



Miljöfaktorernas inverkan på makrofytsamhällena i sjöar på Åland



Anni Selenius
Pro gradu-avhandling
Miljö- och marinbiologi
Fakulteten för naturvetenskaper och teknik
Åbo Akademi
Handledare: Martin Snickars
2022

ÅBO AKADEMI

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik
Miljö- och marinbiologi

Anni Selenius, 2022

Miljöfaktorernas inverkan på makrofytsamhällena i sjöar på Åland

Pro gradu-avhandling (M. Sc. Thesis), 72 s. (+ bilagor)

Abstrakt

Makrofyter är viktiga komponenter i sjöekosystem – de erbjuder både en komplex livsmiljö och föda för många organismer. Själva påverkas de av många olika miljöfaktorer, bland annat näringshalter och siktdjup. Tack vare att makrofyter är relativt långlivade och reagerar på miljöförändringar kan de användas som indikatorer på vattenkvaliteten. I och med EU:s vattenramdirektiv karteras makrofyter regelbundet som en komponent av vattenkvalitetsanalysen i sju av Ålands största sjöar. Karteringmetoden är linjekartering huvudsakligen genom snorkling. Målsättningen med avhandlingen var att klarlägga hur dessa sjöars makrofytsamhällen påverkas av miljöförhållandena, särskilt i fråga om artsammansättning, olika livsformer (fritt flytande, fritt svävande, långskottsväxter, bottenbladsväxter, flytbladsväxter, helofyter, vattenmossor och kransalger), samt hur vegetationens djuputbredning kan relateras till vattenkvaliteten. En målsättning var också att jämföra de åländska sjöarna med motsvarande sjötyp på fastlandet beträffande vattenvegetation i syfte att få en bild av vilka uppdateringsbehov som finns för sjöklassificeringsmetoden på Åland.

Det totala artantalet i sjöarna varierade mellan 12 och 48 arter. Både art- och livsformssammansättning skiljde sig signifikant mellan de sjöar som saknade vattenförbindelse mellan varandra. Vattenvariablerna hade en signifikant inverkan på skillnaderna i vegetationssammansättning; störst inverkan hade pH, totalfosfor, totalkväve (modellen med livsformsgrupper) och siktdjup (modellen med arter). Förklaringsgraden var högre för modellen med livsformsgrupper än med arter. Till arter och livsformsgrupper som stod för de främsta skillnaderna mellan sjöarna hörde näringsgynnad hornsärv *Ceratophyllum demersum*, flytbladsväxter (huvudsakligen gul näckros *Nuphar lutea*) och näckmossa *Fontinalis antipyretica*. Vattenvariablernas inverkan på olika arter och livsformsgrupper varierade, exempelvis korrelerade mängden kransalger positivt med siktdjupet och mängden hornsärv korrelerade positivt med totalfosforhalten. Vegetationens djuputbredning korrelerade

signifikant positivt med siktdjupet, men endast ifall hornsärv (klassificerad som en fritt svävande art) exkluderades ur analysen. Denna art verkar förekomma på ganska stora djup även i sjöar med lågt siktdjup och sämre vattenkvalitet, och det torde därför vara bäst att utelämna den (liksom andra fritt svävande arter) ur djuputbredningsanalyser som görs för att bedöma vattenkvalitet. Färgtal och klorofyll-*a* korrelerade negativt med djuputbredningen, men däremot hade näringshalterna inte någon större inverkan på vegetationens maxdjup i analysen. I jämförelse med kalkrika sjöar på fastlandet hade de åländska sjöarna i medeltal en större andel av fritt svävande växter, vattenmossor och kransalger, medan andelen flytbladsväxter var mindre. Vilka arter som kan anses vara typiska för sjötypen verkar också skilja sig en del mellan Åland och fastlandet. Resultaten i denna undersökning bidrar till förståelsen för hur miljövariabler kan påverka vattenvegetationen i sjöar, och kan vara till nytta vid kvalitetsbedömningar av åländska sjöar baserade på makrofytdata.

Nyckelord: Makrofytsamhälle, sjöartering, miljöförhållanden, vattenkvalitet, livsformer, maxdjup för vegetation, *Ceratophyllum demersum*, Åland

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY

Faculty of Science and Engineering
Environmental and Marine Biology

Anni Selenius, 2022

The impact of environmental factors on the macrophyte communities in lakes on the Åland Islands

M. Sc. Thesis, 72 pp. (+ appendix)

Abstract

Macrophytes are important components of lake ecosystems – they provide a complex habitat as well as food for many organisms. They are themselves affected by several environmental factors, such as nutrient levels and water transparency. Since macrophytes have a relatively long life span and are affected by changes in their environment, they can be used as indicators of water quality. Due to the water framework directive of the European Union, macrophytes are regularly mapped as a component of the water quality assessment of seven of the biggest lakes on the Åland Islands. The mapping is done along transect lines with a 20 cm depth interval, and it is primarily carried out by snorkelling. The aim of the thesis was to investigate how the macrophyte communities in these lakes are affected by environmental conditions, especially concerning species composition and the proportions of different life forms (lemnids, free-floating, elodeids, isoetids, nymphaeids, helophytes, water mosses and charophytes), and how the maximum colonization depth of lake vegetation can be related to water quality. A goal was also to compare the vegetation in the lakes on the Åland Islands to that in lakes of the same type on the mainland, to assess the need for updates of the lake classification analyses used on the Åland Islands.

The number of macrophyte species in the lakes varied between 12 and 48. The composition of both species and life forms differed significantly among the lakes that were not connected. The water variables had a significant impact on the differences in macrophyte composition; the most important of them were pH, total phosphorus, total nitrogen (the model with life forms) and Secchi depth (the model with species). The degree of explanation was higher for the model with life forms than the model with species. The species and life forms contributing most to the differences between lakes were nutrient favoured *Ceratophyllum demersum*, nymphaeids (mainly *Nuphar lutea*), and *Fontinalis antipyretica*. The effect of the water variables on vegetation differed between different species and life forms, for example the abundance of

charophytes correlated positively with Secchi depth while the abundance of *C. demersum* correlated positively with total phosphorus. The maximum colonization depth of macrophytes showed a significant positive correlation with Secchi depth, but only if *C. demersum* (classified as a free-floating species) was excluded from the analysis. This species seems to occur quite deep also in lakes with a low Secchi depth and relatively poor water quality, and it seems better to exclude it (along with other free-floating species) from analyses of maximum colonization depth aiming to assess water quality. Water colour and chlorophyll *a* correlated negatively with the depth distribution of vegetation, but in this analysis, nutrient levels did not have a strong impact on the maximum colonization depth of macrophytes. In comparison with calcareous lakes on the mainland, the lakes on the Åland Island had, on average, larger proportions of free-floating plants, water mosses and charophytes, but a smaller proportion of nymphaeids. There also seems to be some differences in which species that can be regarded as typical for the lake type in question between the mainland and the Åland Islands. The results in this thesis contribute to the understanding of how environmental variables can affect the water vegetation in lakes and can be useful for lake water quality assessments based on macrophyte data on the Åland Islands.

Key words: Macrophyte community, lake mapping, environmental conditions, water quality, life forms, maximum colonization depth, *Ceratophyllum demersum*, Åland Islands

INNEHÅLL

1	INTRODUKTION	1
1.1	Bakgrund	1
1.1.1	Definition av makrofyter	1
1.1.2	Miljöfaktorernas inverkan på makrofyter	1
1.1.3	Makrofytkarteringarnas betydelse och historia i Finland.....	4
1.1.4	Svårigheter med att klassificera sjöar utgående från makrofytkarteringar	5
1.1.5	Karteringar av åländska sjöar enligt EU:s vattenramdirektiv	5
1.2	Målsättningar med studien samt förväntningar	6
2	MATERIAL OCH METODER	7
2.1	Undersökningsområden.....	7
2.1.1	Markusbölefjärden	9
2.1.2	Långsjön	9
2.1.3	Lavsböle träsk	9
2.1.4	Vargsundet	10
2.1.5	Östra Kyrksundet.....	10
2.1.6	Västra Kyrksundet.....	11
2.1.7	Dalkarby träsk	11
2.2	Insamling av makrofytdata.....	11
2.3	Vattendata.....	13
2.4	Makrofytsamhällen.....	14
2.4.1	Definition av makrofyter i analysen.....	14
2.4.2	Livsformsgruppering	16
2.4.3	Täckningsgradsdata	16
2.5	Djuputbredningsanalys.....	17
2.6	Statistiska analyser	18
3	RESULTAT	20
3.1	Vattendata.....	20
3.2	Artsammansättning.....	22
3.2.1	Artsammansättning och medeltäckningsgrad i sjöarna	22
3.2.2	Miljöfaktorernas inverkan på artsammansättningen	28
3.3	Makrofytlivsformer	30
3.3.1	Sammansättning av makrofytlivsformer i sjöarna	30
3.3.2	Miljöfaktorernas inverkan på livsformssammansättningen	35
3.4	Vegetationens djuputbredning.....	37
4	DISKUSSION	40
4.1	Art – och livsformssammansättning.....	41

4.1.1 Sjöarnas karaktärsdrag och huvudsakliga skillnader beträffande makrofytsamhällena	41
4.1.2 Skillnader mellan kalkrika sjöar på Åland och i fasta Finland, samt konsekvenser för vattenkvalitetsanalyser baserade på referensartlistor	43
4.1.3 Jämförbarhet mellan olika karteringsår	46
4.2 Miljöfaktorernas inverkan på makrofytsamhällena.....	46
4.2.1 De viktigaste vattenvariablerna i studien och sätt på vilka de kan påverka vattenvegetationen.....	46
4.2.2 Vattenvariablernas samband med livsformsgrupperna	48
4.2.3 Vattenvariablernas samband med utvalda arter	54
4.2.4 Möjlig inverkan av miljöfaktorer på skillnaderna i artrikedom	56
4.3 Vegetationens maximala djuputbredning.....	58
4.3.1 Resultat då hornsärv inkluderats i analysen	58
4.3.2 Resultat då hornsärv uteslutits ur analysen	59
4.3.3 Näringshalternas inverkan på djuputbredningen och problem med analyser av denna inverkan	60
4.3.4 För- och nackdelar med användning av olika minimitäckningsgrader vid analys av vegetationsmaxdjup.....	62
4.3.5 Förbättringsförslag för fortsatta studier.....	64
5 SLUTSATSER.....	64
6 TILLKÄNNAGIVANDEN.....	66
7 REFERENSER.....	67
8 BILAGOR	73

1 INTRODUKTION

1.1 Bakgrund

1.1.1 Definition av makrofyter

Makrofyter, det vill säga makroskopisk vattenvegetation, är mycket viktiga ekosystemkomponenter både i sjöar och hav. De erbjuder livsmiljö och skydd för organismerna, fungerar som lekplats och barnkammare för många fiskar (Vuori et al. 2006) och utgör också föda för många djur (t.ex. Helminen 1984, Schmieder et al. 2006). Det finns ingen universell definition på vad som räknas som "makrofyter" (Kolada 2016); I Finland har man oftast använt sig av artlistan över kärlväxter i inlandsvatten som sammanställts av Linkola (1933) samt vissa starrarter *Carex* sp., vattenmossor och vissa makroalger som till exempel kransalger *Charophyta* (Vuori et al. 2006).

1.1.2 Miljöfaktorernas inverkan på makrofyter

Makrofyter i sjöar påverkas av många faktorer i sin livsmiljö, däribland ljusstillgång (påverkad av siktdjupet) (Vuori et al. 2006), fosfor- och kvävehalter (Vuori et al. 2006, Leka et al. 2008b, Szoszkiewicz et al. 2014), exponering (Toivonen & Huttunen 1995, Feldmann & Nöges 2007), bottenstrukturer (Kissoon et al. 2013), humushalt (Vuori et al. 2006, Leka et al. 2008b), pH (Catling et al. 1986, Jackson & Charles 1988), alkalinitet (Vestergaard & Sand-Jensen 2000a), storleken på sjön (Rørslett 1991, Toivonen & Huttunen 1995, Vestergaard & Sand-Jensen 2000a, Leka et al. 2008b), sjöns morfologi (Feldmann & Nöges 2007), altitud (Rørslett 1991), latitud (Heino & Toivonen 2008, Leka et al. 2008b) och vattenståndsväxlingar (Vuori et al. 2006, Feldmann & Nöges 2007). Vattenvegetationen brukar ofta följa vissa generella trender gällande en del miljöfaktorer, fastän enskilda arter kan skilja sig i sina livsmiljöpreferenser.

Siktdjup och näringshalter är två sammankopplade faktorer; oftast blir siktdjupet sämre ju högre koncentrationerna av näringsämnen är, eftersom näringen gynnar planktonblomning i vattnet (Kautsky et al. 1986, Vuori et al. 2006). Sådana makrofyter som växer nära botten och därmed är beroende av klart vatten för att få ljus kan missgynnas då näringshalterna ökar och siktdjupet

minskar, medan makrofyter som växer nära ytan, till exempel flytbladsväxter eller fritt flytande växter, kan gynnas av dessa förhållanden (Toivonen & Huttunen 1995, Vuori et al. 2006, Leka et al. 2008b, Poikane et al. 2018). Makrofyter kan delas in i olika grupper enligt om de föredrar eutrofa, mesotrofa eller oligotrofa miljöer, eller om de är indifferent (Toivonen & Huttunen 1995, Leka et al. 2008b, Kanninen et al. 2013, Poikane et al. 2018). I tidiga stadier av eutrofiering brukar artantalet öka i och med att tillgången på näring ökar, och dessutom ökar makrofyternas totala biomassa (Toivonen & Huttunen 1995, Leka et al. 2008b). Om eutrofieringen däremot blir tillräckligt kraftig kan i stället artantalet och biomassan minska, då olika negativa bieffekter börjar visa sig (så som försämrat siktdjup) (Vuori et al. 2006, Vuori et al. 2009, Poikane et al. 2018). Ett tecken på eutrofierade sjöar är också en skev fördelning av artsammansättningen, där en eller några få arter helt dominerar makrofytsamhället och där eutrofieringskänsliga arter saknas (Vuori et al. 2006). Det maximala djupet som makrofyter kan förekomma på minskar också då siktdjupet minskar (Søndergaard et al. 2013). En riklig vattenvegetation kan ändå i vissa fall motverka en eutrofieringsförsäkrad grumlighet och hålla kvar sjön i ett klart, makrofytdominerat stadium, huvudsakligen genom att erbjuda livsmiljö för växtplanktonätande djurplankton och förhindra resuspension av sedimentet, och även i viss mån genom att konkurrera med växtplankton om tillgängliga näringsämnen (Laita et al. 2007).

Effekten av en ökad halt av ett näringsämne beror även på tillgången till andra näringsämnen i sjön, eftersom något ämne kan utgöra en begränsande faktor. En ökning av ett annat näringsämne än det som är begränsande för makrofyttillväxten kommer i så fall att ha liten effekt. I sjöar tenderar fosfor vara den begränsande faktorn (Ekholm 2008, Aroviita et al. 2019), och därför läggs också större vikt vid totalfosfor än vid totalkväve vid sjökarakteringar (Aroviita et al. 2019). Enligt Bergström & Jansson (2006) är det möjligt att många sjöar på norra halvklotet tidigare var naturligt kvävebegränsade, men på grund av ökad kvävedeposition från atmosfären har kvävehalterna i vattnet ökat och de har i stället blivit fosforbegränsade. Sedan kan en del sjöar i ett senare skede ha blivit kvävebegränsade på nytt ifall fosforutsläppen från land ökat (Ulvi & Lakso 2004, Maberly et al. 2020). Kraftigt fosforbegränsade sjöar är ofta oligotrofa, medan sjöar som är kvävebegränsade ofta är eutrofa (Downing & McCauley 1992) och kan ha problem med blomningar av kvävefixerande cyanobakterier (Havens et al. 2003). Vilket näringsämne som är begränsande i en sjö kan räknas ut om man känner till förhållandet mellan kväve och fosfor i vattnet. Enligt den så kallade Redfieldkvoten är förhållandet mellan molekylärt kväve och fosfor 16:1 i marina växtplankton, men i sötvatten är det inte nödvändigtvis detta mängdförhållande som gäller (Ekholm 2008). Här har fosfor föreslagits

vara den begränsande faktorn ifall förhållandet molekylärt N:P är >38 , och om förhållandet är <22 tyder det på att kväve kan vara begränsande. Om förhållandet ligger mellan dessa värden kan antingen fosfor eller kväve vara begränsande (Ekholm 2008).

Humushaltens inverkan på makrofyter är lite oklar (Leka et al. 2008b), men åtminstone kan en hög humushalt försämra siktdjupet (Vuori et al. 2006). Ju högre färgtal (som mått på humushalten) sjövattnet har, desto färre bottenväxter tenderar det finnas. Höga humushalter kan även förhindra en eutrofieringsorsakad ökning av artantal i sjöar (Leka et al. 2008b) eftersom siktdjupet redan är litet. pH verkar också kunna ha en inverkan på artantal och -sammansättning i sjöar (Catling et al. 1986, Jackson & Charles 1988) och har bland annat en betydelse för viktiga cellfunktioner (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). Ett högt pH kan dock även vara en bieffekt av eutrofiering, och alltså är det inte alltid säkert att det är pH i sig som är den huvudsakliga faktorn som påverkar växtsamhället. Till exempel kraftiga algblomningar på sommaren kan få vattnets pH-värde att stiga märkbart (Vuori et al. 2006). Alkaliniteten har konstaterats kunna ha en betydande positiv inverkan på artrikedomen i sjöar (Vestergaard & Sand-Jensen 2000a). Den har även en ganska kraftig inverkan på pH, så de båda faktorerna är korrelerade (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b).

Sjöns storlek kan påverka makrofyternas artantal så att större sjöar har fler arter (Toivonen & Huttunen 1995, Leka et al. 2008b), dels eftersom det finns mer utrymme och sannolikheten för att en art råkar kolonisera sjön ökar, dels för att stora sjöar oftast har mer varierande miljöer att erbjuda (till exempel skillnader i vattenkvalitet eller olika grader av exponering) (Rørslett 1991). Det är ändå inte självklart att man alltid ser en tydlig positiv inverkan av sjöarealen på artantalet, bland annat eftersom inte hela sjöbotten duger som habitat för vattenvegetation och större sjöar ofta tenderar att ha en mindre andel av bottenytan vegetationstäckt än små sjöar (Vestergaard & Sand-Jensen 2000a). Om sjöarna är eutrofa och grumliga avtar dessutom areans effekt på artantalet. Däremot kan arean av den del av sjöbotten som är vegetationsbevuxen ha en större inverkan på artrikedomen (Vestergaard & Sand-Jensen 2000a).

Bottensubstratet har rapporterats inverka på makrofytsamhällena (Nurminen 2003b, Kisson et al. 2013), men enligt Hellsten (2000) kan bottenytan eventuellt vara av mindre betydelse än vad som har antagits. Korrelationen mellan vissa makrofyterarter och en viss typ av bottensubstrat kan nämligen delvis vara en effekt av att andra miljövariabler (till exempel exponeringen) som har en direkt inverkan på makrofyterna även påverkar bottensubstratet (Hellsten 2000). Sjöns

latitud påverkar vid dessa nordliga breddgrader makrofytsamhällena så att artantalet tenderar minska ju längre norrut sjön ligger (Heino & Toivonen 2008, Leka et al. 2008b).

Vattenståndsväxlingar kan inverka på vattenvegetationen, antingen genom att påverka arter som växer vid vattenbrynet direkt då vattenytan stiger eller sjunker, eller genom förändrade isförhållanden på vintern – många bottenväxter eller flytbladsväxter med rötter i bottensedimentet klarar inte av att botten fryser (Hellsten 2000, Vuori et al. 2006). Kraftiga vattenståndsväxlingar kan minska artantalet (Feldmann & Nöges 2007), men måttliga vattenståndsväxlingar verkar däremot kunna ge upphov till en ökad artrikedom (Rørslett 1991).

1.1.3 Makrofytkarteringarnas betydelse och historia i Finland

Karteringar av sjövegetationen i Finland har gjorts sedan början av 1900-talet (Vuori et al. 2006), och det har även gjorts vissa uppföljningar på hur makrofytsamhällena har förändrats över tid (Meriläinen & Toivonen 1979, Rintanen 1996). På Åland har vattenvegetationen i sjöar undersökts sedan 1920-talet (Helminen 1984). Länge var det ändå ovanligt att systematiska karteringsuppföljningar gjordes (Vuori et al. 2006).

Att undersöka växtsamhällena i sjöar är viktigt av flera orsaker. Det är bra att ha en så god kunskap om makrofytarternas utbredning som möjligt – ifall man till exempel vet vilka arter som är sällsynta och i hurdana miljöer de förekommer är det lättare att skydda dem (Heino & Toivonen 2008). Att värna om makrofyterna är inte bara viktigt för deras egen skull, utan också i och med deras betydelse som livsmiljö för andra organismer (Vuori et al. 2006). Kunskap om hur makrofytsamhällena förändras över tid, och av vilka orsaker, är också viktig. Det är till exempel inte självklart att arter alltid reagerar på samma sätt på en viss typ av förändring – beroende på i vilken miljö de undersökta makrofytsamhällena finns kan responsen på liknande förändringar se olika ut (Heino & Toivonen 2008).

Eftersom makrofyter påverkas av miljöfaktorerna i sin omgivning har de börjat användas som indikatorer på ekologiskt tillstånd och vattenkvalitet, särskilt gällande grad av eutrofiering. Makrofyter är relativt långlivade (med en livslängd från några månader till flera år), och därför kan de även avspegla långvarigare förändringar i miljön (Vuori et al. 2006). För att bedöma miljön utgående från makrofytsamhällena kan man undersöka till exempel vilka arter som påträffas (om de är typiska arter för t.ex. eutrofa, mesotrofa eller oligotrofa förhållanden, och

om sjöns artsammansättning motsvarar det typartssamhälle som normalt förekommer i sjötypen i fråga), i vilka mängdförhållanden och med vilka täckningsgrader arterna förekommer (Vuori et al. 2006, Leka et al. 2008b, Aroviita et al. 2012), eller det maximala djupet makrofyterna förekommer på (Søndergaard et al. 2013).

1.1.4 Svårigheter med att klassificera sjöar utgående från makrofytkarteringar

Det finns vissa svårigheter med att klassificera sjöar utgående från resultaten från makrofytkarteringar. Både karteringsmetoden och definitionen på makrofyter kan variera mellan karteringar, vilket försämrar jämförbarheten mellan sjöar, och om man inte lyckas med att kartera representativa delar av sjön kan resultaten bli missvisande eftersom vegetationen kan variera betydligt mellan olika delar av samma sjö (Rørslett 1991, Leka et al. 2003, Vuori et al. 2006, Kanninen et al. 2013).

Även då det gäller tolkning av resultaten (ifall det till exempel är frågan om en vattenkvalitetsundersökning) måste man tänka på skillnader i jämförbarheten beroende på sjötyp (till exempel naturligt eutrofa eller oligotrofa sjöar, eller kalkhaltiga sjöar) och var sjön ligger geografiskt (Vuori et al. 2006). Listor med typenliga arter och referensvärden för arterna måste anpassas separat för varje sjötyp, och dessutom separat för olika delar av landet eftersom artsamhällena i norr skiljer sig från dem i söder (Aroviita et al. 2019). Då referensartlistor och referensvärden för olika index baserade på vegetationen skapas, tänkta att fungera som modell över hur artsammansättningen i en viss sjötyp borde se ut, finns ytterligare problemet att man i vissa fall saknar sjöar i naturtillstånd av rätt typ att basera listorna på. Till exempel finns för få kalkrika referenssjöar i naturtillstånd i södra Finland för att man ska kunna få pålitliga referensvärden från dem (Aroviita et al. 2019). Detta påverkar även klassificeringen av Ålands sjöar, eftersom de tillhör denna sjötyp och egna referenssjöar på Åland saknas. Här har man än så länge använt kompromisser baserade på referensdata från fastlandet (ÅLR 2014).

1.1.5 Karteringar av åländska sjöar enligt EU:s vattenramdirektiv

I och med EU:s vattenramdirektiv (VRD, 2000/60/EG) ålades medlemsländerna att följa upp vattenkvaliteten i sina vattenområden, med målet att skydda och förbättra kvaliteten på vattenmiljöerna inom EU (ÅLR 2016a). På Åland finns drygt 120 sjöar som är större än två

hektar; av dem är tio större än 50 ha (ÅLR 2009a). Det största miljöproblemet för åländska sjöar är eutrofiering, som till stor del beror på omkringliggande jordbruksmark och bosättning samt atmosfärisk belastning (ÅLR 2009a). Sju av de åländska sjöarna undersöks och klassificeras enligt EU:s vattenramdirektiv. En av parametrarna som karteras för att utvärdera sjöarnas ekologiska status är makrofytsammansättningen (ÅLR 2016a), så från dessa karteringar finns relativt jämförbara data över makrofytsamhällena. Makrofytyvariablerna som undersöks i samband med sjöklassificeringen är typenliga arters andel av det totala artantalet, en relativ modellikhet som berättar hur mycket vegetationssamhället liknar vegetationssamhällen i referenssjöar, och ett referensindex uträknat på basen av andelen eutrofieringskänsliga, -tåliga och indifferentia arter i makrofytsamhället (Vuori et al. 2009).

1.2 Målsättningar med studien samt förväntningar

I denna studie undersöks makrofytydata från sju åländska sjöar, från vilka det finns relativt jämförbart karteringsdata från karteringarna som gjorts som en del av statusklassificeringen enligt EU:s VRD: Markusbölefjärden, Långsjön, Lavsböle träsk, Vargsundet, Östra och Västra Kyrksundet och Dalkarby träsk. Målet är att skapa en bättre bild av utbredningen av makrofyter på Åland, klarlägga hur sjöarnas makrofytsamhällen kan relateras till miljöförhållandena och vad olika aspekter av makrofytsamhället kan säga om vattenkvaliteten. Vidare diskuteras skillnader i makrofytsammansättning mellan Åland och fasta Finland. Förbättrad kunskap om dessa kan vara till nytta vid kvalitetsbedömningar av åländska sjöar baserade på makrofytydata. Dessutom undersöks och analyseras växternas maximala djuputbredning med fokus på hur väl detta djup korrelerar med sjöarnas vattenegenskaper. I finländska sjöklassificeringar används inte information om vegetationens djuputbredning, trots att makroalgers (till exempel blåstångens) djuputbredning används som indikator på vattenkvaliteten i havet (Aroviita et al. 2019). Av den orsaken är det viktigt att ta reda på om vegetationens djuputbredning är en fungerande indikator på vattenkvalitet och siktdjup även i sjöar.

Huvudfrågeställning:

Hur påverkas sjöarnas makrofyt samhällen av miljöfaktorer som näringshalt, siktdjup och pH gällande

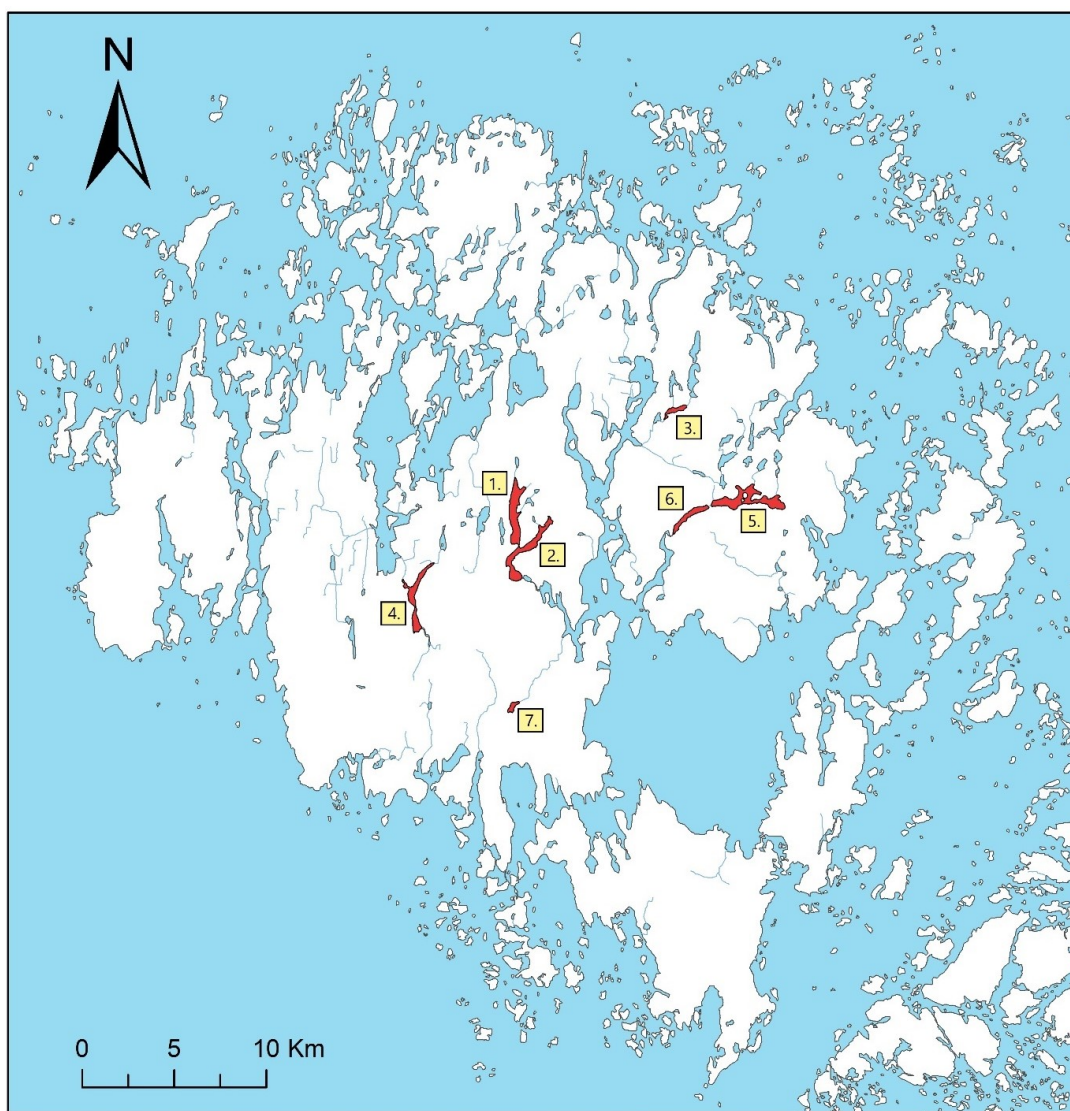
1. artsammansättning
2. andelar av olika makrofyt livsformer
3. djuputbredning.

Hypotesen var att det finns skillnader mellan sjöarna gällande artsammansättning och livsformssammansättning, så att mellanårsvariationen inom sjöarna är mindre än variationen mellan sjöarna, och att skillnaderna påverkas av skillnader i vattenkvalitet. Vegetationens djuputbredning förväntades påverkas av vattenvariablerna, främst relaterat till siktdjup så att djuputbredningen minskar med minskande siktdjup, och hänga samman med sjöns näringshalter.

2 MATERIAL OCH METODER

2.1 Undersökningsområden

De undersökta sjöarna (fig. 1, tabell 1) ligger alla på fasta Åland, i kommunerna Jomala, Hammarland, Finström, Saltvik och Sund. Fyra av sjöarna (Markusbölefjärden, Långsjön, Lavsböle träsk och Dalkarby träsk) är dricksvattentäkter, medan Vargsundet samt Östra och Västra Kyrksundet är potentiella dricksvattentäkter (ÅLR 2016a). Enligt en tidigare finsk typindelning (Vuori et al. 2006) var sjöarna av typ 12 ”närings- och kalkrika sjöar”, RrRk (ÅLR 2011 i ÅLR 2014). Därefter har sjötypen delats upp i Rr (näringsrika) och Rk (kalkrika) (Aroviita et al. 2012). Alla sjöarna i fråga klassas numera som kalkrika (Rk) eftersom alkaliniteten överstiger gränsvärdet (0,4 mekv/l) för sjötyp Rk, och dessutom har arter som är typiska för kalkrika sjöar påträffats i sjöarna i fråga (ÅLR 2014). Även om några av sjöarna hör till Ålands största, klassas samtliga som små (<5 km²) enligt Finlands miljöcentral (2006) typindelning av ytvatten (Bystedt 2011).



Figur 1. De åländska sjöar som karteras enligt EU:s vattenramdirektiv.

1 – Markusbölefjärden, 2 – Långsjön, 3 – Lavsböle träsk, 4 – Vargsundet, 5 – Östra Kyrksundet, 6 – Västra Kyrksundet, 7 – Dalkarby träsk.

Tabell 1. Morfologiska karaktärer hos de undersökta sjöarna (ÅLR 2009b).

	Markusböle- fjärden	Långsjön	Lavsböle träsk	Vargsundet	Östra Kyrksundet	Västra Kyrksundet	Dalkarby träsk
Areal (ha)	145,37	138,32	27,3	103,47	197,52	56,23	16,67
Avrinnings- område (ha)	1381	1631	1476	2620	3857	4262	345
Medeldjup (m)	5,50	6,29	5,13	7,44	8,61	8,89	2,40
Maxdjup (m)	8	18	8,5	32	22	17	5
Strandlinje (m)	9620	12474	3911	14277	13181	5936	2224
Volym (milj. m ³)	8	8,7	1,4	7,7	17	5	0,4

2.1.1 Markusbölefjärden

Markusbölefjärden i Finströms kommun är Ålands näst största sjö (ÅLR 2009a). Både Markusbölefjärden och Långsjön är före detta havsvikar, som på grund av landhöjningen skildes från havet vid sekelskiftet 1800–1900. Därefter har sjöarna igen haft kontakt med havet från 1935 fram till 1970-talet, eftersom en kanal sprängdes från sjöarna till Ämnäsviken (Helminen 1978 i Bystedt 2011). Efter att sjöarna igen skildes från havet sötades de ut ganska snabbt (Lindholm 1991). Sjöarna har kontakt med varandra via ett smalt sund.

Markusbölefjärden och Långsjön klassas som grunda eftersom på sin höjd kortvarig skiktning förekommer (Östman 1988, Bystedt 2011). Ålands Vatten AB använder sjöarna som dricksvattentäkter. Tillrinningsområdet utgörs till 21 % av odlingsmark och till 5 % av sjöar (Lindholm 1991). Sjöbotten består av morän och lera, och längs den västra stranden finns strandängar och täta vassbestånd. Vassbältet är smalare längs den östra stranden som är brantare och stenigare (Lindholm 1991).

2.1.2 Långsjön

Långsjön är, som namnet säger, en långsmal sjö belägen i Finströms och Jomala kommun. Den är också Ålands tredje största sjö. I södra och norra delen av sjön finns sumpiga stränder och odlingsmarker som angränsar till dessa. Längs den östra sidan är stränderna branta och bergiga, medan den nordvästra sidans stränder är leriga och skogbevuxna (Lindholm 1991, Bystedt 2011). Sjöbotten består av berg, morän, lera och på större djup även svart gyttja (Lindholm 1991).

2.1.3 Lavsböle träsk

Lavsböle träsk är en relativt liten sjö som ligger i Saltviks kommun. Stränderna runt sjön är främst skogbevuxna, men i norr finns det åker- och betesmark. Vid den nordvästra stranden finns också sommarstugor (Weppling 1983a, Östman 1988). Sjöbotten består av lera, detritus, sand och håll (Bystedt 2011). Sjön klassas inte som grund eftersom den är skiktad hela sommaren - detta beror dock inte på djupet, utan på att den är vindskyddad (Weppling 1983a, Östman 1988, Bystedt 2011). Bocknäs vatten använder Lavsböle träsk som råvattentäkt.

2.1.4 Vargsundet

Vargsundet är Ålands djupaste sjö (Lindholm 1991), och den ligger i Hammarland, Finström och Jomala kommun. Längs den östra stranden finns branta bergväggar, medan det i söder finns jordbruksmark och lerslätter. Utöver det består stränderna mest av moränmarker och blandskog (Lindholm 1991, Gren 2011).

Vargsundet har tidigare varit i kontakt med havet, men avsnördes på grund av landhöjningen och sötades ut. En kanal grävdes mellan Vargsundet och Bodafjärden på 1930-talet, vilket släppte in saltvatten och ledde till att sjön skiktades (Ådjers 1986). Kontakten till havet stoppades 1997 i och med bygget av en damm, men salthaltsskiktningen har förblivit kraftig (Mustamäki & Ahlbeck 2007) och i bottenskiktet är vattnet syrefritt och har höga näringshalter (ÅLR 2009b).

2.1.5 Östra Kyrksundet

Östra Kyrksundet i Sunds kommun är Ålands största sjö, både till arean och volymen (Weppling 1983b, Gren 2011). Utöver det har Östra Kyrksundet också beskrivits som Ålands artrikaste sjö beträffande vattenvegetationen (Lindholm 1991).

Liksom flera andra sjöar på Åland har både Östra och Västra Kyrksundet tidigare varit i kontakt med havet, avskilts på grund av landhöjningen och därefter anslutits till havet igen genom muddringar eller kanalbyggen på 1930-talet (Lindholm 1991). År 1979 isolerades sjöarna igen från havet, och har därefter sötats ut. Vattenkvaliteten i sjöarna har tidvis varit dålig, bland annat på grund av omkringliggande jordbruksmarker (Lindholm 1991).

Trösklar i sjön delar in botten i tre djuphål, och botten består främst av lera (Weppling 1983b). Längs sjöns norra sida finns odlingsmark, djupet är ganska grunt och där finns en riklig vattenvegetation. Längs den södra stranden finns branta berg. Östra Kyrksundet har förbindelse till Västra Kyrksundet via Bromansströmmen (Gren 2011), och Västra Kyrksundet i sin tur har en smal förbindelse till havet som regleras av en damm. Östra Kyrksundet användes tidigare som vattentäkt innan vattenkvaliteten konstaterades ha blivit för dålig 1987 och uttaget måste avslutas (Lindholm et al. 1989).

2.1.6 Västra Kyrksundet

Västra Kyrksundet är en långsmal sjö i Sund, förbunden till Östra Kyrksundet via Bromansströmmen och till havet via Slottssundet (Gren 2011). Sjön omges av blandskog och odlad mark (Gren 2011), och botten består till stor del av sulfidgyttja (Weppling 1983b). Skiktningen som uppstod i och med intrånget av saltvatten då förbindelsen mellan havet och Västra Kyrksundet muddrades ledde till syrebrist och förorenat bottenvatten (Lindholm 1991). Efter att sjöarna igen isolerades 1979 har salthalten sjunkit och skiktningen försvagats (Lindholm 1991, Häggqvist & Persson 2009), men fortsättningsvis har syrehalterna varit låga och näringshalterna förhöjda i bottenvattnet (Häggqvist & Persson 2009).

2.1.7 Dalkarby träsk

Dalkarby träsk i Jomala är den minsta av de undersökta sjöarna. Längs den östra stranden finns berg, annars omges sjön av odlingsmark och bebyggelse (Gren 2011). Flera avsnitt av sjöns stränder är täckta av grovt krossgrus. Vattenkvaliteten har varit dålig mellan cirka 1960- och 1980-talen, men den har därefter förbättrats (Lindholm 2000), bland annat tack vare att många avlopp letts bort från sjön (Västra Finlands Vattendomstol 1988). Under 1970-talet sattes dessutom kopparsulfat flera gånger i sjön med avsikt att förbättra vattenkvaliteten (Västra Finlands Vattendomstol 1988). Ålands Vatten AB använder Dalkarby träsk som dricksvattentäkt.

2.2 Insamling av makrofytdata

Innan denna undersökning hade Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk blivit karterade 2010, 2015 och 2018, och för dessa sjöar fanns redan det data som behövdes. Karteringsår 2010 inkluderades dock inte i denna undersökning, eftersom täckningsgradsdata saknades förutom från de allra grundaste djupen där vattenkikare använts. Vargsundet, Östra och Västra Kyrksundet samt Dalkarby träsk hade karterats 2011 och 2016, och de karterades för tredje gången i samband med denna avhandling (sommaren 2019). Karteringsmetoden som användes var samma som har använts vid karteringar utförda av Husö biologiska station sedan den senaste metodförbättringen av Eveleens Maarse (2015), då karteringsmetoden ändrades

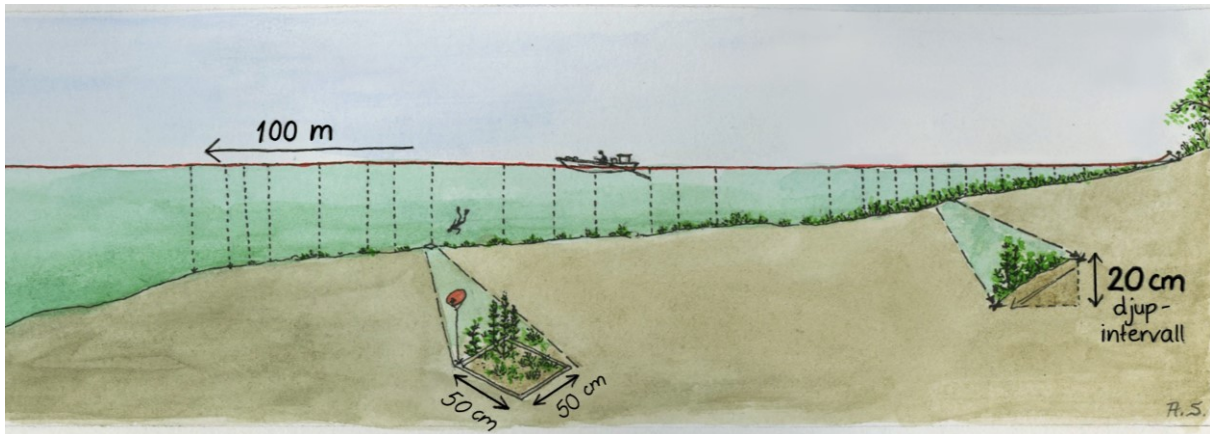
från användning av vattenkikare och kratta till snorkling. Husö biologiska station fungerade som bas för undersökningen, och stationens utrustning användes liksom vid tidigare sjökarteringar.

Vid makrofytkarteringen drogs transektlinjerna ut på samma ställen som vid föregående kartering, dels för att de olika karteringsåren skulle vara sinsemellan jämförbara, dels för att transektlinjernas placering och antal redan hade valts så att man ska få en så representativ bild av makrofytsamhällena i sjöarna som möjligt. Antalet transekter var i Vargsundet 12, i Östra Kyrksundet 13, i Västra Kyrksundet 12 och i Dalkarby träsk 10.

Vid varje plats som skulle karteras drogs en 100 m lång yttransektlina ut vinkelrätt från stranden. Makrofyterna analyserades med 20 cm djupintervall längs linan inom en 50 × 50 cm karteringsruta ända tills vegetationen tog slut, eller tills linan tog slut ifall vegetationen fortsatte mer än 100 meter ut från stranden (fig. 2). Djupet bestämdes på grunt vatten med hjälp av en käpp med cm-gradering, och därefter med ett lod från en flytande ram med vev konstruerad för ändamålet (fig. 18 i bilagor). Den första rutan lades vid stranden så att halva rutan var ovanför vattenytan och den andra halvan nedanför. Inom karteringsrutan kontrollerades både artsammansättningen och arternas täckningsgrader i procent. Ifall en art inte gick att identifiera med säkerhet i fält togs prover med till stationen för analys. Vid artbestämningen användes den Nya Nordiska Floran (Mossberg & Stenberg 2010), Ålands Flora (Hæggström & Hæggström 2008), den virtuella floran (online) (Anderberg & Anderberg 2017), Mossor: en fälthandbok (Hallingbäck & Holmåsen 1985), Artfakta (online) (SLU, Artdatabanken) och Bestämningsnyckel för kransalger i Sverige (Blindow et al. 2007). Vid behov undersöktes proven i preparationsmikroskop.

Karteringen utfördes huvudsakligen genom fridykning. Endast vid en transekt under karteringen 2019 var siktdjupet så dåligt att denna metod inte gick att använda; då utfördes karteringen i stället med hjälp av krattning. Krattan drogs då två gånger längs botten cirka 50 cm, tvärs emot transektlinjens riktning (fortsättningsvis med 20 cm djupintervall). Arternas täckningsgrader uppskattades på basis av i vilka mängder de fastnade på krattan. Krattan var 35 cm bred och avståndet mellan tinnarna var ca 3 cm. Eftersom siktdjupet blev bättre lite längre ut från stranden kunde fridykningsmetoden igen börja användas. Ifall siktdjupet hade varit dåligt ännu på så stort djup att kratta inte kunnat användas, skulle i stället en Lutherräfsa med motsvarande mått som krattan ha använts, och med samma teknik som krattan. Då kratta eller

Lutherräfsa används längs transekten anses vegetationen ha tagit slut då inga makrofyter längre kommer upp med krattan eller Lutherräfsan, och därefter dras ännu två drag på samma djup och två drag på följande djup för att försäkra sig om att vegetationen tagit slut.



Figur 2. Exempel på kartering längs en transektlinje enligt metoden som användes i avhandlingen.

2.3 Vattendata

Allt vattendata (klorofyll-*a*, färgtal, totalfosfor, totalkväve, pH och siktdjup) har erhållits av laboratoriet vid Ålands miljö- och hälsoskyddsmyndighet (ÅMHM), som utfört vattenprovtagningarna och laboratorieanalyserna på uppdrag av Miljöbyrån vid Ålands landskapsregering. För klorofyll-*a*, totalfosfor, totalkväve och pH användes vattendata från 1 meters djup under ytan, för färgtal användes data från 5 meters djup. I analyserna användes för varje karteringsår vattendata från sommarmånaderna (juni, juli, augusti och september) från tre år, dvs. samma år som karteringen i fråga utförts och de två föregående åren, enligt rekommendationerna för sjöklassificeringar (Aroviita et al. 2019).

Den begränsande faktorn i sjöarna räknades ut på basen av riktlinjer i Ekholm 2008. I sötvatten antas fosfor vara begränsande ifall förhållandet N:P i vikt är >17 , kväve om N:P i vikt är <10 , och endera kan vara begränsande om förhållandet ligger mellan dessa värden (i vikt 10–17) (detta gäller alltså förhållanden i vikt, dvs. inte molekylära förhållanden som ofta anges till exempel för Redfieldkvoten). Som mått på N:P användes förhållandet av oorganiska lösta näringsämnen (DIN:DIP), eftersom det är dessa som är direkt tillgängliga för växterna och kan

ge en bild av vilket näringsämne som är begränsande (Neill 2005, Ekholm 2008). DIN utgörs här av ammonium (NH₄-N), nitrit (NO₂-N) och nitrat (NO₃-N), medan DIP utgörs av fosfatfosfor (PO₄-P). En svårighet med att räkna ut den begränsande faktorn på basen av lösta näringsämnen är att deras halter kan vara så låga att de ligger under detektionsgränsen (Ekholm 2008). Ifall halterna var lägre än detektionsgränsen angavs den halverade detektionsgränsen som halt, enligt samma princip som använts av Maberly et al. 2020.

Vattenståndsdata användes för att kunna korrigera makrofyternas djuputbredning enligt rådande vattenstånd; detta avlästes vid kartering av Vargsundet, Västra Kyrksundet, Östra Kyrksundet och Dalkarby träsk från peglar. i Östra Kyrksundet saknades pegel men vattenståndet uppskattades motsvara det i Västra Kyrksundet, eftersom sjöarna har vattenförbindelse till varandra. Vattenståndet från Långsjön och Markusbölefjärden har erhållits av Ålands Vatten och från Lavsböle träsk av Bocknäs Vatten vid tidigare karteringar.

2.4 Makrofytsamhällen

2.4.1 Definition av makrofyter i analysen

I denna undersökning klassas ”makrofyter” som de kärlväxter, mossor och kransalger som föreslås användas vid makrofytkarteringar i sjöar enligt Kuoppala et al. (2008), med vissa undantag. Sexton arter uteslöts på grund av att de klassas som strandväxter (bland annat strandklo *Lycopus europaeus* och vasstarr *Carex acuta*). Strandväxterna är inte huvudsakligen i fokus vid dessa sjökarteringar, och då stranden inte karteras utöver den allra första rutan som till hälften är över vattenytan, skulle deras förekomst i karteringsdata påverkas av det rådande vattenståndet samt strandtypen (strandväxterna kan ibland saknas helt vid strandlinjen, särskilt om stranden består av sand, sten eller berg). Två arter lades till listan, havssäv *Schoenoplectus maritimus* och blåsäv *Schoenoplectus tabernaemontani*. Dessa saknas troligen i Kuoppalas lista över sjömakrofyter eftersom de är mer marina, men de kan förekomma i åländska sjöar.

Några arter slogs ihop till grupper i analysen. Dessa var arter som är svåra eller till och med omöjliga att skilja från varandra åtminstone då de inte är fertila, och därmed skulle det finnas en risk att skillnader mellan sjöar och karteringsår uppstår på grund av att olika karterare har

artbestämt dessa arter olika. Arterna i fråga var följande grupper:

Skörsträfsse *Chara globularis* och papillsträfsse *C. virgata*:

Arterna bildar ett s.k. artkomplex, där övergångsformer mellan arterna är vanliga – detta kan göra artbestämning osäker (Blindow et al. 2007). Övergångsformer mellan arterna verkade förekomma i sjöarna.

Glansslinken *Nitella flexilis* och mattslinken *N. opaca*:

Glansslinken är en sambyggare medan mattslinken är en tvåbyggare, men eftersom sterila individer inte med säkerhet kan skiljas från varandra (Blindow et al. 2007) och de noterade individerna nästan uteslutande har varit sterila under karteringarna, har arterna inte kunnat säkerställas.

Axslinga *Myriophyllum spicatum*, knoppslinga *M. sibiricum* och hårslinga *M. alterinflorum*:

Axslinga och knoppslinga är ett intressant par då det kommer till artbestämning. De kan ofta vara svåra att skilja från varandra, och de ansågs tidigare vara en och samma art, *Myriophyllum spicatum* (Hæggström & Hæggström 2008). Det förekommer också skillnader i artbeskrivningen beroende på vad för artbestämningsslitteratur man använder: bland annat beskriver Ålands flora (Hæggström & Hæggström 2008) att knoppslingan har styva bladflikar, medan den Nya Nordiska Floran (Mossberg & Stenberg 2010) anger att den har veka bladflikar. Axslingan ska enligt Nya Nordiska Floran ha hela stödblåd, medan de enligt Ålands flora är tandade (båda källorna anger att knoppslingan har tandade stödblåd). Samtliga gånger då jag undersökte blommande individer hade de upptill i blomställningen hela stödblåd medan de nertill var tandade, så stöbladens tandning är nog ett osäkert kännetecken. Många gånger observerades nog individer som var ganska arttypiska axslingar (sällan typiska knoppslingor i dessa sjöar - tydliga knoppslingor hittas nog i andra åländska sjöar), men särskilt i de båda Kyrksunden fanns stora mängder slingor som inte var riktigt typiska för någondera arten utan verkade vara olika grader av mellanting (de identifierades som *Myriophyllum* sp.) Eftersom hybrider mellan arterna (*Myriophyllum spicatum* x *sibiricum*) förekommer och dessutom har konstaterats vara mycket framgångsrika på att invadera sjöar (Glisson & Larkin 2021) kan en del osäkra fall troligen ha varit hybrider. Dessa beskrivs som olika varianter av mellanting mellan de båda föräldra-arterna (NWCB 2018).

Vidare beskrivs i Ålands Flora att hårslingan ”liknar en klen axslinga”, så dessa tre arter klumpades ihop till en grupp i analyserna för att undvika skillnader endast beroende på

karteringsår och karterare.

Vattenbläddra *Utricularia vulgaris* och sydbläddra *Utricularia australis*:

De flesta bläddror kan skiljas från varandra med hjälp av blåshåren i mikroskop (samt dessutom ofta andra makroskopiska kännetecken), men vattenbläddra och sydbläddra liknar varandra mycket och inte ens blåshåren skiljer dem åt. Blommorna har olika utseende, men sterila exemplar kan inte skiljas med säkerhet från varandra (Mossberg & Stenberg 2010) och i dessa sjöar har de inte blommat under karteringarna jag utförde 2018 och 2019 och de blommade inte heller 2015 (Eveleens Maarse, muntlig kommunikation).

2.4.2 Livsformsgruppering

Makrofyterna grupperades i livsformsgrupperna *fritt flytande*, *fritt svävande*, *långskottsväxter*, *bottenbladsväxter*, *flytbladsväxter*, *helofyter*, *vattenmossor* och *kransalger*, huvudsakligen enligt indelningen i Leka et al. (2008b). Några arter fanns inte med på listan i denna källa, då gjordes en egen bedömning av livsform på basen av utseende och artlitteratur såsom den Nya Nordiska Floran. Strandväxterna grupperades också i en egen livsformsgrupp, men den togs sedan helt bort ur analyserna.

I ett fåtal fall kunde en växt förekomma med två helt olika växtsätt som klassas som olika livsformer. Ett sådant fall är igelknopp *Sparganium emersum*, som kan förekomma både som helofyt och som flytbladsväxt. I detta fall delades arten in i två kategorier, och täckningsgraden räknades tillhöra den livsformskategori som jag observerat att arten förekom i under karteringen. Arten förekom endast i sju rutor under de karteringar som jag inte hade genomfört, i dessa bedömdes arten mycket sannolikt ha förekommit i helofytform på basen av det låga djupet där de noterats, samt erfarenhet av vegetationen i sjöarna.

2.4.3 Täckningsgradsdata

Som mått på abundansen i art- och livsformsanalyserna användes medeltäckningsgrad per transekt ned till tre meters djup (enligt uppmätt vattenstånd). Detta djup valdes som nedre gräns för att göra transektmedeltalen mer jämförbara sinsemellan. I vissa sjöar fortsatte vegetationen längs transekterna ut på större djup men med låga täckningsgrader i de djupare rutorna, medan

vegetationen i andra sjöar tog slut fortare på lägre djup men hade kontinuerligt höga täckningsgrader längs hela transekten – detta skulle göra transektmedeltal där hela transekten tas med missvisande. Tre meter valdes som gräns på basen av en helhetsbedömning av den totala täckningsgraden i rutorna längs alla sjöars transekter – detta verkade vara den bästa kompromissen där täckningsgraden i de flesta sjöarna började avta till låga täckningsprocenter (fig. 14, bilagor). Transekter som slutat innan 3 meters djup på grund av att vegetationen tagit slut (inte på grund av att det varit långgrund och transektlinan tagit slut) fylldes ut med täckningsgrad 0% ända till 3 m djup.

I Dalkarby träsk användes hela transekten vid uträkning av transektmedeltal, dvs. över tre meters djup. Detta undantag gjordes på grund av en helt annorlunda vegetationsutbredning här jämfört med i de andra sjöarna: här märktes ingen gradvis minskning av makrofyttäckningsgrad med ökande djup (både siktdjup och maxdjup för vegetationen verkade överskrida sjöns totala maxdjup), i stället fanns stora ängar av bland annat kransalger på över 3 m djup som helt eller delvis skulle ha uteblivit ur analyserna ifall transekterna kapats som i övriga sjöar.

2.5 Djuputbredningsanalys

Datat som användes i djuputbredningsanalysen var det maximala djupet transektvis (korrigerat enligt rådande vattenstånd) som fyra olika minimitäckningsgrader förekom på, nämligen minst 20 % täckningsgrad i rutan, minst 10 % täckningsgrad, minst 5 % täckningsgrad, och vegetation i rutan överhuvudtaget. Sedan användes årsmedeltal av vegetationsmaxdjup för de olika täckningsgradsklasserna sjövis i analysen. Endast transekter som tagit slut på grund av att vegetationen tagit slut inkluderades i årsmedeltalet, dvs. transekter som tagit slut på grund av att transektlinan tog slut (men vegetationen fortsatte) inkluderades inte. I vissa fall kunde maxdjup för till exempel minst 20 % eller minst 10 % vegetation inkluderas från transekter som tagit slut innan vegetationen gjort det, ifall alla de sista karteringsrutornas täckningsgrader varit låga och det bedömdes vara mycket osannolikt att högre täckningsgrader skulle ha förekommit längre ut. Maxdjup för en täckningsgradsklass togs också med från en transekt som slutat på grund av att linan tog slut ifall djupet för täckningsgradsklassen trots detta var så stort att det överskred medeltalet av alla andra maxdjup för den täckningsgradsklassen i den sjön det karteringsåret.

Endast rotade arter inkluderades i den totala täckningsgraden, dvs. till exempel näckmossa *Fontinalis antipyretica* som nästan uteslutande förekom drivande i sjöarna inkluderades inte. Hornsärvi *Ceratophyllum demersum* var ett gränsfall: arten klassas som fritt svävande men kan bete sig likt en rotad växt, som har rotliknande strukturer förankrade i botten. Den kan i vissa livsmiljöer förekomma tydligt fritt svävande, men i dessa sjöar tenderar den växa upprätt och med basen fast i botten (förutom närmast stranden där den ofta driver i en tät massa med andra lösryckta växter och material som vågorna fört med sig. Där har ändå den, liksom övriga drivande växter som normalt är rotade, inte räknats med i dessa sjökarteringar). Eftersom arten var mycket riklig i Långsjön och Markusbölefjärden och utgjorde en stor del av makrofytsamhällena där bedömdes det vara värt att göra en version av maxdjupsanalysen där arten ingår i den totala täckningsgraden. På grund av att arten trots allt klassas som fritt svävande gjordes dessutom en analys där arten utelämnades.

Dalkarby träsk togs inte med i denna analys, då sjöns vegetationsmaxdjup verkar ha potential att överskrida sjöns totala maxdjup (5,1 m). Eftersom vegetationen här förekommer glest men fläckvis (i fläckarna är täckningsgraden mycket hög) utan att verka vara påverkad av djupet i någon större grad, skulle ett medeltal för vegetationsmaxdjup uträknat enligt ovan beskrivna metod dessutom bli missvisande.

2.6 Statistiska analyser

En ordinationsanalys (DCA) av artdata gjordes för att undersöka hur lika sjöarna var i förhållande till varandra enligt artsammansättning, och även för att se hur mycket olika karteringsår påminde om varandra inom samma sjö. Datat som användes i analysen var medeltäckningsgrad per transekt och år ned till tre meters djup. En multivariatanalys (PERMANOVA) användes för att analysera om det fanns signifikanta skillnader i artsammansättning mellan sjöarna, varefter parvis post hoc-test med Bonferroni-korrigerade p-värden gjordes för att ta reda på vilka av sjöarna som skiljde sig åt, och en SIMPER-analys gjordes för att undersöka vilka makrofyter som huvudsakligen bidrog till att dessa sjöar skiljde sig åt. I samband med PERMANOVA-analysen undersöktes även dispersionen med PERMDISP och Tukeys test för att undersöka om skillnader i dispersion mellan sjöarna kan ha bidragit till signifikanta resultat i PERMANOVA-analysen. Innan SIMPER-analysen

kvadratrottransformerades artdata.

Därefter gjordes en dbRDA-analys för att undersöka i vilken mån miljöfaktorerna inverkade på makrofytsammansättningen. I dbRDA-analysen användes årsvis medeltal av transektvis täckningsgradsmedeltal (till 3 m djup), och dessa kvadratrottransformerades innan analysen. Dessutom ln-transformerades variablerna siktdjup, totalfosfor, färgtal och klorofyll-*a*, och samtliga vattenvariabler standardiserades enligt formeln $(V - \text{medeltal}(V))/SD(V)$.

På motsvarande sätt gjordes PERMANOVA, SIMPER och dbRDA-analyser för att undersöka makrofyterna indelade i olika livsformsgrupper (fritt flytande, fritt svävande, bottenbladsväxter, långskottsväxter, flytbladsväxter, helofyter, vattenmossor och kransalger). Samma transformeringar gjordes som i analyserna med artdata.

PERMANOVA, parvis jämförelser, och analyserna (anova) av dbRDA-modellerna baserade sig på 9999 permutationer. För similaritetsmatrisen i dbRDA-analysen användes Bray-Curtis distansmått, och SIMPER baserade sig på Bray-Curtis similariteter.

Slutligen undersöktes vegetationens djuputbredning i förhållande till vattenvariablerna siktdjup, klorofyll-*a*, färgtal, totalkväve och totalfosfor med linjär regression. Som replikat användes maxdjupsmedeltal årsvis och sjövis för de olika minimitäckningsgradsklasserna. Residualernas normalitet och homoskedasticitet undersöktes i R innan regressionsanalysen och i de fall där det förekom problem gjordes försök att ln-transformera och rottransformera den beroende variabeln, men ifall dessa transformeringar inte hjälpte gjordes inga statistiska analyser av jämförelserna som inte uppfyllde kraven för parametriska test.

I och med oförväntade resultat i djuputbredningsanalysen där hornsärv inkluderats gjordes en ytterligare korrelationsanalys av vegetationens djuputbredning och vattenvariablerna där hornsärvens täckningsgrad avlägsnats ur data.

SIMPER-analyserna utfördes i PRIMER 7 version 7.0.13, alla övriga analyser gjordes i R version 4.0.4 ("Lost Library Book").

3 RESULTAT

3.1 Vattendata

Lavsböle träsk hade lägst pH (kring 7,6) och högst färgtal (upp till 126,43 mg Pt/l) (tabell 2), och även relativt dåligt siktdjup, sannolikt på grund av färgtal och eventuellt halten av klorofyll-*a* som också var hög. Vargsundet hade liksom Lavsböle träsk ett högt färgtal, hög halt av klorofyll-*a* och dåligt siktdjup, men där var pH i stället kontinuerligt högst, i medeltal 8,43. De högsta kvävehalterna uppmättes också i Vargsundet (i medeltal nära 1000 µg/l), men eftersom fosfor är begränsade faktor i sjön hade kvävehalten inte nödvändigtvis så stor inverkan. Markusbölefjärden och Långsjön hade höga halter av både totalfosfor och totalkväve, och ett korresponderande dåligt siktdjup – sämst var det i Markusbölefjärden (ca. 1,7 m) där fosforhalten var som högst (ca. 59 µg/l). Östra och Västra Kyrksundet däremot hade relativt bra siktdjup, och vattenvariablerna i dessa sjöar höll sig på medelnivåer jämfört med de andra sjöarna i denna undersökning. Dalkarby träsk hade de bästa siktdjupen – i medeltal drygt 3,3 m. Detta siktdjup baserar sig alltså på medeltal från hela växtperioden, det kan noteras att under själva makrofytkarteringarna var siktdjupet alltid ännu bättre än så – det gick inte att uppmäta då Secchiskivan fortfarande syntes då den låg på botten vid sjöns djupaste punkt. Dalkarby träsk hade också en mycket låg halt av totalfosfor (i medeltal kring 11 µg/l), låga halter av klorofyll-*a*, och vattendata för karteringen 2019 hade också ett mycket lågt färgtal, men totalkvävehalterna däremot kunde vara ganska höga.

På basen av variablerna siktdjup, totalfosfor, totalkväve och klorofyll-*a* skulle Västra och Östra Kyrksundet klassas som mesotrofa enligt Nürnberg & Shaw (1999) (tabell 2). Långsjön och Markusbölefjärden skulle klassas som eutrofa baserat på näringshalterna (Markusbölefjärden även entydigt på basen av siktdjupet), och Vargsundet skulle klassas som eutrof på basen av samtliga variabler utom totalfosfor som ger klassen mesotrof. Lavsböle träsk skulle klassas som mesotrof på basen av näringshalterna, medan siktdjup och klorofyll-*a* skulle indikera att sjön är eutrof (eller till och med hypereutrof, om man ser på värdet för klorofyll-*a* för karteringsåret 2015). Dalkarby träsk skulle klassas rätt entydigt som mesotrof, men för det senaste karteringsåret 2019 var halterna av totalkväve och totalfosfor till och med så låga att de skulle ge klassen oligotrof.

Den begränsande faktorn i Långsjön och Markusbölefjärden kan antas vara kväve på basen av kvoten av DIN:DIP från och med år 2008 (tabell 3). Lavsböle träsk, Dalkarby träsk och Vargsundet var fosforbegränsade, och i Östra och Västra Kyrksundet verkar kväve- och fosforhalterna vara relativt balanserade, så det går för det mesta inte att avgöra vilketdera näringsämnet som är begränsande på basen av kvoten DIN:DIP. Eventuellt verkar det kunna finnas en svag trend för lite mer fosforbegränsning i Västra Kyrksundet och lite mer kvävebegränsning i Östra Kyrksundet.

Tabell 2. Vattendata. För vissa sjöar saknades vattendata från någon månad något år – detta gäller Dalkarby (data från september 2009 fattades), Vargsundet (år 2009 saknades helt, från 2014 saknades data från augusti), samt Västra och Östra Kyrksundet där det 2009 endast fanns data från augusti, julidata saknades 2010 och augustidata saknades 2014. Färgsättningen av kolumnerna med siktdjup, totalfosfor, totalkväve och klorofyll-a indikerar vad sjöns trofiska status skulle vara enligt respektive vattenvariabel, enligt Nürnberg & Shaw (1999).

Sjö	Kart.år	Vattendata (år)	pH	Siktdjup (m)	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Chl-a (µg/l)	Färgtal (mg Pt/l)
Vargsundet	2011	2010–2011	8,36	2,04	20,00	896,25	24,97	76,13
	2016	2014–2016	8,49	1,65	27,85	980,54	19,22	78,23
	2019	2017–2019	8,43	1,86	23,79	1106,00	13,14	66,57
Västra Kyrksundet	2011	2009–2011	8,24	2,90	17,89	553,89	8,96	36,00
	2016	2014–2016	8,25	3,03	18,08	534,23	5,99	34,85
	2019	2017–2019	8,22	3,07	19,79	570,50	5,96	29,07
Östra Kyrksundet	2011	2009–2011	8,08	2,82	21,11	551,78	8,18	37,67
	2016	2014–2016	8,15	2,65	20,69	546,92	6,11	37,15
	2019	2017–2019	8,16	3,01	19,64	571,29	6,84	30,00
Långsjön	2015	2013–2015	8,24	1,89	40,00	785,79	7,58	56,93
	2018	2016–2018	8,23	2,01	36,25	796,25	8,58	41,42
Markusbölefjärden	2015	2013–2015	8,29	1,79	54,86	878,21	9,83	38,79
	2018	2016–2018	8,23	1,56	63,33	892,42	8,41	30,92
Lavsböle träsk	2015	2013–2015	7,60	1,72	16,29	637,29	25,29	126,43
	2018	2016–2018	7,64	1,89	15,77	585,15	11,96	86,77
Dalkarby träsk	2011	2009–2011	8,02	2,75	13,18	690,91	7,21	49,18
	2016	2014–2016	8,11	3,68	11,38	611,92	5,11	30,85
	2019	2017–2019	8,01	3,69	8,93	306,48	5,08	19,79

- Oligotrof (gränsvärden för siktdjup (m): >4, Tot-P (µg/l): <10, Tot-N (µg/l): <350, Chl-a (µg/l): <3,5)
- Mesotrof (gränsvärden för siktdjup (m): 4–2, Tot-P (µg/l): 10–30, Tot-N (µg/l): 350–650, Chl-a (µg/l): 3,5–9,0)
- Eutrof (gränsvärden för siktdjup (m): 1,9–1, Tot-P (µg/l): 31–100, Tot-N (µg/l): 651–1200, Chl-a (µg/l): 9,1–25)
- Hypereutrof (gränsvärden för siktdjup (m): <1, Tot-P (µg/l): >100, Tot-N (µg/l): >1200, Chl-a (µg/l): >25)

Tabell 3. Kvoten DIN:DIP i sjöarna under de för undersökningen relevanta åren, och vilketdera näringsämnet som kan antas vara den begränsande faktorn på basen av kvoten enligt Ekholm 2008. Kvoterna baserar sig på DIN och DIP i vikt. DIN = NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, DIP = PO₄-P. Om halterna legat under detektionsgränsen angavs de som hälften av detektionsgränsen. För Vargsundet saknas data från år 2009, och för samtliga sjöar saknas NH₄-N för 2016, så det året exkluderades ur analysen.

L= Långsjön, M = Markusbölefjärden, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk, V = Vargsundet, VK = Västra Kyrksundet, ÖK = Östra Kyrksundet.

År	L	M	LB	D	V	VK	ÖK
2008	12,76	13,03	27,41				
2009	9,24	9,99	21,76	47,45		23,32	25,18
2010	7,65	3,56	29,28	89,71	35,41	15,25	13,08
2011	9,40	3,88	30,91	73,10	42,92	18,03	12,87
2012	9,88	7,23	30,75	58,14	41,81	18,62	13,89
2013	8,09	7,37	26,20	53,50	14,03	13,39	8,37
2014	8,50	8,16	30,39	53,35	22,40	13,37	12,55
2015	11,99	10,43	39,55	107,41	32,71	15,50	15,40
2017	8,34	5,26	46,56	62,45	25,05	12,08	16,68
2018	8,43	7,39	38,83	61,70	35,69	16,66	13,60
2019				78,50	272,40	25,00	8,45
Medeltal	9,43	7,63	32,17	67,42	31,25	16,24	14,62

- DIN:DIP >17 = fosforbegränsning ■ DIN:DIP <10 = kvävebegränsning
- DIN:DIP 10–17 = fosfor- eller kvävebegränsning

3.2 Artsammansättning

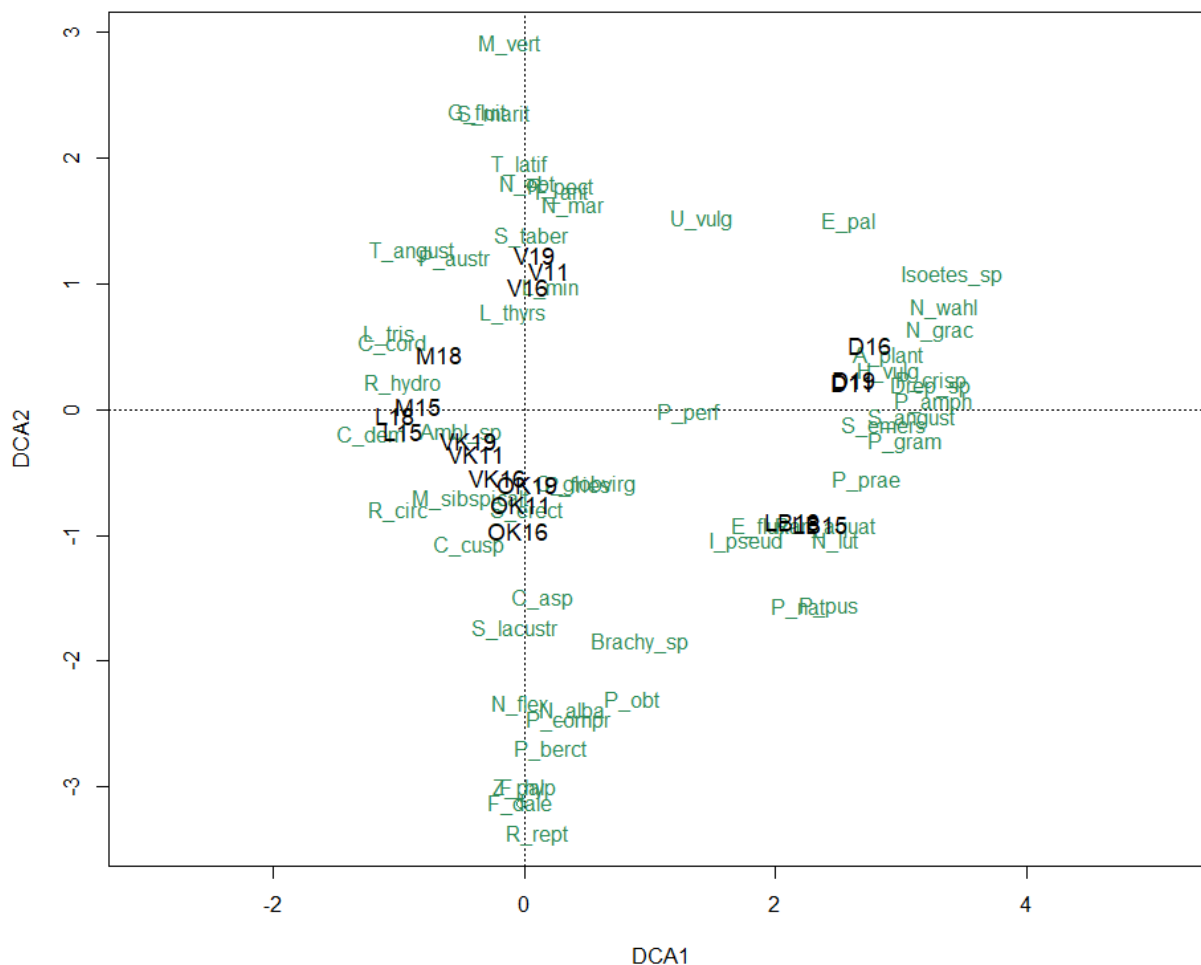
3.2.1 Artsammansättning och medeltäckningsgrad i sjöarna

DCA-analysen visade att de olika karteringsåren 2011–2019 samlade sig i grupper sjövis (fig. 3); axlarna 1 och 2 förklarade tillsammans 37,11 % av variansen (tabell 4).

Artrikedomen av makrofytter var störst i Östra Kyrksundet med 48 arter (fig. 4; tabell 15 i bilagor), lägst i Långsjön med endast 12 arter och näst lägst i Markusbölefjärden och Lavsböle träsk med 23 arter var (karteringsår 2010 medräknat). Däremot hade vegetationen i Markusbölefjärden högst medeltäckningsgrad ned till 3 m djup (60,3 %) (fig. 17 i bilagor), och även i Långsjön var medeltäckningsgraden hög (51 %). Östra Kyrksundet hade nästhögst medeltäckningsgrad (54 %). Lavsböle träsk hade den lägsta medeltäckningsgraden (14,4 %). Dalkarby träsk hade också en ganska låg medeltäckningsgrad (20,9 %), men där var artantalet jämförelsevis högt (31 arter). I Vargsundet hittades 37 arter och sjön hade en medeltäckningsgrad på 48,7 %.

Tabell 4. Parametrar från DCA-analysen.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4	Total Inertia
Eigenvärden	0,60	0,38	0,20	0,17	2,62
Axellängd	3,79	2,19	1,78	1,45	
Kumulativ förklaringsgrad (%) av variansen	22,77	37,11	44,60	50,90	



Figur 3. DCA-ordination av arter på DCA-axlarna 1 och 2, samt sjöar karteringsårsvis. Artnamnen är förkortade till första bokstaven i släktnamnet och några identifierande bokstäver i artnamnet. Grupper identifierade endast till släktesnivå anges med flera identifierande bokstäver i släktnamnet. För en komplett lista över arterna som förekommit, se tabell 15 i bilagor). V = Vargsundet, OK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

PERMANOVA visade att det fanns en signifikant skillnad i artsammansättning mellan olika sjöar, $F(6;209) = 18,85$, $p < 0.001$. Parvis jämförelser med Bonferroni-korrigerade p-värden visade att alla sjöar utom Långsjön och Markusbölefjärden skiljde sig signifikant från varandra med avseende på artsammansättningen (tabell 6). Det fanns dock också en signifikant skillnad

i dispersion mellan olika sjöar (PERMDISP: grupp df = 6; residual df = 209; F = 23,61; p = 0.001). Log- eller rottransformering kunde inte påverka denna signifikans. Enligt Tukeys test skiljde sig samtliga sjöar utom Östra Kyrksundet signifikant från Dalkarby träsk gällande dispersionen. Dessutom skiljde sig Lavsböle träsk, Östra Kyrksundet, Vargsundet och Västra Kyrksundet från Långsjön, Östra och Västra Kyrksundet skiljde sig från Markusbölefjärden, och Vargsundet skiljde sig från Östra Kyrksundet (tabell 5).

SIMPER-analysen visade att medelolikheterna var högst mellan Dalkarby träsk samt Lavsböle träsk och övriga sjöar (tabell 6); allra störst var medelolikheten mellan Lavsböle träsk och Markusbölefjärden. Dalkarby träsk hade även en mycket låg inomgruppslikhet i och med den oregelbundna fläckvisa vegetationen, medan Markusbölefjärden och Långsjön hade en mycket ensidigare vegetation och därmed en hög inomgruppslikhet. Minst var medelolikheten mellan Långsjön och Markusbölefjärden, som också var de enda sjöar som inte skilde sig signifikant gällande artsammansättningen.

Flera av sjöarna hade en stark dominans av en viss art. I Vargsundet utgjorde näckmossan cirka 54,5 % av den totala medeltäckningsgraden, medan hornsärv var kraftigt dominerande i Långsjön och Markusbölefjärden, där den utgjorde cirka 75 % respektive 55 % av medeltäckningsgraden. Gul näckros *Nuphar lutea* utgjorde cirka 50 % av medeltäckningsgraden i Lavsböle träsk. I Västra och Östra Kyrksundet var täckningsgradsfördelningen mellan olika arter betydligt jämnare, där dominerade slingor (axslinga/knoppslinga/hårslinga) som utgjorde cirka 35 % och cirka 20 % av medeltäckningsgraden i respektive sjö, och hornsärv som utgjorde cirka 30 % och cirka 20 % i Västra respektive Östra Kyrksundet. Dalkarby träsk hade också en jämn fördelning av täckningsgrad mellan olika arter; rikligast förekom krusnate *Potamogeton crispus* och nordslinke *Nitella wahlbergiana* som båda utgjorde cirka 20 % av den totala medeltäckningsgraden. Gräsnate *Potamogeton gramineus* var också rikligt förekommande i sjön. Det var dessa arter, samt i ett fåtal jämförelser vass *Phragmites australis*, glans- eller mattslinke och ålnate *Potamogeton perfoliatus* som främst bidrog till skillnaderna mellan sjöarna.

Tabell 5. Tukeys post hoc-test av PERMDISP-analysen av dispersionen av arternas medeltäckningsgrad i olika sjöar. Signifikanta p-värden är angivna med fet stil.

Parvis jämförelse	Skillnad	Lägre	Övre	p (just.)
Vargsundet - Östra Kyrksundet	-0,12	-0,23	-0,02	<0.001
Vargsundet - Västra Kyrksundet	0,06	-0,04	0,16	0.59
Östra Kyrksundet - Västra Kyrksundet	-0,07	-0,16	0,03	0.41
Vargsundet - Dalkarby träsk	-0,21	-0,31	-0,10	<0.001
Östra Kyrksundet - Dalkarby träsk	-0,08	-0,19	0,02	0.26
Västra Kyrksundet - Dalkarby träsk	-0,15	-0,25	-0,04	0.001
Vargsundet - Lavsböle träsk	-0,03	-0,15	0,10	1.00
Östra Kyrksundet - Lavsböle träsk	0,10	-0,02	0,22	0.19
Västra Kyrksundet - Lavsböle träsk	0,03	-0,09	0,16	0.98
Dalkarby träsk - Lavsböle träsk	-0,18	-0,31	-0,05	<0.001
Vargsundet - Långsjön	0,19	0,08	0,30	<0.001
Östra Kyrksundet - Långsjön	0,32	0,21	0,43	<0.001
Västra Kyrksundet - Långsjön	0,25	0,14	0,36	<0.001
Dalkarby träsk - Långsjön	-0,40	-0,51	-0,28	<0.001
Lavsböle träsk - Långsjön	0,22	0,08	0,35	<0.001
Vargsundet - Markusbölefjärden	0,11	-0,01	0,22	0.10
Östra Kyrksundet - Markusbölefjärden	0,23	0,12	0,34	<0.001
Västra Kyrksundet - Markusbölefjärden	0,17	0,05	0,28	<0.001
Dalkarby träsk - Markusbölefjärden	-0,31	-0,43	-0,19	<0.001
Lavsböle träsk - Markusbölefjärden	-0,13	-0,27	0,00	0.06
Långsjön - Markusbölefjärden	0,09	-0,04	0,21	0.39

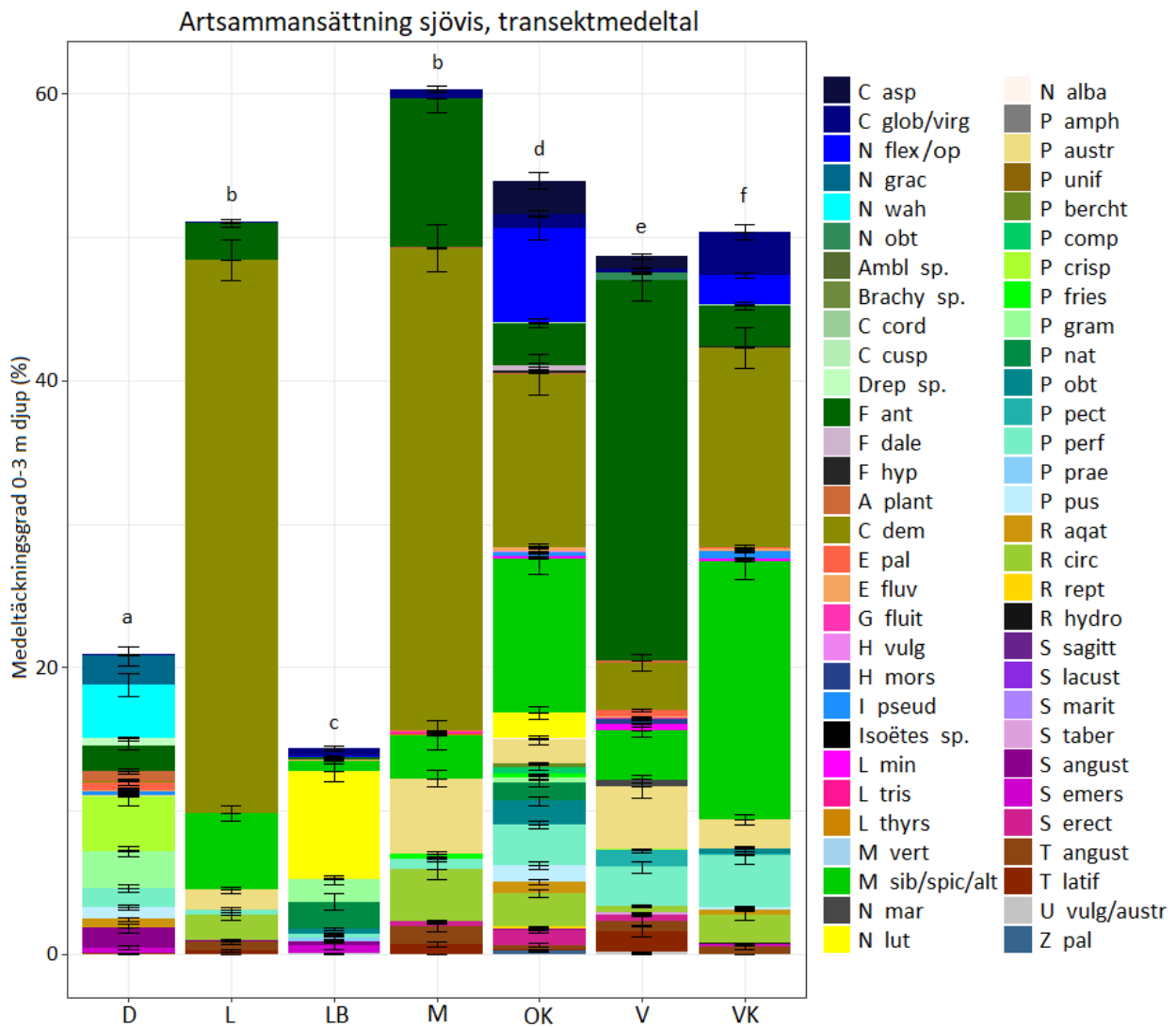
Tabell 6. SIMPER-analysens parvisa jämförelser mellan sjöarna med avseende på skillnader i artsammansättning av makrofyter, och de tre arter som bidrar mest till skillnaderna mellan sjöarna i fråga. Till höger anges PERMANOVA-analysens parvisa jämförelser av sjöarna med Bonferroni-korrigerade p-värden. Signifikanta p-värden är angivna med fet stil; ifall spridningen enligt PERMDISP inte varit signifikant, anges p-värdet dessutom med blå färg.

**Myriophyllum* sp. = *M. sibiricum/spicatum/alterniflorum*

Grupp 1	Grupp 2	SIMPER			Artsammansättning: 3 främst bidragande	Medeltäckn.% Grupp 1	Medeltäckn.% Grupp 2	Medelolikhet	Bidragande %	PERMANOVA, parvis jämförelser			
		Medelolikhet mellan grupper	Inomgruppslikhet Grupp 1	Inomgruppslikhet Grupp 2						SS	F(modell)	R ²	p (just.)
Vargsundet n = 36	Östra Kyrksundet n = 41	76,10	41,72	34,44	F. antipyretica C. demersum Myriophyllum sp.*	26,52 3,32 3,53	2,94 12,08 10,70	11,77 7,23 6,74	15,47 9,50 8,86	4,50	17,46	0,19	0.0021
Vargsundet n = 36	Västra Kyrksundet n = 40	72,87	41,72	42,41	F. antipyretica Myriophyllum sp.* C. demersum	26,52 3,53 3,32	2,84 17,97 13,95	13,15 10,08 8,81	18,04 13,84 12,08	5,19	22,50	0,23	0.0021
Östra Kyrksundet n = 41	Västra Kyrksundet n = 40	64,47	34,44	42,41	C. demersum Myriophyllum sp.* N. flexilis/opaca	12,08 10,70 6,56	13,95 17,97 2,05	8,61 7,87 5,11	13,35 12,21 7,93	0,88	3,11	0,04	0.040
Vargsundet n = 36	Dalkarby träsk n = 30	90,49	41,72	18,46	F. antipyretica P. australis Myriophyllum sp.*	26,52 4,35 3,53	1,80 0,07 0,00	20,41 6,95 5,67	22,55 7,68 6,26	5,20	17,75	0,22	0.0021
Östra Kyrksundet n = 41	Dalkarby träsk n = 30	91,61	34,44	18,46	Myriophyllum sp.* C. demersum N. flexilis/opaca	10,70 12,08 6,56	0,00 0,08 0,00	9,95 9,27 7,23	10,86 10,12 7,90	4,09	11,76	0,15	0.0021
Västra Kyrksundet n = 40	Dalkarby träsk n = 30	92,39	42,41	18,46	Myriophyllum sp.* C. demersum F. antipyretica	17,97 13,95 2,84	0,00 0,08 1,80	16,55 11,41 6,55	17,92 12,35 7,09	5,10	16,00	0,19	0.0021
Vargsundet n = 36	Lavsböle träsk n = 19	94,82	41,72	42,70	F. antipyretica N. lutea P. australis	26,52 0,00 4,35	0,16 7,52 0,05	23,27 13,14 7,13	24,55 13,86 7,52	6,93	33,35	0,39	0.0021
Östra Kyrksundet n = 41	Lavsböle träsk n = 19	88,89	34,44	42,70	N. lutea C. demersum Myriophyllum sp.*	1,83 12,08 10,70	7,52 0,00 0,68	10,28 9,66 9,66	11,56 10,87 10,87	5,04	18,01	0,24	0.0021
Västra Kyrksundet n = 40	Lavsböle träsk n = 19	92,85	42,41	42,70	Myriophyllum sp.* N. lutea C. demersum	17,97 0,00 13,95	0,68 7,52 0,00	15,97 14,32 11,87	17,20 15,43 12,79	6,21	25,42	0,31	0.0021
Dalkarby träsk n = 30	Lavsböle träsk n = 19	91,71	18,46	42,70	N. lutea P. gramineus P. crispus	0,00 2,55 3,74	7,52 1,56 0,00	21,85 10,12 6,15	23,83 11,04 6,71	3,67	11,02	0,19	0.0021

Tabell 6 fortsättning.

Grupp 1	Grupp 2	SIMPER			Artsammansättning: 3 främst bidragande	Medeltäckn.% Grupp 1	Medeltäckn.% Grupp 2	Medelolikhet	Bidragande %	PERMANOVA, parvis jämförelser			
		Medelolikhet mellan grupper	Inomgruppslikhet Grupp 1	Inomgruppslikhet Grupp 2						SS	F(modell)	R ²	p (just.)
Vargsundet n = 36	Långsjön n = 26	72,79	41,72	64,55	C. demersum	3,32	38,58	20,29	27,87	6,66	42,91	0,42	0.0021
					F. antipyretica	26,52	2,58	13,93	19,14				
					Myriophyllum sp.*	3,53	5,32	6,38	8,77				
Östra Kyrksundet n = 41	Långsjön n = 26	68,77	34,44	64,55	C. demersum	12,08	38,58	14,32	20,83	3,61	16,16	0,20	0.0021
					Myriophyllum sp.*	10,70	5,32	6,69	9,73				
					N. flexilis/opaca	6,56	0,00	6,17	8,98				
Västra Kyrksundet n = 40	Långsjön n = 26	60,65	42,41	64,55	C. demersum	13,95	38,58	16,77	27,64	3,21	16,83	0,21	0.0021
					Myriophyllum sp.*	17,97	5,32	9,58	15,80				
					P. perfoliatus	3,60	0,38	4,98	8,22				
Dalkarby träsk n = 30	Långsjön n = 26	95,24	18,46	64,55	C. demersum	0,08	38,58	32,29	33,90	6,77	26,25	0,33	0.0021
					Myriophyllum sp.*	0,00	5,32	9,82	10,31				
					F. antipyretica	1,80	2,58	7,81	8,19				
Lavsböle träsk n = 19	Långsjön n = 26	96,18	42,70	64,55	C. demersum	0,00	38,58	33,66	35,00	7,44	51,76	0,55	0.0021
					N. lutea	7,52	0,00	15,04	15,64				
					Myriophyllum sp.*	0,68	5,32	9,45	9,83				
Vargsundet n = 36	Markusbölefjärden n = 24	65,76	41,72	57,75	C. demersum	3,32	33,66	16,73	25,45	3,80	21,99	0,27	0.0021
					F. antipyretica	26,52	10,40	9,37	14,25				
					P. australis	4,35	5,31	6,46	9,82				
Östra Kyrksundet n = 41	Markusbölefjärden n = 24	70,69	34,44	57,75	C. demersum	12,08	33,66	11,92	16,86	3,07	12,70	0,17	0.0021
					Myriophyllum sp.*	10,70	3,02	7,27	10,29				
					F. antipyretica	2,94	10,40	6,64	9,39				
Västra Kyrksundet n = 40	Markusbölefjärden n = 24	65,53	42,41	57,75	C. demersum	13,95	33,66	13,66	20,85	3,16	15,16	0,20	0.0021
					Myriophyllum sp.*	17,97	3,02	11,08	16,91				
					F. antipyretica	2,84	10,40	7,04	10,74				
Dalkarby träsk n = 30	Markusbölefjärden n = 24	93,74	18,46	57,75	C. demersum	0,08	33,66	26,52	28,29	5,68	20,16	0,28	0.0021
					F. antipyretica	1,80	10,40	11,64	12,41				
					P. australis	0,07	5,31	8,35	8,91				
Lavsböle träsk n = 19	Markusbölefjärden n = 24	97,02	42,70	57,75	C. demersum	0,00	33,66	27,67	28,52	6,87	40,87	0,50	0.0021
					F. antipyretica	0,16	10,40	13,58	14,00				
					N. lutea	7,52	0,00	12,73	13,12				
Långsjön n = 26	Markusbölefjärden n = 24	43,59	64,55	57,75	C. demersum	38,58	33,66	7,46	17,11	0,37	3,43	0,07	0.172
					F. antipyretica	2,58	10,40	7,41	17,00				
					Myriophyllum sp.*	5,32	3,02	6,93	15,90				



Figur 4. Medeltäckningsgrad för makrofyterarter i sjöarna, standardfel angivet med felstaplar. Sjöar som skiljer sig signifikant med avseende på vegetationssammansättning enligt PERMANOVA med parvis jämförelser är markerade med olika bokstäver ovanför staplarna.

V = Vargsundet, OK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

3.2.2 Miljöfaktorernas inverkan på artsammansättningen

Korrelationen mellan (log) klorofyll-*a* och färgtal var hög (0,86) (tabell 7), så båda variablerna togs inte med i den slutliga modellen. Preliminära analyser visade att Chl *a* var av minst individuell betydelse och av minst betydelse i kombination med andra vattenvariabler i modellen, så därför gjordes dbRDA-analysen med endast siktdjup, pH, färgtal, totalfosfor och totalkväve.

Tabell 7. Vattenvariablernas parvis korrelationer.

	Siktdjup	pH	Tot P	Tot N	Chl- <i>a</i>	Färgtal
Siktdjup						
pH	-0,083					
Tot P	-0,64	0,37				
Tot N	-0,77	0,55	0,57			
Chl- <i>a</i>	-0,61	-0,087	-0,029	0,47		
Färgtal	-0,63	-0,40	-0,13	0,35	0,86	

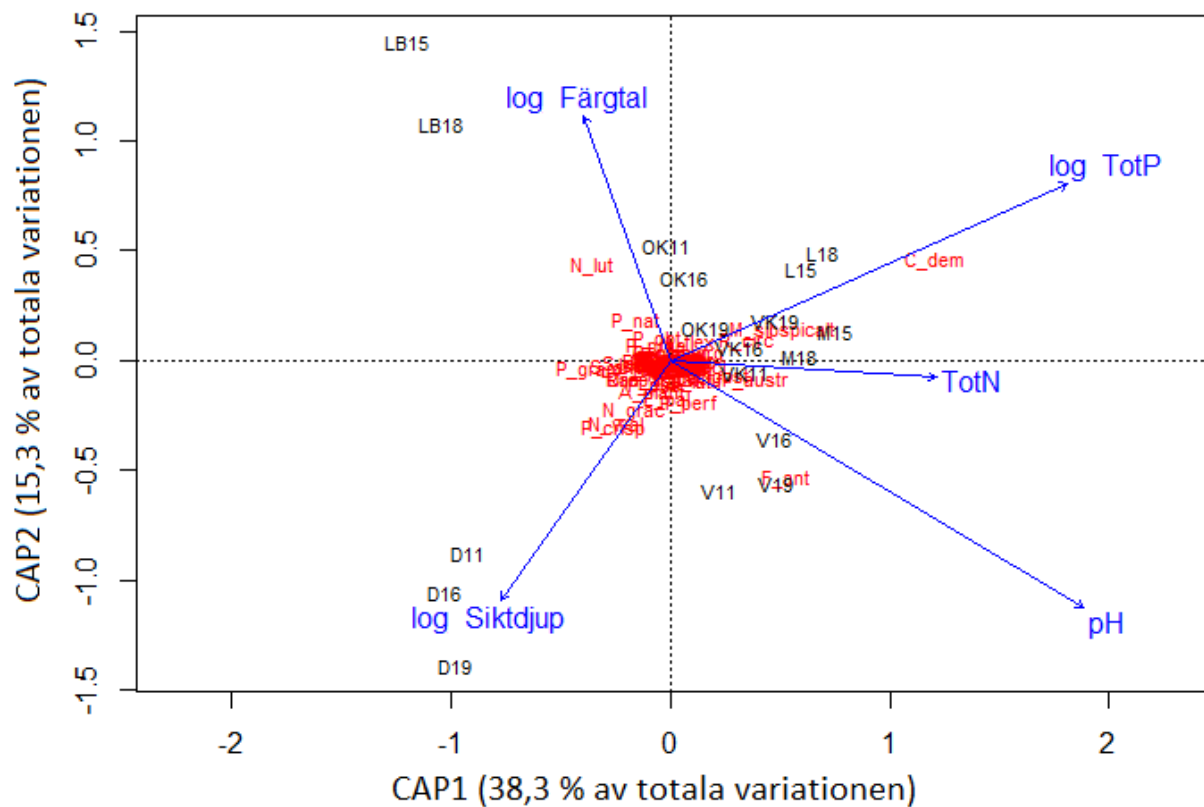
Modellen med vattenvariablerna ln siktdjup, pH, ln totalfosfor, totalkväve och ln färgtal hade en sammanlagd förklaringsgrad på 57,1 % ($R^2 = 0,70$, adj. $R^2 = 0,57$). Modellen var signifikant, $F(5,12) = 5,36$, $p < 0.001$. Variablerna som var signifikanta för modellen var pH, ln totalfosfor och ln siktdjup (tabell 8); tillsammans hade de tre variablerna en förklaringsgrad på 49,8 % ($R^2 = 0,59$, adj. $R^2 = 0,50$). Axlarna 1, 2 och 3 var signifikanta för modellen (tabell 9). Vargsundets artsammansättning var dominerad av näckmossa och verkade huvudsakligen vara påverkad av högt pH, som hade den längsta vektorn i dbRDA-analysen (figur 5) och kan antas vara av störst betydelse; artsammansättningen i Lavsböle träsk, dominerad av gul näckros, var i stället påverkad av lågt pH och ett högt färgtal som dock inte hade en så lång vektor och alltså inte var av lika stor betydelse för analysen. Gräsnate, som förekom rikligast i Dalkarby och Lavsböle träsk, korrelerade negativt med näringshalterna. Artsammansättningen i Dalkarby träsk verkade huvudsakligen påverkas av ett högt siktdjup och låga näringshalter, medan artsammansättningen i Långsjön – särskilt hornsärv – verkade korrelera med höga halter totalfosfor och lågt siktdjup. Artsammansättningen i Markusbölefjärden samt Östra och Västra Kyrksundet var inte lika tydligt påverkade av en viss variabel, men verkade också ha ett samband med näringshalterna.

Tabell 8. Vattenvariablernas SS, F och p-värde enligt (art)dbRDA-modellen.

	SS	F	p
pH	1,06	12,06	< 0.001
ln Total P	0,59	6,75	< 0.001
ln Siktdjup	0,33	3,78	0.007
ln Färgtal	0,18	2,06	0.060
Total N	0,19	2,16	0.059

Tabell 9. (art)dbRDA-analysens axlars egenvärden, förklaringsgrad av den totala variationen, SS, F och p-värde.

	Eigenvärde	Förklaringsgrad (%)	SS	F	p
CAP1	1,30	38,3	1,30	14,89	< 0.001
CAP2	0,52	15,3	0,52	5,94	< 0.001
CAP3	0,35	10,4	0,35	4,03	0.0022
CAP4	0,16	4,6	0,16	1,78	0.241
CAP5	0,01	0,4	0,01	0,17	0.998



Figur 5. (art)dbRDA-analysen med alla vattenvariabler utom klorofyll-a.

3.3 Makrofytlivsformer

3.3.1 Sammansättning av makrofytlivsformer i sjöarna

PERMANOVA visade att det fanns en signifikant skillnad i andel av makrofytlivsformer mellan olika sjöar, $F(6;209) = 21,75$, $p < 0.001$. Parvis jämförelser med Bonferroni-korrigerade

p-värden visade att alla sjöar utom Långsjön och Markusbölefjärden samt Östra och Västra Kyrksundet skiljde sig signifikant från varandra med avseende på andelarna av makrofytlivsformer (tabell 11), men även gällande livsformer var skillnaderna i dispersion signifikant mellan olika sjöar (PERMDISP: grupp df = 6; residual df = 209; F = 11,57; p = 0.001). Log- eller rottransformering av data kunde inte påverka spridningens signifikans. Enligt Tukeys test skiljde sig igen alla sjöar utom Östra Kyrksundet från Dalkarby träsk med avseende på dispersionen, och vidare skiljde sig Vargsundet, Östra och Västra Kyrksundet från Långsjön, och Östra och Västra Kyrksundet skiljde sig från Markusbölefjärden (tabell 10).

Fritt svävande makrofyter dominerade i Långsjön och Markusbölefjärden, där de utgjorde 75,6 respektive 56,1 procent av medeltäckningsgraden (fig. 6). Långskottsväxter var den rikligast förekommande gruppen i Östra Kyrksundet (39,1 % av medeltäckningsgraden), Västra Kyrksundet (48,7 % av medeltäckningsgraden) och Dalkarby träsk (43,8 % av medeltäckningsgraden); i Dalkarby träsk var kransalger näst dominantast, med 28,1 % av medeltäckningsgraden. Även i Östra Kyrksundet fanns relativt mycket kransalger. I Lavsböle träsk utgjorde flytbladsväxter 69,0 % och i Vargsundet utgjorde vattenmossor 54,5 % av medeltäckningsgraden. Dessa livsformer bidrog huvudsakligen till skillnader i makrofytlivsformssammansättning mellan sjöarna enligt SIMPER-analysen (tabell 11). Även gällande livsformer var medelolikheten störst mellan Lavsböle träsk och Markusbölefjärden; Markusbölefjärden hade rikligt med fritt svävande makrofyter som inte förekom i stor mängd i Lavsböle träsk, medan Lavsböle träsk hade rikligt med flytbladsväxter, som tills vidare inte noterats alls i karteringsrutorna under karteringarna i Markusbölefjärden. Skillnaden var igen över lag stor mellan Lavsböle träsk samt Dalkarby träsk och övriga sjöar. Minst var medelolikheten mellan Långsjön och Markusbölefjärden. Vissa livsformsgrupper dominerades kraftigt av en makrofyttart (fig. 15, bilagor), främst fritt svävande växter som till 99,5 % utgjordes av hornsärv och vattenmossor som till 97,0 % utgjordes av näckmossa. Gruppen flytbladsväxter, som hade den rikligaste förekomsten i Dalkarby träsk, dominerades i den sjön av gul näckros, men dominansen var ändå inte lika kraftig som i de två tidigare nämnda grupperna – totalt utgjorde gul näckros 60,4 % av täckningsgraden i gruppen flytbladsväxter. I grupperna med kransalger och långskottsväxter var representationen av olika arter mer jämn. Bottenbladsväxter och fritt flytande växter hade endast en mycket obetydlig täckningsgrad i de undersökta sjöarna

Tabell 10. Tukeys post hoc-test av PERMDISP-analysen av dispersionen av livsformernas medeltäckningsgrad i olika sjöar. Signifikanta p-värden är angivna med fet stil.

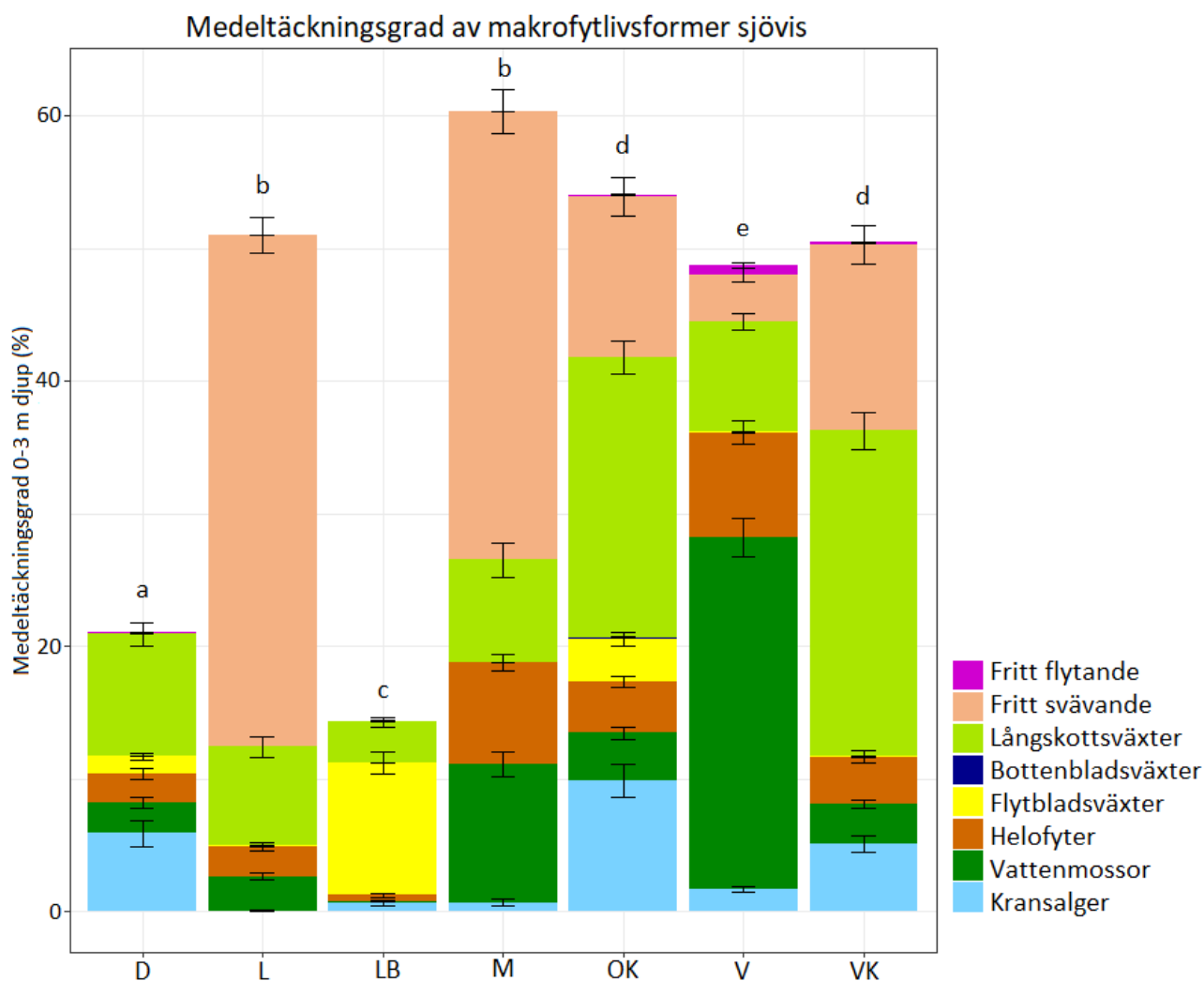
Parvis jämförelse	Skillnad	Lägre	Övre	p (just.)
Vargsundet - Östra Kyrksundet	-0,07	-0,18	0,04	0.44
Vargsundet - Västra Kyrksundet	0,05	-0,06	0,16	0.81
Östra Kyrksundet - Västra Kyrksundet	-0,02	-0,13	0,08	1.00
Vargsundet - Dalkarby träsk	-0,17	-0,29	-0,05	<0.001
Östra Kyrksundet - Dalkarby träsk	-0,10	-0,21	0,02	0.16
Västra Kyrksundet - Dalkarby träsk	-0,12	-0,23	0,00	0.04
Vargsundet - Lavsböle träsk	0,01	-0,13	0,14	1.00
Östra Kyrksundet - Lavsböle träsk	0,08	-0,05	0,21	0.57
Västra Kyrksundet - Lavsböle träsk	0,06	-0,08	0,19	0.85
Dalkarby träsk - Lavsböle träsk	-0,17	-0,31	-0,04	0.005
Vargsundet - Långsjön	0,14	0,02	0,27	0.01
Östra Kyrksundet - Långsjön	0,22	0,10	0,33	<0.001
Västra Kyrksundet - Långsjön	0,19	0,07	0,31	<0.001
Dalkarby träsk - Långsjön	-0,31	-0,44	-0,18	<0.001
Lavsböle träsk - Långsjön	0,14	-0,01	0,28	0.08
Vargsundet - Markusbölefjärden	0,08	-0,04	0,21	0.44
Östra Kyrksundet - Markusbölefjärden	0,15	0,03	0,28	0.004
Västra Kyrksundet - Markusbölefjärden	0,13	0,01	0,26	0.02
Dalkarby träsk - Markusbölefjärden	-0,25	-0,38	-0,12	<0.001
Lavsböle träsk - Markusbölefjärden	-0,08	-0,22	0,07	0.72
Långsjön - Markusbölefjärden	0,06	-0,07	0,20	0.84

Tabell 11. SIMPER-analysens parvisa jämförelser mellan sjöarna med avseende på skillnader i sammansättningen av makrofytlivsformer, och de tre livsformsgrupper som bidrar mest till skillnaderna mellan sjöarna i fråga. Till höger anges PERMANOVA-analysens parvisa jämförelser av sjöarna med Bonferroni-korrigerade p-värden. Signifikanta p-värden är angivna med fet stil; ifall spridningen enligt PERMDISP inte varit signifikant, anges p-värdet dessutom med blå färg.

		SIMPER								PERMANOVA, parvis jämförelser			
Grupp 1	Grupp 2	Medelolikhet mellan grupper	Inomgruppslikhet Grupp 1	Inomgruppslikhet Grupp 2	Livsformsgrupper: 3 främst bidragande	Medeltäckn.% Grupp 1	Medeltäckn.% Grupp 2	Medelolikhet	Bidragande %	SS	F(modell)	R ²	p (just.)
Vargsundet n = 36	Östra Kyrksundet n = 41	55,91	58,83	52,86	Vattenmossor	26,56	3,57	14,09	25,21	3,83	21,34	0,22	0.0021
					Långskottsväxter	8,37	21,12	9,37	16,75				
					Fritt svävande	3,48	12,11	8,74	15,63				
Vargsundet n = 36	Västra Kyrksundet n = 40	54,91	58,83	54,92	Vattenmossor	26,56	3,03	14,25	25,95	4,23	23,66	0,24	0.0021
					Långskottsväxter	8,37	24,56	10,97	19,98				
					Fritt svävande	3,48	14,03	9,96	18,15				
Östra Kyrksundet n = 41	Västra Kyrksundet n = 40	47,01	52,86	54,92	Fritt svävande	12,11	14,03	10,54	22,42	0,34	1,70	0,02	1.00
					Långskottsväxter	21,12	24,56	9,16	19,50				
					Kransalger	9,87	5,06	8,25	17,56				
Vargsundet n = 36	Dalkarby träsk n = 30	66,94	58,83	36,14	Vattenmossor	26,56	2,29	22,61	33,77	3,52	15,87	0,20	0.0021
					Helofyter	7,86	2,16	11,31	16,90				
					Långskottsväxter	8,37	9,16	9,92	14,82				
Östra Kyrksundet n = 41	Dalkarby träsk n = 30	63,11	52,86	36,14	Långskottsväxter	21,12	9,16	13,50	21,39	1,64	6,69	0,09	0.0021
					Kransalger	9,87	5,88	12,95	20,51				
					Fritt svävande	12,11	0,08	11,67	18,50				
Västra Kyrksundet n = 40	Dalkarby träsk n = 30	64,62	54,92	36,14	Långskottsväxter	24,56	9,16	15,92	24,63	1,98	8,05	0,11	0.0021
					Fritt svävande	14,03	0,08	13,59	21,03				
					Kransalger	5,06	5,88	10,30	15,94				
Vargsundet n = 36	Lavsböle träsk n = 19	80,79	58,83	59,79	Vattenmossor	26,56	0,19	25,84	31,99	6,92	46,83	0,47	0.0021
					Flytbladsväxter	0,04	9,93	16,39	20,28				
					Helofyter	7,86	0,44	12,24	15,15				
Östra Kyrksundet n = 41	Lavsböle träsk n = 19	72,82	52,86	59,79	Långskottsväxter	21,12	3,13	16,38	22,49	5,24	28,73	0,33	0.0021
					Flytbladsväxter	3,20	9,93	13,36	18,34				
					Kransalger	9,87	0,59	12,27	16,85				
Västra Kyrksundet n = 40	Lavsböle träsk n = 19	78,67	54,92	59,79	Långskottsväxter	24,56	3,13	18,58	23,62	6,19	34,07	0,37	0.0021
					Flytbladsväxter	0,04	9,93	17,11	21,75				
					Fritt svävande	14,03	0,07	13,79	17,53				
Dalkarby träsk n = 30	Lavsböle träsk n = 19	67,53	36,14	59,79	Flytbladsväxter	1,36	9,93	23,32	34,54	2,81	11,65	0,20	0.0021
					Långskottsväxter	9,16	3,13	16,04	23,76				
					Kransalger	5,88	0,59	9,84	14,57				

Tabell 11 fortsättning.

Grupp 1	Grupp 2	Medelolikhet mellan grupper	SIMPER		Livsformsgrupper: 3 främst bidragande	Medeltäckn.% Grupp 1	Medeltäckn.% Grupp 2	Medelolikhet	Bidragande %	PERMANOVA, parvis jämförelser			
			Inomgruppslikhet Grupp 1	Inomgruppslikhet Grupp 2						SS	F(modell)	R ²	p (just.)
Vargsundet n = 36	Långsjön n = 26	61,29	58,83	68,69	Fritt svävande	3,48	38,58	21,70	35,41	6,10	48,73	0,45	0.0021
					Vattenmossor	26,56	2,58	15,11	24,65				
					Helofyter	7,86	2,25	8,28	13,50				
Östra Kyrksundet n = 41	Långsjön n = 26	56,63	52,86	68,69	Fritt svävande	12,11	38,58	17,30	30,54	3,99	5,27	0,28	0.0021
					Långskottsväxter	21,12	7,47	10,94	19,31				
					Kransalger	9,87	0,04	9,85	17,39				
Västra Kyrksundet n = 40	Långsjön n = 26	52,26	54,92	68,69	Fritt svävande	14,03	38,58	17,56	33,60	3,35	21,35	0,25	0.0021
					Långskottsväxter	24,56	7,47	12,55	24,02				
					Kransalger	5,06	0,04	6,66	12,75				
Dalkarby träsk n = 30	Långsjön n = 26	75,00	36,14	68,69	Fritt svävande	0,08	38,58	35,38	47,17	5,57	27,32	0,34	0.0021
					Långskottsväxter	9,16	7,47	11,17	14,90				
					Vattenmossor	2,29	2,58	8,49	11,31				
Lavsböle träsk n = 19	Långsjön n = 26	83,54	59,79	68,69	Fritt svävande	0,07	38,58	35,91	42,99	7,30	67,74	0,61	0.0021
					Flytbladsväxter	9,93	0,08	18,00	21,55				
					Långskottsväxter	3,13	7,47	9,98	11,95				
Vargsundet 36	Markusbölefjärden n = 24	51,80	58,83	67,31	Fritt svävande	3,48	33,80	18,05	34,84	3,35	24,99	0,30	0.0021
					Vattenmossor	26,56	10,40	10,28	19,84				
					Långskottsväxter	8,37	7,73	8,16	15,75				
Östra Kyrksundet n = 41	Markusbölefjärden n = 24	56,01	52,86	67,31	Fritt svävande	12,11	33,80	14,39	25,70	3,25	19,49	0,24	0.0021
					Långskottsväxter	21,12	7,73	11,51	20,55				
					Kransalger	9,87	0,67	8,85	15,79				
Västra Kyrksundet n = 40	Markusbölefjärden n = 24	52,58	54,92	67,31	Fritt svävande	14,03	33,80	14,49	27,56	2,91	17,53	0,22	0.0021
					Långskottsväxter	24,56	7,73	12,85	24,44				
					Vattenmossor	3,03	10,40	7,41	14,10				
Dalkarby träsk n = 30	Markusbölefjärden n = 24	75,77	36,14	67,31	Fritt svävande	0,08	33,80	29,40	38,80	4,94	22,79	0,30	0.0021
					Vattenmossor	2,29	10,40	12,56	16,57				
					Långskottsväxter	9,16	7,73	11,26	14,87				
Lavsböle träsk n = 19	Markusbölefjärden n = 24	86,90	59,79	67,31	Fritt svävande	0,07	33,80	29,77	34,26	7,06	59,25	0,59	0.0021
					Flytbladsväxter	9,93	0,00	15,93	18,33				
					Vattenmossor	0,19	10,40	14,59	16,79				
Långsjön n = 26	Markusbölefjärden n = 24	35,61	68,69	67,31	Långskottsväxter	7,47	7,73	8,51	23,90	0,32	3,36	0,07	0.263
					Fritt svävande	38,58	33,80	7,87	22,11				
					Vattenmossor	2,58	10,40	7,85	22,05				



Figur 6. Medeltäckningsgrad av makrofytlivsformer i sjöarna, standardfel angivet med felstaplar. Sjöar som skiljer sig signifikant med avseende på vegetationssammansättning enligt PERMANOVA med parvis jämförelser är markerade med olika bokstäver ovanför staplarna. V = Vargsundet, OK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

3.3.2 Miljöfaktorernas inverkan på livsformssammansättningen

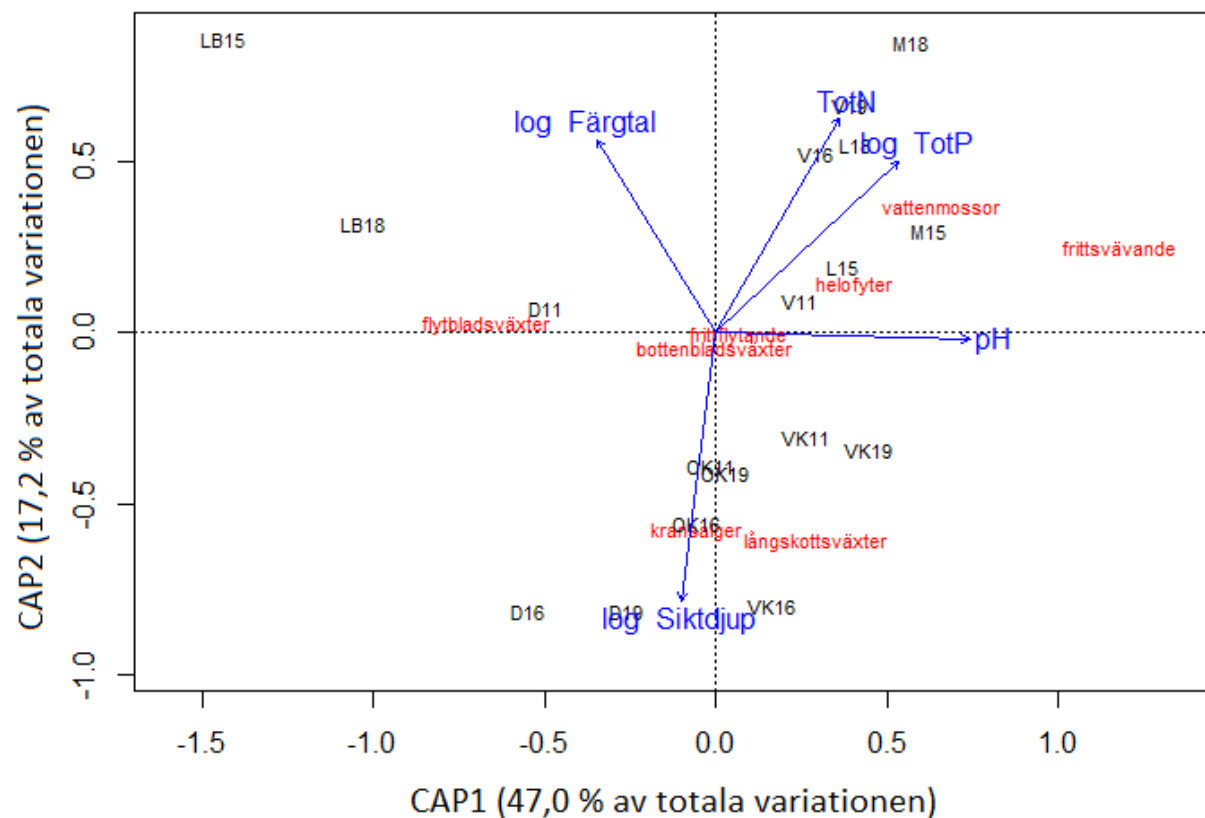
Modellen med vattenvariablerna ln siktdjup, pH, ln totalfosfor, totalkväve och ln färgtal hade en sammanlagd förklaringsgrad på 77,9 % ($R^2 = 0,84$, adj. $R^2 = 0,78$). Modellen var signifikant, $F(5,12) = 9,23$, $p < 0.001$. Variablerna som var signifikanta för modellen var pH, ln totalfosfor och totalkväve (tabell 12). Tillsammans hade de tre variablerna en förklaringsgrad på 75,5 % ($R^2 = 0,80$, adj. $R^2 = 0,76$). Även siktdjup och färgtal hade långa vektorer och korrelerade speciellt med kransalger och långskottsväxter respektive flytbladsväxter (fig. 7). Axlarna 1, 2 och 3 var signifikanta för modellen (tabell 13).

Tabell 12. Vattenvariablernas SS, F och p-värde enligt (livsforms)dbRDA-modellen.

	SS	F	p
pH	0,66	23,97	< 0.001
ln Tot P	0,29	10,45	< 0.001
Tot N	0,25	9,25	< 0.001
ln Siktdjup	0,03	1,06	0.357
ln Färgtal	0,04	1,43	0.221

Tabell 13. (livsforms)dbRDA-analysens axlars egenvärden, förklaringsgrad av den totala variationen, SS, F och p-värde.

	Eigenvärde	Förklaringsgrad (%)	SS	F	p
CAP1	0,75	47,0	0,75	27,31	< 0.001
CAP2	0,28	17,2	0,28	10,01	< 0.001
CAP3	0,22	13,9	0,22	8,10	0.001
CAP4	0,01	0,9	0,01	0,50	0.982
CAP5	0,01	0,4	0,01	0,24	0.975



Figur 7. (livsforms)dbRDA-analysens figur med alla vattenvariabler utom klorofyll-a.

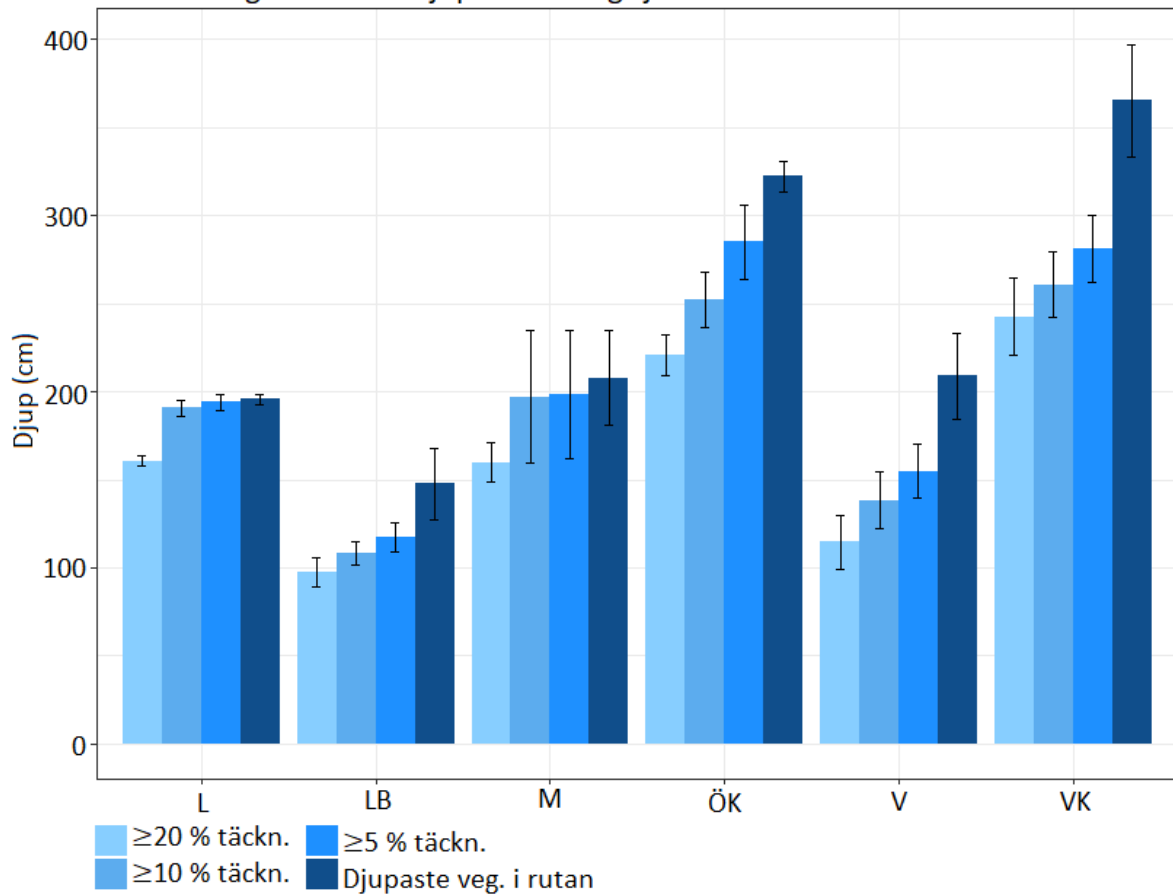
3.4 Vegetationens djuputbredning

Analysen av vegetationens djuputbredning, med hornsärv inkluderad, i de undersökta sjöarna visade att Markusböleffjärden hade den djupaste vegetationsutbredningen gällande alla fyra undersökta täckningsgradsklasser (fig. 12, bilagor), trots att sjön hade det sämsta siktdjupet och den högsta halten totalfosfor. Därefter hade Västra och Östra Kyrksundet i genomsnitt störst maxdjup för klassen vegetation i rutan, men Långsjön hade i medeltal större maxdjup för de lite högre täckningsgradsklasserna minst 10 % och minst 20 % täckning. Där var maxdjupet för alla fyra täckningsgradsklasserna tämligen lika, drygt 3 m. Lavsböle träsk hade det lägsta och Vargsundet det näst lägsta maxdjupet gällande alla täckningsgradsklasser.

Klorofyll-*a* och färgtal uppvisade båda signifikant negativa korrelationer med vegetationens maxdjup; särskilt gällande färgtal var trenderna tydliga (fig. 13 och tabell 16, bilagor). Däremot syntes inte någon tydlig trend för vegetationsmaxdjup vs. siktdjup, och eftersom analysen hade problem med heteroskedasticitet som inte gick att åtgärda genom logaritm- eller kvadratrotstransformering analyserades förhållandet inte statistiskt. I jämförelserna med totalkväve syntes inte heller någon trend; jämförelserna med minst 10 och 20 % täckningsgrad vs. totalfosfor kunde inte heller analyseras statistiskt på grund av problem med heteroskedasticitets- och normalitetsproblem, men korrelationskoefficienterna för jämförelserna av totalfosfor och maxdjup för samtliga undersökta minimitäckningsgradsklasser var förvånande nog positiva.

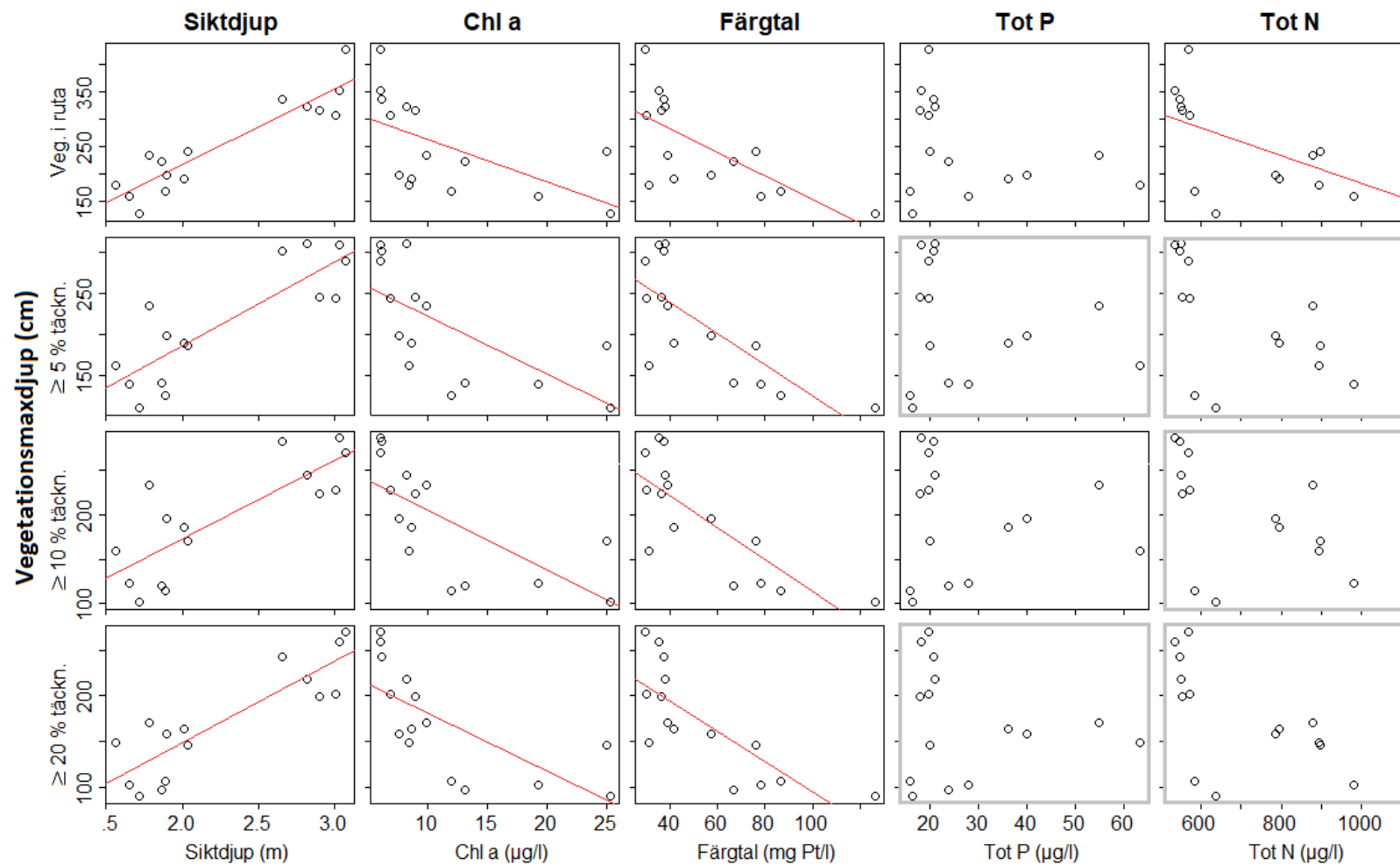
I och med de oförväntade resultaten gjordes analyserna en gång till, men med täckningsgraden av hornsärv (som alltså klassas som en fritt svävande växt, trots att den ofta beter sig som rotad) exkluderad ur data. Detta hade en betydande inverkan på resultaten. Maxdjupen för samtliga undersökta täckningsgradsklasser uppvisade signifikant positiva korrelationer med siktdjup och signifikant negativa korrelationer med klorofyll-*a* och färgtal (fig. 9, tabell 14). Korrelationen mellan maxdjup för vegetation i rutan och totalkväve var signifikant negativ; övriga korrelationer analyserades inte statistiskt på grund av problem med normaliteten (korrelationskoefficienterna var negativa). I jämförelserna med totalfosfor syntes inga signifikanta trender (jämförelserna med minst 5 och minst 20 % täckningsgrad hade problem med heteroskedasticitet, så de analyserades inte statistiskt) men till skillnad från i analysen där hornsärv varit inkluderad så var samtliga korrelationskoefficienter svagt negativa.

Vegetationens djuputbredning sjövis - *C. demersum* utelämnad



Figur 8. Vattenvegetationens djuputbredning i sjöarna (sjömedeltal av karteringsårsmedeltal) efter att täckningsgraden av hornsärv avlägsnats ur data. Standardfel är angivet med felstaplar. Djupklasserna anger det största djup där minst täckningsgraden i fråga har observerats i rutan.

L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, M = Markusbölefjärden, ÖK = Östra Kyrksundet, V = Vargsundet, VK = Västra Kyrksundet.



Figur 9. Vegetationsmaxdjup för de fyra olika minimitäckningsgradsklasserna vs. vattenvariablerna siktdjup, klorofyll-a, färgtal, totalfosfor och totalkväve, med hornsärv borttagen ur data. Regressionslinjen är utritad i de jämförelser där korrelationen var signifikant. Analyserna av totalfosfor vs maxdjup för minst 5 och 20 % täckningsgrad hade problem med heteroskedasticitet och analyserna av totalkväve vs. maxdjup för minst 5–20 % täckningsgrad hade problem med normalitet som inte gick att åtgärda genom logaritm- eller kvadrattotstransformering. Av den orsaken analyserades inte dessa regressioner statistiskt.

Tabell 14. Resultaten från regressionsanalyserna av vegetationens djuputbredning och vattenvariablerna siktdjup, klorofyll-a, färgtal, totalfosfor och totalkväve, efter att hornsärv avlägsnats ur data. De analyser (med grå fyllnadsfärg) som inte uppfyllde kraven för parametriska test på grund av heteroskedasticitet eller normalitetsproblem är inte analyserade statistiskt (korrelationskoefficienten anges ändå för alla korrelationer).

Jämförelse	Korr. koefficient	Adj. R ²	F(1;13)	p
Siktdjup vs. maxdjup för veg. i ruta	0.92	0.83	70.64	<0.001
Siktdjup vs. maxdjup ≥ 5 % täckn.	0.85	0.69	32.64	<0.001
Siktdjup vs. maxdjup ≥ 10 % täckn.	0.80	0.61	23.2	<0.001
Siktdjup vs. maxdjup ≥ 20 % täckn.	0.86	0.73	38.09	<0.001
Chl a vs. maxdjup för veg. i ruta	-0.59	0.30	6.94	0.02
Chl a vs. maxdjup ≥ 5 % täckn.	-0.67	0.40	10.46	0.007
Chl a vs. maxdjup ≥ 10 % täckn.	-0.70	0.45	12.68	0.003
Chl a vs. maxdjup ≥ 20 % täckn.	-0.70	0.45	12.55	0.004
Färgtal vs. maxdjup för veg. i ruta	-0.70	0.45	12.27	0.004
Färgtal vs. maxdjup ≥ 5 % täckn.	-0.76	0.54	17.76	0.001
Färgtal vs. maxdjup ≥ 10 % täckn.	-0.79	0.60	22.14	<0.001
Färgtal vs. maxdjup ≥ 20 % täckn.	-0.78	0.58	19.96	<0.001
Total P vs. maxdjup för veg. i ruta	-0.34	0.051	1.75	0.209
Total P vs. maxdjup ≥ 5 % täckn.	-0.16			
Total P vs. maxdjup ≥ 10 % täckn.	-0.058	-0.073	0.044	0.837
Total P vs. maxdjup ≥ 20 % täckn.	-0.15			
Total N vs. maxdjup för veg. i ruta	-0.56	0.26	6.02	0.029
Total N vs. maxdjup ≥ 5 % täckn.	-0.60			
Total N vs. maxdjup ≥ 10 % täckn.	-0.57			
Total N vs. maxdjup ≥ 20 % täckn.	-0.65			

4 DISKUSSION

Målet med avhandlingen var att undersöka miljöfaktorernas inverkan på makrofytsamhällena i sju åländska sjöar på basen av karteringsdata från makrofytkarteringar som gjorts vid Husö biologiska station. Fokus låg på inverkan på makrofyternas artsammansättning, livsformssammansättning och djuputbredning. Min hypotes att sjöarna skiljer sig signifikant från varandra i fråga om art- och livsformssammansättning stämde för alla sjöar utom de med direkt vattenförbindelse mellan varandra, och hypotesen att vattenvariablerna har en signifikant inverkan på makrofytsammansättningen bekräftades också. Vattenvariablerna förklarade framför allt en relativt hög procent av variationen beträffande livsformer. De sjöar som skiljde sig mest från övriga sjöar var Dalkarby träsk och Lavsböle träsk. Flera av sjöarna hade en tydlig dominans av en viss art, allra tydligast var detta i Långsjön och Markusbölefjärden där hornsärv dominerade, i Vargsundet där näckmossan var mycket riklig, och i Lavsböle träsk med en riklig

förekomst av gul näckros.

pH, näringshalter och siktdjup hade störst inverkan på modellerna med art- och livsformsdata enligt dbRDA-analyserna. Eftersom fritt svävande växter och vattenmossor visade sig bestå huvudsakligen av en enda dominant art bör man vara försiktig med att generalisera resultaten för de livsformsgrupperna. Resultaten från olika karteringsår med olika karterare verkade vara jämförbara. Hypotesen att vegetationens djuputbredning skulle vara påverkad främst av siktdjup och vattenvariabler direkt relaterade till detta stämde om endast rotade makrofyter och kransalger inkluderades i analysen. Däremot hade näringshalterna (totalfosfor och totalkväve) ingen större inverkan på djuputbredningen av makrofyter i denna analys. Om hornsärv, som räknas som en fritt svävande art men huvudsakligen beter sig som rotad i sjöarna i fråga, togs med i analysen påverkades analysresultaten kraftigt – särskilt korrelationerna mellan totalfosfor och djuputbredning (icke-signifikant positiv i stället för negativ trend) samt siktdjup och djuputbredning (utan tydlig trend, i stället för en signifikant positiv trend).

4.1 Art – och livsformssammansättning

4.1.1 Sjöarnas karaktärsdrag och huvudsakliga skillnader beträffande makrofytsamhällena

Alla sjöar utom de som hade vattenförbindelse mellan varandra skiljde sig signifikant på basen av både artsammansättning och livsformssammansättning. Likheterna mellan de sammanlänkade sjöarna kan förklaras med att de både hade liknande vattenkvalitet och ökad möjlighet för arter att sprida sig mellan dem. Trots detta skiljde sig Östra Kyrksundet signifikant från Västra Kyrksundet i fråga om artsammansättning. Det är möjligt att skillnaderna i analysresultaten blev tydligare mellan dessa sjöar än mellan Markusbölefjärden och Långsjön, eftersom Östra och Västra Kyrksundet hade karteringsdata inkluderat från tre karteringsår medan endast data från två karteringsår kunde användas från Markusbölefjärden och Långsjön. Skillnaderna mellan samtliga sjöar var mindre vid jämförelse av livsformssammansättning än vid jämförelse av artsammansättning, vilket är logiskt med tanke på att det finns potential för betydligt fler komponenter att variera mellan sjöarna (av slumpen eller på grund av miljöfaktorer) ifall man jämför sjöarnas makrofytsamhällen på artnivå.

Långsjön och Markusbölefjärden hade båda höga medeltäckningsgrader men jämförelsevis lågt artantal, särskilt Långsjön där endast 12 arter observerats i rutorna under makrofytkarteringarna (karteringsår 2010 medräknat, se tabell 15 i bilagor). Dessa sjöar var näringsrika och dominerades mycket kraftigt av hornsärv. Särskilt Markusbölefjärden hade också rikliga vassbälten kring stränderna. Artrikast var Östra Kyrksundet med sammanlagt 48 arter observerade vid makrofytkarteringarna. Denna sjö samt Dalkarby träsk hade de mest balanserade artsamhällena, där inte någon specifik art i högre grad dominerade vattenvegetationen. Östra Kyrksundet hade en vegetation bestående av bland annat slingor, hornsärv, kransalger (glans- eller mattslink, borststräfsse *Chara aspera* och skör- eller papillsträfsse) och olika natar *Potamogeton* sp. Västra Kyrksundet hade en vegetation som liknade Östra Kyrksundets, men dominansen av slingor och hornsärv var större och mängden glans- eller mattslink var mindre. Östra Kyrksundet och Dalkarby träsk hade båda en ganska hög medeltäckningsgrad av kransalger, men arterna inom gruppen skiljde sig mellan sjöarna. Även gällande övrig artsammansättning skiljde sig Dalkarby träsk mycket tydligt från resten av sjöarna, och likaså gjorde Lavsböle träsk. Båda dessa sjöar hade låga medeltäckningsgrader, men artsammansättningen i dem var mycket olika. I Dalkarby träsk dominerade kransalger, bland annat nordslinke, och långskottsväxter (bland annat olika natar, till exempel krusnate och gräsnate – slingor saknades däremot nästan helt). Krusnaten är sällsynt i Finland (ÅLR 2009b, Mossberg & Stenberg 2010) men kan förekomma rikligt i andra områden, exempelvis är den mycket vanlig i näringsrika sjöar i Danmark (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). Flytbladsväxter – huvudsakligen gul näckros – dominerade i Lavsböle träsk. En likhet mellan de sistnämnda sjöarna var avsaknaden av hornsärv, som saknades helt i Lavsböle träsk och endast hade observerats vid karteringen 2011 i Dalkarby träsk. I alla de andra undersökta sjöarna var den vanlig eller till och med helt dominerande. Lavsböle träsk var dessutom den enda sjö som helt saknade andmat *Lemna minor* i karteringsrutorna. Vargsundets vattenvegetation utmärkte sig genom den rikliga förekomsten av näckmossa, som utgjorde en stor del av den totala medeltäckningsgraden i sjön. Vargsundet hade den högsta medeltäckningsgraden av fritt flytande växter – andmat och dyblad *Hydrocharis morsus-ranae* – men eftersom deras täckningsgrader även där var låga hade de inte någon större inverkan på analysresultaten.

Inomgruppslikheten var låg i Dalkarby träsk. Detta beror på att vegetationen där är sparsam och förekommer fläckvis – i fläckarna eller ”ängarna” kan täckningsgraden av någon viss art, till exempel krusnate, slinken eller sjok av vattenmossa vara mycket hög, medan botten några

meter bort kan vara så gott som tom på ett stort område innan nästa vegetationsfläck kommer emot. Artsammansättningen och arternas täckningsgrader kan därför vara mycket olika vid olika transekter. Till exempel Långsjön däremot med en ganska kontinuerligt hög täckningsgrad och en ensidig artsammansättning hade en hög inomgruppslikhet.

Eftersom dispersionen också skiljde sig signifikant mellan flera sjöar kan det ha påverkat PERMANOVA-analysens resultat, och således kan man inte med säkerhet säga att alla sjöar som skiljer sig signifikant enligt PERMANOVA och parvis jämförelser verkligen har en signifikant skillnad i art- eller livsformssammansättning. Till exempel Dalkarby träsk och Lavsböle träsk som skiljde sig mest från övriga sjöar i fråga om artsammansättning skiljde sig även gällande dispersionen från flera av sjöarna, och detta kan alltså ha bidragit till PERMANOVA-analysens signifikans. En visualisering av artsammansättningen i stapeldiagram visar ändå att artsammansättningskillnaderna nog ser ut att vara väsentliga. Östra och Västra Kyrksundet skiljde sig inte signifikant i fråga om dispersion, så man kan anta att den signifikanta skillnaden i artsammansättning mellan dessa sjöar var riktig.

4.1.2 Skillnader mellan kalkrika sjöar på Åland och i fasta Finland, samt konsekvenser för vattenkvalitetsanalyser baserade på referensartlistor

Då man jämför sjövegetationen mellan olika regioner bör man inkludera endast sjöar av liknande typ ifall man vill undersöka det geografiska lägets inverkan och inte någon annan faktor – olika sjötyper tenderar nämligen skilja sig åt beträffande vattenvegetationen (t.ex. Leka et al. 2008b). De åländska sjöarna i denna undersökning har klassats som närings- och kalkrika (ÅLR 2014), det vill säga sjötyp RrRk enligt den tidigare finska typindelningen (Leka et al. 2008b). Typiska arter i kalkrika sjöar på fastlandet anses vara borststräfsse, skörsträfsse, knoppslinga, gropnate *Potamogeton berchtoldii*, bandnate *Potamogeton compressus*, långnate *Potamogeton praelongus* och vattenaloe *Stratiotes aloides* (Leka et al. 2008b), i den mening att de förekommer klart mer i kalkrika sjöar än i referenssjöar av annan typ. Av dessa arter förekom skör- (eller papill-)sträfsse i någon mån i alla de undersökta åländska sjöarna i denna studie, och borststräfsse och gropnate påträffades också i flera av sjöarna. Knoppslingans förekomst undersöktes inte specifikt i denna analys då den slogs samman med axslingan för att undvika osäkra fynd. Den förekommer åtminstone på Åland, men axslingan verkar nog vara allmännare åtminstone i de undersökta sjöarna. Långnate förekom så gott som endast i Lavsböle träsk med ett fynd i Östra Kyrksundet 2016, och bandnate har endast hittats i Östra Kyrksundet.

Vattenaloe har inte hittats i de undersökta åländska sjöarna.

Andelarna av olika makrofytlivsformer i referenssjöar av alla sjötyper (enligt den tidigare indelningen) på fastlandet beskrivs i Leka et al. 2008b. De undersökta åländska sjöarna hade i medeltal en större andel fritt svävande växter (huvudsakligen hornsärv) och något rikligare förekomst av vattenmossor och kransalger än RrRk-referenssjöar på fastlandet, medan andelen flytbladsväxter i genomsnitt var mindre (fig. 16, bilagor). Variationen mellan de undersökta åländska sjöarna var dock stor, och individuella sjöar skiljde sig markant från medeltalet. Trots att livsformsandelarna skiljde sig åt en del mellan de åländska och de fastländska närings- och kalkrika sjöarna verkade de åländska makrofytsamhällena ändå påminna mer om makrofytsamhällena i denna sjötyp på fastlandet än de påminde om någon av de andra sjötyperna i fråga om livsformssammansättning. Gemensamt för sjöarna av RrRk-typ, både på Åland och fastlandet, var att bottenbladsväxter förekom sparsamt. Vid jämförelse mellan åländska sjöar och fastländska kalkrika sjöar enligt material i Leka et al. (2008b) bör man vara medveten om att de kalkrika referenssjöarna var koncentrerade till norra Finland, och till referenssjöar valdes sådana sjöar som var relativt opåverkade av mänsklig verksamhet (Leka et al. 2008b), så ett medeltal av makrofytsammansättningen i hela fasta Finlands kalkrika sjöar kunde ha sett annorlunda ut.

Vid klassificering av ytvatten på basen av makrofytdata används bland annat typenliga arter, som anses vara utmärkande för referenssjöar i relativt naturligt skick av sjötypen i fråga (Aroviita et al. 2019). En större överensstämmelse mellan artsammansättningen i referenssjöarna och i den undersökta sjön implicerar en bättre vattenkvalitet. Av den orsaken är det viktigt att använda listor som motsvarar den sjötyp man vill undersöka. Hittills har man vid sjöklassificeringarna på Åland använt en äldre artlista (bilaga 1 i Bystedt 2011) som innehåller typenliga arter för den tidigare sjötypen RrRk. Efter att den sjötypen delades upp i Rr (naturligt näringsrika sjöar) och Rk (naturligt kalkrika sjöar) har de typenliga arterna på den gamla listan ansetts tillhöra sjögruppen Rr i Södra Finland (bilaga 6.10. i Aroviita et al. 2012), det vill säga inte samma sjötyp (Rk) som de åländska sjöarna nu räknas tillhöra. Användandet av RrRk-listan har ändå fortsatt eftersom listan med typenliga arter för sjötyp Rk i södra Finland tidigare baserade sig på endast en referenssjö.

Listorna med typenliga arter för olika sjötyper uppdaterades av Finlands miljöcentral 2019. Dessa finns till förfogande på Miljöförvaltningens webbtjänst (Finlands miljöcentral 2019).

Den uppdaterade listan med typenliga arter för sjötyp Rk i södra Finland baserar sig nu på tre referenssjöar. Av de 26 makrofytarterna (strandväxter exkluderade) på den nya listan över typenliga arter i sjötyp Rk i södra Finland hade 15 arter hittats minst en gång även i minst en av de undersökta sjöarna på Åland, men endast fyra av arterna hade hittats i över hälften av de undersökta åländska sjöarna. En av de typenliga arterna på listan är vattenpest *Elodea canadensis*, som hittills inte hittats vid de åländska sjökarteringarna som ingår i denna analys. Eftersom arten både är näringsgynnad och invasiv (Leka et al. 2008b, Mossberg & Stenberg 2010) borde det inte få inverka negativt på vattenkvalitetsbedömningen att arten inte förekommit i de undersökta sjöarna. Listan med typenliga arter för sjötyp Rk i norra Finland baserar sig på 14 referenssjöar (Finlands miljöcentral 2019) och nio av deras tio typenliga arter (strandväxter exkluderade) fanns i minst en av de undersökta sjöarna på Åland, men bara fyra fanns i minst hälften av sjöarna. Den gamla RrRk-listan som hittills har använts vid Ålands sjöklassificeringar innehåller 14 typenliga makrofytarter om man inte räknar med strandväxter - av dessa har 11 förekommit i minst en av de undersökta sjöarna på Åland, och sex arter har förekommit i över hälften av dem.

Att på Åland övergå till att använda den nya listan för sjötyp Rk i södra Finland skulle inte nödvändigtvis innebära en förbättring, eftersom endast få av arterna kan anses vara allmänna även på Åland. Vissa skillnader kan tänkas bero på att referenssjöarna anses vara i relativt naturligt skick, medan de undersökta åländska sjöarna är påverkade i olika grad av människan. Det verkar ändå sannolikt att många av skillnaderna beror på att makrofytsammansättningen på Åland av naturen skiljer sig från den på fastlandet. En typenlig art både på den gamla RrRk-listan och den nuvarande Rk-listan är flotagräs *Sparganium gramineum*. Denna art torde inte finnas alls på Åland enligt Nybom (1976), och arten är inte heller upptagen i Ålands flora (Hæggström & Haeggström 2008) så den kan antas vara otypisk för Åland. Flera makrofytarter i åländska sjöar förekommer endast eller huvudsakligen längs kusten vid fastlandet (Nybom 1976 och referenser däri), och dessa arter finns alltså inte med på listorna med typenliga arter. Till exempel blåsäv *Schoenoplectus tabernaemontani*, havsnajas *Najas marina* och hårsärv *Zannichellia palustris* som har hittats i några av sjöarna i denna undersökning har sin huvudsakliga utbredning längs kusten och på Åland (Mossberg & Stenberg 2010).

Det skulle alltså vara att föredra att skapa en egen lista med typenliga arter för de åländska sjöarna, men detta försvåras av att man som referenssjöar bör använda sjöar som kan anses vara i gott skick och ganska opåverkade av mänsklig aktivitet. Sannolikt skulle man kunna behöva

kombinera nyare vegetationsdata från de åländska sjöar som kan anses vara i bäst skick med kunskap om historiska data från åländska sjöar. Under 1900-talet förändrades nämligen vattenvegetationen genom mänsklig påverkan särskilt i näringsrika sjöar på Åland (Helminen 1984). En art som har minskat är notblomster *Lobelia dortmanna*: i Lavsböle träsk förekom arten tidigare rikligt vid steniga stränder (Cedercreutz 1934), men den hittades endast sparsamt på ett ställe vid en undersökning av Wargén (2002) och har inte observerats alls vid sjökarteringarna som ingår i denna undersökning. Historiska data finns att tillgå från flera undersökningar av den åländska vegetationen sedan 1900-talets början (Helminen 1984), men tyvärr saknas sådan information om arternas abundans som skulle vara direkt jämförbar med information om täckningsgrader från karteringarna de senaste åren.

4.1.3 Jämförbarhet mellan olika karteringsår

DCA-analysen med karteringsåren 2011–2019 visade att olika karteringsår samlade sig i kluster sjövis baserat på artsammansättningen. Man kan således anta att de olika karteringarna är sinsemellan jämförbara, och att observerade skillnader i artsammansättning mellan sjöarna beror på verkliga skillnader och inte endast är en följd av att olika kartereare skulle ha bedömt artidentitet eller täckningsgrad på olika sätt. Eventuella skillnader i bedömningen av några mycket snarlika arter syns däremot inte i denna undersökning, eftersom sådana arter (till exempel sydbladdra och vattenbladdra) slagits ihop. Under den relativt begränsade tid då sjöarna undersökts verkar det inte heller ha hunnit ske betydande förändringar i vegetationen på basen av resultaten från ovan nämnda DCA-analys, men trender i tid undersöktes inte vidare i denna studie.

4.2 Miljöfaktorernas inverkan på makrofytsamhällena

4.2.1 De viktigaste vattenvariablerna i studien och sätt på vilka de kan påverka vattenvegetationen

dbRDA-analysen med vattenvariablerna siktdjup, pH, färgtal, totalfosfor och totalkväve hade en ganska hög förklaringsgrad särskilt gällande livsformsanalysen, medan förklaringsgraden var något lägre då analysen gällde arterna. Detta tyder på att flera av arterna inom

livsformsgrupperna har liknande krav på livsmiljön, och därför påverkas på liknande sätt av miljöfaktorerna. Dessa grupperns förekomst och riklighet kan således förklaras bättre av miljöfaktorerna än själva artsammansättningen kan.

pH visade sig vara den viktigaste vattenvariabeln för dbRDA-modellen både gällande livsform och artsammansättning. pH har rapporterats vara den viktigaste påverkande variabeln för makrofytsammansättningen även av bland annat Catling et al. (1986), Jackson & Charles (1987) och Rørslett (1991). pH har en stor betydelse för viktiga funktioner såsom cellreglering, jonlöslighet, och membranfunktioner (Larcher 1995 i Vestergaard & Sand-Jensen 2000b), men påverkas starkt av bikarbonatkoncentrationen (dvs. alkaliniteten, eftersom denna huvudsakligen är ett mått på mängden löst bikarbonat) i sjöar (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). Bikarbonat är en viktig oorganisk kolkälla för många makrofyter (Madsen & Sand-Jensen 1991). Detta gör att även alkaliniteten (som inte undersöktes i denna analys) kan ha haft en inverkan på pH:s betydelse.

De övriga variablerna som var viktiga för modellerna var totalfosfor (båda modellerna), totalkväve (modellen med livsformer) och siktdjup (modellen med arter). Näringshalter har konstaterats vara en viktig inverkande faktor för makrofytsammansättningen i flera studier (Rørslett 1991, Szoszkiewicz et al. 2014, Poikane et al. 2018); ett fåtal tåliga näringsälskande arter brukar dominera i kraftigt eutrofierade sjöar (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). En del studier rapporterar dock att näringshalterna är av liten betydelse i förhållande till andra vattenvariabler som till exempel alkalinitet eller pH (Jackson & Charles 1988, Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). Eftersom den begränsande faktorn inte var densamma i alla sjöar, försvårar det en tolkning av totalfosfor- eller kvävehaltens korrelation med makrofytsammansättningen – exempelvis i fosforbegränsade Dalkarby träsk kan man anta att de tidigare höga kvävehalterna inte kunde utnyttjas till fullo av vattenvegetationen, vilket även verkar synas i karteringsdata i och med att bland annat vegetationen är sparsam, kransalger förekommer på stort djup i sjön, och siktdjupet är bra. Kvävebegränsade Långsjön och Markusbölefjärden har återkommande cyanobakterieblomningar (bl.a. Eriksson 2007, Hendersson 2014, Sjöblom 2018, Fellman 2022), ett vanligt fenomen i kvävebegränsade sjöar enligt Havens et al. (2003). Ett alternativ för att komma runt problemet med olika begränsande faktor i olika sjöar kunde vara att analysera näringsämnen som en helhet, och standardisera dem så att värdena för totalfosfor och totalkväve är jämförbara – sedan kunde värdena för det näringsämne som är den begränsande faktorn i varje sjö inkluderas i analysen. Eftersom det

inte finns en skarp gräns för vid vilken N:P-kvot någotdera näringsämnet blir begränsande (Ekholm 2008) försvåras dock även en sådan analys.

Sannolikt hade siktdjupet en större inverkan på modellen med artsammansättning än modellen med livsformsgrupper eftersom bland annat Dalkarby träsk med gott siktdjup hade flera arter som förekom enbart eller huvudsakligen där, men som inte syns i analysen med livsformsgrupper då dessa arter ingår i någon grupp som även förekommer rikligt i andra sjöar i studien. Några av de arter som var typiska för Dalkarby träsk räknas ändå inte som specifikt beroende av låga näringshalter och bra siktdjup; exempelvis är krusnate, som var rikligt förekommande i Dalkarby träsk, en näringsgynnad art enligt bland annat Leka et al. (2008b) och Poikane et al. (2018). Gräsnate däremot är typisk i oligotrofa (Søndergaard et al. 2010) eller mesotrofa (Leka et al. 2008b) miljöer. Generellt sett gynnas särskilt makrofyter vid sjöbotten, som exempelvis kransalger, av ett gott siktdjup (Poikane et al. 2018), medan växter som kan ta sig upp mot ytan och ljuset inte är lika beroende av ett gott siktdjup. Fast siktdjupet inte hörde till variablerna som inverkade signifikant på modellen med livsformsgrupper verkade det nog ändå vara av betydelse också i den modellen eftersom vektorn var ganska lång.

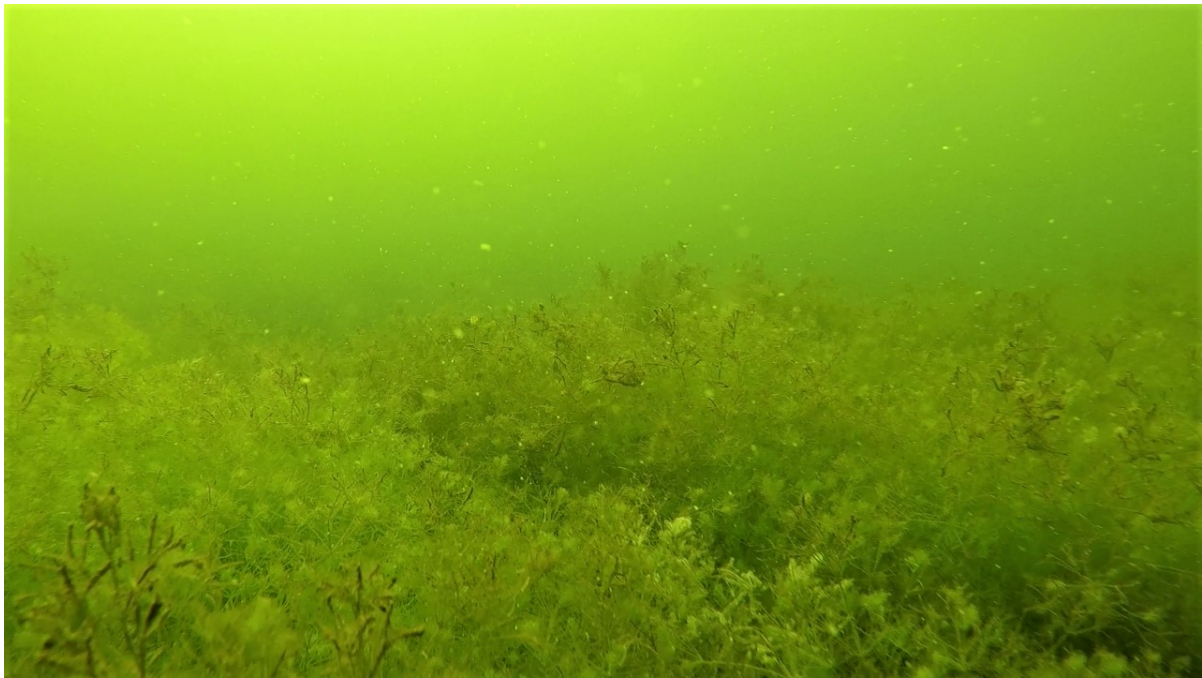
4.2.2 Vattenvariablernas samband med livsformsgrupperna

4.2.2.1 Kransalger

Den traditionella synen på kransalger är att de är indikatorer av en god vattenkvalitet, då de främst ansetts förekomma i näringsfattiga, kalkrika vatten (Blindow et al. 2007, Langagen 2007, Poikane et al. 2018, Blindow 2019). De är effektiva konkurrenter om näringsämnen i näringsfattiga vatten, men kan konkurreras ut av kärleväxter om näringshalterna är höga (Blindow 2019). En del undersökningar (bland annat Leka et al. 2008b, Søndergaard et al. 2010) har ändå konstaterat att kransalger kan förekomma rätt rikligt även i sjöar med ganska höga näringshalter, och alla arter är inte nödvändigtvis lika beroende av en bra vattenkvalitet. Medan vissa arter har mer specifika krav kan andra förekomma i ganska varierande näringsförhållanden (Søndergaard et al. 2010). En undersökning av ett stort antal sjöar i Sverige klassade flera vanliga arter av kransalger som indifferentia eller till och med toleranta (Ecke 2018), och enligt en finländsk sjöundersökning klassades alla sträfsen (*Chara* spp.) som typiska för eutrofa vatten medan alla arter av slinken (*Nitella* spp.) klassades som meso-eutrofa (Leka

et al. 2008b); de konstaterades ändå förekomma i mycket olika vattenförhållanden så deras näringspreferensklassificering ansågs behöva undersökas närmare. I en senare finsk anvisning för sjöklassificeringar klassades de vanligaste arterna av sträfsen och slinken som eutrofieringskänsliga (Aroviita et al. 2012). Kransalgernas näringspreferens verkar alltså inte vara alldeles självklar. Søndergaard et al. (2010) konstaterar att dominans av oligotrofa i stället för eutrofa sjöar i en studie kan påverka slutsatserna som dras om kransalgers värde som indikatorarter.

I denna studie var kransalger positivt korrelerade med ett högt siktdjup och negativt korrelerade med näringshalterna, vilket stämmer överens med uppfattningen av kransalger som eutrofieringskänsliga indikatorarter. Det bör dock noteras att sjön med den lägsta näringshalten (tack vare låga halter totalfosfor som begränsande faktor) och högsta andelen kransalger, Dalkarby träsk, inte hade den högsta medeltäckningsgraden av kransalger; gruppens högsta medeltäckningsgrad fanns i stället i Östra Kyrksundet. Detta skulle kunna stöda observationerna att alla kransalger inte nödvändigtvis förekommer rikligare ju lägre näringshalterna är. I de mest eutrofierade sjöarna var ändå både medeltäckningsgraden och andelen av kransalger mycket låg. Resultatet visar också på att det kan vara en god idé att inte enbart se på andelar av makrofytsamhället ifall målet är att undersöka miljöfaktorernas inverkan på en art eller artgrupp. Däremot kan andelarna vara användbara som en komponent i en vattenkvalitetsundersökning. Det bör noteras att det i Dalkarby träsk observerades stora fält av enbart kransalger på några ställen utanför transektlinjen eller så att endast transektlinjens sista rutor hamnade i kransalgsängen – kransalgsängarna verkade finnas på lite större djup, men transektlinan tog ofta slut innan dess eftersom stränderna på flera ställen var långgrunda. Medan medeltäckningsgraden för övriga sjöar, där vegetationen i regel tog slut innan transektlinjen gjorde det, sannolikt är ganska representativ, är det möjligt att medeltäckningsgraden för bland annat kransalger i Dalkarby träsk hade varit högre om man hade kunnat se på hela sjöns medeltal (vilket inte skulle vara praktiskt genomförbart vid vanliga makrofytkarteringar).



Figur 10. Undervattensäng av slinken i Dalkarby träsk vid karteringen 2019.

4.2.2.2 Långskottsväxter

Även långskottsväxter (t.ex. natar och slingor) korrelerade positivt med siktdjupet och negativt med näringshalterna. Långskottsväxter har sina fotosyntetiserande blad under vatten och kan begränsas av ljustillgången om vattnet är grumligt, men till skillnad från bottenbladsväxter kan de ändå nå upp en bra bit från botten och utveckla bladen nära vattenytan där ljustillgången är bättre. Detta ger dem en konkurrensfördel jämfört med bottenbladsväxter och lägre kransalger i grumligare vatten (Middelboe & Markager 1997, Blindow 2019). Exempelvis kan ålnate bli upp till 2,5 meter lång, borstnate *Stuckenia pectinata* 2 meter lång, och axslinga kan bli cirka 1,5 meter lång (Mossberg & Stenberg 2010). Långskottsväxterna kan växa snabbt mot ytan i början av sommaren och på så vis undkomma problem med dålig ljustillgång vid botten (Scheffer et al. 1992, Middelboe & Markager 1997). Blindow (2019) beskriver att långskottsväxter ofta förekommer rikligt i ett övergångsstadium mellan näringsfattigare vatten där kortskottsväxter (dvs. kransalger och bottenbladsväxter) dominerar, och kraftigt eutrofierade vatten där växtplankton dominerar. Av den orsaken kan en övergång från kransalger till långskottsväxter tolkas som en varningssignal på att vattnet håller på att eutrofieras (Blindow 2019).

I denna analys syntes ingen trend med ökande andelar av långskottsväxter med ökande halter

av näringsämnen; i själva verket ser det ut att vara tvärtom, men detta beror huvudsakligen på att den näringsälskande hornsärven, som i analysen har en rikligare förekomst i de eutrofa sjöarna, inte klassas som en långskottsväxt åtminstone i denna analys. Man bör också ta i beaktande att det även finns flera långskottsväxter som anses vara indikatorarter för låga näringshalter, exempelvis gräsnate (Søndergaard et al. 2010, Poikane et al 2018). Flera natearter med lite långsammare tillväxt och sämre konkurrensförmåga rapporteras vara associerade med bra siktdjup och god vattenkvalitet i centraleuropeiska sjöar enligt Poikane et al. (2018), och enligt den studien finns det skäl att behandla natar som är typiska för god vattenkvalitet och natar som är eutrofieringsgynnade separat. Vissa av natearterna i studien verkar bedömas lite annorlunda på basen av finskt data. Exempelvis bedöms bandnate och uddnate *Potamogeton friesii* vara typiska i europeiska sjöar med god vattenkvalitet enligt Poikane et al (2018), men i Finland har de ansetts vara typiska för eutrofa vatten (Leka et al. 2008b). Å andra sidan ansågs sjöar av s.k. Potamogeton-typ i Finland åtminstone tidigare vanligen ha relativt klart vatten, och flera natearter har rapporterats minska i Finland mellan 1930- och 1980-talet på grund av ett minskat siktdjup och ökad eutrofiering (Rintanen 1996). I denna analys förekom åtminstone gräsnate rikligast i de två sjöarna med lägst halter av näringsämnen, det vill säga Dalkarby träsk och Lavsböle träsk, och den korrelerade negativt med näringshalterna i dbRDA-analysen, så arten verkar kunna vara en pålitlig indikator även på Åland.

4.2.2.3 Flytbladsväxter

Flytbladsväxter, och främst gul näckros, var korrelerade med ett högt färgtal och lågt pH. Eftersom de har sina blad vid ytan är mörkt vatten och liten ljusstillgång vid botten inte ett större problem för dem, och de kan således ha en konkurrensfördel i näringsrika vatten med dåligt siktdjup (Nurminen 2003b). I denna studie korrelerade flytbladsväxterna ändå inte negativt med siktdjup i sig, och inte heller positivt med näringshalter; de var inte rikliga i varken Markusbölefjärden, Långsjön eller Vargsundet trots dåligt siktdjup i dessa sjöar. Två av de rikligast förekommande flytbladsväxterna i denna studie, gul näckros och gäddnate *Potamogeton natans*, klassas som indifferent i fråga om näringshalter (Leka et al. 2008b). Generellt sett verkar en ökning av humushalten i finska sjöar leda till en minskning av arter som är typiska för oligotrofa eller oligo-mesotrofa sjöar, och en ökning av indifferent arter (Leka et al. 2008b). Poikane et al. (2018) konstaterade att flytbladsvegetation förekom i alla typer av sjöar i Centraleuropa, men att en tydlig minskning syntes vid övergången från sjöar med god till sämre ekologisk status; flera andra undersökningar har inte upptäckt någon större

förändring av flytbladsvegetationen som respons på eutrofiering (Poikane et al. 2018). Enligt Leka et al. (2008a) är flytbladsvegetation vanlig i både humusrika sjöar och näringsrika, eutrofierade sjöar i Finland; andelen flytbladsväxter i de åländska sjöarna förutom i Lavsböle träsk var märkbart lägre än i samma sjötyp på fastlandet (Leka et al. 2008b).

4.2.2.4 Helofyter

Helofyterna var i denna undersökning positivt korrelerade med näringshalter och pH. Helofyter har tidigare ansetts vara främst påverkade av markens egenskaper och förhållanden vid stränderna och därmed vara av liten betydelse som indikatorer på vattenkvalitet i sjöundersökningar, men som grupp visar de en tydlig ökning med ökande eutrofieringsnivå och vattenkvalitetsbedömningar baserade på makrofytsamhällen kan förbättras av att även dessa arter inkluderas (Kolada 2016). I en analys av makrofytsamhällena i polska sjöar upptäcktes en tydlig övergång från en mer hydrofytdominerad mot en mer helofytdominerad vegetation vid totalfosforhalt $>40 \mu\text{g/l}$, totalkväve $>1000 \mu\text{g/l}$ och klorofyll-*a* $>10 \mu\text{g/l}$. Särskilt vass, bredkaveldun *Typha latifolia* och smalkaveldun *Typha angustifolia* uppvisar en tydlig ökande trend med ökande näringshalter (Kolada 2016). Dessa arter verkar inte ha någon övre toleransgräns för eutrofiering (Kolada 2016), och de påverkas inte negativt av att siktdjupet försämras i och med att de har sina fotosyntetiserande blad ovanför vattenytan. Även i finska sjöar anses bred- och smalkaveldun föredra meso-eutrofa respektive eutrofa förhållanden, medan vassen har räknats vara indifferent (Leka et al. 2008b). I denna studie förekom mest helofyter (med dominans av vass) i Markusbölefjärden och Vargsundet, sjöar med dåligt siktdjup och högst halter av totalfosfor (kring $60 \mu\text{g/l}$) respektive totalkväve (kring $994 \mu\text{g/l}$), fast förekomsten av en begränsande faktor kan ha inverkat på hur stor del av näringsämnen som kunde utnyttjas av växterna. Vargsundet hade även en hög halt av klorofyll-*a* (kring $19 \mu\text{g/l}$), men Markusbölefjärdens klorofyll-*a*-halt var inte lika hög (kring $9 \mu\text{g/l}$). Lavsböle träsk hade en påfallande liten mängd helofyter, minst av alla de undersökta sjöarna i denna analys, trots att siktdjupet var ganska lågt och halten av klorofyll-*a* var hög även där (kring $19 \mu\text{g/l}$). Sjön hade däremot inte särskilt höga halter av vare sig totalkväve eller totalfosfor. Några helofyterarter, exempelvis sjöfräken *Equisetum fluviatile*, verkar på basen av studier från Polen minska med ökande näringshalter (Kolada 2016); i Finland har arten klassats som indifferent. För att kunna göra tillförlitligare analyser av helofyternas respons på vattenkvaliteten är det möjligt att man även borde ta i beaktande sjöarnas strandtyp och exponeringsgrad, eftersom dessa kan inverka på hur väl botten är lämpad för helofyter.

4.2.2.5 Fritt flytande växter och bottenbladsväxter

Undersökningar har visat att fritt flytande växter, så som andmat, är toleranta och trivs i näringsrika vatten, medan bottenbladsväxter kräver bra siktdjup och låga näringshalter (Penning et al. 2008, Poikane et al. 2018, Blindow 2019). I denna analys syntes inte någon sådan (eller någon annan) effekt av vattenkvaliteten då livsformsgrupperna fritt flytande växter och bottenbladsväxter förekom så sparsamt i sjöarna att miljöfaktorernas inverkan på dem inte kunde bedömas.

Leka et al. (2008b) rapporterar att bottenbladsväxter förekom sparsamt i sjöar av samma typ (närings- och kalkrika sjöar) på fastlandet. Bottenbladsväxter är karakteristiska för oligotrofa sjöar, vilket ingen av de undersökta sjöarna klassats som (ÅLR 2014), men till exempel Dalkarby träsk har särskilt vid senaste kartering 2019 nog haft så låga näringshalter att sjön skulle klassas som oligotrof på basen av både totalfosfor och totalkväve enligt gränsvärdena i Nürnberg & Shaw (1999). Penning et al. (2008) rapporterar att en tydlig minskning i abundansen av stora isoetider (tillhörande bottenbladsväxterna) i Nordeuropa märks vid totalfosforkoncentrationer kring 20 µg/l, vilket är en högre halt än Dalkarby träskssomarmedeltal under undersökningsåren. Därför var det med tanke på näringshalter och siktdjup lite förvånande att inte bottenbladsväxter var regelbundet förekommande ens där. Sannolikt kan alkaliniteten, som inte undersökts i denna studie, ha inverkat på det låga antalet bottenbladsväxter. Flera bottenbladsväxter, såsom styvt braxengräs *Isoëtes lacustris*, strandpryl *Littorella uniflora* och notblomster förekommer främst i sjöar med låg alkalinitet (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b), och de undersökta åländska sjöarna räknas som kalkrika med en relativt hög alkalinitet (ÅLR 2014). Dessa växter kan inte utnyttja bikarbonat, men behöver det inte heller eftersom de kan använda koldioxid i bottensedimentet för fotosyntes. De kan bli utkonkurrerade av andra arter som drar nytta av bikarbonat i sjöar med högre alkalinitet (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b och referenser däri). Att bottenbladsväxter skulle ha problem med konkurrens verkar dock osannolikt i Dalkarby träsk där relativt stora ytor av botten var vegetationsfria eller glesbevuxna. Ytterligare faktorer som kan tänkas påverka förekomsten av bottenbladsväxter kunde vara sjöns tidigare dåliga vattenkvalitet, och eventuellt abundansen av bottenbladsväxter i andra sjöar på Åland varifrån dessa kunde sprida sig.

Fritt flytande växter förekom nog i sjöarna i form av andmat och i Vargsundet även en liten

mängd dyblad, men andmat är en till storleken så liten art att också en ganska allmän förekomst innebär en försvinnande liten täckningsgrad. I små skyddade dammar kan andmat till och med täcka hela ytan, men sjöarna i denna analys är relativt stora och vind och vågor skulle inte tillåta något sådant andmatsskikt att bildas. I stället begränsas andmatsförekomsten i huvudsak till strandkanten i skyddade vikar eller i skydd av helofyter, som till exempel inne i vassbältet. För att få en bättre uppfattning av förekomsten av andmat borde man sannolikt undersöka den separat från andra växter, eller eventuellt undersöka frekvenser (antal rutor med förekomst av arten) i stället för täckningsgrad.

4.2.2.6 Fritt svävande växter och vattenmossor

Ett par livsformsgrupper visade sig vara starkt dominerade av en enda art: fritt svävande växter, som nästan enbart bestod av hornsärv, och vattenmossor, som främst utgjordes av näckmossa. Detta komplicerar tolkningen av resultaten från livsformsanalysen, eftersom man i dessa fall i praktiken analyserar en art i stället för en grupp bestående av olika arter. Man kan alltså inte göra generaliseringar till alla vattenmossor eller alla fritt svävande växter enbart på basen av dessa resultat. Sambandet mellan vattenvariablerna och dessa arter diskuteras i stället i avsnitt 4.2.3 (Vattenvariablernas samband med utvalda arter).

4.2.3 Vattenvariablernas samband med utvalda arter

I dbRDA-analysen av artsammansättning var det några arter som stack ut ur mängden, nämligen hornsärv som korrelerade med höga näringshalter (främst totalfosfor), näckmossa som korrelerade med ett högt pH, gul näckros som korrelerade med ett högt färgtal och lågt pH, och gräsnate som korrelerade negativt med näringshalter.

4.2.3.1 Hornsärv

Hornsärven är en tolerant, näringsgynnad art (Uotila 1971, Pelechaty et al. 2014, Laita et al. 2007, Penning et al. 2008, Song et al. 2017), som saknar rötter men kan vara löst förankrad i sedimentet med modifierade blad och rhizoider och därför se ut att bete sig som en rotad makrofytt (Lombardo & Cooke 2003, Pelechaty et al. 2014). Strukturerna under sedimentet kan i viss mån ta upp näring från sedimentet (Toetz 1974), men huvudsakligen sker näringsupptaget

via bladen i vattenmassan (Denny 1972). Hornsärven har bland annat tack vare bladstrukturen potential att effektivt ta upp näring från vattnet (Lombardo & Cooke 2003). Detta skiljer arten från många rotade makrofyter, som ofta kan få alla näringsämnen de behöver från sedimentet (Barko & Smart 1980), även om också de har kapacitet att ta upp näring från vattnet med hjälp av skott och blad (Pelton et al. 1998).

I eutrofierade sjöar kan hornsärven bilda täta, ofta ensidiga bestånd där den har överlägsen dominans (Peřechaty et al. 2014). Trots att arten i vissa fall kopplats till näringsrika men klara vatten (Lombardo & Cooke 2003, Mossberg & Stenberg 2010) kan detta sannolikt ha att göra med makrofyternas egen förmåga att, vid rikliga förekomster, hålla vattnet klart (Lombardo & Cooke 2003, Laita et al. 2007), och hornsärven har rapporterats vara en art som tolererar grumlighet bra och kan överleva också i svagt ljus (Nurminen 2003a).

Hornsärvens preferens för näringsrika vatten och tolerans för dåligt siktdjup stämmer mycket väl överens med resultaten från denna undersökning, där den förekom rikligast just i eutrofa sjöar med grumligt vatten; särskilt i Markusbölefjärden och Långsjön fanns täta bälten av hornsärv med endast små inslag av andra arter. dbRDA-analysen visade en tydlig korrelation mellan hornsärv och näringsämnen, framför allt totalfosfor.



Figur 11. Hornsärv i Vargsundet vid karteringen 2019.

4.2.3.2 Näckmossa

Näckmossan förekom i denna analys i ungefär motsvarande mängder i alla sjöarna utom Vargsundet med mest och Markusbölefjärden med näst mest näckmossa, samt Lavsböle träsk med minst näckmossa; dess förekomst verkade alltså huvudsakligen korrelera positivt med pH. Intressant nog upptäckte Vestergaard & Sand-Jensen (2000b) en motsatt trend i sin undersökning av danska sjöar, där vattenmossor förekom rikligast i sjöar med lägre pH (och låg alkalinitet). Till skillnad från t.ex. de flesta kransalger och elodeider kan de flesta mossor inte använda bikarbonat till fotosyntesen, utan de använder huvudsakligen löst koldioxid; mängden bikarbonat har en stark inverkan på pH i sjöar (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b). Förmågan att utnyttja bikarbonat varierar dock mellan arter i samma livsformsgrupp (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b), så näckmossans förmåga att utnyttja bikarbonat är inte nödvändigtvis samma som förmågan hos mossor i genomsnitt. Det finns dessutom en stor intraspecifik variation inom vissa arter gällande förmågan att utnyttja bikarbonat (Vestergaard & Sand-Jensen 2000b).

Vattenmossor i allmänhet har föreslagits föredra oligotrofa och humusrika förhållanden (Heino & Toivonen 2008), och den dominerande arten i dessa sjöar, näckmossan, har beskrivits som en oligo-mesotrof art enligt Leka et al. (2008b). Även på basen av data från ett stort antal centraleuropeiska sjöar skulle arten vara typisk för sjöar med god vattenkvalitet (Poikane et al. 2018). Enligt Nationalnyckeln (Lönnell & Hallingbäck 2019) trivs den däremot i många typer av vatten, såväl näringsfattiga som näringsrika, och i en studie av 233 svenska sjöar klassificerades också arten som tolerant mot eutrofiering (Ecke 2018). Även Rintanen (1996) observerade att vattenmossor förekom rikligt också i eutrofa sjöar, så det verkar sannolikt att näckmossan främst bör betraktas som indifferent gällande näringshalter. På basen av förekomsten i denna studie verkade näckmossan vara något näringsgynnad eller eventuellt indifferent, åtminstone var den inte en indikator för näringsfattiga förhållanden då den förekom rikligt i både Vargsundet och Markusbölefjärden. Vattenmossor av släktet *Fontinalis* är även toleranta mot dålig ljusstillgång (Nurminen 2003b), vilket märktes vid dessa karteringar i och med att näckmossan förekom också på ganska stora djup i sjöarna där den var riklig, trots att siktdjupet och ljusstillgången var dålig.

4.2.4 Möjlig inverkan av miljöfaktorer på skillnaderna i artrikedom

Östra Kyrksundet har tidigare beskrivits som Ålands artrikaste sjö (Lindholm 1991), och det

stämde väl överens med resultaten från denna analys. Sjön kännetecknas av bland annat måttliga halter av näringsämnen och ett jämförelsevis bra siktdjup. Näringstillgången är tillräcklig för att tillåta en riklig vegetation, och siktdjupet tillåter förekomst av arter som behöver en lite högre ljusstillgång. Søndergaard et al. (2010) beskriver en artrikedomstopp i mesotrofa förhållanden, vilket enligt vattendata stämmer överens med Östra Kyrksundet. Det finns dock även andra faktorer som kan bidra till en hög artrikedom, bland annat sjöns storlek (Leka et al. 2008b, Søndergaard et al. 2010) och habitatrikedom, miljövariabler som inte undersöktes i denna analys.

Östra Kyrksundet är Ålands största sjö, men sjöns storlek kan ändå inte ensam förklara artantalet i alla sjöar i analysen. Dalkarby träsk, den minsta sjön i analysen, hade till exempel mer än dubbelt så många arter som Långsjön som till ytan är drygt åtta gånger större. Sjöns areal säger i och för sig inte direkt hur stor areal som är tillgänglig för vattenvegetationen (Vestergaard & Sand-Jensen 2000a). För att kunna räkna ut hur stor areal som finns till makrofyternas förfogande borde man veta den maximala djuputbredning för vegetation som siktdjupet kan tillåta i sjön, och räkna ut ytan som finns mellan denna djupkurva och strandlinjen. Eftersom Östra Kyrksundet inte hade särdeles branta stränder i jämförelse med övriga sjöar kan man anta att även den vegetationsbeklädda ytan var relativt stor. Habitatrikedom kan delvis vara kopplad till storleken på sjön, eftersom det ofta finns mer habitatvariation i större sjöar (Rørslett 1991). Östra Kyrksundet har flera små holmar och vikar, så man kan anta att habitatrikedom är ganska hög. Sannolikt beror Östra Kyrksundets höga artantal på en kombination av flera olika miljöfaktorer.

Det låga artantalet i Långsjön och Markusbölefjärden samt deras kraftiga dominans av näringsgynnad hornsärv tyder på att sjöarna är eutrofieringspåverkade, något som också avspeglas i sjöarnas vattendata. Medeltäckningsgraderna i dessa sjöar ned till tre meters djup var hög, huvudsakligen tack vare hornsärvens rikliga bestånd. En överraskning beträffande artantal var att Vargsundet, med dåligt siktdjup och rätt höga näringshalter, ändå hade den näst högsta artrikedomen av sjöarna i denna undersökning. En analys av habitatrikedom och vegetationsbeklädd yta i sjöarna, samt eventuellt skillnader i alkaliniteten som Vestergaard & Sand-Jensen (2000a) konstaterat att inverkar positivt på artrikedomen, skulle krävas för att skapa en bättre uppfattning av vad som påverkar sjöarnas artantal.

4.3 Vegetationens maximala djuputbredning

Vegetationens djuputbredning eller täckningsgrad i sjöar är mer sällan inkluderade i sjöuppföljningsprogram än till exempel förekomsten av olika indikatorarter, men dessa mått kan vara objektivare och lättare att definiera (Søndergaard et al. 2010). Djuputbredningens förhållande till olika vattenvariabler såsom siktdjup verkar dessutom vara jämförbara mellan olika europeiska länder, och påverkas inte heller i någon större grad av skillnader i vattnets hårdhet (Søndergaard et al. 2013). Vegetationsmaxdjupets förhållande till sjöarnas vattenkvalitet är alltså intressant att undersöka med tanke på sjöbedömningar, men en analys av djuputbredningen har ändå sina egna utmaningar.

4.3.1 Resultat då hornsärv inkluderats i analysen

Hornsärven hade en stor inverkan på djuputbredningsanalysen, och ifall vegetationens djuputbredning undersöks för att användas som en indikator på vattenkvaliteten är det på basen av dessa analysresultat att föredra att utelämna hornsärven, liksom övriga fritt svävande arter, ur täckningsgraden då maxdjup analyseras. Hornsärven är en näringsgynnad art (Pelechaty et al. 2014, Laita et al. 2007) som är tolerant mot minskad ljusstillgång på grund av grumlighet (Nurminen 2003a). Långsjön och Markusbölefjärden har båda ett jämförelsevis stort vegetationsmaxdjup om hornsärv inkluderas, fastän sjöarna har höga halter av näringsämnen och dåligt siktdjup och deras vattenkvalitet har klassats som otillfredsställande i bedömningar enligt EU:s vattenramdirektiv för perioden 2012–2018 (ÅLR 2016b). En ytterligare faktor som kan bidra till hornsärvens stora inverkan på sjöars vegetationsmaxdjup är att arten huvudsakligen sprider sig vegetativt genom att grenar lossnar från moderplantan och bildar nya individer (Laita et al. 2007). Det är sannolikt möjligt att en del grenar drivit ut på större djup där det egentligen börjar bli för mörkt även för hornsärven att klara sig, men om de lyckas fastna i sedimentet och överleva en tid uppfattas de ändå som växande på det djupet vid en kartering. Då arten fanns med i korrelationsanalyserna syntes inte någon signifikant positiv korrelation mellan siktdjup och djuputbredning, och dessutom fanns en icke-signifikant positiv korrelation mellan halten totalfosfor och vegetationsmaxdjup. Endast korrelationerna mellan vegetationsmaxdjup och klorofyll-*a*-halt och färgtal (båda signifikant negativa för alla undersökta minimitäckningsgrader) betedde sig som förväntat om hornsärven var inkluderad i analysen; en negativ korrelation mellan dessa variabler och vegetationsmaxdjupet har även

rapporterats av bl.a. Søndergaard et al. (2010) och Søndergaard et al. (2013).

4.3.2 Resultat då hornsärv uteslutits ur analysen

Ifall hornsärven togs bort ur analysen blev situationen en annan, och siktdjupet korrelerade signifikant positivt med maxdjupet för alla minimitäckningsgrader. Detta är ett väntat resultat, eftersom makrofyter vid botten är i behov av ljus för att överleva, men intressant nog noterade Søndergaard et al. (2010) och Søndergaard et al. (2013) en signifikant positiv korrelation mellan siktdjupet och vegetationens maxdjup även utan att avlägsna makrofyter med fritt svävande livsformer, såsom hornsärv, ur analysen. Dessa analyser baserade sig på data från 300 respektive 757 sjöar i Danmark respektive tolv olika europeiska länder, så antagligen gjorde det betydligt större datasetet att inverkan av fritt svävande arter i sjöar med dåligt siktdjup blev mindre. I denna undersökning där endast sju sjöar ingick blev inverkan av de två sjöarna med höga näringshalter och mycket hornsärv betydligt större. Vidare korrelerade djuputbredningen som väntat signifikant negativt med halten av klorofyll-*a* och färgtal. Åtminstone sambanden mellan minimitäckningsgraderna 5–20 % och halten klorofyll-*a* verkade dock vara icke-linjära, så att vegetationsmaxdjupet i början minskade brant med ökande klorofyll-*a*-halt, men sedan stannade på samma (ganska låga) nivå fast klorofyll-*a*-halten steg ytterligare. Inte heller då hornsärven uteslutits syntes någon tydlig korrelation mellan vegetationens maxdjup och näringshalter, utom gällande halten totalkväve och maxdjup för vegetation i rutan där det fanns en signifikant negativ korrelation. Utan hornsärven var ändå även de övriga jämförelserna mellan maxdjup och näringshalter alla negativa fast de inte var signifikanta eller inte gick att analysera med parametriska test.

Resultaten belyser makrofytidetitets inverkan på vegetationsmaxdjupsanalyser, och att alla sjöars vegetation inte nödvändigtvis lämpar sig för sådana analyser. Søndergaard et al. (2013) noterar att förhållandet mellan vegetationens djuputbredning och siktdjupet kunde bli tydligare om man endast räknade med maxdjup för vissa makrofytlivsformer. I eutrofa sjöar med dåligt siktdjup kan variationen i vegetationens djuputredning vara ganska stor beroende på om "takbildande" (eng. canopy forming) makrofyter, som till exempel slingor, natar eller hornsärv, bildar dominanta bestånd med grenverk uppe vid ytan eller inte. Fleråriga långskottsväxter kan sprida sig till djupare områden med dålig ljustillgång bland annat vegetativt, och tack vare kolhydratsreserver kan de ha en effektiv tillväxtpurt i början som låter dem "fly" undan mörkret vid botten och tar dem upp till ytan och ljuset (Scheffer et al. 1992,

Middelboe & Markager 1997). En analys med fokus på endast vissa arter eller grupper försvåras ändå av att sjöars artsamhällen kan skilja sig från varandra (Søndergaard et al. 2013), och alla sjöar har kanske inte tillräckligt riklig förekomst av arter som lämpar sig speciellt väl för djuputbredningsanalyser för att man ska kunna basera analysen på enbart dessa.

4.3.3 Näringshalternas inverkan på djuputbredningen och problem med analyser av denna inverkan

Vegetationsmaxdjupet för rotade makrofyter kan på basen av resultaten i denna analys konstateras vara ett ganska bra mått på siktdjupet i sjön, men däremot var det inte en pålitlig indikator för halterna av totalfosfor eller totalkväve. Resultatet skiljer sig från bland annat analysresultat av May & Carvalho (2010), som rapporterade att vegetationens maxdjup var negativt relaterat till näringshalterna (särskilt totalfosfor) i en undersökt sjö i Skottland. Den huvudsakliga vattenvegetationen i sjön rapporterades utgöras av rotade kärlväxter och kransalger. Søndergaard et al. (2013) konstaterar på basen av ett stort dataset (757 sjöar) att förhållandet mellan näringshalter och vegetationsmaxdjup nog var negativt, men ganska svagt; trots detta ansågs det vara en acceptabel eutrofieringsindikator i sjöar som inte är för grumliga eller grunda. Att vegetationsmaxdjupet är en dålig prediktor för vattenkvaliteten i sjöar som är mycket grumliga (siktdjup lägre än en meter) beror på att långskottsväxter, som tar sig upp till ytan och ljuset och på så vis undkommer ljusbristen vid botten, kan få en stor inverkan på resultatet (Middelboe & Markager 1997). Enligt Søndergaard et al. (2010) var variationen stor inom trenderna för vegetationsmaxdjup och näringshalter.

I sjöar som inte är allt för grumliga har siktdjupet en direkt inverkan på vegetationsmaxdjupet, och klorofyll-*a*-halten (ett mått på växtplanktonbiomassan) inverkar direkt på siktdjupet (Søndergaard et al. (2013). Näringsämnen däremot påverkar inte siktdjupet direkt, utan de inverkar bland annat på halten klorofyll-*a*, och deras inverkan är därmed mer indirekt och kan modifieras av andra biologiska faktorer (Søndergaard et al. (2013). Bland annat top-downkontroll i näringsväven kan inverka på vegetationsmaxdjupet och minska dess korrelation med halterna av näringsämnen (Søndergaard et al. 2013). Till exempel kan stora populationer av djurplanktonätande fisk gynna tillväxten av växtplankton som försämrar siktdjupet, men ifall rovfiskpopulationerna däremot är stora kan dessa hålla nere populationerna av djurplanktonätande fisk och därmed minska på mängden växtplankton (Jeppesen et al. 2012).

Att ingen tydlig inverkan av näringshalterna syntes i denna analys kan också ha påverkats av andra orsaker. Två sannolika faktorer som kan ha inverkat på resultaten är förekomsten av ett begränsande näringsämne, samt varierande färgtal i sjöarna. Ifall ett näringsämne är begränsande i en sjö, innebär det att en analys av korrelationen mellan en variabel och det näringsämne som finns i överskott inte är relevant. Exempelvis skulle en korrelationsanalys av kvävehalter och vegetationsmaxdjup bli missvisande i ett dataset med fosfobegränsade sjöar. I denna analys var den begränsande faktorn dessutom olika i olika sjöar, så man skulle sannolikt behöva göra en standardisering av näringshalterna och fokusera på de näringsämnena som är begränsande för att få mer korrekta korrelationer mellan djuputbredning och näringstillgång.

Søndergaard et al. (2013) beskriver att sjöar med högt färgtal, förslagsvis över 60 mg Pt/l, helst inte ska tas med i djuputbredningsanalyser med avsikten att uppskatta näringshalter i sjöar. Färgtalet kan ha en direkt negativ inverkan på siktdjupet, men Middelboe & Markager (1997) föreslår dessutom att inverkan delvis även kunde bero på att ett högt färgtal ofta är sammankopplat med ett lågt pH, vilket också kan inverka negativt på en del makrofytgrupper som till exempel kransalger. Eftersom färgtalet (med undantag för i en del eutrofa eller hypereutrofa sjöar) främst är ett mått på vattnets halt av humussyror (Nürnberg & Shaw 1999), och alltså inte är beroende av näringsämnena, säger låga vegetationsmaxdjup i humusrika sjöar litet om dessa sjöars näringshalter. Särskilt Lavsböle träsk i denna analys hade höga färgtal som överskred det rekommenderade gränsvärdet och en analys av vegetationsutbredningsdjupet där är alltså inget pålitligt mått på sjöns näringshalter.

Søndergaard et al. (2013) noterar även att grunda sjöar med ett maxdjup under 4–5 meter inte är lämpade för analyser av vegetationens maxdjup, eller mer specifikt, sjöar som har ett lägre maxdjup än vegetationens potentiella maxdjup. Dalkarby träsk med maxdjupet 5 meter uteslöts ur analysen, dels eftersom sjöns vegetationsmaxdjup uppskattades kunna överskrida sjöns totala maxdjup, dels eftersom vegetationens utspridda förekomst i fläckar med stora områden av tom botten emellan, oberoende av djup, skulle ha gjort ett vegetationsmaxdjup baserat på sjöns transektmedeltal missvisande. Sjön skulle kunna se ut att ha ett lågt vegetationsmaxdjup fastän orsaken är att den har en mycket oregelbundet förekommande vegetation.

En sparsam och fläckvist förekommande vegetation skulle kunna vara problematisk för analyser av vegetationsmaxdjup också i djupare sjöar om makrofytförekomstdata baserar sig endast på den vegetation som noterats i rutorna längs en transekt. Eventuellt kunde man minska

denna inverkan genom att till exempel använda sig av ett medeltal av vegetationsmaxdjup från en viss andel av eller ett visst antal av transekterna med de djupaste vegetationsförekomsterna, genom att kartera större rutor än vad som karteras i dessa undersökningar, vilket ökar sannolikheten för att vegetation ska hamna i rutan, eller genom att använda en karteringsmetod som inte baserar sig på endast vad som hittas inuti en ruta.

4.3.4 För- och nackdelar med användning av olika minimitäckningsgrader vid analys av vegetationsmaxdjup

Resultaten av regressionsanalyserna visade att det inte märktes någon större skillnad mellan minimitäckningsgradsklasserna som använts (20 %, 10 %, 5 % eller maxdjup för vegetation i rutan), det vill säga de uppvisade ungefär samma trender i förhållande till de undersökta vattenvariablerna. En fördel med att undersöka maxdjup för vegetation överhuvudtaget i rutan är att man minskar på risken för att en mänsklig faktor ska inverka på resultatet. Eftersom data ofta samlats in av olika karterare, finns det en liten risk att täckningsgrader har bedömts lite olika (eller att samma karterare råkat bedöma täckningsgraderna lite olika) - skillnaderna behöver inte vara stora för att det ska kunna inverka på analysresultaten. Ifall minimitäckningsgradsklassen som valts till exempel är 5 %, räcker det med att täckningsgraden bedömts vara 4 % för att klassgränsen ska underskridas och rutans vegetationsdjup inte ska komma med i analysen.

Det kan ändå ibland finnas nackdelar med att använda förekomst av vegetation överhuvudtaget i rutan som mått på vegetationsmaxdjupet. I vissa sjöar kan det vara svårt att avgöra ifall enstaka, små skott på stora djup verkligen är rotade, till exempel i Västra Kyrksundet där en tjock matta av drivande getraggsalg *Cladophora aegagropila* täckte botten. Det var ibland svårt att vara säker på om små skott som förekom i mattan var rotade på det djupet eller om de möjligen hade transporterats dit med algmattan. Ett kanske större problem gäller långgrunda sjöar, ifall djuputbredningen inte karteras i sig utan man endast i efterskott analyserar denna utgående från vegetationsdata baserat på fynd i rutor längs en linje av bestämd längd. I Markusbölefjärden där stränderna var långgrunda skulle man ofta ha behövt fortsätta en bra bit förbi den 100 meter långa transektlinan för att hitta maxdjupet för vegetationen. Sådana transekter som tagit slut innan vegetationen gjort det går inte att använda i en analys där man ser på maxdjup för vegetation överhuvudtaget i rutan, så om många stränder är långgrunda blir det bara ett litet antal transekter som kan inkluderas i en vegetationsmaxdjupsanalys.

Sannolikheten att man råkar få makrofyter som växer nära djuputbredningsgränsen med i rutan är inte heller stor om antalet transekter är begränsat och karteringsrutan liten. Av dessa orsaker kan det vara värt att överväga att inte använda riktigt låga minimitäckningsgrader då man undersöker vegetationens djuputbredning, åtminstone om man får dessa uppgifter från karteringsdata som inte samlats in specifikt med avsikten att undersöka vegetationsmaxdjup. Däremot är det ofta möjligt att se en tydlig minskande trend i slutet av transektlinjerna, så gällande maxdjup för minst en viss (lite högre) täckningsgrad kan man många gånger med ganska stor säkerhet använda sådant data även från transektlinjer som tagit slut innan vegetationen gjort det. På basen av resultaten från denna undersökning verkar trenderna i djuputbredning för vissa minimitäckningsgrader kunna vara jämförbara med dem för maxdjupet för vegetation i rutan. Det bör noteras att maxdjupsdata i denna analys baserade sig på medeltal av maxdjup vid de olika transekterna. Ett annat tillvägagångssätt hade varit att använda endast det största observerade djupet för vegetation eller för någon minimitäckningsgrad från varje sjö eller karteringsår; detta hade eventuellt kunnat ge ett annat resultat.

För höga minimitäckningsgrader är inte nödvändigtvis heller så bra att använda, eftersom sjöar med en djup vegetationsutbredning kan ha en sparsam vegetation. Exempelvis kan man förvänta sig att näringsrika sjöar har en rikligare vattenvegetation än oligotrofa sjöar, som kan vara glesbevuxna. Om sjöar har en mycket riklig förekomst av fritt svävande arter (till exempel hornsärv) som inte inkluderas i maxdjupsanalysen skulle det också vara missvisande att använda maxdjupet för höga minimitäckningsgrader i analysen, eftersom en stor del av vegetationen då "raderats" och övrig vegetation på grund av konkurrens med den fritt svävande arten inte kan förväntas uppnå så höga täckningsgrader som de hade kunnat ifall denna art verkligen saknats i sjön.

Sjöspecifika egenskaper, samt typen av karteringsdata som finns att tillgå, kan alltså påverka ifall maxdjup för vegetation i rutan eller maxdjup för någon minimitäckningsgrad är lämpligast att använda i en analys av vegetationsmaxdjup. Flera av problemen med analys av maxdjupet för vegetation i rutan är ändå relaterade främst till undersökning av djuputbredning i efterskott utgående från karteringsdata som redan samlats in för andra ändamål. Ifall man redan under karteringen har som delmål att notera vegetationens djuputbredning vid varje transekt kunde man undvika många svårigheter med tolkningen. Exempelvis kan man relativt enkelt samla in information om den djupaste vegetationsförekomsten vid varje transekt, även om den finns lite

utanför rutan (såvida stranden inte är så långgrund att transektlinan tar slut långt innan vegetationen gör det).

4.3.5 Förbättringsförslag för fortsatta studier

Som kommit fram tidigare i denna avhandling finns det vissa karterings- och analysmetoder som kunde förbättras ytterligare ifall man vill analysera miljöfaktorernas inverkan på makrofytsammansättningen eller vegetationens maximala djuputbredning i sjöar. En nackdel var det relativt låga antalet sjöar, som gör att det i vissa fall kan bli svårt att separera sjöspecifika effekter från miljövariablernas effekter – till exempel var det bara Lavsböle träsk i denna studie som hade ett markant högre färgtal än övriga sjöar. Om man vill analysera vattenkvalitetens (och näringshalternas) inverkan på vattenvegetationens djuputbredning bör man utelämna sjöar med ett högt färgtal, då färgtalet redan har en stor inverkan på ljustillgången. Maxdjup för vegetationen kan också vara bra att kontrollera redan i karteringsskedet ifall man planerar att göra sådana analyser, för att undvika slumpens inverkan på resultaten om vegetationen på större djup är gles och karteringsrutan är liten. Det är av stor betydelse att man vet vilka arter som vuxit på de största djupen, eftersom denna undersökning visar att fritt svävande arter som t.ex. hornsärv kan ha en betydande inverkan på analysresultaten åtminstone i dataset med ett litet antal sjöar. Slutligen skulle det vara en fördel att i analyserna ta i beaktande att sjöar kan vara olika kraftigt kväve- eller fosforbegränsade, och att det begränsande näringsämnet kan vara olika i olika sjöar. Detta inverkar på hur stor del av näringshalterna man analyserar som verkligen har kunnat utnyttjas av vegetationen.

5 SLUTSATSER

Miljöfaktorerna hade en tydlig inverkan på vattenvegetationen i denna studie. Vattenvariablerna med störst inverkan på makrofytsamhällena var pH, näringshalter (totalfosfor och totalkväve) och siktdjup. Vissa arter var tydligare påverkade av miljöfaktorerna än andra. Samtliga undersökta sjöar på Åland utom dem med direkt vattenförbindelse mellan varandra skiljde sig åt signifikant med avseende på både livsforms- och artsammansättning av makrofyter. Till de arter som hade störst inverkan på skillnaderna hörde hornsärv, gul näckros

och näckmossa. Avhandlingen belyser även vilka skillnader som finns i sjövegetationen mellan kalkrika sjöar på Åland och på fastlandet. De åländska sjöarna hade framför allt i medeltal mindre flytbladsväxter och mer fritt svävande växter än sjöarna på fastlandet, men variationen mellan sjöarna på Åland var rätt stor. Vilka arter som är typiska i kalkrika sjöar skiljde sig också en del mellan Åland och fastlandet. Av de jämförda listorna med typenliga arter som används eller kunde tänkas användas vid sjökvalitetsbedömningar på Åland hade den gamla RrRk-listan som hittills använts på Åland flest makrofyterarter (strandväxter ej medräknade) som även förekom i minst hälften av de undersökta åländska sjöarna vid dessa karteringar. Denna information kan bland annat vara till nytta ifall listan med typenliga makrofyterarter, som används som en komponent vid sjöklassificeringar, anpassas för åländska sjöar.

Olika aspekter av en potentiell användning av maxdjupet för vegetation som indikator för sjöars vattenkvalitet behandlas. Rotade makrofyters samt kransalgers maximala djuputbredning korrelerade positivt med siktdjupet och negativt med färgtal och klorofyll-*a* för alla undersökta minimitäckningsgrader, men däremot verkade djuputbredningen inte vara lika tydligt korrelerad med näringshalter. Om hornsärv inkluderades i analysen påverkades resultaten kraftigt. Hornsärven är en fritt svävande art trots att den kan fästa sig vid botten så den ser rotad ut, och den gynnas av höga näringshalter samt tolererar dåligt siktdjup. Arten har potential att nå lite större djup eftersom den huvudsakligen sprider sig vegetativt med skott som lossnar och driver i väg. På basen av analysresultaten är det att rekommendera att hornsärv, liksom övriga icke-rotade makrofyter, utelämnas ur analyser av vegetationens maxdjup ifall avsikten är att bedöma sjöns vattenkvalitet utgående från dessa resultat.

För att få en ännu bättre bild både av vattenkvalitetens inverkan på vattenvegetationen och vilka särdrag de åländska sjöarna har i jämförelse med sjöar på fastlandet, skulle man behöva ett större dataset med bland annat fler näringsfattiga och humusrika sjöar, som var underrepresenterade i denna analys. Det skulle även vara intressant att undersöka ifall vegetationens djuputbredning skulle korrelera med sjöns eutrofieringsgrad ifall man analyserar näringshalter justerade enligt den begränsande faktorn samt exkluderar sjöar med högt färgtal ur analysen.

6 TILLKÄNNAGIVANDEN

Jag vill först och främst tacka min handledare Martin Snickars, som bistått med råd och förslag under skrivandets gång, samt Mikael von Numers, Floriaan Eveleens Maarse och Patrik Ståhl för råd och hjälp med bland annat statistiska analyser, R och Primer som för det mesta inte fungerade problemfritt. Jag vill också tacka alla anställda vid Husö Biologiska Station som bidragit till trevliga somrar alla år då jag jobbat där, särskilt Maximilian Gareis och Lauri Kuismanen som varit med vid fältarbetet vid sjökarteringarna 2018 och 2019 – det hann bli många spännande fältdagar då vi träffat på allt från nyfikna kossor och ponnyhästar på stränderna till den där f.d. frysta hönan som flöt i en soppa av blågröna alger. Sist men inte minst vill jag tacka familj och vänner, som varit till stöd under skrivandet av avhandlingen – dessutom lyckades mamma lösa flera problem med datorn och Tina läste igenom avhandlingen och gav förbättringsförslag.

7 REFERENSER

Anderberg, A., Anderberg, A.-L. Den virtuella floran. Senast uppdaterad 2017. Naturhistoriska riksmuseet, <http://linnaeus.nrm.se/flora/welcome.html>. [hämtdatum juli – september 2019].

Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T., Vuori, K-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 - päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Miljöförvaltningens anvisningar 7/2012, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 144 s.

Aroviita, J., Mitikka, S., Vienonen, S. (red). 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 177 s.

Barko, J. W., Smart, R. M. 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biol* 10: 229–238.

Bergström, A.K., Jansson, M. 2006. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Glob Change Biol* 12: 635–643.

Blindow, I. 2019. Litteraturstudie om kransalger. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande nr 2019:20.

Blindow, I., Krause, W., Ljungstrand, E., Koistinen, M. 2007. Bestämningsnyckel för kransalger i Sverige. *Svensk botanisk tidskrift* 101: 165–220.

Bystedt, S. 2011. Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Forskn rapp från Husö biol stat No 128. 26 s + bilagor.

Catling, P. M., Freedman, B., Stewart, C., Kerekes, J. J., Lefkovitch, L. P. 1986. Aquatic plants of acid lakes in Kejimikujik National Park, Nova Scotia; floristic composition and relation to water chemistry. *Can J Bot* 64: 724–729.

Cedercreutz, C. 1934. Die Algenflora und Algenvegetation auf Åland. *Acta Bot Fenn* 15: 1–120.

Denny, P. 1972. Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. *J Ecol* 60: 819–829.

Downing, J. A., McCauley, E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. 1992. *Limnol Oceanogr* 37: 936–945.

Ecke, F. 2018. The added value of bryophytes and macroalgae in ecological assessment of lakes. *Ecol Indic* 85: 487–492.

Ekholm, P. 2008. N:P ratios in estimating nutrient limitation in aquatic systems. Finlands miljöcentral (SYKE).

Eriksson, M. 2007. Genomgång av befintliga och potentiella yt- och grundvattentäkter samt kartläggning av skyddsbehov och tänkbara åtgärder för att säkerställa dricksvattenförsörjningen. Ålands Landskapsregering. 46 s. + bilagor.

- Eveleens Maarse, F. K. J. 2015. Klassificering av vattenvegetationen i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Forskn rapp från Husö biol stat No 142. 16 s + bilagor.
- Feldmann, T., Nöges, P. 2007. Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv. *Aquat Bot* 87: 15–21.
- Fellman, F. 18 augusti 2022. Fortsatt mycket blågröna alger i Markusbölefjärden. Nya Åland.
- Finlands miljöcentral, 2019. Pintavesien luokittelun lajitaulukot. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu/Lajitaulukot [hämtdatum 18.10.2022].
- Glisson, W. J., Larkin, D. J. 2021. Hybrid watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* x *Myriophyllum sibiricum*) exhibits traits associated with greater invasiveness than its introduced and native parental taxa. *Biol Invasions* 23: 2417–2433.
- Gren, M. 2011. Makrofytinventering och klassificering av sjöarna Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet och Dalkarby träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Forskn rapp från Husö biol stat No 129. 32 s + bilagor.
- Hallingbäck, T., Holmåsen, I. 1985. Mossor: en fälthandbok. Stockholm: Interpublishing. 287 s.
- Havens, K. E., James, R. T., East, T. L., Smith, V. H. 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environ Pollut* 122: 379–390.
- Heino, J., Toivonen, H. 2008. Aquatic plant biodiversity at high latitudes: patterns of richness and rarity in Finnish freshwater macrophytes. *Boreal Env Res* 13: 1–14.
- Hellsten, S. 2000. Environmental factors and aquatic macrophytes in the littoral zone of regulated lakes - causes, consequences and possibilities to alleviate harmful effects. *Acta Univ Ouluensis A* 348. Uleåborgs universitet, Uleåborg 2000. 42 s.
- Helminen, O. 1984. Förändringar av sjöarnas natur under 50 år på Åland och i Karistrakten i sydvästra Finland. (Licentiatavhandling i biologi, Åbo Akademi). 21 s.
- Hendersson, H. 25 november 2014. Alger i vattentäkt skapar debatt. Nya Åland.
- Häggqvist, K., Persson, J. 2009. Uppföljning av fiskbestånden i Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet, samt kräftpopulationen i Vargsundet. Forskn Rapp från Husö biol stat No 125. 67 s.
- Hæggström, C.-A., Hæggström, E. 2008. Ålands flora. Egen utgivning, Ålandstryckeriet, Mariehamn. 436 s.
- Jackson, S. T., Charles, D. F. 1988. Aquatic macrophytes in Adirondack (New York) lakes: patterns of species composition in relation to environment. *Can J Bot* 66: 1449–1460.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Davidson, T. A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., 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. 2012. *Adv Ecol Res* 47: 411–488.
- Kanninen, A., Vallinkoski, V.-M., Leka, J., Marjomäki, T. J., Hellsten, S., Hämäläinen, H. 2013. A comparison of two methods for surveying aquatic macrophyte communities in boreal lakes: Implications for bioassessment. *Aquat Bot* 104: 88–100.

- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 28: 1–8.
- Kissoon, L. T. T., Jacob, D. L., Hanson, M. A., Herwig, B. R., Bowe, S. E., Otte, M. L. 2013. Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. *Aquat Bot* 109: 39–48.
- Kolada, A. 2016. The use of helophytes in assessing eutrophication of temperate lowland lakes: Added value? *Aquat Bot* 129: 44–54.
- Kuoppala, M., Hellsten, S., Kanninen, A. 2008. Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. Suomen Ympäristö 36/2008, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 93 s.
- Laita, M., Tarvainen, A., Mäkelä, A., Sammalkorpi, I., Kemppainen, E., Laitinen, L. 2007. Uposkasvien runsastumisesta 2000-luvun alussa. Finlands miljöcentral rapport 20/2007, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 56 s.
- Langagen, A. 2007. Charophytes of the Nordic countries. *Saeculum ANS*, Oslo. 102 s.
- Leka, J., Ilmonen, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, P., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K-M., Vuoristo, H. 2008a. Sisävedet ja rannat. I: Raunio, A., Schulman, A., Kontula, T. 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen Ympäristö 8/2008, Finlands Miljöcentral SYKE, Helsingfors. 142 s.
- Leka, J., Toivonen, H., Leikola, N., Hellsten, S. 2008b. Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjinä – ekologisen tilaluokittelun kehittäminen. Suomen ympäristö 18/2008, Finlands Miljöcentral SYKE, Helsingfors. 53 s.
- Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R., Airaksinen, O. 2003. Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa - maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. 96 s.
- Lindholm, T. 1991. Från havsvik till insjö. Miljöförlaget, Åbo. 160 s.
- Lindholm, T. 2000. Vissa sjöars känslighet för vattenuttag. Åländsk utredningsserie 2000:2.
- Lindholm, T., Eriksson, J. E., Meriluoto, J. A. O. 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems – examples from a eutrophic lake on Åland, South West Finland. *Wat Res* 23: 481–486.
- Linkola, K. 1933. Regionale Artenstatistik der Süßwasserflora Finnlands. *Ann Bot Soc Vanamo* 3: 1–13.
- Lombardo, P., Cooke, D. 2003. *Ceratophyllum demersum* – phosphorus interactions in nutrient enriched aquaria. *Hydrobiologia* 497: 79–90.
- Lönnell, N., Hallingbäck, T. 2019. Bladmossor: Vitmossor–knappnålmossor. Sphagnum–Tetradontium. Artfakta. SLU Artdatabanken. 414 s.
- Maberly, S. C., Pitt, J.-A., Davies, P. S., Carvalho, L. 2020. Nitrogen and phosphorous limitation and the management of small productive lakes. *Inland Waters* 10: 159–172.
- Madsen, T. V., Sand-Jensen, K. 1991. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. *Aquat Bot* 41: 5–40.

- May, L., Carvalho, L. 2010. Maximum growing depth of macrophytes in Loch Leven, Scotland, United Kingdom, in relation to historical changes in estimated phosphorus loading. *Hydrobiologia* 646: 123–131.
- Meriläinen, J., Toivonen, H. 1979. Lake Keskimmäinen, dynamics of vegetation in a small shallow lake. *Ann Bot Fennici* 16: 123–139.
- Middelboe, A. L., Markager, S. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biol* 37: 553–568.
- Mossberg, B., Stenberg, L. 2010. Den nya nordiska floran. Bonnier Fakta, Stockholm. 928 s.
- Mustamäki, N., Ahlbeck, I. 2007. Fisk- och kräftbestånden i fem åländska sjöar sommaren 2007 – Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. Forskn rapp från Husö biol stat No 120. 49 s + bilagor.
- Neill, M. 2005. A method to determine which nutrient is limiting for plant growth in estuarine waters – at any salinity. *Mar Pollut Bull* 50: 945–955.
- Nurminen, L. 2003a. Role of macrophytes in a clay-turbid lake. Implication of different life forms on water quality. (Doktorsavhandling i limnologi, Helsingfors universitet). 37 s.
- Nurminen, L. 2003b. Macrophyte species composition reflecting water quality changes in adjacent water bodies of lake Hiidenvesi, SW Finland. *Ann Bot Fennici* 40: 199–208.
- Nürnberg, G. K., Shaw, M. 1999. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia* 382: 97–112.
- Nybom, C. 1976. En ekologisk undersökning av den högre vattenvegetationen i några Åländska sjöar. (Pro gradu-avhandling i biologi, Åbo Akademi). 116 s. + bilagor.
- NWCB (Washington State Noxious Weed Control Board) 2018: Draft written findings of the Washington State Noxious Weed Control Board: Based on the updated *Myriophyllum spicatum*, Eurasian watermilfoil, written findings. Proposed Class C noxious weed for 2018. <https://www.nwcb.wa.gov/weeds/eurasian-watermilfoil-hybrid> (hämtdatum 30.01.2021).
- Pełechaty, M., Pronin, E., Pukacz, A. 2014. Charophyte occurrence in *Ceratophyllum demersum* stands. *Hydrobiologia* 737: 111–120.
- Pelton, D. K., Levine, S. N., Braner, M. 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using ³²P in stream microcosms. *Freshwater Biol* 39: 285–299.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N., Ecke, F. 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquat Ecol* 42: 237–251.
- Poikane, S., Portielje, R., Denys, L., Elferts., D., Kelly, M., Kolada, A., Mäemets, H., Phillips, G., Søndergaard, M., Willby, N., van den Berg, M. S. 2018. Macrophyte assessment in European lakes: Diverse approaches but convergent views of ‘good’ ecological status. *Ecol Indic* 94: 185–197.
- Rintanen, T. 1996. Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Ann Bot Fennici* 33: 101–122.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat Bot* 39: 173–193.

- Scheffer, M., de Redelijkheid, M. R., Noppert, F. 1992. Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquat Bot* 42: 199–216.
- Schmieder, K., Werner, S., Bauer, H-G. 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquat Bot* 84: 245–250.
- Sjöblom, O. 4 september 2018. Fortsatt riklig algblomning. Ålands radio och Tv <https://alandsradio.ax/nyheter/fortsatt-riklig-algblomning> (hämtdatum 30.10.2022)
- SLU, Artdatabanken. Artfakta. <https://artfakta.se/artbestamning> (hämtdatum juli – september 2019).
- Song, M., Li, M., Liu, J. 2017. Uptake characteristics and kinetics of inorganic and organic phosphorus by *Ceratophyllum demersum*. *Water Air Soil Pollut* 228: 407.
- Szoszkiewicz, K., Ciecierska, H., Kolada, A., Schneider, S. C., Szwabińska, M., Ruszczyńska, J. 2014. Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowl Manag Aquat Ec* 415: 08.
- Søndergaard, M., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Jørgensen, T. B., Liboriussen, L., Jeppesen, E. 2010. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biol* 55: 893–908.
- Søndergaard, M., Phillips, G., Hellsten, S., Kolada, A., Ecke, F., Mäemets, H., Mjelde, M., Azzella, M. M., Oggioni, A. 2013. Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia* 704: 165–177.
- Toetz, D. W. 1974. Uptake and translocation of ammonia by freshwater hydrophytes. *Ecology* 55: 199–201.
- Toivonen, H., Huttunen, P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquat Bot* 51: 197–221.
- Ulvi, T., Lakso, E. (red.) 2004. Järvien kunnostus. Miljöhandledning 114, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 336 s.
- Uotila, P. 1971. Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S Finland. *Ann Bot Fennici* 8: 257–295.
- van Nes, E. H., Scheffer, M., van den Berg, M. S., Coops, H. 2002. Dominance of charophytes in eutrophic shallow lakes – when should we expect it to be an alternative stable state? *Aquat Bot* 72: 275–296.
- Vestergaard, O., Sand-Jensen, K. 2000a. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Can J Fish Aquat Sci* 57: 2022–2031.
- Vestergaard, O., Sand-Jensen, K. 2000b. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquat Bot* 67: 85–107.
- Vuori, K-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Lax, H-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H., Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Miljön i Finland* 807, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 151 s.

- Vuori, K-M., Mitikka, S., Vuoristo, H. (ed.) 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Miljöförvaltningens anvisningar 3/2009, Finlands miljöcentral SYKE, Helsingfors. 120 s.
- Västra Finlands Vattendomstol. 1988. Utslag från Västra Finlands Vattendomstol. Nr 32/1988/3, Dnr 84044.
- Wargén, L. 2002. Förekomsten av notblomster (*Lobelia dortmanna* L.) i åländska insjöar. (Pro gradu-avhandling i miljöbiologi, Åbo Akademi). 49 s.
- Weppling, K. 1983a. Undersökning av Bocknäs vattentäkter sommaren 1983. Forskn rapp till Ålands Landskapsstyrelse, Nr 35, Husö biologiska station. 17 s.
- Weppling, K. 1983b. Tillrinningen till Västra och Östra Kyrksundet 1982. Forskn rapp till Ålands Landskapsstyrelse, Nr 31, Husö biologiska station. 36 s.
- Ådjers, K. 1986. Undersökning av Vargsundet 1986. Forskn rapp till Ålands Landskapsstyrelse, Nr 53, Husö biologiska station. 18 s.
- Ålands Landskapsregering (ÅLR). 2009a. Åtgärdsprogram för Ålands kust-, yt- och grundvatten 2009–2015. Version 1, 10.12.2009. 130s.
- Ålands Landskapsregering (ÅLR). 2009b. Förvaltningsplan för avrinningsdistriktet Åland. Enligt 5 kap 23 § i vattenlagen för landskapet Åland och enligt vattendirektivet (2000/60/EG). Version 1, 10.12.2009. 70 s.
- Ålands Landskapsregering (ÅLR). 2014. Klassificeringsmanual för Ålands sjöar. 10 s.
- Ålands Landskapsregering (ÅLR). 2016a. Övervakningsprogram för Åland 2016–2021. 20 s. + bilagor.
- Ålands Landskapsregering (ÅLR). 2016b. Ytvattenstatus på Åland 2012–2018. 22 s. + bilagor.
- Östman, M. 1988. Vattenkvalitet och bottenfauna i åländska vattentäkter. Forskn rapp till Ålands Landskapsstyrelse, Nr 62, Husö biologiska station. 36 s + bilagor.

8 BILAGOR

Tabell 15. Artlista över makrofyter funna i sjöarna under karteringarna 2010, 2011, 2015, 2016, 2018 och 2019. Artdata från 2010 har inte inkluderats i analyserna på grund av avsaknad av täckningsgradsdata. Efter kärleväxternas namn anges förkortningen för den livsformsgrupp som respektive art tillhör, huvudsakligen enligt Leka et al. (2008b). Totalt artantal anges på de sista raderna (årsvis och sammanlagt för alla karteringsår) – observera att det totala artantalet räknar några artkomplex (t.ex. skörsträfsse och papillsträfsse) som en art, så det verkliga artantalet kunde potentiellt ha varit lite högre. Grönalger och strandväxter är inte inkluderade.

FrFl = fritt flytande, FrSv = fritt svävande, LåSk = långskottsväxter, BoBl = bottenbladsväxter, FIBl = flytbladsväxter, Hel = Helofyter.

V = Vargsundet, VK = Västra Kyrksundet, ÖK = Östra Kyrksundet, L = Långsjön, M = Markusbölefjärden, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

* *Juncus bulbosus* kan även förekomma som flytbladsväxt, men på basen av det låga djupet där den hittats gjordes uppskattningen att den sannolikt varit en helofyt.

** *Sparganium emersum* kan förekomma både som helofyt och flytbladsväxt. I livsformsanalysen delades arten därför in i två kategorier, och täckningsgraden räknades tillhöra den livsformskategori som jag observerat att arten förekom i under karteringen. Gällande observationer (7 rutor) från tidigare karteringar bedömdes den sannolikt ha förekommit som helofyt på basen av grunt djup och erfarenhet av sjöarna i fråga.

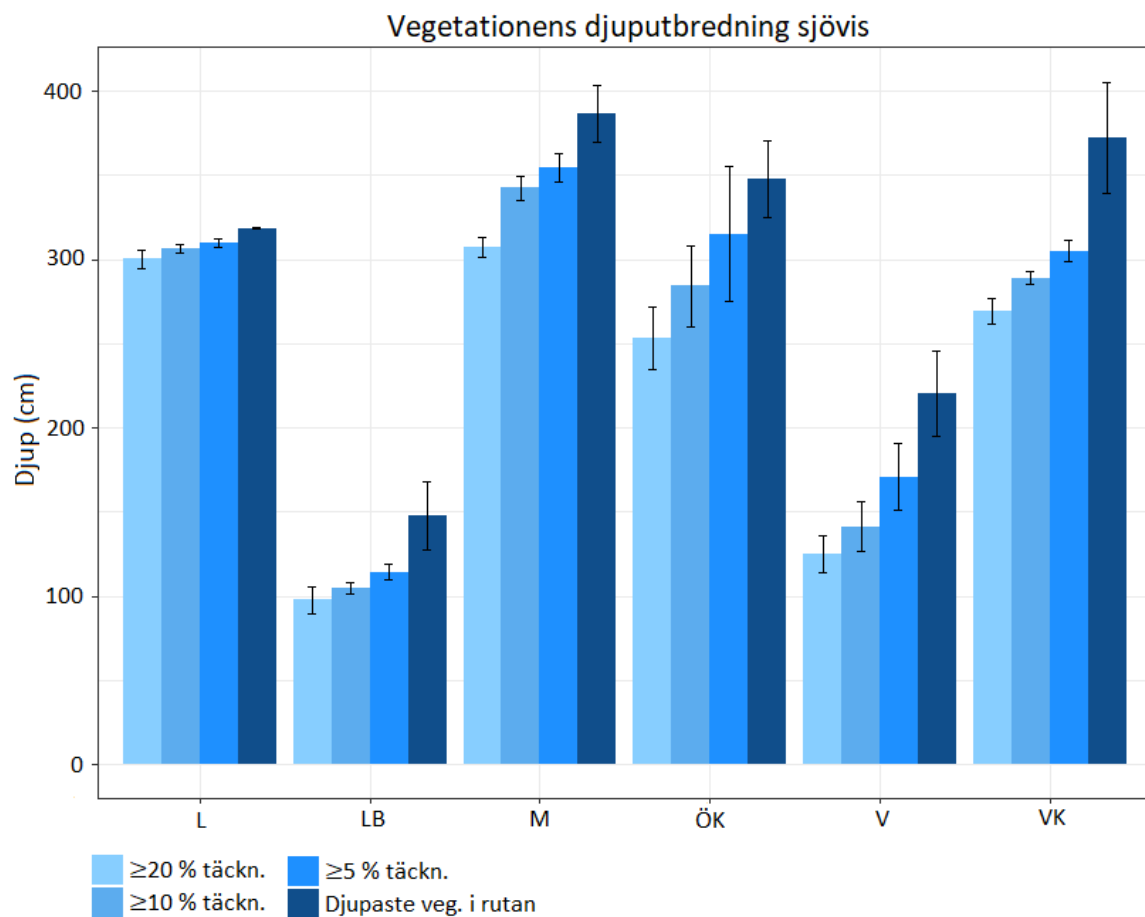
Sjö Kart. År	V			VK			ÖK			L			M			LB			D		
	11	16	19	11	16	19	11	16	19	10	15	18	10	15	18	10	15	18	11	16	19
Kransalger																					
<i>Chara aspera</i>	x	x	x	x			x	x	x												
<i>Chara globularis/virgata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x	x
<i>Nitella flexilis/opaca</i>		x		x	x	x	x	x	x							x					
<i>Nitella gracilis</i>																				x	x
<i>Nitella wahlbergiana</i>																			x	x	x
<i>Nitellopsis obtusa</i>	x	x	x																		
Vattenmossor																					
<i>Amblystegium sp.</i>			x			x			x					x							
<i>Brachytecium rivulare</i>															x						
<i>Brachytecium sp.</i>						x			x												x
<i>Calliergon cordifolium</i>							x														
<i>Calliergonella cuspidata</i>			x			x			x												
<i>Drepanocladus aduncus</i>																					x
<i>Drepanocladus sp.</i>																x			x	x	x

Tabell 15 fortsättning.

Sjö Kart. År	V			VK			ÖK			L			M			LB			D		
	11	16	19	11	16	19	11	16	19	10	15	18	10	15	18	10	15	18	11	16	19
<i>Fontinalis antipyretica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Fontinalis dalecarlica</i>							x														
<i>Fontinalis hypnoides</i>				x			x														
Kärlväxter																					
<i>Alisma plantago-aquatica</i> (Hel)	x	x	x	x	x	x			x				x		x			x	x	x	x
<i>Ceratophyllum demersum</i> (FrSv)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		
<i>Eleocharis mamillata</i> (Hel)																x					
<i>Eleocharis palustris</i> (Hel)		x	x		x			x	x				x	x	x	x				x	x
<i>Equisetum fluviatile</i> (Hel)	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Glyceria fluitans</i> (Hel)		x	x											x							
<i>Hippuris vulgaris</i> (Hel)	x						x												x	x	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (FrFl)	x	x	x																		
<i>Iris pseudacorus</i> (Hel)	x			x	x	x	x	x	x										x		x
<i>Isoetes</i> sp. (BoBl)																				x	
<i>Juncus bulbosus</i> (Hel*)																x					
<i>Lemna minor</i> (FrFl)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x
<i>Lemna trisulca</i> (FrSv)					x	x	x	x	x	x		x	x	x	x						
<i>Lysimachia thyrsoflora</i> (Hel)			x						x				x		x						
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (LåSk)			x																		
<i>Myriophyllum spic./sib./alt.</i> (LåSk)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Najas marina</i> (LåSk)	x						x									x					x
<i>Nuphar lutea</i> (FIBl)							x	x	x							x	x	x			
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i> (FIBl)							x		x							x					
<i>Persicaria amphibia</i> (FIBl)																			x		
<i>Phragmites australis</i> (Hel)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Plantago uniflora</i> (BoBl)								x													
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (LåSk)					x		x	x	x												x
<i>Potamogeton compressus</i> (LåSk)							x	x	x												

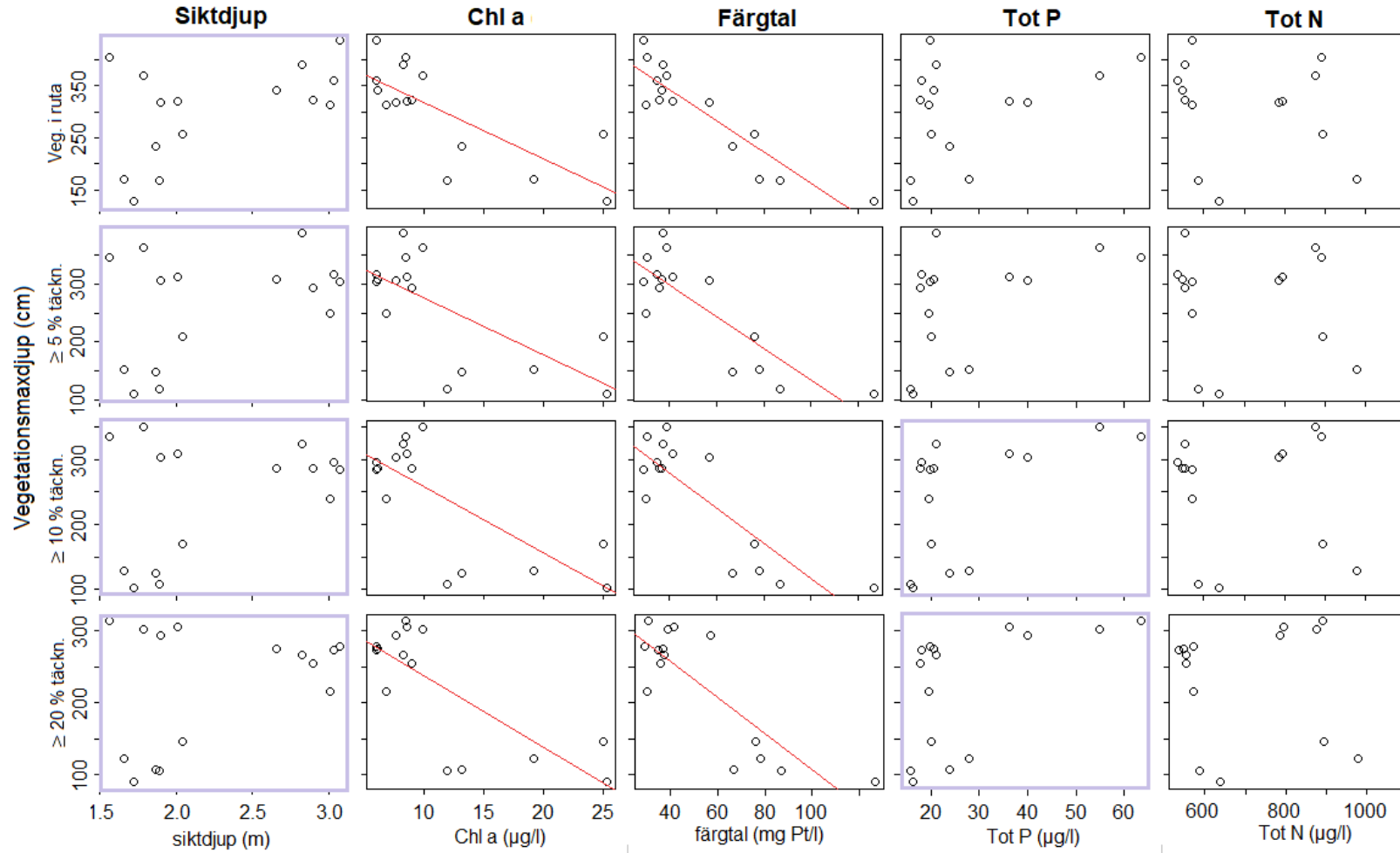
Tabell 15 fortsättning.

Sjö Kart. År	V			VK			ÖK			L			M			LB			D			
	11	16	19	11	16	19	11	16	19	10	15	18	10	15	18	10	15	18	11	16	19	
<i>Potamogeton crispus</i> (LåSk)	x																		x	x	x	
<i>Potamogeton friesii</i> (LåSk)	x	x	x		x	x	x	x	x						x				x			
<i>Potamogeton gramineus</i> (LåSk)							x	x	x							x	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton natans</i> (FIBl)							x	x	x							x	x	x				
<i>Potamogeton obtusifolius</i> (LåSk)				x	x	x	x	x	x							x	x	x			x	
<i>Potamogeton pectinatus</i> (LåSk)	x	x	x	x		x	x	x	x				x	x					x			
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (LåSk)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton praelongus</i> (LåSk)								x								x	x	x				
<i>Potamogeton pusillus</i> (LåSk)	x	x		x	x	x	x	x	x												x	x
<i>Ranunculus aquatilis</i> (LåSk)	x			x			x	x											x	x	x	
<i>Ranunculus circinatus</i> (LåSk)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x							
<i>Ranunculus reptans</i> (BoBl)								x	x													
<i>Rumex hydrolapathum</i> (Hel)						x			x													
<i>Sagittaria sagittifolia x natans</i> (FIBl)								x														
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (Hel)		x						x														
<i>Schoenoplectus maritimus</i> (Hel)		x											x									
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (Hel)	x		x						x													
<i>Sparganium angustifolium</i> (FIBl)	x			x	x		x	x		x						x	x	x	x	x	x	
<i>Sparganium emersum</i> (Hel/FIBl**)			x		x		x	x	x						x			x	x	x	x	
<i>Sparganium erectum</i> (Hel)	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x						x	
<i>Typha angustifolia</i> (Hel)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
<i>Typha latifolia</i> (Hel)	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x	x				x			x
<i>Utricularia vulgaris/australis</i> (FrSv)	x	x	x				x										x	x				
<i>Zannichellia palustris var. repens</i> (LåSk)								x	x						x							
Sammanlagt artantal årsvis/sjö	27	25	27	21	23	24	31	37	37	9	11	10	17	14	20	17	12	17	20	20	21	
Sammanlagt artantal totalt/sjö		37			32			48			12			23			23				31	



Figur 12. Vattenvegetationens djuputbredning i sjöarna (sjömedeltal av karteringsårsmedeltal; hornsärv inkluderad) med standardfel angivet med felstaplar. Djupklasserna anger det största djup där minst täckningsgraden i fråga har observerats i rutan.

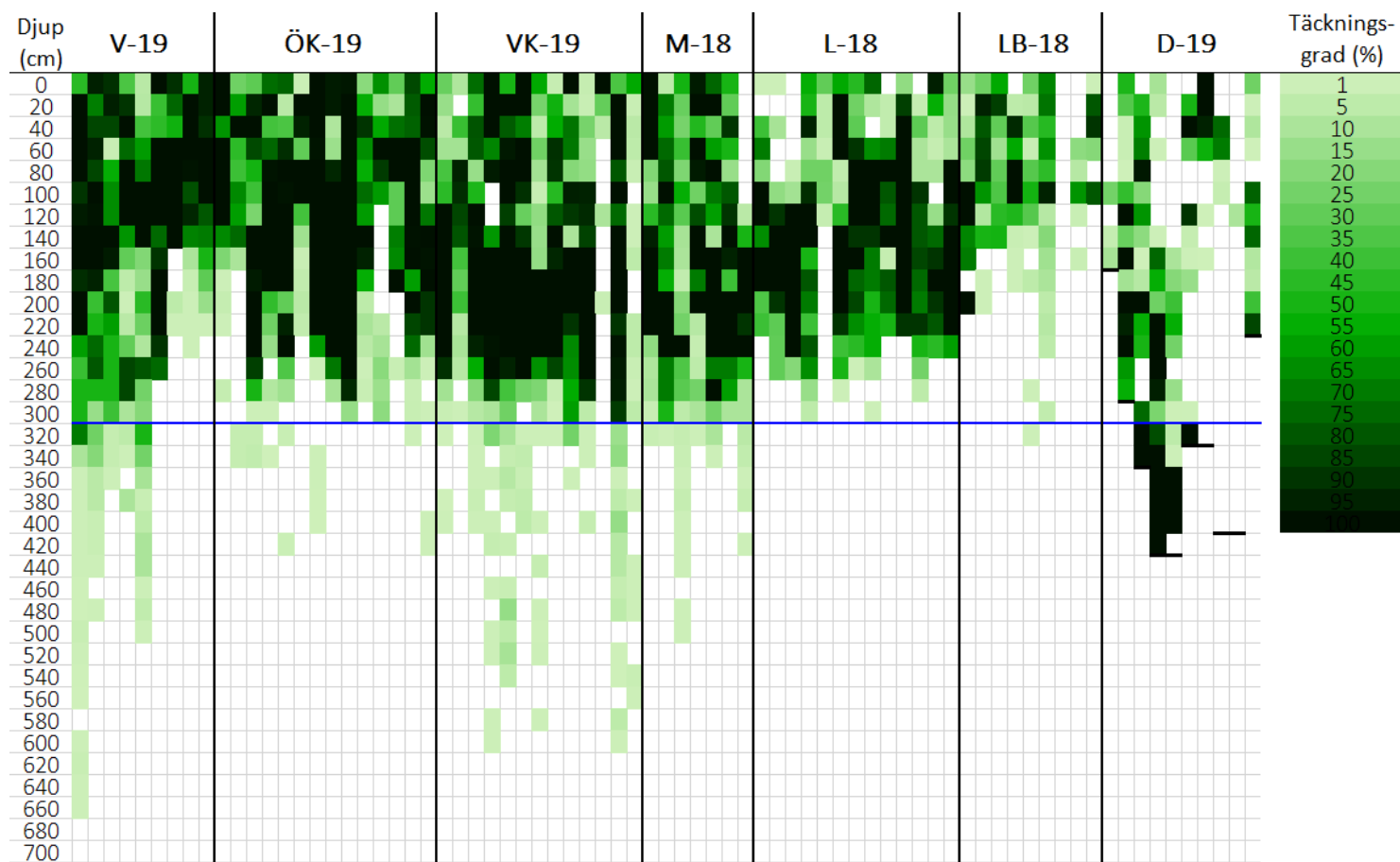
L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, M = Markusbölefjärden, ÖK = Östra Kyrksundet, V = Vargsundet, VK = Västra Kyrksundet.



Figur 13. Vegetationsmaxdjup för de fyra olika minimitäckningsgradsklasserna, hornsärv inkluderad, vs. vattenvariablerna siktdjup, klorofyll-a, färgtal, totalfosfor och totalkväve. Regressionslinjen är utritad i de jämförelser där korrelationen var signifikant. Analyserna av siktdjup vs alla täckningsgradsalternativ samt analysen av totalfosfor vs. maxdjup för minst 10 och 20 % täckningsgrad hade problem med heteroskedasticitet som inte gick att åtgärda genom logaritm- eller kvadratrotstransformering (jämförelsen av totalfosfor vs. minst 20 % täckningsgrad hade även problem med residualernas normalfördelning). Av den orsaken analyserades inte dessa regressioner statistiskt.

Tabell 16. Resultaten från regressionsanalyserna av vegetationens djuputbredning (hornsärv inkluderad) och vattenvariablerna siktdjup, klorofyll-a, färgtal, totalfosfor och totalkväve. De analyser (med grå fyllnadsfärg) som inte uppfyllde kraven för parametriska test på grund av heteroskedasticitet eller normalitetsproblem är inte analyserade statistiskt (korrelationskoefficienten anges ändå för alla korrelationer).

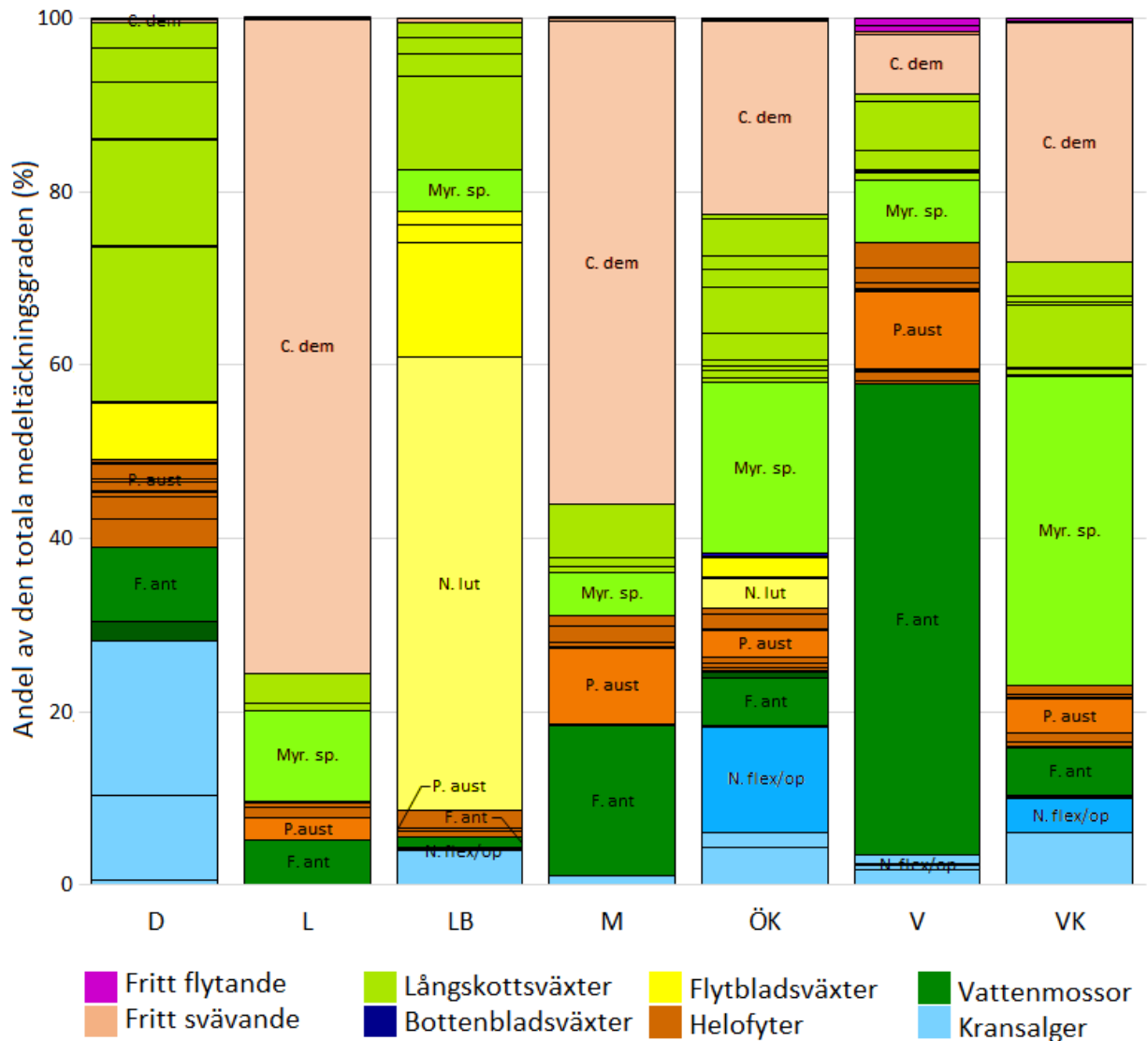
Jämförelse	Korr. koefficient	Adj. R ²	F(1;13)	p
Siktdjup vs. maxdjup för veg. i ruta	0,52			
Siktdjup vs. maxdjup \geq 5 % täckn.	0,40			
Siktdjup vs. maxdjup \geq 10 % täckn.	0,37			
Siktdjup vs. maxdjup \geq 20 % täckn.	0,35			
Chl a vs. maxdjup för veg. i ruta	-0,76	0,54	17,70	0.0010
Chl a vs. maxdjup \geq 5 % täckn.	-0,70	0,45	12,56	0.0036
Chl a vs. maxdjup \geq 10 % täckn.	-0,74	0,51	15,64	0.0016
Chl a vs. maxdjup \geq 20 % täckn.	-0,77	0,56	18,61	< 0.001
Färgtal vs. maxdjup för veg. i ruta	-0,91	0,81	62,44	< 0.001
Färgtal vs. maxdjup \geq 5 % täckn.	-0,84	0,69	31,92	< 0.001
Färgtal vs. maxdjup \geq 10 % täckn.	-0,85	0,69	32,74	< 0.001
Färgtal vs. maxdjup \geq 20 % täckn.	-0,84	0,68	31,12	< 0.001
Total P vs. maxdjup för veg. i ruta	0,39	0,08	2,27	0.156
Total P vs. maxdjup \geq 5 % täckn.	0,47	0,16	3,69	0.077
Total P vs. maxdjup \geq 10 % täckn.	0,52			
Total P vs. maxdjup \geq 20 % täckn.	0,53			
Total N vs. maxdjup för veg. i ruta	-0,26	-0,01	0,91	0.358
Total N vs. maxdjup \geq 5 % täckn.	-0,25	-0,01	0,88	0.366
Total N vs. maxdjup \geq 10 % täckn.	-0,25	-0,01	0,90	0.360
Total N vs. maxdjup \geq 20 % täckn.	-0,26	-0,01	0,92	0.355



Figur 14. Visualisering av sjöarnas vegetationsutbredning transektvis under karteringarna 2018–2019. En kolumn representerar en transekt; ju mörkare grön färg desto högre täckningsgrad. I denna visualisering är alla makrofytarter medräknade, dvs. även fritt flytande och fritt svävande arter, så resultatet visualiserar på vilka djup makrofytter förekommit men överensstämmer inte med analysen av maximal djuputbredning, där endast rotade arter räknats med i täckningsgraden. Djupskalan till vänster anger djup uppmätt under karteringen, och den blå vågräta linjen anger 3 m djup, dvs. gränsen som bedömdes vara ett lämpligt alternativ att kapa transekterna på i vegetationsanalyserna (transektmedeltal räknades endast ned till detta djup). Dalkarby träsk (längst till höger) utgjorde ett undantag: vegetationen uppvisade inte någon tydlig minskning med ökat djup, och vissa arter förekom huvudsakligen på de större djupen och skulle ha blivit klart underrepresenterade i analysen om transekten kapats vid 3 m djup. De svarta vågräta linjerna efter varje transekt i Dalkarby träsk anger var transekten slutat på grund av att den 100 m långa linjen tog slut.

V = Vargsundet, ÖK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

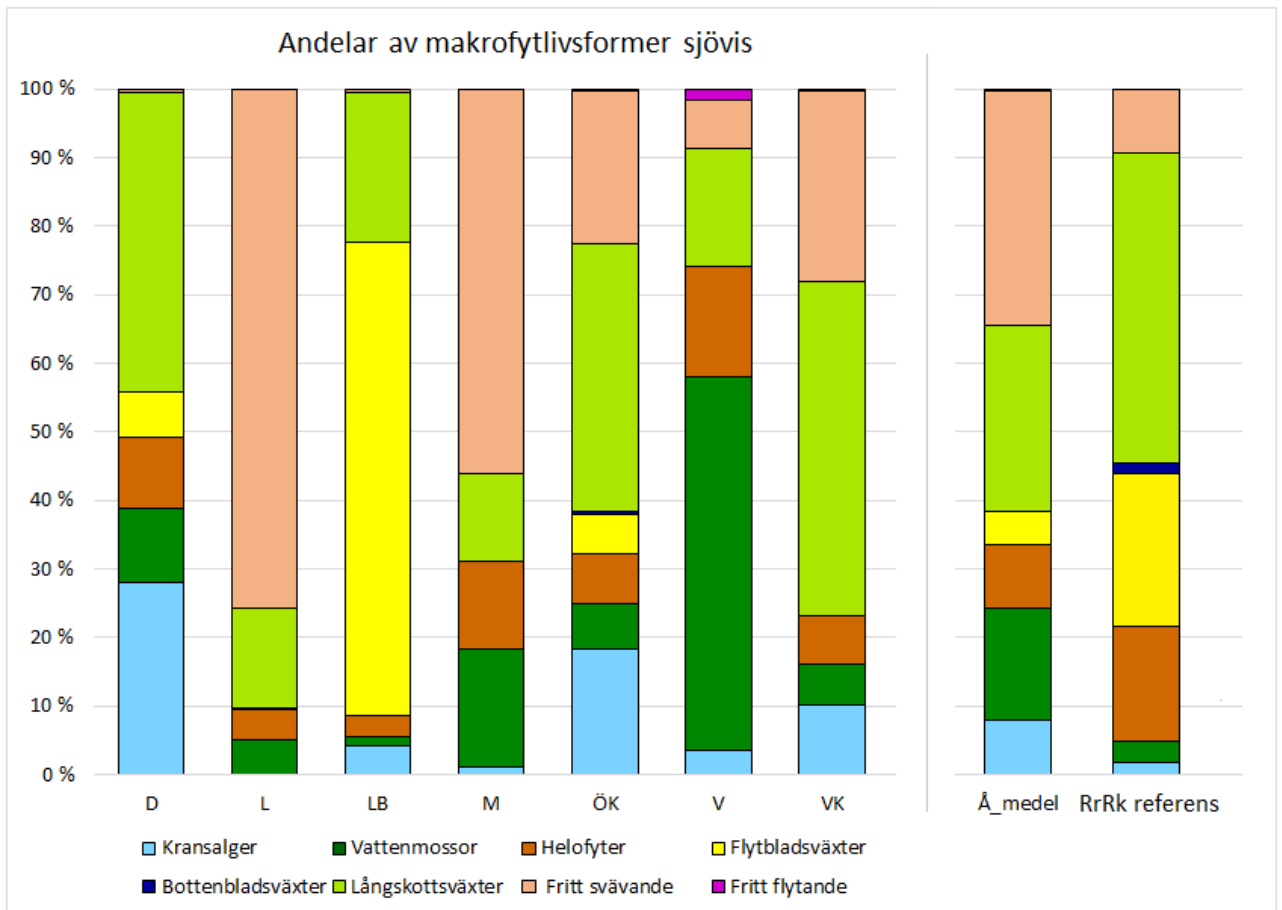
Artfördelning inom livsformsgrupperna sjövis



Figur 15. Visualisering av artrikedomen inom de olika livsformsgrupperna sjövis. De dominerande arterna inom varje grupp (utom fritt flytande växter och bottenbladsväxter, som har så låg täckningsgrad att de knappt syns i diagrammet) är markerade med en artförkortning. Inom kransalggruppen tenderade olika arter vara dominerande i olika sjöar; endast *Nitella flexilis/opaca* är markerad med mörkare färg och artförkortning.

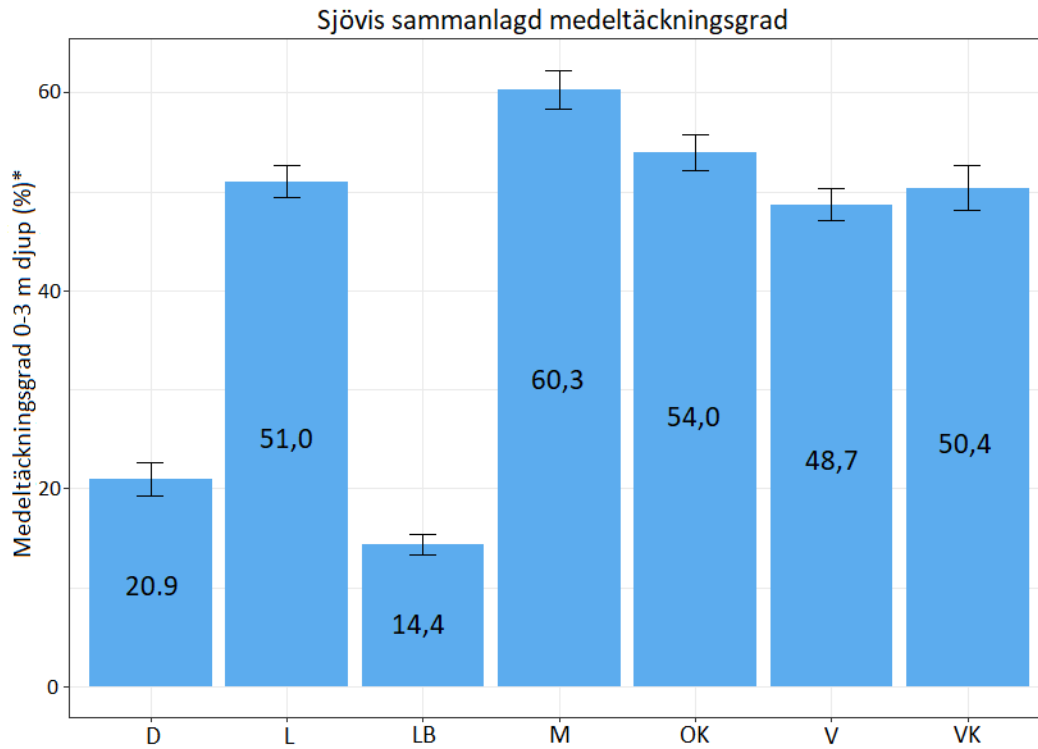
C. dem = *Ceratophyllum demersum*, Myr. sp. = *Myriophyllum sibiricum/spicatum/alterniflorum*, P. aust = *Phragmites australis*, F. ant = *Fontinalis antipyretica*, N. flex/op = *Nitella flexilis/opaca*.

D = Dalkarby träsk, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, M = Markusbölefjärden, ÖK = Östra Kyrksundet, V = Vargsundet, VK = Västra Kyrksundet.



Figur 16. Andelarna av olika makrofytlivsformer i de undersökta sjöarna, ett medeltal av deras livsformssammansättning (\bar{A} _medel), samt referensförhållanden i naturligt närings- och kalkrika sjöar i fasta Finland (RrRk referens; modifierad stapel från Leka et al. 2008b, med strandväxterna utelämnade. Data baserar sig på 14 referenssjöar).

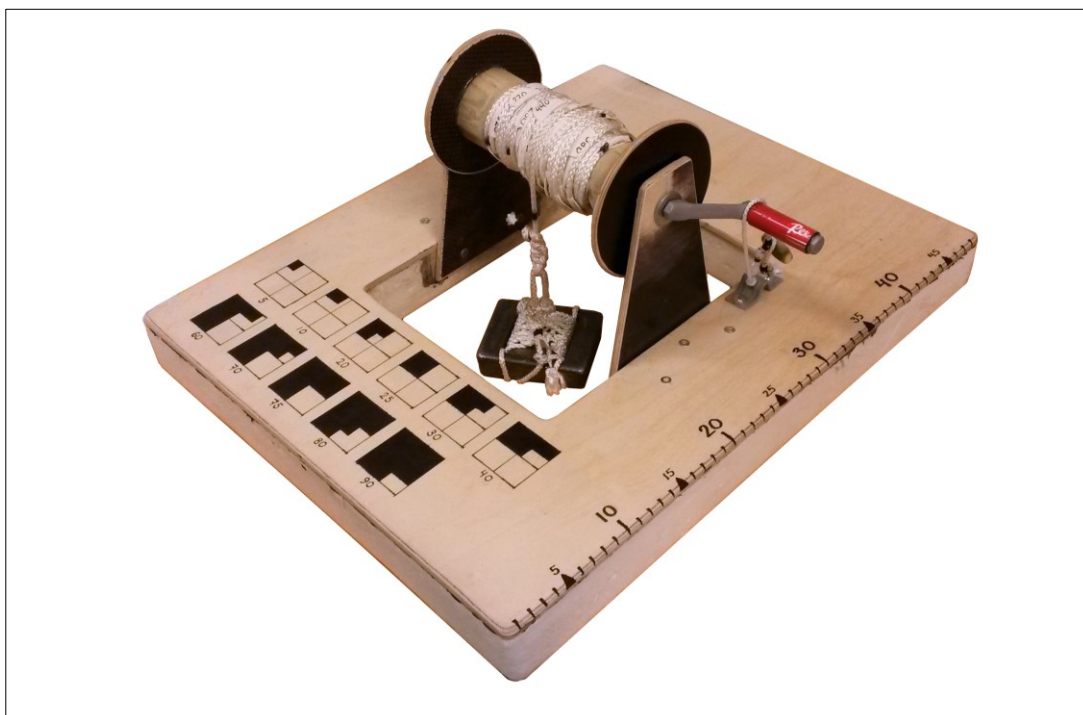
V = Vargsundet, OK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.



Figur 17. Sjövis medeltal av makrofyttäckningsgrad ner till 3 m djup (medeltal av transektmedeltal; värdet anges i mitten av stapeln), standardfel anges som felstaplar.

V = Vargsundet, OK = Östra Kyrksundet, VK = Västra Kyrksundet, M = Markusbölefjärden, L = Långsjön, LB = Lavsböle träsk, D = Dalkarby träsk.

* Dalkarby träsk är ett undantag där hela transektlinjen tagits med i medeltalet, på grund av den avvikande fläckvisa vegetationen som inte verkade avta med ökat djup.



Figur 18. Lodet som användes vid djupmätning under karteringen.