bör beaktas. Planteringen bör ske under våren och i grunt vatten (max 1 m) med följande tre faser:

År 1: provplanteringar i hägn på lokalen.

År 2: ytterligare provplanteringar.

Följande år: naturlig spridning av målarten.

Planteringstätheten bör vara ungefär tio 10 cm långa fragment eller 0,4-0,8 fullständiga växter per m². Arter som har svårt att etablera sig från fragment bör planteras som hela växter med intakta rötter. Andra arter, främst kransalger, kan bäst planteras ur frön respektive oosporer, dock kan det hos många arter bli svårt att hitta tillräckligt många oosporer. [Egen kommentar: oosporer på kransalger är i regel i primär dormans och gror inte före en s.k. stratifiering!].

Planteringen underlättas om växterna först kultiveras i små krukor bestående av nedbrytbart material och sedan planteras tillsammans med krukans. Detta har med framgång prövats med *Potamogeton perfoliatus* och *P. lucens*. En annan möjlighet är att plantera växterna på stora, nedbrytbara eller inte nedbrytbara substrat, vilket med framgång har prövats med *Myriophyllum* spp. och gråsträse (Rott 2005, samt appendix 2). Växterna fästs på substratet innan det läggs ner i vattnet.

Jeppesen et al. (2017) råder till att skydda planteringar i grunda sjöar mot betning, om undervattensvegetationen startar från mycket låg (eller obefintlig) täthet (se även Fig 5.2).

I Lake Stigsholm, Danmark, planterades tre olika makrofytter (*Stuckenia pectinata*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*) i hägn där de var skyddade mot betning från sjöfågel. I hägnen ökade makrofytbiomassan kraftigt under de följande två åren (Lauridsen et al. 2003). Makrofytterna kunde även sprida sig till andra områden som var skyddade mot betning, dock inte till öppna områden trots relativt låga sjöfågelantal.

Vallisneria americana spred sig snabbt från planterade skott, medan etableringen från frön som hade planterats tog längre tid. De nya växtbestånden skyddades mot betning. Större "founder colonies" ansågs vara nödvändiga för att kunna motstå betningstrycket (Moore et al. 2010).

I varmare regioner bildar undervattensvegetation ofta mycket täta bestånd och betraktas i regel som oönskad. Det har bara funnits få försök att (åter)etablera undervattensvegetation (Jeppesen et al. 2017). I kinesiska sjöar har man planterat undervattensväxter i mycket stor skala i samband med sjörestaureringar. Detta var framgångsrikt i små sjöar, där planteringarna skyddades mot växtätande fiskar, men i några fall minskade vegetationen när flytbladsväxter hade brett ut sig (Chen et al. 2009, Ye et al. 2011; Z. Liu, opublicerat – citerat av Jeppesen et al. 2017). I många kinesiska planteringar används *Vallisneria spiralis* som är relativt tolerant mot eutrofiering (Li et al., 2008). I ett mesokosm-experiment kunde Gu et al. (2018) visa en negativ effekt från både hög fisktäthet samt högre

närsaltskoncentrationer på planterade *Vallisneria natans*, särskilt när båda typerna av påverkan kombinerades.

Flera undervattensväxter, ex. *Myriophyllum spicatum*, rotade sig väl och överlevde väl från skottfragment i laboratieförsök, medan *Potamogeton pusillus* enbart hade låg överlevnad efter plantering av skottfragment (Barrat-Segretain et al. 1998, 1999, Vári 2013).

Även i Sverige finns erfarenheter med plantering av undervattensväxter i samband med sjörestaureringar. I Trummen planterades under 2014 hela plantor av långnate *Potamogeton praelongus* i och utanför hägn, under 2015 rhizombitar inpackade i lera. Efter en bra initial tillväxt dog dock växterna. I samband med reduktionsfiske 2016 planterades långnate, krusnate, trubbnate samt *Nitella flexilis* vel. *opaca* (sterila exemplar), innanför och utanför vågbrytare. Tillväxt och överlevnad var bra innanför vågbrytarna, troligen eftersom siktdjupet hade förbättrats kraftigt i samband med reduktionsfisket. 2017 hittades de planterade arterna, men också andra undervattensväxter även på större djup. Även förkultiveringen av trubbnate och långnate på laboratoriet fungerade väl (Strand 2017). Oklart är om inte undervattensvegetationen hade återetablerat sig även utan stödande planteringar.

Plantering av kransalgsvegetation

Plantering av kransalgsvegetation, i de flesta fallen bestående av en mix av olika arter och med dominans av vanliga arter, har gjorts i samband med sjörestaureringar. Därvid har gröna växter, främst i hägn, planteras och/eller oosporrikt sediment spritts (Fig. 5.5 och 5.6, Appendix 2). Gråsträfs, skörsträfs, mellansträfs, busksträfs och uddslinke betecknas som lämpliga arter för planteringar i sjörestaureringsprojekt. Stora arter som rödsträfs och stjärnslinke rekommenderas speciellt för att få en bättre stabiliserande effekt på ekosystemet, speciellt när växterna är vintergröna (Hussner et al. 2014).

Åtskilliga projekt har misslyckats, ofta när (i de flesta fallen otillåtna) utsättning av fisk eller närsaltsutsläpp har skett (se Appendix 2). Kransalger är speciellt känsliga mot höga närsaltskoncentrationer (se ovan: Mellanartskonkurrens). Medan sjöfåglar ofta betar på kransalger i lägre omfattning än på kärlväxter (Hidding et al. 2010b, Langhelle et al. 1996), skadas kransalger mer av kräftor än andra undervattensväxter (Zinko et al. 2017). I ett experiment, där kräftor placerades tillsammans med fyra makrofytarter i olika kombinationer, föredrog kräftorna busksträfs *Chara vulgaris* framför gäddnate, vattenpest och säv (Nyström & Strand 1996). Zinko (2017) drar slutsatsen att det är ”direkt olämpligt att sätta ut kräftor i dammar med hotade makrofytter.” Under 2015 kom en ny EU-förordning som innebär att det är förbjudet att sätta ut signalkräfta i naturen och den svenska förordningen om invasiva arter kom 2018 (SFS 2018:1939).

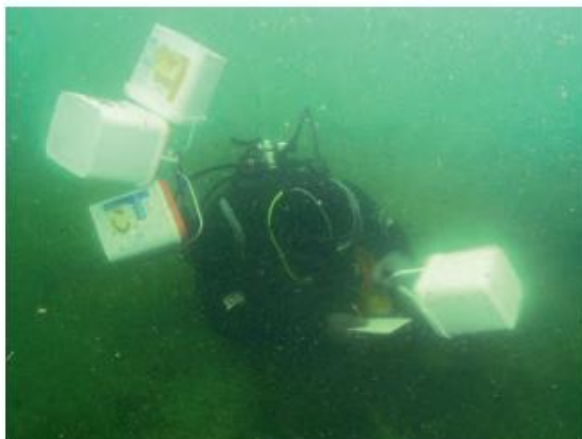


Fig 5.5. Gröna plantor av kransalger samlas in i ett omkringliggande vatten (vänster) och planteras i "PHOENIX-sjön" (höger). Ur van de Weyer et al. (2014).



Fig 5.6. Sediment innehållande kransalgsoosporer sprids i PHOENIX-sjön. Ur van de Weyer et al. (2014).

Ekologgruppen (2009) rekommenderar planteringar av åtskilliga hotade kärlväxter samt flera hotade kransalger i svenska våtmarker.

Plantering av hotade arter

Planteringar med syfte att bevara sällsynta arter diskuteras mycket på senare år, vilket har gett upphov till ett helt nytt forskningsfält (Seddon et al. 2007, Jeppesen et al. 2017). Bakker et al. (2013) hänvisade i sin litteratursammanställning till att inte hela makrofytssamhället återetableras efter en framgångsrik restaurering, utan att alla undersökta sjöarna uppvisar ett annat artspektrum med lägre artantal.

Diasporbanken på de tilltänkta lokalerna bör undersökas innan en plantering påbörjas, för att kolla om målarten finns kvar och kan återetableras därifrån (Bakker et al. 2013, Verhofstad et al. 2017a, Holzhausen et al. 2018). Därvid bör inte bara antalet oosporer uppskattas utan även deras vitalitet (Holzhausen et al. 2018). Om en sådan återetablering inte är möjlig, bör en plantering övervägas med alla potentiellt negativa konsekvenser

såsom skada på ursprungspopulationen och kontaminering av gen-poolen (Barett & Kohn 1991, Foster Huenneke 1991, Holzhausen et al. 2018).

Hussner et al. (2014) påpekar att även juridiska aspekter bör beaktas vid planteringar av vattenväxter i tyska akvatiska ekosystem. De s.k. "Windsheimer Leitlinien" för planteringar av inhemska växter (Sukopp & Trautmann 1981) föreskriver att följande aspekter bör beaktas:

- Arten planteras inom sitt (nuvarande eller historiska) utbredningsområde.
- Växt- eller diaspormaterialet härstammar ur en närliggande lokal, förekomsten där skadas ej.
- Planteringslokalen motsvarar artens miljökrav.
- Varje plantering övervakas och dokumenteras vetenskapligt.
- Den nödvändiga skötseln av planteringslokalen är säkerställd.

Lauridsen et al. (2013) påpekar att artens utbredningsområde samt givarpopulationens storlek bör beaktas.

Zinko (2017) hänvisar till behov av en strategi för utsättning av vilda vattenlevande hotade arter i Sverige: "Naturvårdsverket har tidigare tagit fram en generell utsättningsstrategi (Wetterin 2008). Länsstyrelsen i Östergötland har tagit fram en regional strategi för odling och utsättning av hotade arter. Denna gäller 2012–2018 (Antonsson 2012). Med utgångspunkt från befintliga utsättningsstrategier behöver Havs- och vattenmyndigheten ta fram en nationell utsättningsstrategi för vattenlevande växter och djur." Hon påpekar även att det kan vara viktigt att ta hänsyn till det genetiska ursprunget av växtmaterialet som sätts ut.

Plantering av hotade natearter

Plantering av hotade natearter i befintliga och nyanlagda småvatten har i Sverige pågått sedan 2009 (Reuterskiöld 2017). Målarterna förekommer i klara, näringsrika (spets- och knölnate) resp. måttligt näringsrika vatten (Reuterskiöld 2017) och har därmed något annorlunda miljökrav än de hotade kransalgerna. Projektets långa erfarenhet kan dock vara värdefull även för planteringen av hotade kransalger. Zinko (2017) drar följande slutsatser: "Dessa utsättningar visar att växtfragment, turioner och hela plantor är lämpliga att sätta ut, medan frön är betydligt svårare att få en lyckad etablering ifrån. Det verkar relativt lätt att få natearterna att etablera sig." Frön fungerar hos flera nate-arter i första hand som spridningsvektorer mellan vatten som kan ligga långt ifrån varandra. Endozoochori, transporten inom tarmkanalen hos sjöfåglar, har visats för flera nate-arter och att deras frön gror bättre efter en tarmpassage (se ovan). Det kunde förklara att frön gror sämre än turioner.

En uppdatering av utsättningarna gavs på sjörestaureringskonferensen i Linköping under oktober 2017. Nilsson (2017) rapporterade att utplantering av spets- och knölnate på golfbanor kolliderar med den "normala golfbaneskötseln" bestående av inplantering av gräskarp samt torrläggning av dammarna. Utsättningar i nygrävda dammar var mycket framgångsrika. Medan utsättning av hela plantor och turioner ofta var framgångsrik, finns för litet underlag för att dra några slutsatser om frukternas etablering. Spetsnate *Potamogeton*

acutifolius, bandnate *P. compressus* och knölnate *P. trichoides* planteras i anlagda våtmarker i Skåne, eftersom dessa sällsynta arter kan ha svårt att sprida sig till dessa våtmarker. Utsättningar görs i hägn och fungerar väl med turioner (Reuterskiöld 2017).

Reuterskiöld (2017) nämner följande kriterier vid val av arter och lokaler: ”De utvalda arterna ska vara rödlistade/sällsynta och knutna till vattenmiljöer i jordbruksområden; de skall tidigare ha förekommit i större utsträckning än idag i SV-Skåne; givarpopulationer skall vara tillräckligt rika för att tåla insamling utan att själva hotas; förhållandena på utplanteringslokalerna ska i möjligaste mån vara förenliga med de utplanterade arternas behov avseende: vattenkvalitet, övrig flora och fauna, djup och vattenståndsvariationer, hävd; utplanteringslokalerna ska ej vara för svårtillgängliga ...”.

Plantering av hotade kransalger

Det finns åtskilliga icke-framgångsrika och några framgångsrika försök att etablera kransalgsvegetation (se appendix 2), men knappt några försök att etablera specifika (hotade) kransalgsarter. Medan Bakker et al. (2013) och Jeppesen et al. (2017) hänvisar till behovet att plantera sällsynta arter av undervattensväxter för att bevara biodiversiteten, nämns inte plantering bland de talrika åtgärder som Becker (2014) föreslår för att skydda hotade kransalger i Tyskland, inte ens för mycket sällsynta arter med mindre än 5 kända lokaler.

Erfarenheterna med planteringen av undervattensväxter och särskilt kransalger samt erfarenheter med indirekt etablering av kransalger genom att skapa en bra miljö för dessa växter (Stewart 2008) är mycket värdefulla för framtida planteringar av sällsynta kransalger. Det finns idag rätt bra kunskap på kransalgernas miljökrav inklusive hotfaktorerna, och även på de problem som förhindrar en framgångsrik plantering (se ovan samt appendix 2). Det är lönlöst att plantera kransalger i habitat där de har svårt att överleva (se Bakker et al. 2013).

Ett åtgärdsprogram för bevarande av glas-slinke *Nitella hyalina* pågår f.n. i Schweiz (Schwarzer 2017) – enligt min kunskap är detta första gången som en hotad kransalgsart planteras för att återetablera den i sitt (tidigare) utbredningsområde. Arten har försvunnit från Schweiz och skall därför återinföras genom planteringar. Gröna plantor samlades under september 2017 från en lokal i Frankrike och togs i kultur i en försöksanläggning utomhus för övervintring av gröna plantor och/eller oosporer (Fig. 5.7). De plantor som växer upp under året därpå skall användas för plantering i lämpliga lokaler i närheten av Zürichsee.

Förkultiveringen fungerade väl: Glas-slinke överlevde vintern i försöksanläggningen och kunde även tillväxa under 2018, den var dessutom rikligt fertil. Under 2018 planterades glas-slinke på mållokalerna enligt planeringen i åtgärdsprogrammet. Planteringsframgången kommer att kontrolleras under 2019 (A. Schwarzer muntl. 2018).



Fig 5.7. Vänster: Förekultivering utomhus av glas-slinke i Wangen, Schweiz. Höger: För att överföra plantorna plockas de försiktigt med sediment. Ur Schwarzer (2017).

Ekologgruppen (2009) rekommenderar planteringar av flera hotade kransalger (mellansträfs, stjärnslinke, spädslinke, uddslinke) i svenska våtmarker och dammar. Medan de andra arterna verkar vara mycket lämpliga för en sådan plantering, förekommer stjärnslinke främst i större sjöar och anses mindre lämpligt för planteringar i småvatten.

Utgångsmaterialet för en plantering kan vara både gröna växter och oosporer. Artens livsstrategi avgör vilket material som lämpar sig bäst för en plantering.

Etablering från skottsegment

Många kransalgsarter kan lätt växa från skottsegment. Enklast är det att klippa en skott (spets) med minst två noder och trycka ner den nedersta noden i sedimentet. Nodceller är omnipotenta (Skurzyński & Bociąg 2011). I regel bildas rhizoiderna snabbt ifrån noden, och plantan växer och bildar nya skott. Kultivering kan göras i enkla kärl som glasbägare med vatten som ej bör vara näringsrikt (från lokalen eller kranvatten). Sedimenten skall ha en viss organisk andel och kunna tillgodose växtens näringsbehov. Sediment från artens lokal eller sediment blandat med sand är lämpligt.

Följande inhemska arter har tagits i kultur från skottsegment, de flesta med god framgång (programarterna i fet stil):

Taggsträfs *Chara hispida* (Krautkrämer, e-mail 2018; Rodrigo et al. 2017, ytterligare publikationer samt e-mail 2018; Wüstenberg et al. 2011; egna undersökningar).

Borststräfs *Chara aspera* (Blindow et al. 2003; Bociąg & Rekowska 2012; Krautkrämer, e-mail 2018; Rodrigo, e-mail 2018;).

Grönsträfs *Chara baltica* (Wüstenberg et al. 2011; Holzhausen muntl. 2018; egna undersökningar).

Raggsträfs *Chara horrida* (egna undersökningar)

Mellansträfs *Chara papillosa* = *C. intermedia* (egna undersökningar).

Rödsträfs *Chara tomentosa* (Wüstenberg et al. 2011; Bociąg & Rekowska 2012; Holzhausen muntl. 2018). Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades dock med kultiveringen av denna art.

Skörsträfs *Chara globularis* (Bakker et al. 2010; Bociąg & Rekowska 2012; Krautkrämer, e-mail 2018; Richter & Gross 2013, egna undersökningar)

Papillsträrfse *Chara virgata* (egna undersökningar)

Hårsträrfse *Chara canescens* (Krautkrämer, e-mail 2018; Holzhausen muntl. 2018; Rodrigo, e-mail 2018;).

Busksträrfse *Chara vulgaris* (Rodrigo et al. 2017, e-mail 2018; Holzhausen muntl. 2018).

Gråsträrfse *Chara contraria* (Krautkrämer, e-mail 2018; Holzhausen muntl. 2018).

Törnsträrfse *Chara aculeolata* = *C. polyacantha* (Krautkrämer, e-mail 2018)

Spretsträrfse *Chara subspinosa* = *C. rudis* (Bociąg & Rekowska 2012; Holzhausen muntl. 2018). Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades dock med kultiveringen av denna art.

Barklöst strärfse *Chara braunii*: Rodrigo (e-mail 2018) misslyckades med kultiveringen av denna art, men bara få försök gjordes.

Axsträrfse *Lamprothamnium papillosum* (Rodrigo, e-mail 2018).

Stjärnslinke *Nitellopsis obtusa*: Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades med kultiveringen av denna art.

Glas-slinke *Nitella hyalina* (Rodrigo, e-mail 2018). Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades med kultiveringen av denna art.

Uddslinke *Nitella mucronata* (Krautkrämer, e-mail 2018)

Spädslinke *Nitella gracilis* (Rodrigo, e-mail 2018).

Pärslinke *Nitella tenuissima* (Krautkrämer, e-mail 2018).

Mattslinke *Nitella opaca* (Krautkrämer, e-mail 2018).

Uddrufse *Tolypella intricata*: Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades med kultiveringen av denna art.

I kulturförsök med skottspetsar bildade ett skott av spretsträrfse i genomsnitt två nya skott efter 12 veckor. Tillväxten var lägre hos borststrärfse och rödsträrfse, men ännu högre hos skörsträrfse (Bociąg & Rekowska 2012).

De flesta arterna ur släktet *Chara* verkar vara lätta att hålla i kultur, ofta under flera år (Holzhausen muntl. 2018, egna undersökningar), medan kultiveringen generellt verkar vara svårare för arter utan bark såsom slinke *Nitella* spp. och stjärnslinke *Nitellopsis obtusa* (Holzhausen muntl. 2018). Kransalger utan bark och speciellt arter med långa internoder (grovslinke, stjärnslinke) har under lång tid använts för fysiologiska experiment rörande membrantransport. Man har då haft dessa arter i kultur antingen i försöksdammar utomhus eller (oftare) på laboratoriet, även under längre tid, men det är oklart om plantorna tillväxer i dessa kulturer. Stjärnslinke har exempelvis efter insamlingen placerats i ett belyst akvarium med kranvatten eller vatten från en damm i rumstemperatur och på detta sätt hållits levande till början på försöket (Kurtyka et al. 2011, Kisnieriene et al. 2012). På universitetet i Valencia har ett större antal kransalgsarter kultiverats med framgång på laboratoriet. Skottspetsar planterar i små krukor i ett substrat bestående av en sand/sedimentblandning och sätts i större glasbägare fyllda med kranvatten (Rodrigo et al. 2017 samt elektronisk appendix som innehåller foton).

En annan kulturmetod är mesokosmer utomhus (Krautkrämer, e-mail 2018, Richter & Gross 2013) och experimentdammar, där skörsträrfse dök upp ”spontan” utan att ha planterats (Bakker et al. 2010). Krautkrämer (e-mail 2018) använder med framgång 0,8 m³ stora plastbehållare med olika sediment ock vatten från en kalkrik lokal eller kranvatten.

En ny kulturmetod utvecklades av Wüstenberg et al. (2011). Skottsegment av kransalger planteras i sand med tillsättning av tri-kalciumfosfat och täcks med ren sand utan närsalter. Vattnet består av en närsaltslösning, dock utan någon fosfor. Ett kolförråd i en reservoar omgiven med en polyetylenmembran försörjer växterna kontinuerligt med oorganiskt kol (Fig. 5.8). Metoden har den stora fördelen att mikroalger (växtplankton och påväxtalger) i vattenmassan begränsas av bristen på fosfor, medan växterna kan ta upp fosfor från sedimentet. På detta sätt slipper man det annars vanligt förekommande problemet med kraftig påväxtalgstillväxt i kulturerna – och har i denna undersökning dessutom kunnat visa att kransalger effektivt kan utnyttja närsalter från sedimenten. Tillväxten bland de undersökta kransalgerna har varit mycket god (Fig. 5.9).

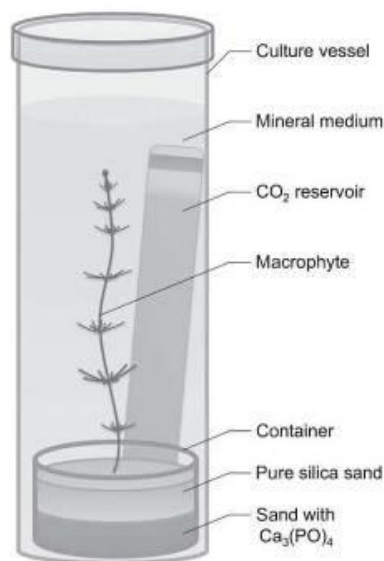


Fig. 1 The laboratory culture system.

Fig. 5.8. Kultiveringskärl för kransalger med kolreservoar i vattnet och fosforkälla i sedimentet. Ur Wüstenberg et al. (2011).

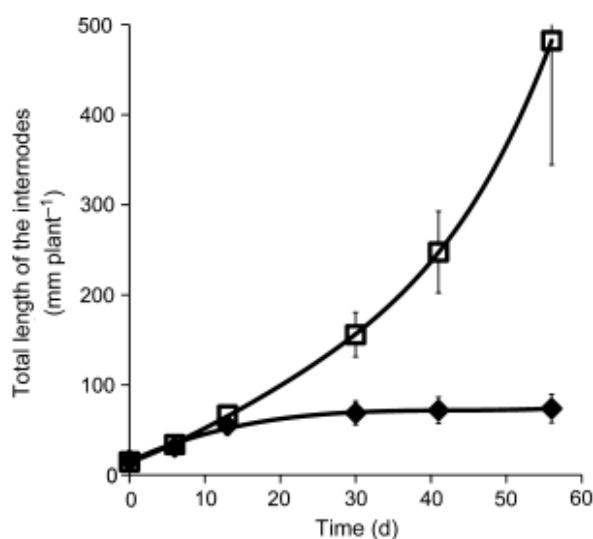


Fig 5.9. Tillväxt av taggsträfe i kultur i sand med tri-kalciumfosfat (öppna symboler) och i sand utan fosfor (svarta symboler). Ur Wüstenberg et al. (2011).

Etablering från oosporer

Etablering från skottsegment verkar inte fungera hos alla kransalger (se ovan). Även utpräglade ettåriga arter med riklig oosporproduktion måste möjligen etableras från oosporer; bland programarterna tillhör spädslinke, höstslinke och dvärgslinke denna grupp. Generellt är gröningsframgången för kransalgsoosporer relativt låg, och groningen kräver speciella förhållanden (se ovan). I experiment misslyckas groningen ofta (nästan) fullständigt. Den pågående forskningen tyder på att hittills okända mekanismer kan ha betydelse. Så visar aktuella experiment att oosporer enbart groor när de inkuberas i grupp, vilket tyder på att de måste ”kommunicera” med varandra (Holzhausen muntl. 2018). Groning misslyckas även när sedimentet har autoklaverats innan (Holzhausen muntl. 2018 samt egna observationer) och fungerar enbart i sediment med en viss organisk andel, vilket tyder på att en medverkan av (specifika?) mikroorganismer är nödvändig (Holzhausen muntl. 2018). Det har även visats att oosporer enbart groor vid ett lågt redoxpotential (Forsberg 1965b), dock verkar detta inte vara allmängiltigt (Holzhausen muntl. 2018). Flertalet (mellan)europiska arter groor väl vid 15°C, men ej vid 20°C (Holzhausen 2018, muntl. 2018); temperaturen fungerar möjligen som indikator för lämplig årstid (våren) resp. signalerar att sommaren har kommit och att det alltså är för sent att gro. Hos somliga arter (*Nitella furcata* samt *Chara zeylanica*, båda förekommer inte i Europa) fungerar groningen dock enbart i ett begränsat ”tidsfönster”, s.k. ”germination window” under våren. Hos den sistnämnda arten ”öppnas” tidsfönstret uppenbarligen fullständigt oberoende av temperaturen (Sokol & Stross 1986, Stross 1989). Även giftiga substanser kan inhibera oosporernas groning. För taggsträfsse har detta visats för microcystin som bildas vid blågrönalgsblomningar (Rojo et al. 2013) samt för järnsulfat $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ som ibland används som fosforbindande substans i sjörestaurering (Rybak et al. 2017). Oosporer av icke bestämda *Chara* sp. och *Nitella* sp. grodde sämre vid höga koncentrationer av koppar (Kelly et al. 2012), oosporer av busksträfsse grodde sämre när de innan hade utsatts för höga halter av nickel (Kalin & Smith 2007), sulfid eller Fe^{2+} (Sederias & Colman 2009).

Generellt bör oosporerna stratifieras och sedimenten torkas samt förses med en viss organisk andel innan gröningsförsök påbörjas; dessutom är det nödvändigt att känna till arternas specifika krav för groning (dvs. de mekanismer som bryter den sekundära dormansen), bl.a. ljusförhållanden för att en groning respektive spridning av sedimenten till ”rätt” vattendjup skall fungera (Holzhausen et al. 2018). Oosporer tagna från sediment bör undersökas för sin livskraft (”viability”). Den s.k. ”crush test” ger en första indikation: livskraftiga oosporer uppvisar en viss ”resistance to crushing” när de utsätts för tryck. Utöver detta har färgning med trifenyltetrazoliumklorid (TTC) gett goda resultat (Holzhausen et al. 2018).

Förkultivering

Kransalger som inte bildar täta och utbredda bestånd, utan på sina lokaler förekommer som enstaka plantor, måste ofta tas i kultur och förökas där, innan de kan planteras i fält. Detta bör ske oberoende om arten bäst kan etableras från skottspetsar eller oosporer.

Många kransalger kan lätt förökas i mindre och större kärl innehållande lämpligt substrat samt vatten (se ovan), eventuellt med mer eller mindre regelbundna omplanteringar till

andra kärl. Detta kan göras inomhus – vid rumstemperatur och med artificiellt ljus – eller utomhus i större container eller mesokosmer med naturligt ljus. Det senare anses vara mer lovande för planteringsframgången, eftersom växterna då är anpassade till klimatet på sin tilltänkta lokal och rekommenderas uttryckligen av A. Schwarzer (muntl. 2018). Ett bra exempel på en sådan förkultivering är det nya åtgärdsprogrammet för glas-slinke i Schweiz (Schwarzer 2017; Fig. 5.7), där förkultiveringen sker i en f.d. trädgårdshandel som kantonen Zürich hade köpt för att kunna odla akvatiska växter (Schwarzer muntl. 2018).

6. Effekten av klippning på undervattensvegetation och sällsynta kransalger

Klippning av undervattensväxter är en mycket gammal teknik för att gödsla åkermark och används för detta ändamål fortfarande i den s.k. tredje världen (Roger & Watanabe 1984). Under senare tid har tekniken föreslagits för att sluta fosforkretsloppet (Quilliam et al. 2015).

Effekten av klippning har beräknats i olika modeller: I CHARISMA utgick man ifrån att vegetationen klipps vid 30 cm ovanför sedimenten, men beräkningen visade att det redan i teorin är svårt att upprätthålla en situation med intermediär växtbiomassa (Van Nes et al. 2002, 2003). I SAGA modellerades att borstnate *Stuckenia pectinata* klipps ner (Hootsmans 1999). Modellen PCLake har använts för att beräkna effekten av att vattenpest *Elodea canadensis* klipps under olika tider på året och med varierande mängd växtbiomassa (Kuiper et al. 2017). Hussner & Krause (2007) rekommenderar att klippa den vintergröna neofyten *Myriophyllum heterophyllum* för att inte skada inhemska växter.

Bortsett från dessa rekommendationer och beräkningar har klippning i praktiken använts vid sjörestaureringar för att eliminera „störande“ makrofyterarter eller för att bli av med ”störande” växtbiomassa nära vattenytan vid ex. badplatser. Det är viktigt att avlägsna den klippta biomassan för att förhindra närsaltsutsläpp samt syrgasförbrukning och därmed en frisättning av ytterligare närsalter från sedimenten, och/eller att klippta växtdelar etablera sig på nytt. Klippningen får å andra sidan inte avlägsna för mycket undervattensvegetation, vilket kunde leda till att sjöecosystemet övergår i ett växtplanktondominerat stadium (Hussner et al. 2014, Hilt et al. 2016). Klippning är arbets- och kostnadsintensivt, vilket förtydligas av de följande exemplen: I Harkortsee (140 ha, Nordrhein-Westfalen, Tyskland) klipptes 15 ha undervattensvegetation från båt under 4 veckor. Kostnader för lön (4-5 personer, 10 timmar / dag) uppgick till 130.000 €, motsvarande ca. 115 € / t våtvikt. I Kempten (Bayern) uppskattades kostnaderna för klippning från båt till 650 - 1.000 € per dag för två personer. I Rottachspeicher, en 300 ha stor och 35 m djup reservoar i Bayern, uppgick kostnaderna för klippning av *Elodea canadensis* och *E. nuttallii* till 19.000 - 25.000 €. Effekten av klippningen är i regel kortvarig, eftersom många ”önskade” arter lätt kan förökas med hjälp av skottsdelar och etablera sig på nytt (Abernethy et al. 1996).

Klippning av undervattensväxter är en mycket lovande metod som kan främja växterna genom att närsalter avlägsnas och sjön bevaras i ett näringsfattigare tillstånd (Kuiper et al. 2016). Erfarenheterna ur praktiken visar ingen överensstämmande effekt av klippning på ekosystemet (Engel 1990, Nichols & Lathrop 1994, Barrat-Segretain & Amoros 1996, Morris et al. 2003, Bal et al. 2006; Morris et al. 2006). Olika tidpunkter för klippningen kan vara en orsak för dessa skillnader (Engel 1990).

Klippningen har även lett till att undervattensvegetationens artsammansättning har ändrats till fördel för kransalgerna och nackdel för långskottsväxter. I en polsk sjö främjades uddslinke *Nitella mucronata* av klippning, medan långskottsväxter, främst vattenpest *Elodea canadensis*, minskade. Kransalgernas tillväxt förklarades med att konkurrerande långskottsväxter reducerades; närsaltsreduktionen genom klippningen ansågs ha mindre

betydelse eftersom den var obetydlig jämfört med de närsaltsmängder som frisätts genom intern gödning (Lawniczak-Malinska & Achtenberg 2018).

Verhofstad et al. (2017b) påpekade betydelsen av klippningsfrekvensen: Klippning 2-3 gånger avlägsnade mer närsalter än klippning 5 gånger eller bara en gång. Vid klippning två gånger upprätthölls däremot dominansen av axslinga *Myriophyllum spicatum*, medan en högre klippningsfrekvens resulterade i kransalgsdominans. Medan en intermediär frekvens alltså gav bäst effekt på närsaltsreduktionen, rekommenderades en högre frekvens om täta bestånd av axslinga skall reduceras.

Klippning kunde vara en bra åtgärd för att främja vissa av programarterna som uddslinke, eftersom konkurrens från kraftigt växande arter minskar (Zinko 2017). Täta bestånd av uddslinke har observerats i Asköviken i områden där man klipper makrofyter, främst näckrosor, tre gånger om året (Kyrkander & Örnborg 2015, i Zinko 2017). Även andra konkurrenssvaga programarter som spädslinke, höstslinke och dvärgslinke skulle kunna gynnas av klippning som genomförs i begränsade områden, men upprepade gånger om året. Försök är mycket angelägna och kunde genomföras först på en eller flera av uddslinkets lokaler innan tekniken används för att främja de mer sällsynta slinke-arterna.

7. eDNA som inventeringsmetod

I Sverige används e-DNA redan rutinemässigt för att inventera förekomsten av fisk, musslor och kräftor (Bohman 2018). Tekniken har även framgångsrikt använts för vattenväxter. I en kanadensisk undersökning hittades fler arter av *Potamogeton* samt *Zannichellia* än vid ”traditionella” inventeringar (Kuzmina et al. 2018).

För kransalger har metoden hittills inte prövats systematiskt, men bör fungera väl. Kransalger släpper ut större mängder DNA än kärlväxter. När växterna skadas genom ex. betning, töms hela cellinnehållet i de stora internodcellerna i vattnet – dessa celler innehåller upp till 1000 cellkärnor. I pilotförsök har det fungerat väl att upptäcka kransalger genom eDNA-analys (Nowak muntl. 2018). Sverige innehar en pionjärroll genom den redan påbörjade inventeringen av fjällrufse genom eDNA (Zinko 2017, Nowak muntl. 2018).

Inventeringar av diasporreservoaren (= förrådet av spridningsorgan som frön och oosporer i sedimenten) är angelägna vid tilltänkta planteringar av sällsynta arter på lokaler där de inte kunde återfinnas. Ifall livskraftiga diasporer av arten fortfarande förekommer i sedimenten, bör planteringar utebli; istället borde man försöka att återetablera arterna utifrån lokalens ”egna” diasporer (Bakker et al. 2013, Verhofstad et al. 2017a, Holzhausen et al. 2018). En möjlighet till en sådan inventering är ”klassiska” undersökningar genom att räkna och artbestämma diasporer samt undersöka deras vitalitet (Holzhausen et al. 2018). Denna metod är arbetsintensiv, och risken är stor att sällsynta arter förbises. I terrestra habitat har eDNA redan framgångsrikt använts för att inventera diasporer i jordprov (Fahner et al. 2016). Tekniken anses som lämplig och mindre kostnadsintensiv än ”klassiska” undersökningar för att detektera kransalgsoosporer i sjösediment, speciellt för släktena slinke *Nitella* och rufse *Tolypella* där artspecifika primers redan finns (Nowak, e-mail 2018-11-22 samt muntl.). Sedimenten kunde indelas i olika skikt (Nowak muntl. 2018) ner till ca. 10 cm som allmänt anses fungera som diasporförråd (van Onsem & Triest 2018); om livskraftiga oosporer skulle ligga längre ner i sedimenten bör de ”röras om” för att främja artens återetablering.

8. Programarterna: förslag till åtgärder, särskilt planteringar

I detta avsnitt sammanfattas mycket kortfattat programarternas miljökrav, spridningsmekanismer, konkurrensförmåga, livsstrategi, antal lokaler samt trend: Dessa fakta har i detalj sammanställts i tidigare åtgärdsprogram (Blindow 2009a-d), det nuvarande åtgärdsprogrammet (Zinko 2017), avsnitten 1-4 ovan, och kan hittas i Artportalen. Sedan sammanställs kunskapen om arternas kultivering och groning. Utifrån denna litteratursammanställning ges slutligen rekommendationer till bevarande av de enskilda arterna, som kan avvika från de åtgärder som har fastställts i pågående åtgärdsprogram (Zinko 2017).

Generellt är det lätt att hitta uppgifter om programarternas antal lokaler i Artportalen, ofta även artens vitalitet och beståndens storlek på de enskilda lokalerna, samt vilket vattendjup de hittats på. Det hade varit bra med kompletterande uppgifter rörande fertilitet och följearter, som kunde ge en indikation på livsstrategi och konkurrensförmåga.

Eftersom de olika programarterna använder fullständigt olika livsstrategier (se avsnitt 4), tvivlar jag på att det är lämpligt att pröva planteringen först för arter ”som högst är klassade som sårbara (VU) i svenska rödlistan (Gärdenfors 2015) och där det finns ett stort antal plantor inom en och samma sjö, så att befintlig population inte riskerar att påverkas negativt”, för att sedan tillämpa dessa erfarenheter ”till de mycket sällsynta arterna som trädsträfsse, höstslinke och dvärgslinke” (Zinko 2017): Istället anser jag att olika metoder måste tillämpas för olika arter. Detta kunde även medföra, att rangordningen av planteringarna inom åtgärdsprogrammet omprövas.

Arter som kan planteras från skottspetsar kunde man plantera först på en lokal där arten redan finns och med material från denna lokal. På detta sätt kan man testa planteringsmetoden utan risk för kontaminering och i en miljö som ”passar”, och detta kunde göras även med arter där planteringar till andra lokaler inte är aktuella (ännu). Generellt bör planteringar ske i krukor ur nedbrytbart material eller på mattor i hägn som skyddar växterna mot betning. Som substrat i krukorna bör man använda ren sand eller sand blandat med organiskt sediment, som vid behov autoklaveras för att förhindra att oosporer/frön från andra arter gror i dessa kärl.

För arter som på sina nuvarande lokaler enbart hittas i små bestånd kan förkultivering bli nödvändig. Detta borde kunna undvikas för arter som är mattbildande.

Trädsträfsse *Chara filiformis*

Arten är bunden till kalkrika sjöar och förekommer i Sverige enbart i Levasjön, där den under senare år har hittats under 2004, 2007, 2009 samt 2018 på 2-6 m djup (Artportalen 20181014). Förekomsten är relativt riklig och stabil. Arten övervintrar grönt och/eller med oosporer och är ofta fertil, mest dock sparsamt.

Genetiska analyser har inte visat någon skillnad mellan gråsträfsse *Chara contraria* och trädsträfsse insamlat från Levasjön och andra lokaler (Nowak et al. 2016, Nowak muntl. 2018). Morfologiskt är dock båda stabila även efter längre tid i kultur (Olsen 1944, Nowak

muntl. 2018). Det har länge diskuterats om trådsträfs och gråsträfs representerar två skilda arter eller är morfotyper av samma art (sammanställning i Teppke 2014). I Levasjön hittades trådsträfs för första gången av Wahlstedt 1860 (Wahlstedt 1862) och därefter av olika insamlare mellan 1864 och 1873 (enligt belägg i svenska herbarier). Dessa insamlingar stämmer väl överens med trådsträfs och har av olika experter bestämts som denna art (Hasslow 1931, Olsen 1944). Även insamlingarna från Levasjön under makrofytkursen 2018 uppvisade de för trådsträfs typiska karaktären som extremt korta kransgrenar, men gametangier fanns även på andra kransgrensavsnittet. Det uppges dock att gametangier hos trådsträfs enbart förekommer på kransgrenarnas första avsnitt (Wood & Imahori 1965), enbart mycket sällan även på andra avsnittet (Migula 1897, Teppke 2014). Det är angeläget att kolla upp detta och andra bestämningskriterier (färgen på oosporena, längden av brakteoler (= stödceller under oogonet).

Trådsträfs kan enkelt hållas i kultur under längre tid (Olsen 1944, Holzhausen muntl. 2018); den förgrenar sig rikligt, men blir brun under årets lopp (Holzhausen muntl. 2018). I experiment grodde oosporena enbart vid låg ljusintensitet (Holzhausen et al. 2018). Den växte bra vid en transplantation till en trädgårdsdamm i Tyskland (R. Mauersberger, e-mail 2018; se appendix 2). Artens spridningsförmåga har inte undersökts.

Plantering till andra lokaler är angelägen för att minska risken för utdöende. Trådsträfs bör kunna planteras som grön växt, utan att behöva förkultiveras. Klippning (se avsnitt 6) i Levasjön kunde tillämpas om långskottsväxter skulle etablera sig i/ovanför trådsträfs bestånd.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):
verifiera bestämningen av beståndet i Levasjön

1. kolla beståndets storlek, fertilitet och vitalitet i Levasjön
2. planteringar av växtfragment i Levasjön
3. planteringar i närliggande kalkrika sjöar

Den tyska "Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands" kommer att ha sin årsexkursion 2019 i Sverige och planerar även att besöka Levasjön. De första två punkterna ovan kommer därför att kunna genomföras utan att några kostnader uppstår.

Spretsträfs *Chara subspinos* (= *C. rudis*)

Spretsträfs förekommer i kalkrika sjöar ner till 10 m, max 30 m (Doege et al. 2014), sällan i rinnande vatten eller småvatten (Schubert et al. 2014). Det finns aktuellt i 19 svenska lokaler, samtliga kalkrika sjöar och har försvunnit från flera andra troligen på grund av eutrofiering (Kyrkander 2007, Zinko 2017, Herbst et al. 2018, Artportalen: 20181014). I tyska Wuckersee etablerades arten "spontan" inom burar som gav skydd mot karpfiskar (se Fig. 5.2 samt appendix), vilket tydligt visar att stora tätheter av dessa fiskar utgör en mycket allvarlig hotfaktor. Arten är vintergrön och bildar täta bestånd, men oosporer bildas bara sparsamt. Den har förmodligen svårt att sprida sig, men är mycket konkurrenskraftig om den har etablerat sig.

Spretsträfs kan genetiskt inte skiljas från taggsträfs, övergångsformer förekommer (Mannschreck et al. 2002, Urbaniak & Combik 2013, Schubert et al. 2014, Nowak et al. 2016, Nowak muntl. 2018). Övergångsformer har hittats i flera svenska sjöar, ex. Levasjön

och Krankesjön (Artportalen 20181014, egna observationer) och har av Kyrkander betecknats som ”hybrider” – vilket inte kan uteslutas.

Spretsträse har i experiment visat sig ha låg groningsförmåga (Skurzyński & Bociąg 2009, 2011). Oosporer tagna från växterna grodde inte eftersom de troligen befann sig i primär dormans, medan oosporer tagna ur sedimenten kunde gro. 5 % av oosporerna grodde vid 18 °C, medan ingen groning observerades vid 5 °C. Sedimentets redoxpotential hade inte någon effekt. I mörker visade oosporerna en fördröjd groning jämfört med behandlingen i ljus. Den låga groningen kan eventuellt förklaras med den relativt korta tid som experimentet pågick (8 veckor), men lika låg groningsframgång är inte ovanlig hos kransalger. Enligt Holzhausen (2018, muntl.) gror oosporerna på laboratoriet bra från sediment vid 15°C och hög ljusintensitet. Oosporbanken anses ha betydelse för rekoloniseringen efter störningar. En inplantering av oosporer i samband med sjörestaureringsprojekt diskuteras (Skurzyński & Bociąg 2009).

Spretsträse är lätt att kultivera på laboratoriet (Bociąg & Rekowska 2012; Holzhausen muntl. 2018) och överlever vintern bra, men blir knappast fertilt (Holzhausen muntl. 2018). Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades dock med kultiveringen av denna art.

Även planteringar av spretsträse har redan genomförts med framgång (Bohlendorfer See, appendix 2). Planteringar skulle kunna säkra spretsträsets förekomst i Sverige och motverka dess dåliga spridningsförmåga. En etablering förväntas bli (mycket) framgångsrik om miljön ”passar”. Speciellt lämpliga är lokaler där spretsträse förekom tidigare, men har försvunnit, såsom Norasjön (Upl), samt Karstorpasjön, Aspösjön, Käpplundasjön (alla Vg) (Artportalen 20181014). Före planteringen måste vara säkerställt att vattenkvaliteten är tillräckligt bra för att spretsträse varaktigt skall kunna förekomma. En förkultivering verkar inte vara nödvändig eftersom täta bestånd finns på flera av artens aktuella svenska lokaler (Kyrkander 2007, Zinko 2017, egna observationer). Artens stora konkurrensförmåga medför dock risk för att den konkurrerar med andra undervattensväxter: I Krankesjön, där arten etablerade sig naturligt, är rödsträse idag långt mindre vanlig än tidigare (egna observationer). En noggrann inventering av undervattensvegetationen, särskilt sällsynta arter, bör ske på tilltänkta planteringslokaler (se även Zinko 2017). I motsats till Zinko (2017) anser jag dock inte att spretsträse bör tillhöra de första arter i Sverige som blir föremål för planteringsförsök.

Spretsträse tillhör de arter som kan bli dominerande i kalkrika sjöar och då genom olika återkopplingsmekanismer kan stärka ett stabilt klarvattenstadium med hög vattenkvalité och hög biodiversitet. Bortsett från planteringar som syftar till att säkra spretsträsets förekomst i Sverige, är spretsträse en art som lämpar sig för planteringar i samband med sjörestaureringar. Det bör övervägas att plantera spretsträse på grunt vatten och i hägn på sin tidigare lokal Ringsjöarna, i kombination med och som stöd till andra åtgärder som förbättrar vattenkvaliteten. Arten hittades i Västra Ringsjön så sent som 1950 av A. Lundh enligt herbariematerial i LD.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. kolla upp tänkbara planteringslokaler
2. planteringar i kalkrika sjöar – tidigare lokaler/Ringsjöarna

Stjärnslinke *Nitellopsis obtusa*

Stjärnslinke förekommer i stillastående, permanenta, främst större, kalkrika, oligo- till mesotrofa vatten på kalkgyttja, främst på djupare vatten (ner till ungefär 30 m), men även i grunda, ofta eutrofierade sjöar (Kabus 2014, Schwarzer muntl. 2018). I Sverige finns 17 aktuella lokaler där arten förekommer ner till max 9 m (Levrasjön), men den förekommer även i de mycket grunda sjöarna Hammarsjön och Tåkern. Stjärnslinke har nyligen förgäves eftersökts på sin tidigare lokal Utålsviken (Artportalen 20181014). Arten försvann tidigare från ett antal lokaler i samband med eutrofiering, vilket knappt påverkade antalet lokaler i landet eftersom försvinnandet överlappades med artens utbredning norrut (Blindow 2009a). Arten övervintrar med hjälp av bulbillar eller vintergrönt och bildar täta bestånd, men oosporer bildas mycket sällan. Den har förmodligen svårt att sprida sig, men är mycket konkurrenskraftig om den har etablerat sig.

I experiment med sediment under bestånd av stjärnslinke grodde bulbillar både i starkare och svagare ljus, men inga oosporer (Holzhausen et al. 2018, Holzhausen muntl. 2018). På laboratoriet kan gröna plantor kultiveras i naturligt sediment, dock ej i sand. Kultivering av stjärnslinke lyckas inte lika enkelt som hos sträfsse-arterna (Holzhausen muntl. 2018), även Krautkrämer (e-mail 2018) misslyckades med att odla arten. I samband med fysiologiska försök har stjärnslinke visserligen hållits i kultur på laboratoriet under längre tid (Kurtyka et al. 2011, Kisnieriene et al. 2012), men förmodligen inte förökats.

Även stjärnslinkets förekomst i Sverige skulle kunna säkras med hjälp av planteringar och motverka artens dåliga spridningsförmåga. Precis som spretsträfsse kan arten dock lätt konkurrera ut andra undervattensväxter (Schwarzer muntl. 2018). I Krankesjön som redan under mitten av 1980-talet övergick till ett klarvattenstadium med expansion av kransalger (Blindow et al. 1993), hittades stjärnslinke först 2009, fast redan då i täta bestånd (Artportalen 20181014), och har sedan dess brett ut sig i sjön på bekostnaden av ex. rödsträfsse (egna observationer). I Nordamerika är stjärnslinke en invasiv art som konkurrerar ut inhemsk vegetation inklusive andra kransalger (Brainard & Schulz 2017, Cahill 2017), och mekanisk samt kemisk bekämpning har föreslagits (Cahill 2017). Före en plantering bör därför undervattensväxterna på den tilltänkta lokalen inventeras noga, särskilt sällsynta arter (se även Zinko 2017). I motsats till Zinko (2017) anser jag dock inte att stjärnslinke bör tillhöra de första arter i Sverige som blir föremål för planteringsförsök.

Även stjärnslinke även en art som lämpar sig för planteringar i samband med sjörestaureringar. I Phoenix-See, Tyskland, etablerades arten efter att sediment från en annan sjö innehållande oosporer hade transplanterats dit (se appendix 2). Det bör övervägas att plantera stjärnslinke på grunt vatten och i hägn på sin tidigare lokal Ringsjöarna, i kombination med och som stöd till andra åtgärder som förbättrar vattenkvaliteten. Arten hittades i Östra och Västra Ringsjön samt i Sätöftasjön så sent som 1950 av A. Lundh enligt herbariematerial i LD. Richard Nilsson, (Ringsjöns vattenråd, Höörs kommun) tog under 2017 redan kontakt med John Strand och mig samt Karin Olsson (Länsstyrelsen Skåne) för att diskutera denna fråga inklusive tillstånd för en sådan plantering. Än så länge verkar vattenkvaliteten i Ringsjöarna dock inte bra, undervattensvegetationen domineras av långskottsväxter som inte når långt ner i vattnet. En tendens till förbättring finns dock med ett ökat artantal (Ekologgruppen i Landskrona AB 2010, 2012).

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. kolla upp tänkbara planteringslokaler

2. planteringar i kalkrika sjöar – tidigare lokaler/Ringsjöarna

Grovslinke *Nitella translucens*

Grovslinke förekommer i Sverige på 7 lokaler i Blekinge, Hallands och Kalmar län och har försvunnit från 4 ytterligare lokaler (Artportalen 20181008). Det kan tänkas förekomma på fler lokaler (Zinko 2017, Å. Widgren muntl. 2018). Arten förekommer i kalkfattiga, oligo- till mesotrofa, stående vatten, ofta med höga mängder av humusämnen och på dy, oftast grunt (0,5-2,5 m), men även ner till 10 m. Den föredrar svagt surt till neutralt vatten (Bruinsma 2007, Becker & Doege 2014) och undviker hög kalkhalt, har dock även hittats vid 80 mg/L Ca (Corillion 1957, van Raam 1998, Doege et al. 2014, Becker & Doege 2014). I Sverige har den betecknats som en typisk ”skogssjöart” (Zinko 2017). Den är vintergrön och bara sparsamt fertil, men bildar ofta täta bestånd. Detta tyder på att grovslinke har svårt att sprida sig och är relativt konkurrenskraftigt, men lite är känt om artens spridnings- och konkurrensförmåga.

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning eller om / hur arten kan kultiveras (Holzhausen muntl. 2018). Grovslinke har hållits i kultur på laboratoriet för fysiologiska experiment under minst 3 månader i små plastkärl innehållande en närsaltlösning och med artificiellt ljus. pH-värdet var 5,5, temperaturen mellan 21 och 24°C (Cruz-Mireles & Ortega-Blake 1991). Även Spanswick (1972) och Spanswick & Miller uppger metoder för kultur på laboratoriet. Det är dock oklart om plantorna har tillväxt eller bara hållits vid liv.

Även om mörkertalet i Sverige kan (!) vara stort, anses planteringar som angelägna. Planteringsförsök kunde först göras i hägn i sjöar där arten förekommer, ex. Vitavatten där mycket kraftiga bestånd fanns under 2014 och 2016 (Å. Widgren, 2019, Artportalen 20181008). Planteringar till tidigare lokaler där arten ej har återfunnits (Lärkesholmssjön, Gårdsjön, Sörabysjön, Innaren, Artportalen 20181014) bör övervägas; dessa sjöar måste självklart då ha en vattenkvalité som motsvarar grovslinkets miljökrav. Artens tidigare lokal Öjasjön anses ej vara lämplig för en plantering eftersom sjön under senare år har blivit brunare och ger intryck av att vara eutrofierad (Å. Widgren, 2019). Planteringarna kunde genomföras med växtmaterial på befintliga lokaler utan förkultivering. Beståndens omfattning på befintliga lokalerna bör därför övervakas noga.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

fortsatta inventeringar samt uppskattning av beståndsstorleken på befintliga lokaler. eDNA kan vara en lämplig metod för att undersöka förekomst i respektive lokal: Slinke-arter kan lätt identifieras med hjälp av eDNA. Eftersom grovslinke genetiskt liknar uddslinke, är en fullständig sekvensering nödvändig (P. Nowak, muntl. 2019).

1. planteringsförsök på befintliga lokaler
2. planteringar på tidigare lokaler

Uddslinke *Nitella mucronata*

Efter inventeringar hittades uddslinke på ungefär 50 lokaler i Sverige på 0,3-3 m djup, främst i sjöar, men även i en anlagd damm samt i Broströmmen (rinnande vatten) (Artportalen 20181014). Arten har en bred ekologisk amplitud och förekommer i många olika habitat såsom sjöar, rinnande vatten och småvatten. I Sverige verkar den undvika

temporära vatten, som är artens främsta habitat i Serbien (Vesić et al. 2011). Den finns i kalkrika och kalkfattiga, oligo- till eutrofa vatten med varierande ledningsförmåga och verkar klara eutrofiering bättre än många andra kransalger. Den växer oftast grunt, men även ner till 25 m (Simons & Nat 1996, Doege et al. 2014, Korsch 2014b). Uddslinke övervintrar vanligen grönt. Det uppträder ofta i mattor och kan vara relativt konkurrenskraftig. Ingenting är känt kring artens spridningsförmåga.

I experiment grodde oosporer av uddslinke enbart i starkt ljus, inte vid svagare ljus, vilket förklarades med att arten främst förekommer i grunt vatten (Holzhausen et al. 2018, Holzhausen muntl. 2018). Arten kan lätt kultiveras (Krautkrämer, e-mail 2018), dock inte under så lång tid som många arter i släktet *Chara* (Holzhausen muntl. 2018).

Planteringar verkar vara relativt lätt att genomföra: I Phoenix-Syee, Tyskland, etablerades växten efter att sediment innehållande oosporer från en annan sjö hade transplanterats (appendix 2). Planteringar verkar dock inte behövas för att säkra artens förekomst i Sverige, men kan vara aktuella vid sjörestaureringar (Zinko 2017).

Uddrufse lämpar sig för att testa om klippning flera gånger om året kan vara en bra metod för att främja kransalger i konkurrensen mot långskottsväxter (se avsnitt 6). Det borde genomföras i begränsade områden på en eller flera av uddrufsets lokaler.

Rekommendationer:

1. Klippning av långskottsväxter på befintlig(a) lokal(er)

Spädslinke *Nitella gracilis*

Spädslinke har aktuellt 12 lokaler i Sverige från Skåne till Norrbotten. Det har inte återfunnits på flera av sina tidigare lokaler (Kyrkander 2007, Artportalen 20181008). Arten finns främst i småvatten, även temporära (dammar, diken, även små pölar). Spädslinke är en pionjärart som snabbt dyker upp i nyskapade småvatten, men försvinner snabbt igen på grund av konkurrens från andra växter. Det föredrar oligo- till mesotroft, kalkfattigt vatten, och växer främst på grunt vatten, sällan djupare, max ner till 4 m (Doege et al., 2014, Korsch 2014a). I Sverige har det hittats i okalkade försurade samt i oligotrofa kalkade sjöar, olika typer av småvatten samt i utsötat brackvatten (Artportalen 20181014). Ovanligt djupt förekommer spädslinke i Skären, Vallentuna kommun, Stockholms län, där det hittades 2018 på mellan 2,7 och 5,3 m djup, delvis mattbildande (Thureson 2019). Spädslinke är ettårigt och övervintrar sällan grönt, rikligt fertilt, har bra spridningsförmåga, men är konkurrenssvag. I en damm i Pikaböl (Kronobergs län, Uppvidinge kommun) hittades det dock grönt under ca 10 cm is och några cm snö ovanpå (R. Bengtsson, pers. medd. 2019).

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning eller om/hur arten kan kultiveras (Holzhausen muntl. 2018). Spädslinke har framgångsrikt kultiverats på laboratoriet (Rodrigo, e-mail 2018).

Spädslinke har bara ett fåtal kända lokaler i Sverige. Eftersom det föredrar svagt buffrade habitat hotas det inte bara av eutrofiering, utan även förurning (Becker 2014). Planteringar anses som mycket angelägna för att säkra artens förekomst i Sverige. Detta försvåras av att bestånden på de befintliga lokalerna kan ha en låg omfattning, vilket skulle innebära att arten måste kultiveras och förökas före en plantering. Eftersom förutsättningar för oosporernas groning inte är kända, och eftersom slinke-arter generellt är svårare att hålla i

kultur än sträfsarter (Holzhausen muntl. 2018), är det osäkert om en sådan förkultivering lyckas. En metod liknande den som har tillämpats för glas-slinke i Schweiz (Schwarzer 2017) med förkultivering utomhus verkar dock vara lovande. Planteringar av spädslinke inklusive förberedande undersökningar bör därför prioriteras.

Eftersom spädslinke förekommer på habitat med gles vegetation som kan förändras snabbt, dvs tidiga successionstadiet, bör man inte eftersträva att plantera det på tidigare lokaler, utan på lämpliga lokaler inom sitt aktuella utbredningsområde med gles vegetation såsom stränder med störning ex badstränder (Zinko 2017) eller (nyanlagda) småvatten. Långskottsväxter som *Nitella* spp., skörsträfs, papillsträfs samt isoetider skulle som ”följeväxter” kunna indikera ett lämpligt habitat. Upprepad klippning av långskottsväxter (se avsnitt 6) skulle kunna stödja arten i konkurrensen och bör testas på befintliga lokaler.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. fortsatta inventeringar samt uppskattning av beståndsstorleken på befintliga lokaler
2. gröningsförsök, förkultivering
3. klippning av långskottsväxter på befintliga lokaler
4. planteringar på lämpliga lokaler

På spädslinkets tidigare lokaler kunde förekomsten av oosporer med hjälp av eDNA (se avsnitt 7 samt nedan, höstlinke) undersökas.

Höstlinke *Nitella syncarpa*

Höstlinke förekommer idag bara i Limsjön och Svinssjön i Dalarna. Arten återfanns 2008 inte i sin tidigare lokal Helgsjön (Artportalen 201801008). Alla tre lokaler ligger nära varandra. Arten är utgången från ett större antal lokaler främst i södra Sverige (Blindow 2009b). Höstlinke förekommer i sjöar, diken och småvatten inklusive temporära vatten. Det hittas främst i mesotroft, ibland i eutroft vatten som kan vara svagt surt till basiskt. Höstlinke växer främst på grunt vatten, men kan i sjöar gå ner till 8 m (Vesić et al. 2011, Korte et al. 2014, S. Olsdorf, e-mail 2018). Det övervintrar med hjälp av oosporer och anses som konkurrenssvagt.

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning eller om hur arten kan kultiveras (Holzhausen, muntl. 2018). Det är sannolikt att oosporer enbart gror under en viss tid på året: samtliga fynd i Sverige är begränsade till juli och augusti, medan ”systerarten” vårslinke *Nitella capillaris* enbart har hittats mellan april och juni (Blindow 2009b, Artportalen 20181014).

Höstlinke är starkt hotat i Sverige med mycket få kända lokaler. Förekomsten i Svinssjön hotas dessutom av övergödning (Kyrkander & Örnberg 2012). Planteringar anses som mycket angelägna för att säkra artens förekomst i Sverige. Beståndet i Limsjön är relativt omfattande (Kyrkander & Örnberg 2012) och har därför föreslagits som ”stampopulation” vid planteringar (Zinko 2017). Ändå kan det bli nödvändigt att förkultivera och föröka arten före en plantering. Eftersom förutsättningarna för oosporernas groning inte är kända och dessutom möjligen lyckas enbart i ett begränsat ”tidsfönster”, och eftersom slinkearter generellt är svårare att hålla i kultur än sträfsarter (Holzhausen muntl. 2018), är det osäkert om en sådan förkultivering lyckas. En metod liknande den som har tillämpats för

glas-slinke i Schweiz (Schwarzer 2017) med förkultivering utomhus verkar dock vara lovande. Zherelova (1989a, b) har undersökt jontransportmekanismer hos höstslinke på laboratoriet. Detta förutsätter att hon har haft tillgång till en stamkultur alternativt tagit in växterna från fält, vilket inte har uppgivits i publikationerna. En förfrågan har inte besvarats.

Planteringar av höstslinke inklusive förberedande undersökningar bör prioriteras. Eftersom höstslinke förekommer på habitat med gles vegetation som kan förändras snabbt (tidiga successionsstadier), bör man inte eftersträva att (enbart) plantera det på tidigare lokaler, utan på lämpliga lokaler inom sitt aktuella utbredningsområde såsom stränder med gles vegetation. Lågs-kottsväxter som *Nitella* spp., skörsträse, papillsträse samt isoetider och *Pilularia globulifera* skulle som ”följeväxter” kunna indikera ett lämpligt habitat. Upprepad klippning av lågs-kottsväxter (se avsnitt 6) skulle kunna gynna arten i konkurrensen och bör testas på befintliga lokaler.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. fortsatta inventeringar samt uppskattning av beståndsstorleken på befintliga lokaler
2. groningsförsök, förkultivering
3. klippning av lågs-kottsväxter på befintliga lokaler
4. planteringar på lämpliga lokaler

Höstslinke är den art i Sverige där det verkar vara mest lovande och angeläget att undersöka om oosporer förekommer i sjösediment. Detta kunde göras med hjälp av eDNA i Limsjön, Svinssjön, Helgsjön samt andra sjöar i regionen som kan vara lämpliga lokaler (se avsnitt 7). Om arten hittas i sedimenten, borde den kunna återetableras genom att skapa vegetationsfria ytor och eventuellt ”röra om” sedimenten på plats.

Dvärgslinke *Nitella confervacea*

Dvärgslinke förekommer på 8 aktuella lokaler i Sverige mellan Kronobergs och Västmanlands län. Det har hittats i brunvattensjöar, men även i hjulspår (Artportalen 20181014). Dvärgslinke kan förekomma i många olika habitat som sjöar, dammar, diken, småvatten inklusive temporära vatten. Det förekommer i oligo- till mesotrofa vatten, ibland även under eutrofa förhållanden, mest vid ett neutralt pH och främst på grunt vatten med dygt botten, men det har även hittats på 15 m djup (Vesić et al. 2011, Bruinsma & Aptroot 2012/13, Doege et al. 2014, Pätzold et al. 2014). Även i Sverige förekommer arten främst på grunt vatten (Zinko 2017), men har ibland hittats på djupare vatten. I Losjön, Uppvidinge kommun (Kronobergs län) växte den rikligt på djup mellan 2,5 och 3,4 meter (R. Bengtsson, pers. medd. 2019). I Skären, Vallentuna kommun, Stockholms län, växte dvärgslinke 2018 på 2,7 – 5,4 meters djup, mattor hittades på mellan 4 och 5,2 meters djup (Thuresson 2019). Arten har försvunnit från flera av sina tidigare svenska lokaler (Artportalen 20181014, Thuresson 2019). Den övervintrar som oospor och är mycket konkurrenssvag. Den är en pionjärväxt som föredrar öppna ställen (Pätzold et al. 2014).

Kunskap om dvärgslinkets livsmiljöer saknas, och det är svårt att hitta eftersom det ofta växer i bottenlammet (Zinko 2017). Dessutom föreligger förväxlingsrisk med nordslinke *Nitella wahlbergiana* samt spädslinke. Arten kan vara vanligare i Sverige än vad som är känt.

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning eller om/hur arten kan kultiveras (Holzhausen muntl. 2018).

Inventeringar är högprioriterade, men även planteringar eftersom antalet lokaler i Sverige är mycket litet. I Möckeln förekom dvärgslinker ganska riklig i stranddrift, sådana växter kan möjligen användas direkt för planteringar på andra ställen. Ändå kan det bli nödvändigt att arten måste kultiveras och förökas före en plantering. Eftersom förutsättningar för oosporernas groning inte är kända, och eftersom slinke-arter generellt är svårare att hålla i kultur än sträfs-arter (Holzhausen muntl. 2018), är det osäkert om en sådan förkultivering lyckas. En metod liknande den som har tillämpats för glas-slinker i Schweiz (Schwarzer 2017) med förkultivering utomhus verkar dock vara lovande. Planteringar av dvärgslinker inklusive förberedande undersökningar bör därför prioriteras.

Lämpliga planteringslokaler är grunda strandområden i sjöar som Öjaren samt Sandsjön, Almyndsryd, där dvärgslinker förekom innan, men inte återhittades (Artportalen 20181008), samt (nyanlagda) småvatten (Zinko 2017). Zinko (2017) påpekar att dvärgslinker inte bör planteras på lokaler där det redan finns, vilket skulle kunna undersökas med eDNA-prov av sedimenten (se avsnitt 7). Långskottsväxter som *Nitella* spp., skörsträfs, papillsträfs samt isoetider och *Pilularia globulifera* skulle som ”följeväxter” kunna indikera ett lämpligt habitat, även skaftslamkrypa *Elatine hexandra* har nämnts (Zinko 2017). Upprepad klippning av långskottsväxter (se avsnitt 6) eller rensning av omgivande vegetation skulle kunna gynna arten i konkurrensen och bör testas på befintliga lokaler.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. fortsatta inventeringar samt uppskattning av bestandsstorleken på befintliga lokaler
2. groningsförsök, förkultivering
3. klippning av långskottsväxter/rensning av omgivande vegetation på befintliga lokaler
4. planteringar på lämpliga lokaler

Barklöst sträfs *Chara braunii*



Fig. 6.1. Finjasjön, där barklöst sträfsse hittades under 2018, är kraftigt eutrofierad. Foto Mikael Svensson.

Barklöst sträfsse förekommer i Sverige på ungefär 20, delvis närbelägna lokaler i Bottenviken (Norrbotten) (Artportalen 20181014). Efter att den länge var utgången från sina (idag eutrofierade) sötvattenslokaler i Vänern och Brunnsjön (Blindow 2009c), hittades den under 2018 i Roxen (Svartåns mynning) på ner till 2,9 m djup samt i Finjasjön, den senare är kraftigt eutrofierad (Fig. 6.1). Strand & Weisner (2001) hittade inte arten där under 1992-1997 när undervattensvegetationen hade ökat efter en biomanipulation – dock undersöktes då enbart några provrutor. Inte heller Strand (2017) uppgår arten från Finjasjön.

Barklöst sträfsse har en påfallande stor ekologisk amplitud. Det finns på djupt och mycket grunt vatten, i oligotroft och eutroft vatten, sötvatten och brackvatten, kalkrikt och mjukt vatten. I Tyskland förekommer det främst i småvatten, ex. fiskdammar, med mycket varierande närsaltskoncentrationer, mest med lågt pH-värde och växande på grunt vatten. Det har betecknats som en varmvattensart, som saknas på större djup (Franke & Doege 2014), vilket stämmer dåligt med förekomsten i norra Sverige eller i Chile där det finns i södra delen av landet, ofta på djupare vatten ner till 33 m (Blindow et al. 2018). Även i Japan har arten hittats ner till 15 m djup (Krause 1997). Barklöst sträfsse övervintrar grönt eller med oosporer. Det har betecknats som en typisk pionjärart med mycket god spridningsförmåga, men låg konkurrensstyrka (Franke & Doege 2014). En sådan livsstrategi stämmer in på förekomsten i Bottenviken, där arten växer på mycket grunt vatten som säkert utsätts för kraftig ispåverkan, men inte med artens förekomst på stort djup i sjöar.

Trots att barklöst sträfsse morfologiskt endast uppvisar en låg variabilitet, tyder den ovanligt stora ekologiska amplituden på att det kan bestå av flera taxonomiska enheter (Franke & Doege 2014). Mycket riktigt resulterar genetiska analyser i en mycket stor variabilitet, och en närmare undersökning är angelägen (Nowak muntl. 2018).

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning (Holzhausen muntl. 2018). I Japan kultiveras arten utomhus i behållare med ledningsvatten och sand från en flod på ett tunt lager av jord (Amirnia et al. 2019). Imahori & Iwasa (1965) samt Sato et al. (2014) har på laboratoriet erhållit axeniska kulturer av barklöst sträfsse för fysiologiska undersökningar efter att oosporer ytsteriliserades med natriumhypoklorit. [Axeniska kulturer där inga andra organismer finns bortsett från målarten, är hos många växer svåra att etablera. Det har lyckats hos kransalger eftersom oosporerna täcks att en tjock cellvägg där bakterier / svampsporers mm kan avlägsnas med olika reagens utan att oosporen skadas. Se bl.a. Forsberg 1965c – kommentar Irmgard]. Kulturerna odlas i kärl med ett sediment bestående av sand, jord och löv samt destillerat vatten och artificiellt ljus vid 23 °C (Sato et al. 2014). Arten kultiveras med framgång på universitetet i Marburg, Tyskland, med den metod som utvecklades av Wüstenberg et al. (2011), detta gäller dock bara för växter härstammande från Hawaii; en kultur från Japan växer dåligt; man försöker även etablera den metod som beskrivs av Sato et al. (2014) (Stefan Rensing muntl. 2018). Även Foissner et al. (1996) beskriver framgångsrik kultivering i akvarier innehållande torv, sand och destillerat vatten under artificiellt ljus och ungefär 20°C. En liknande metod användes av Schmölzer et al. (2011) med plantor etablerade från skottspetsar i akvarier innehållande en blandning av torv, sand och jord samt destillerat vatten under artificiellt ljus vid ungefär 20°C. Tillväxten är så pass bra att skottspetsar kan ”skördas” för

fysiologiska experiment. På universitetet i Valencia, Spanien, misslyckades kultiveringen, men bara få försök gjordes (Rodrigo, e-mail 2018).

Planteringar av växter från Finjasjön eller Roxen till lämpliga närbelägna lokaler bör övervägas; växter från Bottenviken bör dock inte spridas till sötvattenslokaler med tanke på de taxonomiska frågetecknen. Eftersom arten finns på relativt många lokaler i Bottenviken anses planteringar inom denna region som onödiga.

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. övervakning av förekomsten i Roxen och Finjasjön
2. gröningsförsök, förkultivering
3. planteringar på lämpliga lokaler

Fjällrufse *Tolypella canadensis*

Fjällrufse förekommer aktuellt på 8 lokaler i Sverige, samtliga i Norrbotten (Artportalen 20181014). Det kunde vid de senare årens inventeringarna återfinnas på alla sina lokaler i Norrbotten [obs. att även Kilpisjärvi var omnämnt i ÅGP men som en finsk lokal] (Pettersson et al. 2008, Blindow 2009d, Zinko 2017, Artportalen 20181008). Däremot verkar det inte ha eftersökts på sin tidigare lokal Gardviken i Västerbotten (Artportalen 20181008). Det är ofta mattbildande och har hittats på 1-18 m djup, djupast i Torneträsk (vilket vid inventeringen hade siktdjup på 12,5 m; Artportalen 20181008). Arten växer ofta på djupare vatten (Langangen & Blindow 1995, Romanov & Kopyrina 2016) och verkar trivas bäst på exponerade habitat och i rinnande vatten (Langangen & Blindow 1995). Den föredrar mjukvatten med låga Ca-koncentrationer och neutralt pH (Langangen 1993). Arten har en cirkumpolär utbredning med lokaler i Norge, Sverige, Finland, Island, Grönland, Kanada, Alaska och Ryssland (Langangen 1993, Langangen & Blindow 1995, Langangen et al. 1996, Mjelde & Edvardsen 1996, Langangen & Zhakova 2002, Romanov & Kopyrina 2016). Temperaturen på lokalerna har uppgetts till max 17°C (Langangen 1993), mest lägre, vilket tyder på att arten kan vara kallstenoterm (Romanov & Kopyrina 2016). Fjällrufse övervintrar grönt eller med bulbillier.

Ingenting verkar vara känt kring förutsättningar för oosporernas groning (Holzhausen, muntl. 2018). I ett kulturförsök överlevde den vid temperaturer kring 0°C, men var i dåligt skick vid högre temperatur (Langangen 1993). Systematiska försök med kultivering har inte gjorts.

Bestånden i Sverige verkar vara stabila, och antalet lokaler kan vara kraftigt underskattat. Planteringar är därför inte angelägna, däremot behövs mer inventeringar samt kunskap om artens ekologi, främst temperaturkraven (Zinko 2017). Inventeringarna har hittills inte genomförts i den omfattning som planerades i förra åtgärdsprogrammet (Blindow 2009d) på grund av höga kostnader. Inventeringarna med hjälp av eDNA skulle kunna sänka kostnaderna. Prov på både vatten- och växtmaterial togs i Torneträsk under 2018, detta har dock inte skickats till analysen i Rostock än och efterfrågades nyligen därifrån (P. Nowak muntl. 2018).

Rekommendation (siffrorna motsvarar prioriteringen):

1. Inventeringar med hjälp av eDNA

2. Kulturförsök för att reda ut artens temperaturkrav

Tack

Jag fick mycket värdefull hjälp av många experter under framställningen av denna rapport.

Ett stort tack till:

Maria Carlsson för en mycket rolig kurs i Bromölla, alla spännande diskussioner och för en kritisk och noggrann genomgång av manuskriptet.

Roland Bengtsson, Tina Kyrkander, Mats Thuresson och Åke Widgren för givande diskussioner och noggrann genomgång av manuskriptet.

Micke Svensson för introduktion i Artportalen.

Aurelie Boissezon, Michelle Casanova, Ulrike Hamann, Sabine Hilt, Andreas Hussner, Alexandra La Rosée (nee Hösch), Rüdiger Mauersberger, Emile Nat, Mariusz Pelechaty, Maria Rodrigo, Arno Schwarzer, Nick Stewart, Hans-Christoph Vahle, Klaus van de Weyer för uppgifter om etableringar av kransalger i andra länder.

Roland Bengtsson, Andreas Hussner, Tina Kyrkander, Bertil Möllerström och Mikael Svensson för foton.

Petra Nowak för uppgifter om kransalgernas genetik samt genetiska analysmetoder (inkl. eDNA).

Anja Holzhausen för uppgifter om oosporernas groning och egenskaper.

Anja Holzhausen, Maria Rodrigo, Stefan Rensing och Volker Krautkrämer för uppgifter om odling av olika arter.

Silke Olsdorf för uppgifter om höstslinke.

Arno Schwarzer för detaljerade uppgifter om förkultivering och plantering av glas-slinke.

Vincent Bertrin, John Bruinsma, J. Delay, Anja Holzhausen, Erik Jeppesen, Chrystal Kelly, Agnieszka Ławniczak-Malińska, Petra Nowak, Mariusz Pelechaty, Maria Rodrigo, Arno Schwarzer, Nick Stewart, Mats Thuresson, Klaus van de Weyer för litteratur.

CC BY - Havs- och vattenmyndigheten

Litteratur

- Abernethy, V.J., Sabbatini, M.R., Murphy, K.J. 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: 219-224.
- Agami, M., Waisel, Y. 1986. The role of mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) in distribution and germination of seeds of the submerged hydrophyte *Najas marina* L. *Oecologia* 68: 473–475.
- ALcontrol AB, Hushållningssällskapet I Halland. 2017. Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Slutrapport 2017. Växjö kommun.
- Alonso-Guillén, J.L. 2011. Charophytes in restoration of aquatic ecosystems. A study case within Albufera de València Natural Park. Ph.D. Thesis. Universitat de Valencia, Spain.
- Almestrand, A., Lundh, A. 1951a: Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes. I. Higher aquatic vegetation. *Botaniska Notiser Suppl.* 2:3.
- Antonsson, K. 2012. Policy för odling och utsättning av rödlistade arter i Östergötlands län. 2012–2018. Länsstyrelsen i Östergötlands län. Dnr. 511-5818-1000-001.
- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.). 2016. Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. Springer
- Arendt, K., Berg, C., Bolbrinker, P., Teppke, M. 2004. Charetea F. Fukarek ex Krausch 1964 – Limnische Armleuchteralgen-Grundrasen. In: Berg C, Dengler J, Abdank A, Isermann, M (Hrsg.). Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Weissdorn-Verlag, Jena, pp. 93–101.
- Amirnia, S., Asaeda, T., Takeuchi, C., Kaneko, Y. 2019. Manganese-mediated immobilization of arsenic by calcifying macro-algae, *Chara braunii*. *Science of the Total Environment* 646: 661–669.
- Asaeda, T., Rajapakse, L., Sanderson, B. 2007. Morphological and reproductive acclimations to growth of two charophyte species in shallow and deep water. *Aquatic Botany* 86: 393–401.
- Azella, M. 2014. Italian Volcanic lakes: a diversity hotspot and refuge for European charophytes. *Journal of Limnology* 73: 502-510.
- Bakker, E.S., Sarneel, S.M., Gulati, R.D., Liu, Z., van Donk, E. 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia* 710: 23-37.
- Bakker, E.S., van Donk, E., Declerck, S.A.J., Helmsing, N.R., Hidding, B., Nolet, B.A. 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. *Basic and Applied Ecology* 11: 432-439.
- Bal, K.D., Van Belleghem, S., Deckere, E., Meire, P. 2006: The re-growth capacity of sago pondweed following mechanical cutting. *Journal of Aquatic Plant Management* 44: 139–141.
- Balayla, D., Boll, T., Trochine, C., Jeppesen, E. 2017. Could artificial plant beds favour microcrustaceans during biomanipulation of eutrophic shallow lakes? *Hydrobiologia* 802: 221–233
- Barett, S.C.H., Kohn, J.R. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: Implications for conservation.” In: *Genetics and Conservation of Rare Plants*, edited by D.A. Falk and K.E. Holsinger, pp. 3–30. New York: Oxford University Press.

- Barko, J.W., Smart, R.M. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs* 51: 219–236.
- Barrat-Segretain, M. H., Bornette, G., Hering-Vilas-Boas, A. 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. *Aquatic Botany* 60: 201–211.
- Barrat-Segretain, M. H., Henry, C. P., Bornette, G. 1999: Regeneration and colonisation of aquatic plant fragments in relation to the disturbance frequency of their habitats. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 111–127.
- Becker, R. 2014. Gefährdung und Schutz von Characeen. pp. 149-192 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands*.
- Becker, R., Doege, A. 2014. *Nitella translucens*. pp. 493-505 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands*.
- Bertrin, V., Boutry, S., Dutartre, A., Lambert, E. 2013. Communautés de Characées des lacs médocains (Sud-Ouest de la France). *Éléments d'écologie et de distribution (Characeae communities in the Medoc area lakes (South-West France). Elements of ecology and distribution)*. *Acta Botanica Gallica: Botany Letters* 160: 131–140.
- Blindow, I. 1992a. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* 28: 9–14.
- Blindow, I. 1992b. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28: 15–27.
- Blindow, I. 2009a. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: Arter i kalkrika sjöar 2008-2011. Trådsträse (*Chara filiformis*), spretsträse (*Chara rudis*), stjärnslinke (*Nitellopsis obtusa*). Naturvårdsverket. Rapport 5848.
- Blindow, I. 2009b. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: Slinke-arter i sjöar och småvatten 2008-2011. Grovlinke (*Nitella translucens*), uddslinke (*Nitella mucronata*), spädslinke (*Nitella gracilis*), höstslinke (*Nitella syncarpa*), dvärgslinke (*Nitella confervacea*). Naturvårdsverket. Rapport 5850.
- Blindow, I. 2009c. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: tuvsträse och barklöst sträse 2008-2011. Tuvsträse (*Chara connivens*), barklöst sträse (*Chara braunii*). Naturvårdsverket. Rapport 5851.
- Blindow, I. 2009d. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: fjällruse 2008-2011. (*Tolypella canadensis*). Naturvårdsverket. Rapport 5852.
- Blindow, I. 2009e. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: Arter i småvatten/periodiska vatten 2008-2011. Vårslinke (*Nitella capillaris*), uddruse (*Tolypella intricata*), trubbruse (*Tolypella glomerata*). Rapport 5849.
- Blindow, I., Hargeby, A., Hilt, S., 2014. Facilitation of clear-water conditions in shallow lakes by macrophytes: differences between charophyte and angiosperm dominance. *Hydrobiologia* 737, 99–110.
- Blindow, I., Dahlke, S., Dewart, A., Flügge, S., Hendreschke, M., Kerkow, A., Meyer, J., 2016. Composition and diaspore reservoir of submerged macrophytes in a shallow brackish water bay of the southern Baltic Sea – influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia* 778: 121-136.
- Blindow, I., Dietrich, J., Möllmann, N., Schubert, H. 2003. Growth, photosynthesis and fertility of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Aquatic Botany* 76: 213-234.
- Blindow, I., Marquardt, R., Schories, D., Schubert, H. 2018. Charophytes of Chile – Taxonomy. 1. Chareae. *Nova Hedwigia* 107: 1-47.

- Blindow, I., Schütte, M. 2007. Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Hydrobiologia* 584: 69–76.
- Bociag, K., Rekowska, E. 2012. Are stoneworts (Characeae) clonal plants? *Aquatic Botany* 100: 25–34.
- Bohman, P. 2018. eDNA i en droppe vatten. Vattenprovtagning av DNA från fisk, kräftor och musslor – en kunskapssammanställning. Sveriges lantbruksuniversitet, Aqua reports 2018:18.
- Boll, T., Balayla, D., Andersen, F., Jeppesen, E. 2012. Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal? *Hydrobiologia* 679: 175–186.
- Bonis, A., Grillas, P. 2002. Deposition, germination and spatiotemporal patterns of charophytes propagule banks: a review. *Aquatic Botany* 73: 235–348.
- Brainard, A.S., Schulz, K.L. 2017. Impacts of the cryptic macroalgal invader, *Nitellopsis obtusa*, on macrophyte communities. *Freshwater Science* 36: 55–62.
- Brochet, A.L., Guillemain, M., Fritz, H., Gauthier-Clerc, M., Green, A.J. 2010. Plant dispersal by teal (*Anas crecca*) in the Camargue: duck guts are more important than their feet. *Freshwater Biology* 55: 1262–1273.
- Bruinsma, J. 2007. Waterplanten in poelen langs de Tongelreep bij de Achelse Kluis. *Gorteria* 32: 111–123.
- Bruinsma, J., Aptroot, A. 2012/2013. *Nitella confervacea* (Bréb.) A.Braun ex Leonh. – nieuw voor Nederland. *Gorteria* 36: 25–31.
- Brzozowski, M., Pelechaty, M., Pietruczuk, K. 2018. Co-occurrence of the charophyte *Lychnothamnus barbatus* with higher trophic submerged macrophyte indicators. *Aquatic Botany* 151: 51–55.
- Cahill, B.C. 2017. State of Michigan's Status and Strategy for Starry Stonewort (*Nitellopsis obtusa* (Desv. in Loisel.) J. Groves) Management. Central Michigan University, Technical Report.
- Casanova, M.T., Brock, M.A. 1990. Charophyte germination and establishment from the seed bank of an Australian temporary lake. *Aquatic Botany* 36: 247–254.
- Casanova, M.T., Brock, M.A. 1996. Can oospore germination patterns explain charophyte distribution in permanent and temporary wetlands? *Aquatic Botany* 54: 297–312.
- Chen, K.N., Bao, C.H., Zhou, W.B. 2009. Ecological restoration in eutrophic Lake Wuli: a large enclosure experiment. *Ecological Engineering* 35: 164.
- Clausen, P., Nolet, B.A., Fox, A.D., Klaassen, M. 2002. Long-distance endozoochorous dispersal of submerged macrophyte seeds by migratory waterbirds in northern Europe — a critical review of possibilities and limitations. *Acta Oecologia* 23: 191–203.
- Corillion, R. 1957. Les charophycées de France et d'Europe Occidentale, Réimpression autorisée 1972. Otto Koeltz Verlag, Koenigstein Taunus, 499 S.
- Cruz-Mireles, R.M., Ortega-Blake, I. 1991. Effect of Na₃VO₄ on the P state of *Nitella translucens*. *Plant Physiology* 96: 91–97.
- Dahlgren, L. 1953. Nya lokaler för *Nitella Nordstedtiana* och *Equisetum variegatum* i Södermanland. *Botaniska Notiser* 1953: 142–143.
- Delay, J., Petit, D. 2013. Contribution to the knowledge of several Characeae from Northern France. *Acta Botanica Gallica* 160: 141–148.
- de Winton, M.D., Casanova, M.T., Clayton, J.S. 2004. Charophyte germination and establishment under low irradiance. *Aquatic Botany* 79: 175–187.
- de Winton, M.D., Clayton, J.S. 1996. The impact of invasive submerged weed species on seed banks in lake sediments. *Aquatic Botany* 53: 31–45.

- de Winton, M.D., Clayton, J.S., Champion, P.D. 2000. Seedling emergence from seed banks of 15 New Zealand lakes with contrasting vegetation histories. *Aquatic Botany* 66: 181-194.
- Doege, A., van de Weyer, K., Becker, R., Schubert, H. 2014. Bioindikation mit Characeen. pp. 97-138 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.
- Doege, A., Hahn, S. 1999. Bemerkenswerte Charophyceae-Funde aus Sachsen. *Lauterbornia* 36: 13-19.
- Doll, R. 1989. Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer im Norden der DDR – Teil I. Die Gesellschaften des offenen Wassers (Characeen-Gesellschaften). *Feddes Repertorium* 100(5-6): 281-324.
- Du Rietz, G.E. 1945. *Nitella Nordstedtiana* i två uppländska sjöar. *Svensk Botanisk Tidskrift* 39: 83-94.
- Ekologgruppen. 2009. Aktiv etablering av sällsynta våtmarksarter i anlagda våtmarker och dammar. Jordbruksverket, Försöks- och Utvecklingsprojekt (FoU). Dnr 25-10989/07.
- Ekologgruppen i Landskrona AB 2010. Ringsjön. Vattenundersökningar 2009. Landskrona, Rapport.
- Ekologgruppen i Landskrona AB 2012. Rönne å. Sammanfattning av vattenkontrollen 2012. http://www.ringsjon.se/wp-content/uploads/2015/05/RINGrap12_web.pdf.
- Engel, S. 1990. Ecological impacts of harvesting macrophytes in Halverson Lake, Wisconsin, *Journal of Aquatic Plant Management* 28:41-45.
- Fahner, N.A., Shokralla, S., Baird, D.J., Hajibabaei, M. 2016. Large-Scale monitoring of plants through environmental DNA metabarcoding of soil: recovery, resolution, and annotation of four DNA markers. *PLOS ONE*, DOI:10.1371/journal.pone.0157505
- Figuerola, J., Green, A.J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483-494.
- Figuerola, J., Charalambidou, I., Santamaria, L., Green, A.J. 2010. Internal dispersal of seeds by waterfowl: effect of seed size on gut passage time and germination patterns. *Naturwissenschaften* 97: 555-565.
- Foissner, I., Lichtscheidl, I.K., Wasteneys, G.O. 1996. Actin-based vesicle dynamics and exocytosis during wound wall formation in Characean internodal cells. *Cell Motility and the Cytoskeleton* 35: 35-48.
- Forsberg, C. 1960. Subaquatic macrovegetation in Ösbysjön, Djursholm. *Acta Oecologia Scandinavica* 11: 183-199.
- Forsberg, C. 1965a: Environmental conditions of Swedish Charophytes. *Symb. Bot. Ups.* 18: 4.
- Forsberg, C. 1965b. Nutritional studies of *Chara* in axenic cultures. *Physiologia Plantarum* 18: 275-290.
- Forsberg, C. 1965c. Sterile germination of oospores of *Chara* and seeds of *Najas marina*. *Physiologia Plantarum* 18: 128-137.
- Forsberg, C., Forsberg, B. 1961. *Chara rudis* ny for Uppland. *Botaniska Notiser* 114: 108-110.
- Foster Huenneke, L. 1991. Ecological implications of genetic variation in plant populations. I: *Genetics and Conservation of Rare Plants*, edited by D.A. Falk and K.E. Holsinger, pp. 31-44. New York: Oxford University Press.
- Franke, T. 2000. VNP-Teiche in Mittelfranken. *Vergleichsuntersuchungen 1998-2000*. Regierung von Mittelfranken, Ansbach, 95 S.
- Franke, T., Doege, A. 2014. *Chara braunii*. pp. 253-261 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.

- Fugl, K., Myssen, P.M., 2007. Lake Maribo Sønderø. I: Liboriussen, L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. (Eds.), Sørestering i Danmark. Report from NERI no. 636.
- Grace, J. B. 1993: The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. *Aquatic Botany* 44: 159–180.
- Green, A.J., Figuerola, J., Sánchez, M.I. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologia* 23: 177–189.
- Gu, J., He, H., Jinc, H., Yua, J., Jeppesen, E., Nairn, R.W., Li, K. 2018. Synergistic negative effects of small-sized benthivorous fish and nitrogen loading on the growth of submerged macrophytes – Relevance for shallow lake restoration. *Science of the Total Environment* 610–611: 1572–1580
- Gärdenfors, U. (ed.) 2015. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, Uppsala.
- Haas, J.N. 1994. First identification key for charophyte oospores from central Europe. *European Journal of Phycology* 29: 227–235.
- Hargeby, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57: 338–346.
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I., Johansson, S. 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279/280: 83-90.
- Hargeby, A., Blindow, I., Andersson, G. 2007. Long-term patterns of shifts between clear and turbid states in Lake Krankesjön and Lake Tåkern. *Ecosystems* 10: 28-35.
- Hasslow, O.J. 1931. Sveriges characeer. *Botaniska Notiser* 1931: 63-136.
- Hasslow, O.J. 1945. Einige Characeenbestimmungen IV. *Botaniska Notiser* 1945:121.
- Herbst, A., Henningsen, L., Schubert, H., Blindow, I. 2018. Encrustations and element composition of charophytes from fresh or brackish water sites – habitat- or species-specific differences? *Aquatic Botany* 148: 29-34.
- Hidding, B., Bakker, E.S., Keuper, S., de Boer, T., de Vries, P.P., Nolet, B.A. 2010b. Differences in tolerance of pondweeds and charophytes to vertebrate herbivores in a shallow Baltic estuary. *Aquatic Botany* 93: 123–128.
- Hidding, B., Brederveld, R.J., Nolet, B.A. 2010a. How a bottom-dweller beats the canopy: inhibition of an aquatic weed (*Potamogeton pectinatus*) by macroalgae (*Chara* spp.). *Freshwater Biology* 55: 1758-1768.
- Hilt, S. 2006. Recovery of *Potamogeton pectinatus* L. stands in a shallow eutrophic lake under extreme grazing pressure. *Hydrobiologia* 570: 95–99.
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M.M., Bakker, E.S., Blindow, I., Davidson, T.A., Gillefalk, M., Hansson, L.-H., Janse, J.H., Janssen, A.B.G., Jeppesen, E., Kabus, T., Kelly, A., Köhler, J., Lauridsen, T.L., Mooij, W.M., Noordhuis, R., Phillips, G., Rücker, J., Schuster, H.-H., Søndergaard, M., Teurlinckx, S., van de Weyer, K., van Donk, E., Waterstraat, A., Willby, N., Sayer, C.D. 2018. Response of submerged macrophyte communities to external and internal restoration measures in north temperate shallow lakes. *Frontiers in Plant Science* doi: 10.3389/fpls.2018.00194.
- Hilt, S., Brothers, S., Jeppesen, E., Veraart, A.J., Kosten, S. 2017. Translating regime shifts in shallow lakes into changes in ecosystem functions and services. *BioScience* 928-936.
- Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S., van de Weyer, K. 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – guideline and state of the art in Germany. *Limnologia* 36: 155-171.
- Hoffmann, M.A., Benavent González, A., Raeder, U., Melzer, A. 2013. Experimental weed control of *Najas marina* ssp. *intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. *Journal of Limnology* 72: 485-493.

- Holzhausen, A. Interview 2018-11-14, Rostock.
- Holzhausen, A., Porsche, C., Schubert, H. 2018. Viability assessment and estimation of the germination potential of charophyte oospores: testing for site and species specificity. Botany Letters, DOI: 10.1080/23818107.2017.1393460.
- Holtz, L. 1903. Characeen. Kryptogamenflora der Mark Brandenburg Band 4. Borntraeger, Leipzig, 136 S.
- Hootsmans, M.J.M. 1999. Modelling *Potamogeton pectinatus*: for better or for worse. Hydrobiologia 415: 7-11.
- Humberg, B., Beck, M. 2006. Der Makrophytenbestand in ausgewählten Baggerseen der Oberrheinaue. LUBW, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie (Karlsruhe) 102: 1–348.
- Hussner, A., Gross, E.M., van de Weyer, K., Hilt, S. 2014: Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederansiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen Deutschlands. Arbeitskreis „Flachseen“ der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (Herausgeber). <http://www.dgl-ev.de>.
- Hussner, A., I. Stiers, M.J.J.M. Verhofstad, E.S. Bakker, B.M.C. Grutters, J. Hauray, J.L.C.H. van Valkenburg, G. Brundu, J. Newman, J.S. Clayton, L.W.J. Anderson, D. Hofstra. 2017. Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: A review. Aquatic Botany 136: 112-137.
- Hutchinson, G.E. 1975. A treatise on Limnology: III. Limnological botany. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Hutorowicz, A., Dziedzic, J. 2008. Long-term changes in macrophyte vegetation after reduction of fish stock in a shallow lake. Aquatic Botany 88: 265–272.
- Idestam-Almqvist, J. 2000. Dynamics of submerged aquatic vegetation on shallow soft bottom in the Baltic Sea. Journal of Vegetation Science 11: 425–432.
- Imahori, K., Iwasa, K. 1965. Pure culture and chemical regulation of the growth of charophytes. Phycologia 4: 127–34.
- Irfanullah, H.M., Moss, B. 2004. Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water, shallow temperate lake. Aquatic Botany 80: 177–191.
- Jellyman, D., Walsh, J., de Winton, M., Sutherland, D. 2009. A review of the potential to re-establish macrophyte beds in Te Waihora (Lake Ellesmere). Environment Canterbury, Report No. R09/38 ISBN 978-1-86937-968-1.
- Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo., Christoffersen, K. (Eds.) 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer-Verlag, New York, USA.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu Z., Mazzeo, N., Trochine, N., Özkan, K., Jensen, H.S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X., Johansson, L.S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Landkildehus, F., Egemose, S., Meerhoff, M. 2017. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges. Advances in Ecological Research, Volume 47: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>.
- Kabus, T. 2014. *Nitellopsis obtusa*. pp. 505-514 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.
- Kalin, M., Smith, M.P. 2007. Germination of *Chara vulgaris* and *Nitella flexilis* oospores: What are the relevant factors triggering germination? Aquatic Botany 87: 235-241.
- Kautsky, L. 1988. Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. Oikos 53: 126-135.
- Keeley, J.E. 1998. CAM photosynthesis in submerged aquatic plants. Botanical Review 64: 121-175.
- Kelly, C.L., Hofstra, D.E., de Winton, M., Hamilton, D.P. 2012. Charophyte germination responses to herbicide application. Journal of Aquatic Plant Management 50: 150-154

- Kisnieriene, V., Ditchenko, T.I., Kudryashov, A.P., Sakalauskas, V., Yurin, V.M., Ruksenas, O. 2012. The effect of acetylcholine on Characeae K⁺ channels at rest and during action potential generation. *Central European Journal of Biology* 7: 1066-1075.
- Koistinen, M. 2003. *Nitella confervacea* (Breb.) A. Braun ex Leonh. 1863. sid. 168-173 I: Schubert, H. & Blindow, I. (eds.). *Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19.* Gantner Verlag, Ruggell.
- Korsch, H. 2014a. *Nitella gracilis*. pp. 435-443 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.*
- Korsch, H. 2014a. *Nitella mucronata*. pp. 455-463 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.*
- Korte, E., Gregor, T. 2008. Neue Characeenfunde aus Hessen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 19: 7-12.
- Korte, E., Pätzold, F., Doege, A. 2014. *Nitella syncarpa*. pp. 477-485 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.*
- Kozak, A., Goldyn, R. 2016. Macrophyte response to the protection and restoration measures of four water bodies. *International Review of Hydrobiology* 101: 160-172.
- Krause, W. 1983. Characeen-Standorte in Portugal mit besonderer Rücksicht auf den Einfluß des Menschen. *Tuexenia* 3: 289-296.
- Krause, W. 1985. Über die Standortansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern-Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* (Desvaux) J. Groves. *Carolina* 42: 31-42.
- Krause, W. 1997. Charales (Charophyceae). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 18. Gustav Fischer Verlag Jena.
- Krause, W., Walter, E. 1985. Die Characeen der Teiche in Oberfranken. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 65: 51-58.
- Kufel L., Kufel, I. 2002. *Chara* beds acting as nutrient sinks in shallow lakes - a review. *Aquatic Botany* 72:249-260.
- Kuiper, J.J., Verhofstad, M.J.J.M., Louwers, E.L.M., Bakker, E.S., Brederveld, R.J., van Gerven, L.P.A., Janssen, A.B.G., de Klein, J.J.M., Mooij, W.M. 2017. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: battling the good guys? *Environmental Management* 59: 619-634. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-016-0811-2>.
- Kurtyka, R., Burdach, Z., Karcz, W. 2011. Effect of cadmium and lead on the membrane potential and photoelectric reaction of *Nitellopsis obtusa* cells. *Gen. Physiol. Biophys.* 30: 52-58.
- Kuzmina, M.L., Braukmann, T.W.A., Zakharov, E.V. 2018. Finding the pond through the weeds: eDNA reveals underestimated diversity of pondweeds. *Applications in Plant Sciences* 2018 6(5): e1155.
- Kyrkander, T. 2007. Inventering av kransalger i sötvatten 2007. Länsstyrelsen Västra Götalands Län, Rapport 2007: 91.
- Kyrkander, T., Örnborg, J. 2012. Kransalger i Dalarnas län. Inventeringar 2008-2010. Länsstyrelsen i Dalarnas län. Rapport 2012: 8.
- Lacoul, P., Freedman, B. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* 14: 89-136.
- Langangen, A. 1974. Ecology and distribution of Norwegian charophytes. *Norwegian Journal of Botany* 21: 31-52.
- Langangen, A. 1993. *Tolypella canadensis*, a charophyte new to the European flora. *Cryptogamie, Algologie* 14: 221-231.
- Langangen, A. 1997. Kransalgen *Nitella translucens* (Pers.) Ag. funnet i Hanangervannet, Farsund kommune. *Blyttia* 55: 35-38.
- Langangen A. 2007. Charophytes of the Nordic countries. *Saeculum ANS*, Oslo.

- Langangen, A., Blindow, I. 1995. Kransalgen *Tolypella canadensis* Sawa i Scandinavia. Polarflokken 19: 131-137.
- Langangen, A., Blindow, I. Koistinen, M., 2007. *Tolypella canadensis* Sawa (Characeae), a charophyte new to the flora of Finland. Memoranda Societas Fauna et Flora Fennica 73: 53-56.
- Langangen, A., Hansen, J.B., Mann, H. 1996. The charophytes of Greenland. Cryptogamie, Algol. 17: 239-257.
- Langangen, A., Koistinen, M., Blindow, I. 2002. The charophytes of Finland. Memoranda Societatis Fauna et Flora Fennica 78: 17-48.
- Langangen, A., Zhakova, L. 2002. *Tolypella canadensis* Sawa (Charales), a charophyte new to the flora of Russia, with remarks on its ecology and distribution. J. Nat. Mus., Nat. Hist. Ser. 171: 85-88.
- Langhelle, A., Lundgren, F., Marklund, O. 1996. Var söker Tåkerns simfåglar efter föda? Vingspegeln 15: 58-66.
- Lauridsen, T., Jeppesen, E., Andersen, F.Ø. 1993. Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: impact of sediment composition and birds grazing. Aquatic Botany 46: 1-15.
- [Lawniczak-Malinska, A.E., Achtenberg, K. 2018. On the use of macrophytes to maintain functionality of overgrown lowland lakes. Ecological Engineering 113: 52-60.](#)
- Li, C. 2009. Eutrophication and Restoration of Huizhou West Lake. Guangdong Science Press, Guangdong 168 pp.
- Lohammar, G. 1988. Sjön Tåkerns vegetation och flora. Tema V Report 12 (utg.: U. Lohm & C. Widstrand), Linköping.
- Luther, H. 1951: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. II. Spezieller Teil. Acta Botanica Fennica 50: 1-370.
- Madsen, T.V., Sand-Jensen, K. 1991. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. Aquatic Botany 41: 5-40.
- Mäemets, H., Laugaste, R., Palmik, K., Haldna, M. 2018. Response of primary producers to water level fluctuations of Lake Peipsi. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences 67: 231-245.
- Mannschreck, B., Fink, T., Melzer, A. 2002. Biosystematics of selected *Chara* species (Charophyta) using amplified fragment length polymorphism. Phycologia 41: 657-666.
- Marklund, O., Sandsten, H., Hansson, L.A., Blindow, I. 2002. Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. Freshwater Biology 47: 2049-2059.
- Meijer, M.L. 2000. Biomanipulation in the Netherlands — 15 years of experience. Ph.D. thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Meis, S., van de Weyer, K., Siepen, F., Stuhr, J., Hamann, U. 2018. WRRL-Maßnahme zur Verbesserung der Wasserpflanzenvegetation am Behlendorfer See (Schleswig-Holstein). Föredrag.
- Migula, W. 1897. Die Characeen. I: Rabenhorst, Kryptogamenflora. Leipzig.
- Mjelde, M., Edvardsen, H. 1996. Nye funn av kransalgen *Tolypella canadensis* i Nord-Norge. Blyttia 54: 133-138.
- Morris, K., Bailey, P.C.E., Boon, P.I., Hughes, L. 2006: Effects of plant harvesting and nutrient enrichment on phytoplankton community structure in a shallow urban lake. Hydrobiologia 571: 77-91.
- Morris, K., Boon, P.I., Bailey, P.C., Hughes, L. 2003: Alternative stable states in the aquatic vegetation of shallow urban lakes. I. Effects of plant harvesting and low-level nutrient enrichment. Marine and Freshwater Research 54: 185-200.

- Moore, K.A., Shields, E.C., Jarvis, J.C. 2010. The role of habitat and herbivory on the restoration of tidal freshwater submerged aquatic vegetation populations. *Restoration Ecology* 18: 596–604.
- Moss, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* 200/201: 367–377.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, G.L. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Broads Authority & Environment Agency, Norwich.
- Nichols, S., Lathrop, R.C. 1994. Impact of harvesting on aquatic plant communities in Lake Wingra, Wisconsin. *J Aquat Plant Manag* 32:33–36.
- Nichols, S.J., Schloesser, D.W., Geis, J.W. 1988. Seasonal growth of the exotic submersed macrophyte *Nitellopsis obtusa* in the Detroit River of the Great Lakes, USA, Canada. *Canadian Journal of Botany* 66: 116–118.
- Nilsson, E. 2017. Spets- och knölnate. Utsättning i befintliga och nygrävda vatten. Föredrag, konferens om sjörestaurering, Linköping 10–11 oktober 2017.
- Nowak, P., Schubert, H., Schaible, R. 2016. Molecular evaluation of the validity of the morphological characters of three Swedish Chara sections: Chara, Grovesia, and Desvauxia (Charales, Charophyceae). *Aquatic Botany* 134: 113–119.
- Nowak, P. Interview 2018–11–14, Rostock.
- Nyström, P., Strand, J.A. 1996. Grazing by a native and exotic crayfish on macrophytes. *Freshwater Biology* 36: 673–682.
- Olsen, S. 1944. Danish Charophyta, chorological, ecological and biological investigations. Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter 3.
- Pekkari, S. 1953. Fynd av *Chara braunii* vid Haparanda. *Botaniska Notiser* 1953: 73–77.
- Pelechaty, M. 2005. Does spatially varied phytolittoral vegetation with significant contribution of charophytes cause spatial and temporal heterogeneity of physical-chemical properties of the pelagic waters of a tachymictic lake? *Polish Journal of Environmental Studies* 14, Supplement V: 63–73.
- Pelechaty, M., Pronin, E., Pukacz, A. 2014. Charophyte occurrence in *Ceratophyllum demersum* stands. *Hydrobiologia* 737: 111–120.
- Pereyra-Ramos, E. 1981. The ecological role of Characeae in the lake littoral. *Ecologia Polska* 29: 167–209.
- Pettersson, M., Edin, R., Johansson, L. 2008. Inventering av fjällrufse, *Tolypella canadensis*, i fem sjöar i Norrbottens län, 2007. Länsstyrelsens rapportserie Nr. 7/2008.
- Petzold, S. 2004. Brauns Armleuchteralge (*Chara braunii* Gmel. 1826) in den Lakomaer und Peitzer Teichen. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* 137: 547–553.
- Phillips, G.L., Eminson, D., Moss, B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4: 103–126.
- Phillips, G.L., Willby, N., Moss, B., 2016. Submerged macrophyte decline in shallow lakes: what have we learnt in the last forty years? *Aquatic Botany* 135: 37–45.
- Preisling, E., Vahle, H.C., Brandes, D., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H.E. 1990. Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 20(8): 47–161.
- Proctor, V.W. 1959. Dispersal of fresh-water algae by migratory birds. *Science* 130: 623–624.
- Proctor, V.W. 1962. Viability of *Chara* oospores taken from migratory water birds. *Ecology* 43: 528–529.

- Proctor, V.W. 1968. Long-distance dispersal of seeds by retention in digestive tract of birds. *Science* 160: 321–322.
- Pätzold, F., Korte, E., Blindow, I. 2014: *Nitella confervacea*. pp. 413–420 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.
- Quilliam, R.S., van Niekerk, M., Chadwick, D.R. et al. 2015: Can macrophyte harvesting from eutrophic water close the loop on nutrient loss from agricultural land? *Journal of Environmental Management* 152: 210–217.
- Ray, S., Klenell, M., Choo, K.-S., Pedersén, M., Snoeijs, P. 2003. Carbon acquisition mechanisms in *Chara tomentosa*. *Aquatic Botany* 76: 141–154.
- Reuterskiöld, E. 2017. Aktiv etablering av sällsynta natearter i anlagda våtmarker. Föredrag, konferens om sjörestaurering, Linköping 10–11 oktober 2017.
- Richter, D., Gross, E. 2013. *Chara* can outcompete *Myriophyllum* under low phosphorus supply. *Aquatic Science* 75: 457–467.
- Rip, W.J., Rawee, N., De Jong, A. 2006. Alternation between clear, high-vegetation and turbid, low-vegetation states in a shallow lake: the role of birds. *Aquatic Botany* 85: 184–190.
- Rodrigo, M.A., Alonso-Guillén, J.L. 2013. Assessing the potential of Albufera de València Lagoon sediments for the restoration of charophyte meadows. *Ecological Engineering* 60: 445–452.
- Rodrigo, M.A., Puche, E., Rojo, C. 2017. On the tolerance of charophytes to high-nitrate concentrations, *Chemistry and Ecology*.
<http://dx.doi.org/10.1080/02757540.2017.1398237>
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L., Vera, P. 2013. Restoration of two small Mediterranean lagoons: The dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering* 54: 1–15.
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Segura, M., Alonso-Guillén, J.L., Martín, M., Vera, P. 2015. The role of charophytes in a Mediterranean pond created for restoration purposes. *Aquatic Botany* 120: 101–111.
- Roger, P.A., Watanabe, I. 1984: Algae and aquatic weeds as source of organic matter and plant nutrients for wetland rice. I: Organic matter and rice. The International Rice Research Institute, Los Banos, Laguna, Philippines, pp 147–168.
- Rojo, C., Segura, M., Cortés, F., Rodrigo, M.A. 2013. Allelopathic effects of microcystin-LR on the germination, growth and metabolism of five charophyte species and one submerged angiosperm. *Aquatic Toxicology* 144–145: 1–10.
- Romanov, R.E., Kopyrina, L.I. 2016. *Tolypella canadensis* (Charales, Charophyceae) in Asia: final evidence of its circumpolar distribution. *Nova Hedwigia* 102: 423–427.
- Rott, T. 2005. Gewässerbelastung durch Cyanobakterien – Ergebnisbericht über den Einsatz von Makrophyten in der Restaurierung eines Flachsees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 496–500.
- Rybák, T.J., Gąbka, M., Sobczyński, T. 2017. The inhibition of growth and oospores production in *Chara hispida* L. as an effect of iron sulphate addition: Conclusions for the use of iron coagulants in lake restoration. *Ecological Engineering* 105: 1–6.
- Sabbatini, M.R., Argüello, J.A., Fernández, O.A., Bottini, R.A. 1987. Dormancy and growth inhibitor levels in oospores of *Chara contraria* A. Braun ex Kütz. (Charophyta). *Aquatic Botany* 28: 189–194.
- Samuelsson, G. 1925. Untersuchungen über die höhere Wasserflora von Dalarna. Sv. Växtsoc. Sällsk. Handl. 9: 1–31.
- Sandby, K.S., Hansen, J., 2007. Lake Arreskov. I: Liboriussen, L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. (Eds.), Sørestaurering i Danmark. Report from NERI no. 636.

- Santamaria, L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23: 137-154.
- Sato, M., Sakayama, H., Sato, M., Ito, M., Sekimoto, H. 2014. Characterization of sexual reproductive processes in *Chara braunii* (Charales, Charophyceae). *Phycological Research* 62: 214–221.
- Sayer, C.D., Davidson, T.A., Jones, J.I. 2010. Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology* 55: 500-513.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B., Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Evolution and Ecology* 8: 275-279.
- Schmölzer, P.M., Höftberger, M., Foissner, I. 2011. Plasma membrane domains participate in pH banding of *Chara* internodal cells. *Plant Cell Physiology* 52: 1274–1288.
- Schou, M.O., Risholt, C., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Grønkjær, P., Jeppesen, E. 2009. Habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake: effects of introducing artificial plants as refuge against predation. *Freshwater Biology* 54: 1520–1531.
- Schubert, H., Blindow, I., Bueno, N.C., Casanova, M.T., Pelechaty, M., Pukacz, A. 2018. Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. *Perspectives in Phycology* 5: 61–74.
- Schubert, H., Blindow, I., van de Weyer 2014. *Chara subspinos*. pp. 345-354 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armeleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.
- Schutten, J., Dainty, J., Davy, A.J. 2005. Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology* 93: 556-571.
- Schwarzer, A. 2017. Aktionsplan Vielästige Glanzleuchteralge (*Nitella hyalina* (DC.) C. Agardh). Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur.
- Schwarzer, A. Telefonintervju 2018-11-28.
- Seddon, P.J., Armstrong, D.P., Maloney, R.F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* 21, 303–312.
- Sederias, J., Colman, B. 2007. The interaction of light and low temperature on breaking the dormancy of *Chara vulgaris* oospores. *Aquatic Botany* 87: 229–234.
- Sederias, J., Colman, B. 2009. Inhibition of *Chara vulgaris* oospore germination by sulfidic sediments. *Aquatic Botany* 91: 273-278.
- SFS 2018:1939. Förordning om invasiva främmande arter. Stockholm: Miljö- och Energidepartementet.
- Simons J, Nat E. 1996: Past and present distribution of stoneworts (Characeae) in The Netherlands. *Hydrobiologia* 340:127–135.
- Skurzyński, P., Bociąg, K. 2009. The effect of environmental conditions on the germination of *Chara rudis* oospores (Characeae, Chlorophyta). *Charophytes* 1: 61–67.
- Skurzyński, P., Bociąg, K. 2011. Vegetative propagation of *Chara rudis* (Characeae, Chlorophyta). *Phycologia* 50: 194–201.
- Smart, R.M., Dick, G.O. 1999. Propagation and establishment of aquatic plants: a handbook for ecosystem restoration projects. US Army Corps of Engineers Technical Report A-99-4. 26 p.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.H., Roelofs, J.G.M. 2002. The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325-350.
- Sokol, R.C., Stross, R.G. 1986. Annual germination window in oospores of *Nitella furcata* (Charophyceae). *Journal of Phycology* 22: 403–406.

- Soons, M.B., van der Vlugt, C., van Lith, B., Heil, G.W., Klaassen, M. 2008. Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. *Journal of Ecology* 96: 619–627.
- Spanswick, R.M. 1972. Evidence for an electrogenic ion pump in *Nitella translucens*. 1. The effects of pH, K⁺, Na⁺, light and temperature on the membrane potential and resistance. *Biochim Biophys Acta* 288: 72-89.
- Spanswick, R.M., Miller, A.G. 1977. Measurement of the Cytoplasmic pH in *Nitella translucens*. Comparison of values obtained by microelectrode and weak acid methods. *Plant Physiology* 59: 664-666.
- Steinhardt, T., Selig, U. 2007. Spatial distribution patterns and relationship between recent vegetation and diaspore bank of a brackish coastal lagoon on the southern Baltic Sea. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 74: 205–214.
- Steinhardt, T., Selig, U. 2009. Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons. *Aquatic Botany* 91: 20–26.
- Stewart, N. 2008. Creating gravel pit ponds and lakes for stoneworts. © Pond Conservation.
- Strand, J. 1999. The development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation. *Hydrobiologia* 404: 113–121.
- Strand, J. 2017. Erfarenheter av makrofytrestering i Sverige. Föredrag, konferens om sjörestaurering, Linköping 10-11 oktober 2017.
- Strand, J.A., Weisner, S.E.B. 2001: Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwater Biology* 46: 1397-1408.
- Stroede, W. 1931. Ökologie der Characeen. Dissertation, Univ. Berlin.
- Stross, R.G. 1989. The temporal window of germination in oospores of *Chara* (*Charophyceae*) following primary dormancy in the laboratory. *New Phytologist* 113: 491–495.
- Stålberg, N. 1938. Norra Vätterns Characevegetation. *Botaniska Notiser* 1938: 37-48.
- Sukopp, H., Trautmann, W. 1981. Ausbringung von Wildpflanzen. *Natur und Landschaft* 56: 368-369.
- Takatori, S., Imahori, K. 1971. Light reactions in the control of oospore germination of *Chara delicatula*. *Phycologia* 10: 221–228.
- Teppke, M. 2014. *Chara filiformis*. pp. 292-299 i: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (eds.), Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands.
- Thuresson, M. 2019. Inventeringar av hotade makrofyter 2018. Kransalger i Skären och Malm sjön samt styvnate i Sparren. Länsstyrelsen Stockholm. Fakta 2019:1.
- Tolstoy, A., Österlund, K. 2003. Alger vid Sveriges Östersjökust. En fotoflora. ArtDatabanken.
- Urbaniak, J., Combik, M. 2013. Genetic and morphological data fail to differentiate *Chara intermedia* from *C. baltica*, or *C. polyacantha* and *C. rudis* from *C. hispida*. *European Journal of Phycology* 48: 253–259.
- Vahle, H.C. 1990. Armleuchteralgen (Characeae) in Niedersachsen und Bremen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 10(5): 85–130.
- van den Berg, M.S., Coops, H., Meijer, M.-L., Scheffer, M., Simons, J. 1998. Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. I: Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo., Christoffersen, K. (Eds.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag, New York. pp. 339-352.
- van den Berg, M.S., Coops, H., Simons, J. 2001. Propagule bank buildup of *Chara aspera* and its significance for colonization of a shallow lake. *Hydrobiologia* 462: 9–17.

- van den Berg, M.S., Coops, H., Simons, J., Pilon, J. 2002. A comparative study of the use of inorganic carbon resources by *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus*. *Aquatic Botany* 72: 219-233.
- van de Weyer, K., Sümer, G., Hueppe, H., Petruck, A. 2014. Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2014: 23-27.
- van de Weyer, K., Korte, T., Schulte, A. 2004. Der Erstfund von Braun's Armleuchteralge (*Chara braunii* Gmel.) in Nordrhein-Westfalen. *Natur und Heimat* 64: 69-76.
- van de Weyer, K., Sümer, G., Meis, S. 2016. Erfahrungen mit unterschiedlichen Sohlbelegungsmaterialien zum Management von Makrophyten-Massenentwicklungen im PHOENIX See (Dortmund). *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2016: 353-356.
- van de Weyer, K., Meis, S., Sümer, G. 2017. Entwicklung von Flora und Vegetation im PHOENIX See (Dortmund) - fünf Jahre nach Anpflanzungen mit Armleuchteralgen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 27: 7-18.
- van der Wal, J.E.M., M. Dorenbosch, A. K. Immers, C. V. Forteza, J. J. M. Geurts, E. T. H. M. Peeters, B. Koese, E. S. Bakker. 2013. Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration. *PLOS ONE* Volume 8 | Issue 10 | e78579.
- van Donk, E., Otte, A., 1996. Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340: 285-290.
- van Nes E.H., Scheffer, M., Van den Berg, M.S., Coops, H. 2002: Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? *Aquatic Botany* 72: 387-403.
- van Nes, E.H., Scheffer, M., Van den Berg, M.S., Coops, H. 2003. Charisma: A spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. *Ecological Modelling* 159: 103-116.
- van Onsem, S., Triest, L. 2018. Turbidity, waterfowl herbivory, and propagule banks shape submerged aquatic vegetation in ponds. *Frontiers in Plant Science* 9: Article 1514.
- van Raam, J.C. 1998. Handboek Kranswieren. Charaboek, Hilversum (200 S).
- van Raam, J.C., Maier, E.X. 1993. Nederlandse Kranswieren 4. Doorschijnend glanswier (*Nitella translucens* Agardh). *Gorteria* 19: 88-94.
- Vári, A. 2013. Colonisation by fragments in six common aquatic macrophyte species. *Fundam. Applied Limnology* 183: 15-26.
- Vedder, F. 2003. Morphologie und Taxonomie rezenter und subfossiler Characeen-Oosporen aus der Ostsee. Diplomarbeit, Universität Greifswald.
- Vejříková, I., Vejřík, L., Lepš, J., Kočvara, L., Sajdllová, Z., Čtvrtlíková, M., Peterka, J. 2018. Impact of herbivory and competition on lake ecosystem structure: underwater experimental manipulation. *Scientific Reports* 8:12130, DOI:10.1038/s41598-018-30598-0.
- Verhofstad, M.J.J.M., Alirangues Núñez, M.M., Reichman, E.P., van Donk, E., Lamers, L.P.M., Bakker, E.S. 2017a. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: Roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. *Aquatic Botany* 141: 29-38.
- [Verhofstad, M.J.J.M., Poelen, M.D.M., van Kempen, M.M.L. et al. 2017b. Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants. *Ecological Engineering* 106: 423-430.](#)
- Vesić, A., Blaženčić, J., Stanković, M. 2011. Charophytes (Charophyta) in the Zasavica special nature reserve. *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 63: 883-888, DOI:10.2298/ABS1103883V
- Wahlstedt, L.J. 1864. Om characeernas knoppar och öfvervintring. *Botanisk avhandling*, Lund.
- Wahlstedt, L.J. 1875. Monografi öfver Sveriges och Norges characeer. Christianstad. Boktryckeri.

- Wang, H., Liu, C., Yu, D. 2015. Morphological and reproductive differences among three charophyte species in response to variation in water depth. *Aquatic Biology* 24: 91–100.
- Wetterin, M. 2008. Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen. Naturvårdsverket. PM, Dnr 401-3708-08 NL.
- Widgren, Å. 2007. Länsstyrelsen Blekinge län. Remiss av åtgärdsprogram om hotade kransalger 2007-03-14.
- Wood, R.D. 1959. Gametangial constants of extant Charophyta for use in micropaleobotany. *Journal of Paleontology* 33: 186–194.
- Wood, R.D., Imahori, K. 1965. A Revision of the Characeae. First Part: Monograph of the Characeae. Cramer, Weinheim.
- Wüstenberg, A., Pörs, Y., Ehwald, R. 2011. Culturing of stoneworts and submersed angiosperms with phosphate uptake exclusively from an artificial sediment. *Freshwater Biology* 56: 1531-1539.
- Växjö kommun. 2018. Rediktionsfiske i Växjösjöarna. Andreas Hedrén på Växjö kommun.
- Zhakova, L.V. 2003. *Chara braunii* C.C. Gmel. 1826. sid. 64-69 i: Schubert, H., Blindow, I. (eds.). Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Gantner Verlag, Ruggell.
- Zherelova, O.M. 1989a. Activation of chloride channels in the plasmalemma of *Nitella syncarpa* by inositol 1,4,5-trisphosphate. *FEBS letters* 249: 105-107.
- Zherelova, O.M. 1989b. Protein kinase S is involved in Ca^{2+} channels in plasmalemma of *Nitella syncarpa*. *FEBS letters* 242: 330-332.
- Zinko, U. 2017. Kunskapsuppbyggande program – 16 hotade makrofytarter i permanenta vatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:6.

Appendix 1

Kransalger och höstlånke – en anekdot

Vilka arter är associerade med kransalger? Frågan är relevant eftersom hotade kransalger mycket ofta måste konkurrera med sina följearter. Samtidigt kan följearter tjäna som indikatorer för lokaler som är lämpliga för de hotade kransalgsarterna. Där följearterna finns kan det vara lönt att leta efter de sällsynta programarterna – och där kan det vara lämpligt att plantera dessa arter.

Under 1988 letade jag efter kransalger i kalkrika vatten i Skåne inom ramen för ett WWF-projekt, främst på de ställen där kransalger tidigare hade hittats, bl.a. av botanisten A. Lundh. En fin, solig eftermiddag vadade jag på grunt vatten innanför Havgårdssjöns vassbälte påklädd gummistövlar och med plastpåse i handen. När jag tittade upp trodde jag först att någon hade satt upp en spegel mitt i sjön: En tjej i gummistövlar och plastpåse i handen kom rakt emot mig, blicken riktad neråt och uppenbarligen sökande efter något. Vi stannade precis framför varandra. ”Letar du också efter kransalger?” – ”Letar du också efter *Callitriche hermaphrodita*”? Min ”spegelbild” var Karin Martinsson, då doktorand vid Institutionen för Systematisk Botanik i Uppsala, som letade efter höstlånke på artens tidigare lokaler i Skåne. Vi jämförde våra listor på lokalerna – de var påfallande lika – och bestämde oss för att sammanställa våra inventeringar under de följande dagarna – och roligt hade vi!

Hur sannolikt är det att man träffar en kollega i fält på detta sätt? DEN sannolikheten kan inte vara stor! Hur sannolikt är att man träffar en kollega i fält som letar efter den ”egna” växtens ”följearter”? DEN sannolikheten är nog fortfarande ganska liten, men förmodligen avsevärt större. Vem är vems följeart???

Appendix 2

Case studies – planteringar av kransalger (alfabetiskt ordnat efter länderna)

Olika sjöar, Nederländerna

Habitat: grunda sjöar

Metod: plantering av hela kransalger; spridning av sediment med hög oosportäthet

Vilka arter och varifrån: ?

Framgång: olika

Källor: Hussner et al. (2014)

Lake Rotoroa (Hamilton Lake), Nya Zeeland

Habitat: sjö, 54 ha, medeldjup < 2,5 m

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: kraftig tillbakagång av undervattensvegetationen under 1989-1990, återkolonisering först under 1998, men bara ca. 15-30% av sjöytan, förmodligen pga närvaro av sarv, sutare och mal.

Planteringsår: ?

Metod: en vik på 1 ha stängdes av med nät, fisk reducerades med ungefär 86%. Tuvor av intakta kransalger (0,4 m²) transplanterades till hägn vid två tillfällen. Kransalger hade delvis förkultiverats i krukor.

Vilka arter och varifrån: ?

Framgång: Minskning av de transplanterade kransalgerna, medan de förkultiverade kransalgerna i krukor överlevde. Bäst växte plantor som ytterligare skyddades med små burar mot fiskbetning. Kransalgstuvor som introducerades till hägn (2,5 x 2,5 m, 7 mm maskstorlek) i en annan vegetationsfri del av sjön expanderade och täckte > 75% av dessa inhägnaders ytor inom ett år. När inhägnaderna togs bort stannade kransalgerna kvar i samma täthet under minst ett år.

Problem: Fisken återhämtade sig tydligen snabbt efter reduktionsfisket och hindrade undervattensväxternas tillväxt.

Källor: Jellyman et al. (2009)

Lake Rotomanuka, Nya Zeeland

Habitat: sjö (13,6 ha, max djup 8 m)

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: mycket lite undervattensvegetation, begränsad till djup < 0,3 m. Mycket gles fröbank med låg gröningsframgång.

Planteringsår: ??

Metod: undervattensväxter planterades i krukor innanför och utanför inhägnader på 1,8 till 2 m djup.

Vilka arter och varifrån: 2 nate-arter och 2 kransalgarter, båda från sjön.

Framgång: nate-arterna etablerades innanför exclosures, men ingen undervattensvegetation observerades utanför exclosures.

Problem: betning från fisk, främst sarv (introducerad art i Nya Zeeland)

Källor: Jellyman et al. (2009).

Albufera de València Natural Park, Spanien

Habitat: små, grund lagun, f.d. risfält

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: Undervattensvegetationen försvann 2011 förmodligen pga eutrofiering.

Planteringsår: 2012

Metod: Plantorna förkultiverades på laboratoriet genom att skottspetsar planterades i små plastbägare med steriliserat sediment och klorfritt ledningsvatten. 864 bägare innehållande dessa kulturer transporterades till mållokalen och akklimatiserades under en vecka, sedan överfördes de till nedbrytbara torvbägare som planterades i lagunen i olika typer av inhägnader som dels tillät tillträde av fisk och fågel, dels skyddade växterna från dessa växtätare. Därvid etablerades tre olika typer av vegetation: "Hispid", bestående enbart av taggsträfs; "Mixed charophytes", en blandning av busksträfs, "Chara baltica" och glas-slinke *Nitella hyalina*, "Higher plants", en blandning av *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Stuckenia pectinata*.

Vilka arter och varifrån: taggsträfs, "Chara baltica" [ett taxon som numera kallas för "mediterranean baltica" i avvaktan till att dess taxonomisk tillhörighet har fastställts och som med stor sannolikhet INTE är identisk med grönsträfs från Östersjön – kommentar I.B.], busksträfs, glas-slinke, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Stuckenia pectinata* från närliggande lokaler

Ytterligare åtgärder: Reduktion av närsalter i den konstruerade våtmark där planteringsförsöken ägde rum.

Framgång: De flesta plantor inklusive kransalgerna försvann i de inhägnader som tillät tillträde av fisk och fågel. Nästan 100% av de planterade växterna överlevde dock i de skyddade inhägnaderna och utvecklade en tät vegetation. Bara busksträfs var dock kvar i planteringarna av "Mixed charophytes" efter 6 veckor.

Problem: Plantorna försvann när näten som skyddade från växtätande djur hade avlägsnats.

Källor: Rodrigo et al. (2013), Alonso-Guillén (2011).

Tinnerbäcken, Östergötland, Sverige

Habitat: 20 nyskapade eller restaurerade småvatten och dammar

Planteringsår: 2000-talet

Metod: hela växter grävdes upp i Tinnerbäcken och planterades i dammarna

Vilka arter och varifrån: mattslinke, glansslinke, skörsträfs, papillsträfs, från Tinnerbäcken

Framgång: Etableringen var framgångsrik, efter 2 år var större delen av bottenarna täckta av kransalger i ett antal småvatten.

Källor: Zinko (2017).

Forsmark, Sverige

Habitat: 6 nyanlagda (2012) småvatten

Planteringsår: ??

Metod: Växterna sattes ut i dammarna genom att lägga dem i vattnet.

Vilka arter och varifrån: olika vattenväxter inkluderande obestämda kransalger och gäddnate, från närliggande sjö.

Framgång: papillsträfs och skörsträfs hittades i dammarna tillsammans med olika kärlväxter (ryltåg, svalting, gäddnate).

Källor: Zinko (2017).

Växjösjöarna, Sverige (författare Maria Carlsson)

Undervattensväxter före utplanteringen: Extremt sparsamt i Trummen och Växjösjön, ej funna i Södra Bergundasjön vid inventering 2015.

Vilka arter? *Nitella flexilis/opaca*, långskottsväxter, t ex krusnate *Potamogeton crispus* och *Potamogeton obtusifolius*

Framgång: Inom ramen för ett LOVA-projekt har Växjö kommun tillsammans med Hushållningssällskapet i Halland och ALcontrol (numera SYNLAB) genomfört utfiskning av karpfisk (biomanipulation) och även utsättningar av både natearter och kransalger (*Nitella flexilis/opaca*). Från att ha varit i princip vegetationsfria har vegetationen ökat mycket kraftigt i framförallt Trummen och Växjösjön, men även Södra Bergundasjön hade stora bestånd av undervattensvegetation vid uppföljningen 2017. Även vid uppföljning 2018 noterades att vegetationen ökat och djuputbredningen för *Nitella flexilis/opaca* var ca 3 m. Utsättningarna har varit lyckade mycket tack vare att biomanipuleringen förbättrat siktdjupet i sjöarna.

Källor: ALcontrol AB och Hushållningssällskapet (2017), Växjö kommun (2018).

Steinhöringer Badensee, Bayern, Tyskland

Habitat: liten (ca. 2.200 m², max-djup 5,5 m), grävd sjö, näringsfattig, men närsaltsbelastning ur omgivande jordbruk.

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton pusillus*, *Veronica anagallis-aquatica*, mycket påväxtalger som störde badande.

Planteringsår: 2000

Metod: Textila mattor med kransalger planterades; sedimenten täcktes innan av polyetylenfolie för att hindra långskottsväxter (ex. nate) från att växa upp.

Vilka arter och varifrån: Skörsträfs, mellansträfs, *Fontinalis antipyretica*

Ytterligare åtgärder: Utsättning av dammussla och röding för att minska seston (grumlighet) och tätheten av karpfiskar.

Framgång: Först etablering av de önskade arterna: kransalger, bestående av mellansträfs, skörsträfs samt trubbrufse *Tolypella glomerata* som etablerades „spontan“ bildade vegetation upp till 80% täckning och ner till 3 m djup. Kransalgerna försvann dock efter 2004. Sjön är idag dominerad av långskottsväxter som klipps regelbundet för att undanröja hinder för badande.

Problem: otillåten inplantering av karp 2003

Källor: Hussner et al. (2014)

LfU-Teichanlage Wielenbach, Bayern, Tyskland

Habitat: System av dammar

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: försöksdammen hade ingen undervattensvegetation innan åtgärden.

Planteringsår: 2005-2006

Metod: 10 galleraktiga samt 12 täta mattor (1 x 6 m) bestående av naturligt, nedbrytbart material planterades med kransalgerna utanför vattnet. Därvid klämdes växttuvor fast i vävnaden. Mattorna sänktes ner i en fiskfri damm och hölls nere med stenar. De täta mattorna hindrar att undervattensväxter under mattorna växer genom, vilket dock är möjligt hos de galleraktiga mattorna.

Vilka arter och varifrån: skörsträfe och gråsträfe, ur andra dammar i dammanläggningen.

Framgång: Båda typer av mattor fungerade väl. Kransalgerna började växa först efter ungefär en månad, förlusten var ungefär 30 %. Under hösten hade vegetationen nått 70% täckning på de galleraktiga mattorna, 80-90 % täckning på de täta mattorna.

Problem: *Elodea* sp. växte 2006 på alla mattor, förmodligen hade den kommit med kransalgerna som användes vid planteringarna. Vattenpesten dominerade på djupare vatten, medan kransalgerna fortfarande dominerade i grunda områden.

Källor: Hussner et al. (2014)

Bachtelweiher, Bayern, Tyskland

Habitat: damm, badplats.

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: långskottsyxter

Planteringsår: 2005

Metod: galleraktiga samt täta mattor (se ovan, Wielenbach) bestående av träull, hamparep samt pappersmassa deponerades på 1,5 m djup. Polyetylenfolie hade lagts ut 9 månader tidigare för att förhindra uppväxten av oönskade arter. Mattorna var 6 m långa och 1 m breda, det tog ungefär 15 min per matta att fästa kransalgerna på dem. Mattorna syddes ihop till bitar på 35 m² och sänktes ner, stenar användes för att hålla dem på plats.

Vilka arter och varifrån: skörsträfe, gråsträfe

Framgång: Kransalgerna växte först bra på mattorna, men täcktes av trådalger redan en månad senare och hade försvunnit under hösten. Även om detta projekt inte var framgångsrikt visade det att mattorna fungerar fint och kan deponeras i bitar på upp till ungefär 50 m².

Problem: Diffust närsaltstillförsel till dammen var förmodligen för stor för att ett stabilt makrofytbestånd skulle kunna bildas. I hela dammen hittades under 2005 knappt några undervattensväxter alls i motsats till åren innan.

Källor: Hussner et al. (2014)

PHOENIX See, Nordrhein-Westfalen, Tyskland

Habitat: konstgjord sjö, 24 ha, kalkrik, näringsfattig, max djup 4 m.

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: inga – nygrävd sjö.

Planteringsår: Under 2010 (direkt efter att sjön hade grävts) och 2011 planterades gröna växter, och oosporrikt sediment spreds.

Metod: Täckning av sedimenten i hela sjön med 20 cm sand för att förhindra massutveckling av långskottsväxter som skulle hindra båttrafik. Plantering av gröna växter samt spridning av sediment innehållande oosporer efter förundersökningar (Fig. 5.5, 5.6).

Vilka arter och varifrån: gråsträrfse, skörsträrfse, busksträrfse: gröna växter ur Duisburger Innenhafen, en närbelägen lokal. Sediment från Diersfordter Waldsee, en närbelägen lokal med kransalgsvegetation.

Ytterligare åtgärder: P-eliminering (adsorption av P till $\text{Fe}(\text{OH})_3$) längs stranden.

Framgång: Framgångsrik tillväxt och kraftig expansion av kransalger. Det hittades även kransalgsarter (uddrufse, stjärnslinke, uddslinke, mattslinke) som inte hade planterats (oosporer fanns förmodligen i sediment som tillfördes). Sedan 2012 även etablering av *Myriophyllum spicatum*. Under 2016 ökade kransalgerna fortfarande i sjön. Under 2018 ytterligare tillväxt av kransalgerna i sjön, särskilt taggsträrfse. Stjärnslinke ökade ytterligare sin areal i sjön.

Problem: Andelen av *Myriophyllum spicatum* steg under 2016 till 27%. Denna art skulle kunna bli ett problem i framtiden.

Källor: Hussner et al. (2014), van de Weyer et al. (2014, 2016, 2017), van de Weyer (muntl. samt per e-mail 2018)

Projekt Chara-Seen, Tyskland

Habitat: 32 sjöar i Brandenburg samt Mecklenburg-Vorpommern

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: tidigare kransalgssjöar, tillbakagång pga eutrofiering och implanteringar av karpfisk.

Planteringsår: påbörjas 2020. 2020 skall även ett stort försök med mesokosmer kring interaktioner mellan kransalger och fisk äga rum.

Metod: spridning av oosporrikt sediment parallellt med åtgärder för att minska närsaltstillförseln.

Vilka arter och varifrån:

Framgång: spontan etablering av kransalger, bl.a. spretsträrfse, i inhägnader skyddade mot karpfisk ur oosporbanken i Wuckersee (se Fig. 5.2).

Källor: Dr. Andreas Hussner, Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft (e-mail 2018).

Uckermärkische Seenlandschaft, Tyskland

Habitat: damm i trädgård, flera småvatten i Mecklenburg-Vorpommern

Planteringsår: 1994 samt Folgeår

Metod: spridning av gröna växter

Vilka arter och varifrån: rödsträrfse, mellansträrfse, trådsträrfse, gråsträrfse i trädgårdsdammen, mellansträrfse i flera småvatten

Framgång: etablering av samtliga arter, bestånden var stabila under flera år i trädgårdsdammen, och är fortfarande stabila i småvattnen.

Källor: Rüdiger Mauersberger, Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft (e-mail 2018).

Damm, Tyskland

Habitat: damm vid gård (ekologiskt jordbruk), Tyskland

Planteringsår: ca. 2015

Metod: spridning av gröna växter efter att dammen hade muddrats

Vilka arter och varifrån: *Myriophyllum spicatum*, *M. alterniflorum*, *Eleocharis acicularis* *Nitella flexilis*

Framgång: glansslinke hade efter 3 år utvecklat kraftiga bestånd som når upp till vattenytan trots att dammen sommartid kan täckas nästan fullständigt av andmat (*Lemna* sp.) och trotz flitigt badande barn.

Källor: Hans-Christoph Vahle (e-mail 2018).

Behlendorfer See, Schleswig-Holstein, Tyskland

Habitat: eutrof sjö, vattenkvaliteten förbättrades under senare år

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: Klorofyllkoncentrationen sjönk under åren före planteringen; förekomst av hornsörv samt axslinga.

Planteringsår: 2018

Metod: Plantering av gröna växter i inhägnader för att skydda mot karpfiskar.

Vilka arter och varifrån: Spretsträse *Chara subspinos* (= *C. rudis*), stjärnslinke *Nitellopsis obtusa*, gråsträse *Chara contraria* och *Potamogeton lucens* från närliggande sjö.

Ytterligare åtgärder: Uppföljning kommer att ske under 2019.

Framgång: Kransalgerna etablerades väl, *P. lucens* etablerades samt kunde spridas inom sjön.

Källor: Meis et al. (2018).

Mieminger Badesee, Tirol, Österrike

Habitat: grävd sjö, 2 ha, max 5,5 m djup, används som badsjö. Ursprungligen näringsfattig, men mer och mer eutrofierad från omgivande betesmark.

Undervattensväxter och växtplankton före åtgärden: långskottsväxter (*Stuckenia pectinata*, *Potamogeton natans*, *Groenlandia densa*) som störde badande.

Planteringsår: 2012 / 2013

Metod: Områden med tät långskottsvegetation täcktes under 2012 och 2013 med 10 st. svarta plastfolier (à 25 m²) med ihåliga utrymmen i kanten som kan fyllas med antingen vatten (för att sänka ner folien) eller luft (för att lyfta folien). Folien ligger kvar under ungefär ett år. De vegetationsfria områden som har uppstått på detta sätt planteras med gråsträse. Slätter är planerad till våren 2014 på ställen med storvuxna nateväxter.

Vilka arter och varifrån: gråsträse

Ytterligare åtgärder: närsaltseliminering (närsaltsfällning i tillflödena) planeras till 2014.

Framgång: Projektet fullföljdes ej: Folien las ut på plats men lyftes aldrig, och några planteringar av kransalger genomfördes ej: uppgift Alexandra La Rosée (nee Hösch), e-mail 2018.

Källor: Hussner et al. (2014).