

# Utvärdering av metoder för makrofytinventering



FRAUKE ECKE

Luleå tekniska universitet  
Institutionen för Kemi och geovetenskap  
Avdelningen för Tillämpad geologi

# Innehåll

|   |    |
|---|----|
| <b>Innehåll</b> .....   | 1  |
| <b>Sammanfattning</b> .....   | 3  |
| <b>Slutsatser</b> .....   | 5  |
| <b>1. Bakgrund</b> .....  | 7  |
| 1.1 Syfte med utvärderingen .....   | 8  |
| <b>2. Material och metoder</b> .....                                      | 8  |
| <b>3. Befintliga inventeringsmetoder</b> .....                            | 8  |
| 3.1 Syften med övervakningsinventeringar.....                             | 8  |
| 3.2 Fältmetodik.....  | 8  |
| 3.2.1 <i>Kvantifiering av makrofytabundans</i> .....                      | 9  |
| 3.3 Nya och än så länge icke standardiserade metoder och hjälpmedel ..... | 11 |
| 3.4 Statistiska aspekter vid utvärdering av insamlat datamaterial .....   | 11 |
| 3.4.1 <i>Kvalitativa versus kvantitativa data</i> .....                   | 11 |
| 3.5 Makrofyternas maximala ytterdjup .....                                | 13 |
| 3.6 Transektmetoden – Hur många transekter?.....                          | 13 |
| 3.7 Speciella lokaler att ta hänsyn till .....                            | 15 |
| 3.8 Resursbehovet .....   | 16 |
| <b>4. Vilka metoder bör fälttestas?</b> .....                             | 18 |
| 4.1 Hur och när bör fälttestet genomföras? .....                          | 19 |
| <b>5. Tack</b> .....  | 20 |
| <b>6. Referenser</b> .....  | 20 |
| <b>Bilaga 1</b> .....   | 23 |
| <b>Bilaga 2</b> .....   | 24 |



---

## Sammanfattning

Vattenvegetation används nationellt och internationellt som indikator för att bedöma miljötillståndet, till exempel vattenkvalitet och naturvärden i sjöar och vattendrag. Det är av stor vikt att resultaten och analyserna från en makrofytinventering håller hög och tillförlitlig kvalitet. Den bedömning som grundar sig på kvalitetsfaktorn makrofyter kan få långtgående och kostsamma konsekvenser. Trots den stora mångfalden bland syften med makrofytinventeringar och tillgängliga inventeringsmetoder finns det i dagsläget ingen omfattande studie som har utvärderat olika inventeringsmetoder för makrofyter med avseende på en avvägning mellan syfte, karteringsmetodik, kvantifiering och resursbehov. Syftet med föreliggande utvärdering är att, baserat på en litteraturstudie och utvärdering av befintliga data, kunna rekommendera ett fåtal metoder för övervakningsinventering av sjöar för vidare fälttest.

Utvärderingen bygger på en genomgång av relevant nationell och internationell litteratur, diskussioner med kollegor verksamma inom det europeiska interkalibreringsarbetet kring bedömningen av ekologisk status enligt Ramdirektivet för vatten, samt en utvärdering av tillgängliga men hittills icke utvärderade, svenska makrofytdata. Studien har avgränsats till övervakningsinventering enligt Ramdirektivet för vatten och bedömning av naturvärden.

Den mest lovande metoden (enligt min bedömning) är krattning längs virtuella transekter med notering av täckningsgrad enligt en semikvantitativ skala. Metoden borde emellertid testas i minst 16 sjöar av olika biologisk och morfologisk karaktär. I ett antal sjöar (minst sex sjöar, t.ex. tre oligotrofa djupa och tre eutrofa grunda sjöar), bör krattmetoden jämföras med snorkling samt även med rutininventering med hjälp av dykning längs transekter. Dykningsmetoden är internationellt sett den mest använda övervakningsmetoden. För att undvika att de svenska data från en kommande miljöövervakningsmetod, baserad på krattmetoden, kommer att ifrågasättas, borde dykningsmetoden värderas mot krattningsmetoden. Hypotesen är att krattmetoden ger lika pålitliga resultat för bedömningen av vattenkvalitet enligt Ramdirektivet för vatten och bedömning av naturvärden som dykningsmetoden, i alla fall i de grunda sjöpartierna. Detta är dock bara ett antagande och bör verifieras med en gedigen fältstudie. Utvärderingen krävs för att kunna rekommendera krattmetoden baserat på vetenskaplig grund.

Metoderna bör fälttestas under sommaren 2007, med fördel enligt faktorisk design, där hänsyn tas speciellt till sjöarnas trofistatus, bottensubstrat, sjödjup och sjöstorlek, samt med krav på att belägga effekten av antal undersökta transekter, olika typer av kratta, olika kvantifieringsmetoder, förhållandet mellan informationsvinst och resursbehov vid användning av olika karterings- och kvantifieringsmetoder.



## Slutsatser

- Det finns ingen vedertagen metod för övervakningsinventeringar av makrofyter som passar alla syften och alla sjötyper
- Den mest lovande metoden för övervakningsinventering av makrofyter enligt Ramdirektivet för vatten och för bedömning av naturvärden är krattmetoden längs virtuella transekter med notering av täckningsgrad enligt en semikvantitativ skala
- Krattmetoden borde utvärderas med faktorisk design i minst 16 sjöar, där hänsyn tas speciellt till sjöarnas trofistatus, bottensubstrat, sjödjup och sjöstorlek, samt krav på antal undersökta transekter, effekter av olika typer av kratta, olika kvantifieringsmetoder, förhållandet mellan informationsvinst och resursbehov vid användning av olika karteringsmetoder och kvantifieringsmetoder
- Krattmetoden borde jämföras med dykningsmetoden i minst sex sjöar.



## 1. Bakgrund

Vattenvegetation används nationellt och internationellt som indikator för att bedöma miljötillståndet, till exempel vattenkvalitet och naturvärden i sjöar och vattendrag. Det är av stor vikt att resultaten och analyserna från en makrofytinventering håller hög och tillförlitlig kvalitet. Den bedömning som grunder sig på kvalitetsfaktorn makrofyter kan få långtgående och kostsamma konsekvenser. Om makrofyterna visar att den ekologiska statusen för en sjö eller ett vattendrag är sämre än god, måste ett åtgärdsprogram utvecklas så att vattensystemet når god status (Europeiska Unionen, 2000). Ytterligare en anledning till att resultaten från makrofytovervakningen måste vara pålitliga är att vattensystemets naturvärden är avgörande för bedömningen om systemet skall ingå i t.ex. Natura 2000 nätverket.

Basen för pålitligheten ligger i datamaterialet, dvs. artlistan inklusive kovariabler (abundans, täckningsgrad, mm) för makrofyterna. Det finns många olika syften med makrofytinventeringar och det finns många olika inventeringsmetoder. Inventeringsmetoderna skiljer sig markant åt i t.ex. grundprincipen (transektmetoden versus helsjökartering), kvantifieringen av makrofyttäckningsgrad och -abundans och inte minst resursbehovet för vald metod. Därför är det anmärkningsvärt att det i dagsläget saknas en omfattande studie som har utvärderat olika inventeringsmetoder för makrofyter med avseende på avvägningen mellan syfte, karteringsmetodik, kvantifiering och resursbehov.

Ett flertal föreslagna metoder är dock för otydligt beskrivna (som t.ex. Baattrup-Pedersen et al., 2001) och lämnar därför stort utrymme för spekulationer och egna tolkningar vilket givetvis ökar antalet felkällor. I de 21 europeiska länderna som deltar i olika interkalibreringsgrupper används lika många olika inventeringsmetoder som det finns länder (Cardoso, Solimini & Premazzi, 2005).

De befintliga svenska metoderna för inventering och övervakning av makrofyter har hårt kritiserats (Strand, 2004). I dagsläget finns tyvärr enbart ett fåtal studier som jämför olika inventeringsmetoder med avseende på praktiserbarhet, tidsåtgång och pålitlighet (Möller, 2005; Strand, 2004). Dataunderlaget är dock för litet för att kunna dra några generella slutsatser och för att rekommendera en ny och/eller reviderad metod.

Viktiga egenskaper som en metodik för inventering av makrofyter bör ha:

1. Metodiken måste vara anpassad till syftet med undersökningen
2. Bör vara lätt att applicera av en person med god artkunskap och fältvana
3. Bör vara användbar i
  - a. Sjöar med olika trofistatus, dvs, i både oligotrofa och eutrofa sjöar vilket oftast är kopplat till t.ex. siktförhållanden
  - b. Sveriges olika geografiska regioner
  - c. Sjöar med olika morfologiska egenskaper, dvs. i både grunda och djupa sjöar och sjöar med olika bottenstrat
4. Rimligt resursbehov
5. Reproducerbarhet, dvs. en upprepning av inventeringen bör resultera i jämförbara resultat

Om det inte finns en metod som är praktiserbar i olika sjötyper (punkt tre), eller om det krävs tom olika metoder i en och samma sjö, så måste resultaten från dessa metoder vara



jämförbara. Med hänsyn till punkt fem, så var variationer mellan olika inventerare vid kvantifiering av makrofyter visserligen av mindre betydelse för osäkerheten i bedömningen av vattenkvalitet vid en studie i Polen (Staniszewski et al., 2006). Allmänt gäller dock att ju mera komplicerad en fältmetod är desto större blir skillnaderna/felen vid genomförandet av olika personer (Dierschke, 1994).

### 1.1 Syfte med utvärderingen

Syftet med denna utvärdering är att, baserad på en litteraturstudie och utvärdering av befintliga data, kunna rekommendera ett fåtal metoder för övervakningsinventering i sjöar för vidare fälttest.

## 2. Material och metoder

Denna utvärdering bygger på en genomgång av relevant nationell och internationell litteratur, diskussioner med kollegor som medverkar inom det europeiska interkalibreringsarbetet kring bedömningen av ekologisk status enligt Ramdirektivet för vatten (härefter kallat för Vattendirektivet), och på en utvärdering av tillgänglig men hittills icke-utvärderade och opublicerade svenska makrofytdata.

## 3. Befintliga inventeringsmetoder

### 3.1 Syften med övervakningsinventeringar

En övervakningsinventering kan ha många syften varav de vanligaste inkluderar:

- Bedömning av ekologisk status enligt Vattendirektivet (Europeiska Unionen, 2000)
- Bedömning av naturvärden, t.ex. Natura 2000 (Naturvårdsverket, 1997)
- Följa upp åtgärdsprogram och övervakning av ett enskilt växtsamhälle t.ex. för småsvalting (ArtDatabanken, 2006)
- Övervakning av ett delområde av en sjö
- Populationsekologiska frågeställningar

En övervakning (*monitoring*) i motsatts till en inventering omfattar en upprepning av inventeringen med ett visst tidsintervall. Denna upprepning ställer speciellt höga krav på reproducerbarheten av metodiken.

Med tanke på de många olika syften som finns med makrofytinventeringar så är det redan i det här stadiet tveksamt om det överhuvudtaget går att hitta en enda allmängiltig metodik som passar samtliga syften (se nedan).

### 3.2 Fältmetodik

Dykning längs transekter med inventering inom provytor och med kvantifiering av makrofytabundans och –täckningsgrad rekommenderas i ett flertal nationella och internationella handböcker (CEN, 2004; Lauridsen et al., 2005; Naturvårdsverket, 2003) och ingår i övervakningsmetodiken enligt Vattendirektivet i bl.a. Tyskland, Österrike och Irland. I handböckerna öppnas också för möjligheten av transektinventering med krattning (CEN, 2004; Lauridsen et al., 2005; Naturvårdsverket, 2003, 2006). Tyvärr finns det dock inga

motiveringar för när den ena eller andra metoden bör användas. Transektmetoden härstammar ursprungligen från vegetationsinventeringar i terrestra system enligt t.ex. Braun-Blanquet metoden (Westhoff & Van der Maarel, 1978). Dessutom har utvecklats många olika typer av transektmetoder som bl.a. skiljer sig i bredden och längden av transekterna (Jensén, 1977, 1979; Leka & Kanninen, 2003; Parsons, 2001; Strand, 2004, 2006; Triest et al., 2001).

Vid genomgången av litteraturen samt interkalibreringsförsök och genom intensiva samtal med kollegor från det Europeiska interkalibreringsarbetet inom makrofytbaserade bedömningsgrunder för vattenkvalitet, framkom det inga som helst belägg för att dykningsmetoden skulle vara överlägsen de andra metoderna vid inventering av vattenvegetation. Krattning har dock sina begränsningar, framför allt med avseende på vattendjup och bottenstrukt. Krattning med hjälp av Lutherräfsa eller vanlig kratta rekommenderas vid vattendjup  $\leq 3$  m i Danmark (Lauridsen et al., 2005). Vid större djup anses metodiken för svårhanterlig och inte tillräcklig noggrann för bestämning av täckningsgrad (Lauridsen et al., 2005). Dessutom bör beaktas att krattning är en destruktiv metod, dvs. vegetationen förstörs eller blir i alla fall lidande. Denna aspekt bör i synnerhet beaktas vid datainsamling av sällsynta och hotade arter. Även i Sverige har olika typer av kratta används vid inventering av makrofyter (t.ex. Ecke, 2006b; Lohammar, 1938; Möller, 2005; Strand, 2006; Wallsten, 1981; Weisner, John & Håkan, 1997). Krattning med teleskopskaft verkar vara lämplig vid max 3 m (4 m) vattendjup (Strand, 2006; Thuresson, 2006). Lutherräfsa klarar visserligen större djup, men kan vara svårhanterbar, framför allt vid tät undervattensvegetation. Krattning har dessutom visat sig som olämplig vid blockig och stenigt bottenstrukt (Thuresson, 2006). Snorkling kan öka detekterbarheten av undervattensvegetation och därför vara lämplig som kompletterande moment vid krattning. I vilken omfattning så är fallet bör dock undersökas närmare. Detta inte minst då resursbehovet vid snorkling antagligen ökar och inte all fältpersonal är van vid snorkling. Enligt erfarenheter från Österrike och Tyskland är dykning dock den mest effektiva metoden i klara och djupa alpina sjöar (Pall, 2006; Schneider, 2006).

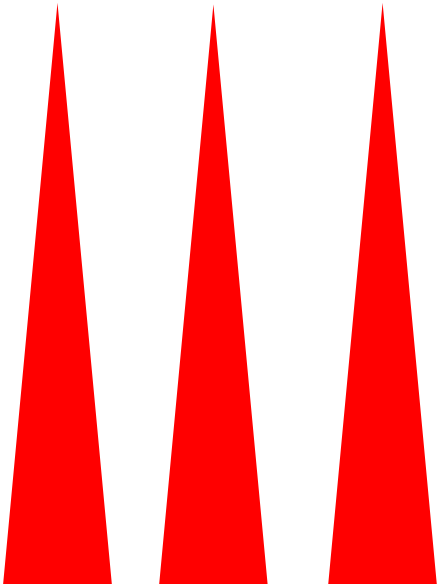
För att erhålla en komplett artlista och för att följa upp utbredning av vissa arter kan vattensystemet även undersökas på ett systematiskt sätt utan transekter (Erixon, 2005). Lohammar (1938) använde en icke-transektmetod vid inventeringen av 151 svenska sjöar. Trots detta generade han med denna metod, liksom Erixon (2005), semikvantitativa data (se nedan).

### 3.2.1 Kvantifiering av makrofytabundans

Förekomsten av makrofyter kan noteras på två huvudsätt; kvalitativt och kvantitativt. Vid den kvalitativa metoden noteras enbart arternas förekomst (förekomst/icke-förekomst, *presence/absence*). Vid framtagningen och revideringen av makrofytbaserade bedömningsgrunder är det förekomst/icke-förekomst data som har använts (Andersson, 1999; Ecke, 2006a). Bland de kvantitativa metoderna brukar även semikvantitativa metoder som den femgradiga DAFOR-skalan (*Dominant*, *Abundant*, *Frequent*, *Occasional*, *Rare*) räknas (Palmer, Bell & Butterfield, 1992), tregradiga skalor (t.ex. Erixon, 2005) och den av Lohammar (1938) använda tvågradiga skalan (förekomst, massförekomst). DAFOR-skalan rekommenderas i den nya Europeiska standarden för övervakning av makrofyter i sjöar (CEN, 2004). En semikvantitativ skala liknande DAFOR-skalan används också i Norge vid makrofytinventering inom miljöövervakningen (Mjelde, 2006). Två av de mest använda kvantitativa metoderna är angivelsen av täckningsgrad i procent (Jensén, 1977) och Braun-

Blanquet skalan (Westhoff & Van der Maarel, 1978). Braun-Blanquet skalan (r, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5) eller dess omvandling till ordinalskalan (1-9) ger ett kombinerat mått av abundans, dvs. arternas densitet (individantal per ytenhet), och arternas täckningsgrad. Skalan är utvecklat för terrestra system (se ovan, Westhoff & Van der Maarel, 1978), men har även använts för vegetationsanalyser i akvatiska system (Golub, Losev & Mirkin, 1991; Klosowski, 2006). Metoderna för kvantifieringen skiljer sig inte enbart i skalan de antecknas med utan även med hänsyn till tidsåtgång vid fältinventering, statistiska analysmöjligheter och reproducerbarhet (Tabell 1).

**Tabell 1.** Beskrivning av metoder för kvantifiering av makrofytabundans och –täckningsgrad samt deras tidsåtgång vid fältinventering, deras statistiska möjligheter vid dataanalys och risker för felbedömning vid upprepning av inventeringen eller vid inblandning av flera inventerande personer.

| Metod                    | Beskrivning   | Exempel | Tids-<br>åtgång   | Statistiska<br>möjligheter | Risker |
|--------------------------|---|---------|---|----------------------------|--------|
| Förekomst/icke-förekomst | Arterna noteras oberoende av deras täckningsgrad  | (1)     |  |                            |        |
| Tvågradig skala          | Arter med förekomst och massförekomst noteras   | (2)     |   |                            |        |
| Tregradig skala          | Arterna klassas enligt deras abundans   | (3)     |   |                            |        |
| Femgradig skalig         | Arterna klassas enligt deras abundans   | (4, 5)  |   |                            |        |
| Braun-Blanquet           | Ett kombinerat mått av abundans och täckningsgrad som för statistiska analyser översätts till en niogradig ordinalskala | (6)     |   |                            |        |
| Procent                  | Arternas uppskattade procentuella täckningsgrad noteras   | (7-9)   |   |                            |        |

1. H. Svenonius, *Svensk Botanisk Tidskrift* **19**, 431 (1925).
2. G. Lohammar, Doctoral thesis, Uppsala universitet (1938).
3. P. Erixon, "Igenväxning och vegetationsutbredning i Luleå innerfjärdar 1995-2004" *Tech. Report No. 2005:17* (Luleå tekniska universitet, 2005).
4. S. Schneider, T. Krumpholz, A. Melzer, *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **28**, 241 (2000).
5. M. A. Palmer, S. L. Bell, I. Butterfield, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **2**, 125 (1992).
6. S. Klosowski, *Hydrobiologia* **560**, 15 (2006).
7. R. D. Valley, M. T. Drake, C. S. Anderson, *Aquatic Botany* **81**, 13 (2005).
8. J. Leka, A. Kanninen, in *How to assess and monitor ecological quality in freshwaters* M. Ruoppa et al., Eds. (TemaNord, 2003), vol. 2003:547, pp. 127-130.
9. S. Jensén, *Plant Ecology* **V33**, 107 (1977).

När särskilda bestånd av makrofyter eller åtgärdsplaner för rödlistade arter ska följas upp kan kvantifieringen även omfatta t.ex. antalet blommande individer, antalet fröställningar och antalet grodplantor/vuxna individer per bestånd eller provenhet. För sådana

övervakningsinventeringar är det dock svårt att rekommendera en generell metod eftersom metoden borde anpassas till respektive arters livsform, reproduktionssätt mm.

### 3.3 Nya och än så länge icke standardiserade metoder och hjälpmedel

Det känns emellertid mycket angeläget att öppna den klassiska inventeringsmetodikerna för nya tekniska hjälpmedel som t.ex. ekolod, undervattensvideokamera och flygbildsmaterial tagen med obemannade flygplan utrustade med digital kamera.

Den horisontella utbredningen av övervattens- och flytbladsvegetation kan med fördel kvantifieras med hjälp av fjärranalysdata (Remillard & Welch, 1992) medan metoden är (än så länge) mindre exakt för den submersa makrofytvegetationen (Marshall & Lee, 1994; Valta-Hulkkonen, Partanen & Kanninen, 2003). Obemannade fjärrstyrda flygplan (så kallade UAVs, *unmanned aerial vehicles*) utrustade med digital kamera (vanlig, IR och i kombination med polariseringsfilter) bör testas för kvantifieringen av såväl flytbladsvegetation som den submersa vegetationen. Ett på det viset genererat material har både en högre upplösning (5 cm) och är mera flexibel (i tid och rum) än standardflygbilder.

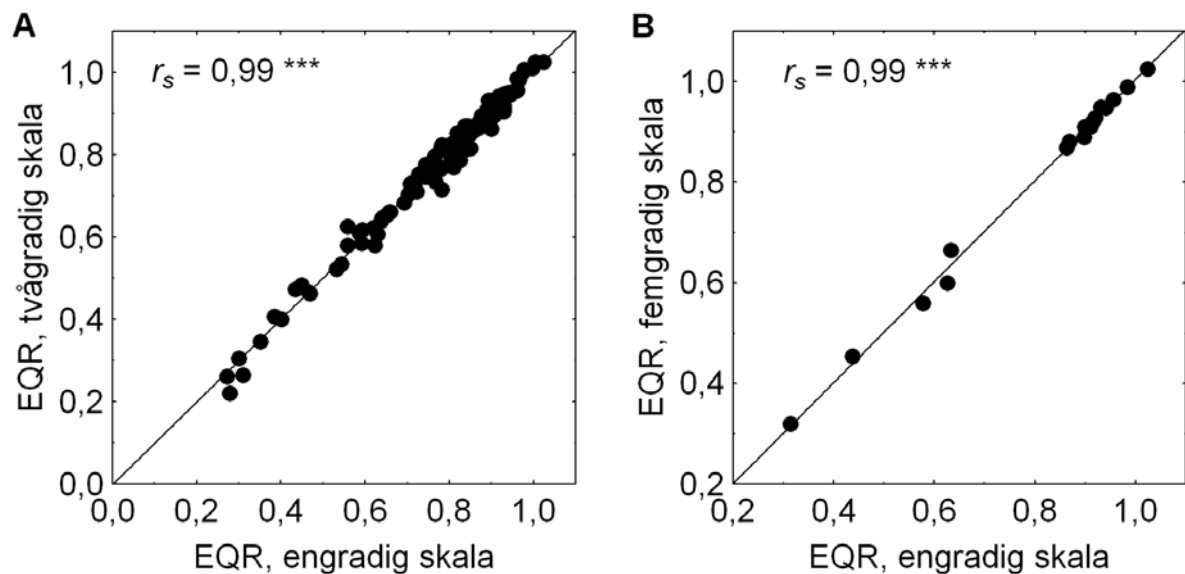
Ekolod används bl.a. i Österrike vid inventering av alla sjöar för bedömning av ekologisk status. Ekoloden används för att identifiera lämpliga lokaler, dvs. lokaler med undervattensvegetation, för placeringen av transekter. Ekolodmätningar kan dessutom användas för att kvantifiera biovolymen av undervattensvegetation (Valley, Drake & Anderson, 2005).

### 3.4 Statistiska aspekter vid utvärdering av insamlat datamaterial

#### 3.4.1 Kvalitativa versus kvantitativa data

Enligt handboken för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 2003) ska vid användningen av transektmetoden med provytor även arter noteras som ligger utanför provytorna. Det specificeras dock inte hur dessa uppgifter ska hanteras vid de statistiska analyserna. Används en kontinuerlig skala för täckningsgraden, blir sådana uppgifter ohanterliga och nästintill värdelösa.

Trofiindexet och EQR (*Ecological Quality Ratios*) för bedömning av ekologisk status enligt vattendirektivet (Ecke, 2006a) beräknades för denna utvärdering för två dataset, för Lohammar data (Lohammar, 1938) och data insamlade inom VEGA-projektet (Ecke, 2006b). Korrelationen mellan EQRs baserade på data från engradig, två- och femgradig skala var mycket hög (Figur 1). Detta innebär att EQRs som baseras på data med endast förekomst/icke-förekomst är lika pålitliga som EQRs som beräknades med semikvantitativa data. Inom den nordiska interkalibreringsgruppen (Sverige, Norge, Finland, Irland och England) genomfördes ett första interkalibreringsförsök som tyder på samma resultat. Korrelationen mellan EQRs som beräknades med det svenska indexsystemet och EQRs från det gemensamma datasetet var lika hög som korrelationen mellan irländska EQRs och EQRs från det gemensamma datasetet. Det svenska datasetet består enbart av förekomst/icke-förekomst data medan det irländska datasetet baseras på kvantitativa data och EQRs beräknas med Free-indexet (Free et al., 2006). Dessa preliminära analyser tyder på att det inte finns några bevis på att kvantitativa data resulterar i mera pålitliga resultat än kvalitativa data vid bedömningen av ekologisk status av sjöar med hjälp av makrofyter.



**Figur 1.** Korrelationen (Spearman's rangkorrelationen,  $r_s$ ) mellan EQRs beräknade på en engradig täckningsgradskala och en två- (A) respektive femgradig (B) skala. (A) baserades på data från Lohammar (1938) och (B) baserades på data från Ecke (2006b).

Är det då meningsfullt att inventera makrofyter med kvantitativa metoder? Svaret på denna fråga är enligt min bedömning: ja! Syftet med makrofyttövervakning är just återkommande inventeringar för att kunna bedöma förändringar i makrofytabundans- och täckningsgrad samt att reda ut till dessa kopplade orsaker. För att med säkerhet kunna avgöra om en förändring i makrofytvegetationen har ägt rum krävs kvantitativa data. Detta påstående styrks av en för denna utredning genomförd analys av Lohammars data (Lohammar, 1938). I detta material

**Tabell 2.** Makrofyterarter (utom helofyter; i alfabetisk ordning) som visar massförekomst i minst 30 % av Lohammarsjöarna där arterna förekommer och arternas preferens längs Tot-P gradienten (median  $\pm$  standardavvikelse). Totala antalet sjöar där arterna förekommer anges i parantes.

| Art                           | Massförekomst |      | Tot-P preferens |
|-------------------------------|---------------|------|-----------------|
|                               | Antal sjöar   | %    |                 |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | 7 (22)        | 31,8 | 28,0 $\pm$ 25,3 |
| <i>Elodea canadensis</i>      | 8 (22)        | 36,4 | 35,8 $\pm$ 20,1 |
| <i>Isoetes lacustris</i>      | 27 (69)       | 40,9 | 15,0 $\pm$ 11,3 |
| <i>Lemna trisulca</i>         | 11 (30)       | 36,7 | 40,5 $\pm$ 28,5 |
| <i>Littorella uniflora</i>    | 4 (11)        | 36,4 | 16,5 $\pm$ 23,1 |
| <i>Lobelia dortmanna</i>      | 11 (30)       | 36,7 | 14,0 $\pm$ 16,6 |
| <i>Nuphar lutea</i>           | 62 (124)      | 54,4 | 20,0 $\pm$ 19,6 |
| <i>Potamogeton lucens</i>     | 10 (20)       | 50,0 | 38,0 $\pm$ 27,7 |
| <i>Potamogeton natans</i>     | 39 (108)      | 36,1 | 21,0 $\pm$ 20,6 |
| <i>Sparganium gramineum</i>   | 11 (19)       | 57,9 | 15,5 $\pm$ 13,9 |
| <i>Stratiotes aloides</i>     | 8 (19)        | 42,1 | 41,0 $\pm$ 27,5 |

finns elva submersa makrofyterarter som visade massförekomst under 1930-talet (Tabell 2). Bland dessa arter finns sådana som indikerar höga, respektive låga Tot-P halter. Om det visar sig vid återinventering att täckningsgraden av t.ex. *Lobelia dortmanna* och *Sparganium gramineum* har minskat, så kan detta indikera ökat näringsstatus i de berörda sjöarna (Ecke, 2006b). Om enbart arternas förekomst hade noterats av Lohammar (1938) och arterna hade förekommit både då och nu, så hade denna ökning inte kunnat påvisas. Det verkar därför meningsfullt att använda åtminstone en semi-kvantitativ skala vid inventeringen.

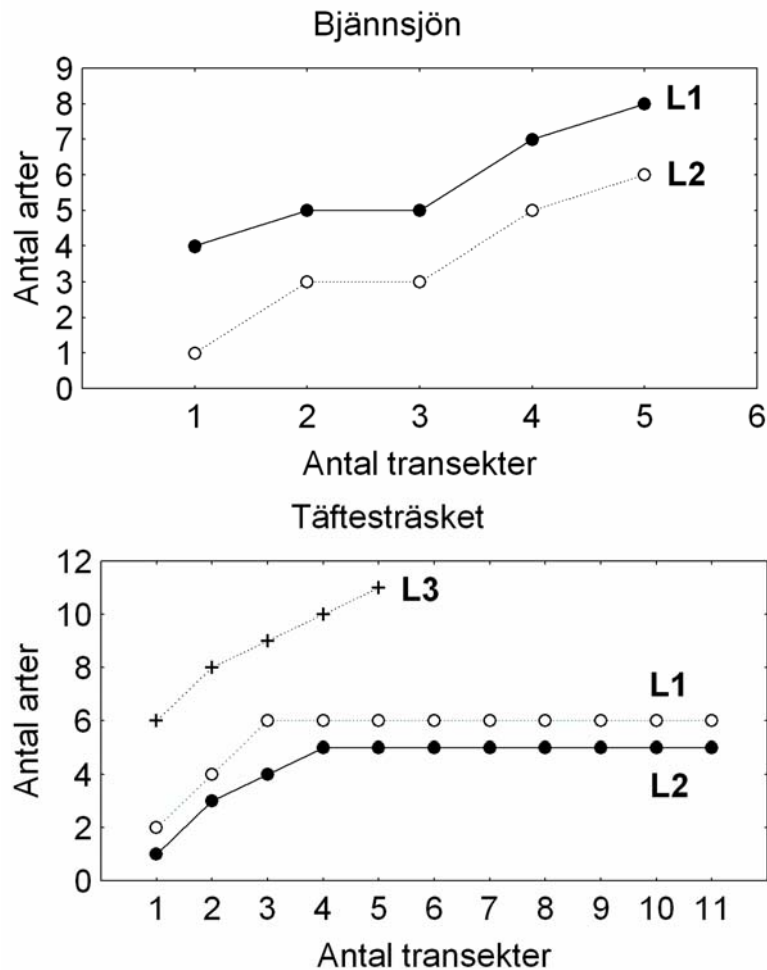
### 3.5 Makrofyternas maximala ytterdjup

Notering av växtdjupet rekommenderas vid makrofytinventering (Strand, 2004) och ingår även som en variabel vid beräkning av det irländska indexet för bedömning av vattenkvalitet enligt Vattendirektivet (Free et al., 2006). Växtdjupet används vid utvärderingen av datamaterialet för att beräkna medel alternativt maximala ytterdjupet för respektive makrofyterart. Ytterdjupet är med all sannolikhet, men än så länge inte påvisat i vetenskapligt sammanhang, korrelerat med t.ex. sjöarnas näringsstatus. Ytterdjupet ger därför viktig information vid bedömning av ekologisk status. Siktdjupet är ett annat mått som visar samband med näringsstatus (Wetzel, 2001). Till motsats från ytterdjupet kan siktdjupet dock visa stora inomårsvariationer på grund av t.ex. vindaktivitet. Ytterdjupet antas därför ge mera pålitliga resultat än siktdjupet. Att notera växtdjupet för alla submersa makrofyter är tidskrävande. Enligt min bedömning är det dessutom omotiverat. Sambandet mellan näringsstatus och ytterdjupet bör vara mindre utvecklad för rotade flytbladsväxter (t.ex. näckrosor) och rotade långskottsväxter (t.ex. långnate). Dessa livsformer visar stor variation i längden av bladskäften och därmed den vertikala placeringen av de fotosyntetiserande bladen, än rotade kortskottsväxter som är helt beroende av att ljuset når sjöbotten. Mätningen av vattendjupet för de rotade kortskottsväxterna är antagligen också lättare att genomföra än för de icke-rotade undervattensväxterna. Den senare gruppen kan vid vågaktivitet förflyttas och vid krattning tryckas ner vilket i så fall resulterar i felaktig växtdjup. Praktiserbarheten av mätning av växtdjup för olika livsformer bör undersökas vid ett fälttest av olika inventeringsmetoder.

### 3.6 Transektmetoden – Hur många transekter?

Om målet med fältinventeringen är att erhålla en fullständig artlista och transektmetoden väljs så är den centrala frågan: Hur många transekter bör inventeras? Tillgängliga data från två sjöar i Västerbotten, Täftesträsket och Bjännsjön, ger inget svar på frågan (Figur 2). I Bjännsjön ökar antalet submersa makrofyter med ökat antal transekter utan att en mättnad i artantal syns (Figur 2). I Täftesträsket når artantalet sitt maxvärde redan vid tre respektive fyra transekter, men enbart i de två exponerade sjölokalerna. I den skyddade lokalen syns ingen mättnad i artantalet vid fem transekter (Figur 2). Kumulerande artantalskurvor som inte planar ut indikerar att det antagligen har inventerats för få transekter för att erhålla en komplett artlista. Strand (2006) hittade mellan 0 och 10 arter i sammanlagt 33 transekter i Landsjön, Jönköpings kommun. Sammanlagt hittade han 16 submersa makrofyterarter, varav två arter hittades utanför transekterna (Strand, 2006). Påfallande är de stora hoppen i det kumulerade artantalet i Landsjön mellan transekt 9 och 10 och mellan transekt 18 och 20 (Figur 3). Medelavståndet mellan transekterna var ca 500 m. Den kumulerande artantalskurvan (Figur 3) indikerar att transekterna placerades för tätt och att samma artantal kunde ha uppnåtts med fyra i stället för 33 transekter. I Erken och Brosjön planade de kumulerande artkurvorna ut efter ca tio inventerade transekter (Thuresson, 2006). Leka & Kanninen (2003) gjorde en

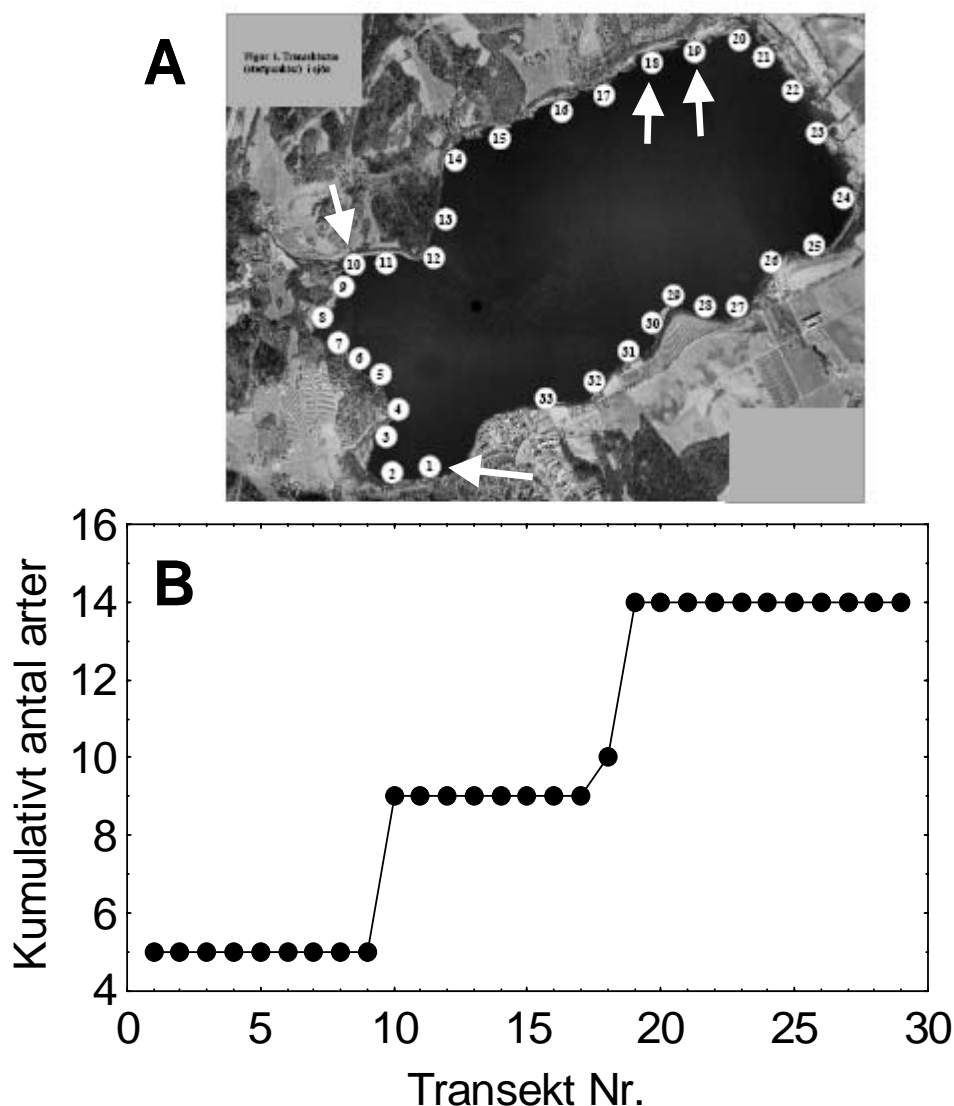
omfattande studie för att utvärdera effekten av antalet transekter på detekterbarheten av makrofyter (Figur 4). Enligt denna studie som baseras på inventeringar i 15 finska sjöar, rekommenderas ~15 transekter för små (<5 km<sup>2</sup>) humösa sjöar (Figur 4a) och 25 transekter för medelstora (5-40 km<sup>2</sup>) humösa sjöar (Figur 4b) (Leka & Kanninen, 2003).



**Figur 2.** Kumulerat artantal submersa makrofyter vid transektinventering av två lokaler (L1, L2) i Bjännsjön och av tre lokaler (L1-L3) i Täftesträsket, Växterbotten. L1 och L2 i Täftesträsket är exponerade lokaler, medan L3 är en icke-exponerad lokal.

Att lägga ut ett tillräckligt stort antal transekter är avgörande för resultatens pålitlighet. Att lägga ut för många transekter är däremot ett slöseri med resurser. Studier som den av Leka och Kanninen (2003) är ett viktigt steg i optimering av resurserna. Jensén (1977) presenterade ett index för att beräkna det nödvändiga antalet profiler, dvs. transekter som sträcker sig över hela sjön. Indexet baseras på arean av sjön och dess flikighet (Jensén, 1977). Om den undersökta sjön visar liten variation i t.ex. bottensubstrat och växtsamhällen av övervattensväxter, kan indexet visa ett, i förhållande till det faktiska behovet, för stort värde. Ett sätt som därför borde undersökas vid fälttest av olika metoder är att i ett första steg placerar ut transekter för att täcka olika grader av vind- och vågexponering, olika vädersträck, bottensubstrat och inte minst olika visuellt (antigen i fält eller med hjälp av flygbilder) urskiljbara växtsamhällen (Figur 5 a). Att ta hänsyn till sådana aspekter är förmodligen mycket viktigare än att hålla sig till ett visst medelavstånd mellan transekterna. Redan i fält utvärderas kumulerade artkurvor som med enkla medel kan konstrueras. Om den

kumulering av artkurvan inte har planat ut, så kan studien kompletteras med ytterligare transekter (Figur 5 b). Denna komplettering behöver dock inte nödvändigtvis täcka hela sjön utan kan koncentreras på lokaler som redan under steg 1 bedömdes som meningsfulla.



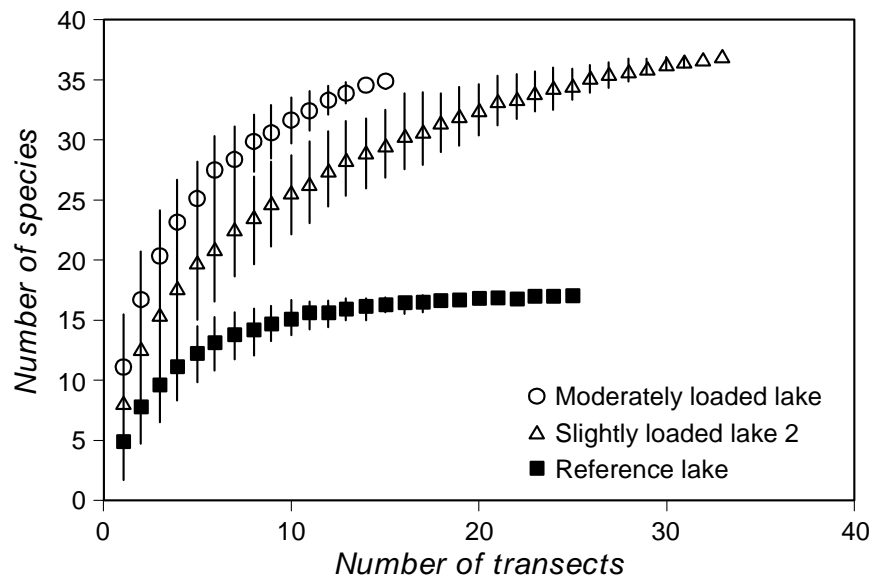
**Figur 3.** Geografiskt läge av transekter som har inventerats av Strand (2006) i Landsjön, Jönköpings kommun (A) och det kumulerade artantalet vid inventeringen av transekterna (B). De vita pilarna i (A) indikerar läget av transekterna där nya arter har hittats. Kartan är tagen från Strand (2006), pilarna har lagts till.

### 3.7 Speciella lokaler att ta hänsyn till

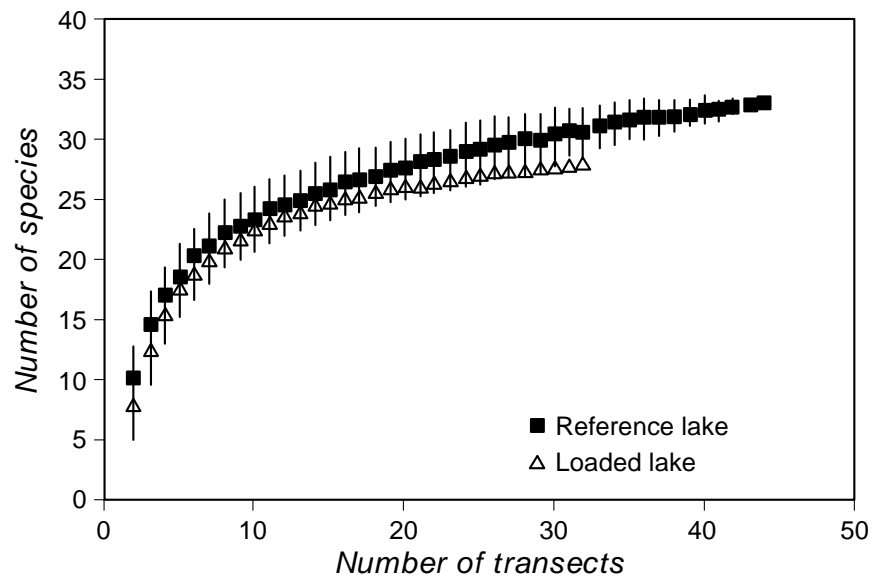
Vid inventeringar av makrofyttvegetation undersöks ofta in- och utloppet av sjöarna (t.ex. Lohammar 1938). Bakgrunden till detta förfarande är antagandet att det kan finnas vissa makrofyttarter på dessa lokaler som i övrigt inte förekommer i sjöarna. För att testa denna aspekt har jag närmare undersökt Lohammars datamaterial (Lohammar 1938). Det visade sig enbart vara ett fåtal arter som enbart förekom vid in- eller utloppet av sjöarna (Tabell 3). Enbart *Myriophyllum verticillatum* visar tendensen (dataunderlaget är dock litet) att förekomma uteslutande vid sjöarnas utlopp.



A



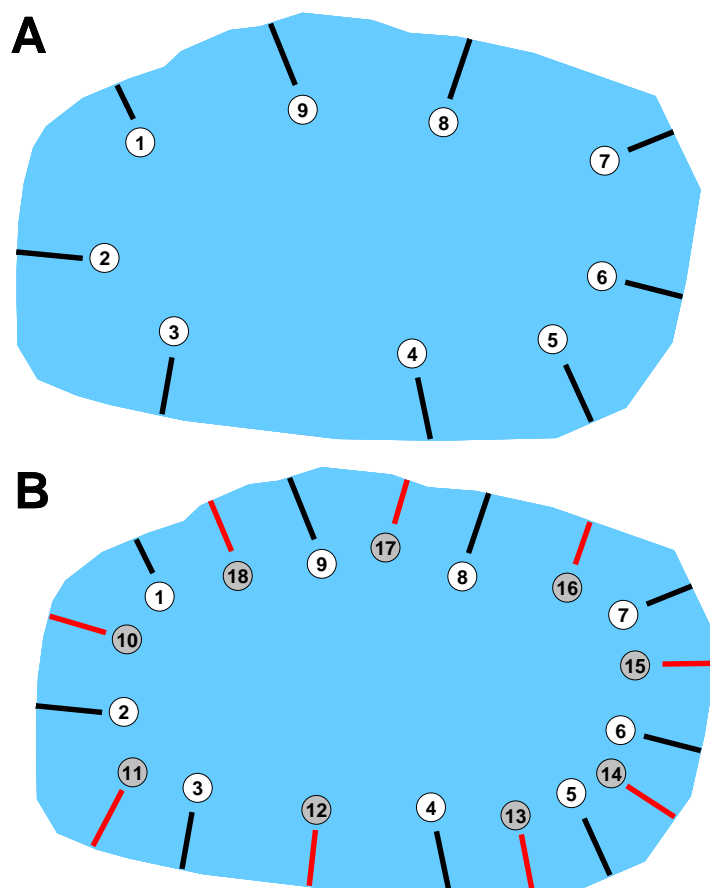
B



**Figure 4.** Kumulerade antalet arter i förhållande till antalet inventerade transekter i små humösa sjöar med olika trofigrad (A) samt medelstora och humösa sjöar i Finland (B). Reviderad efter Leka & Kanninen 2003.

### 3.8 Resursbehovet

Själva fältarbetet kräver 86% av de totala kostnaderna för fältinventering av makrofyter medan planering och digitalisering står för 14% av kostnaderna (Leka & Kanninen, 2003). Eftersom det i första hand är resurserna som är den begränsande faktorn, så är det ytterst viktig att fältmetoden väljs med omsorg. Urvalet bör baseras på svaret på frågan:



**Figur 5.** Möjliga steg för att optimera antalet nödvändiga transekter vid övervakningsinventering av makrofyter. I ett första steg placeras ut transekter (svarta linjer, numrerade) för att täcka olika grader av vind- och vågexponering, olika vädersträck, bottenstrukturer och inte minst olika redan med blotta ögat urskiljbara växtsamhällen (A). Efter detta steg utvärderas redan i fält kumulerade artkurvor som med enkla medel kan ritas upp på anteckningspapper. Om den kumulerande artkurvan inte har planat ut, så kan studien kompletteras med ytterligare transekter (röda linjer) (B).

***Vilken metod genererar de för det uppsatta syftet mest pålitliga och användbara data med det minsta resursbehovet?***

Strand (2004) genomförde en jämförelse mellan krattmetoden längs virtuella transekter och rutmetoden med anteckning av täckningsgrad längs transekter enligt handboken (Naturvårdsverket, 2003) i den eutrofa Gyllebosjön, Skåne. Även om inventeringarna genomfördes med två års mellanrum så bör resultaten i alla fall delvis vara jämförbara. Krattmetoden tog en mandag jämfört med två mandagar för rutmetoden och detekterbarheten av makrofyterna var betydligt större med krattmetoden (Strand, 2004).

Kostnaderna för inventering av makrofyter beror främst på den valda metoden och storleken på de undersökta sjöarna. Leka & Kanninen (2003) uppskattade kostnaderna per inventerad sjö för en kvantitativ transektmetod till 20 000 SEK för små sjöar (<5 km<sup>2</sup>) och 26 000 för medelstora sjöar (5-40 km<sup>2</sup>). Strand (2004) behövde en mandag för att inventera 15 transekter med krattmetoden i Gyllebosjön (0,34 km<sup>2</sup>). Den totala kostnaden för denna inventering är

enligt min uppskattning ca 10 000 SEK. Krattmetoden kräver antagligen enbart hälften så stora kostnader jämfört med rutmetoden.

#### 4. Vilka metoder bör fälttestas?

Som påpekat ovan är det av yttersta betydelse att åstadkomma en ändamålsinriktad, enhetlig, resurssnål metod som resulterar i jämförbara resultat för inventering och övervakning av makrofyter. Vid denna utvärdering har tyngdpunkten vid rekommendation av lämplig metod för fälttest lagts på syftet bedömning av ekologisk status enligt Vattendirektivet (Unionen, 2000) men även bedömning av naturvärden har beaktats.

En och samma metod är antagligen inte applicerbar i alla typer av sjöar (oligotrofa, eutrofa, djupa, grunda) och tom inte inom en och samma sjö. För att erhålla så pass jämförbara data som möjligt, är det dock önskvärt att begränsa antalet metoder som kan väljas, till ett fåtal.

*Den mest lovande metoden enligt min bedömning är krattmetoden längs virtuella transekter med notering av täckningsgrad på en semikvantitativ skala*, dvs. utan rutor (Mjelde, 2006; Strand, 2004). Metoden har med framgång testats i sydsvenska eutrofa sjöar och har även används i sjöar i Stockholms län (Strand, 2004, 2006; Thuresson, 2006).

I ett begränsat antal sjöar (minst sex sjöar, t.ex. tre oligotrofa djupa och tre eutrofa grunda sjöar) bör krattmetoden jämföras med snorkling och även med dykning med hjälp av rutininventering längs transekter (CEN, 2004; Naturvårdsverket, 2003). Dyrkningsmetoden är internationellt sett den mest använda övervakningsmetoden. För att undvika att de svenska data från en kommande miljöövervakningsmetod, baserad på krattmetoden, ifrågasätts, borde dyrkningsmetoden utvärderas. Hypotesen är att krattmetoden ger lika pålitliga resultat för

**Tabell 3.** Antal och procentuella andel Lohammarsjöar där makrofyterna (i alfabetisk ordning) enbart förekommer vid sjöarnas in- och/eller utlopp. Det totala antalet sjöar där arterna förekom anges i parantes.

| Art                               | Inlopp  |     | Utlopp |     |
|-----------------------------------|---------|-----|--------|-----|
|                                   | Antal   | %   | Antal  | %   |
| <i>Butomus umbellatus</i>         |         |     | 2 (39) | 5,1 |
| <i>Calla palustris</i>            |         |     | 1 (35) | 2,9 |
| <i>Callitriche palustris</i>      |         |     | 1 (57) | 1,8 |
| <i>Cicuta virosa</i>              | 2 (61)  | 3,3 |        |     |
| <i>Menyanthes trifoliata</i>      | 2 (74)  | 2,7 |        |     |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> |         |     | 1 (11) | 9,1 |
| <i>Nuphar lutea</i>               | 1 (124) | 0,8 |        |     |
| <i>Oenanthe aquatica</i>          | 1 (29)  | 3,4 | 1      | 3,4 |
| <i>Potamogeton alpinus</i>        | 2 (54)  | 3,7 | 2 (54) | 3,7 |
| <i>Potamogeton gramineus</i>      |         |     | 1 (67) | 1,5 |
| <i>Potamogeton lucens</i>         |         |     | 1 (20) | 5,0 |
| <i>Ranunculus peltatus</i>        |         |     | 1 (58) | 1,7 |
| <i>Sagittaria sagittifolia</i>    |         |     | 1 (49) | 2,0 |
| <i>Sparganium emersum</i>         | 2 (75)  | 2,7 | 2 (75) | 2,7 |

bedömningen av vattenkvalitet enligt Vattendirektivet och bedömning av naturvärden som dykningsmetoden, i alla fall i de grunda sjöpartierna. Detta är dock bara ett antagande och bör verifieras med en gedigen fältstudie. En sådan utvärdering krävs för att kunna rekommendera krattmetoden (om hypotesen bedöms som riktig) baserat på vetenskaplig grund.

Viktiga indikatorer på förändringar i näringsstatus av sjöar är t.ex. biovolymen av den submersa makrofytvegetationen (Strand, 2004). Biovolymen av submersa makrofyter brukar öka med ökad näringstillförsel. Den submersa makrofytvegetationen kvantifieras med krattmetoden. Förändringar i utbredningen av bälten av övervattensväxter (t.ex. vass, säv och bredkaveldun) kan vara ett tecken på bl.a. förändrat bete eller förändrat vattenstånd (t.ex. Erixon, 2005; Strand, 2006). Förändringar i bältesutbredningen bör studeras med fjärranalysdata (se ovan).

#### 4.1 Hur och när bör fälttestet genomföras?

Krattmetoden längs virtuella transekter är helt obeprövad i sjöar norr om Stockholms län. Metoden borde testas i sjöar med olika grader av näringsstatus, bottenstrukt, sjödjup och storlek. Helst bör detta ske på ett systematiskt sätt, t.ex. faktorisk design (Box, Hunter & Hunter, 1978). Jag bedömer det som mest givande att testa metoden i sjöar som visar extrema värden för varje variabel (näringsstatus: oligotrof, eutrof; bottenstruktur: mjuk, sten/block; sjödjup: grund (<4 m), djup (>10 m); sjöstorlek: liten (<5 ha), stor (>5 km<sup>2</sup>). Vid tillämpning av faktorisk design så skulle detta innebära en design med  $2^4 = 16$  sjöar (Bilaga 1). Med denna design undersöks åtta replikat i varje klass (t.ex. åtta oligotrofa sjöar, åtta mjukbottenssjöar, åtta djupa sjöar och åtta stora sjöar) av respektive variabel, samtidigt som klasserna för de andra variablerna kontrolleras och kan tas hänsyn till vid utvärderingen (Box, Hunter & Hunter, 1978). Vid fälttest bör sjöarna väljas från olika geografiska regioner, vilket dock borde vara säkerställt med kravet på kombinationerna av de olika variablerna.

Krattmetoden är inte standardiserad än. Vid fälttest bör det även undersökas vilken effekt olika typer av kratta (bredden på krattan, tvåsidig/ensidig kratta, teleskopskaft/lina, Lutherräfsa/"vanlig kratta") har på detekterbarhet samt på skattning av abundans- och täckningsgrad. Dessutom bör det genomföras statistiska analyser av hur längden på krattdragen (50 cm, 1 m, 2 m) påverkar resultaten.

Krattmetoden längs transekter bör kompletteras med en inventering parallellt med stranden. Denna komplettering ökar chansen att erhålla en komplett artlista och kan genomföras vid förflyttning från en transekt till en annan. Samtidigt möjliggörs en kvantifiering av täckningsgrad och abundans på en semikvantitativ skala.

Vid fälttestet bör även olika kvantifieringsmetoder testas och jämföras. Med fördel bör DAFOR-skalan användas vid krattning och både DAFOR-skalan och den procentuella skalan vid dykning med rutmetoden. Vid den statistiska utvärderingen kan den procentuella skalan och DAFOR-skalan reduceras till kvalitativa data. En jämförelse mellan de kvalitativa och kvantitativa data ger ett bra underlag för att bedöma behovet av kvantitativa data vid övervakningsinventering av makrofyter.

Det är viktigt att resultaten vid övergång från en metod till en annan i en och samma sjö (t.ex. kratta fram till 4 m vattendjup, dykning vid >4 m vattendjup) blir jämförbara. Vid

användningen av DAFOR-skalan med både kratt- och dykningsmetoden bör detta vara fallet. Denna aspekt bör dock speciellt beaktas vid den statistiska utvärderingen.

Fälttestet kan genomföras sommaren 2007. Detta fältstest kan dock inte ge svar på frågan med vilket tidsintervall inventeringar för makrofyttövervakning ska genomföras. För att utreda detta krävs en separat studie där ett begränsat antal sjöar följs upp minst en gång per år.

Samtidigt är det viktigt att kombinera makrofytinventeringar med provtagning av t.ex. relevanta vattenkemiska variabler. Det är oftast sådana som används vid tolkningen av de erhållna makrofytresultaten. Variabler som därför bör mätas i fält:

1. Siktdjup
2. Rådande vattenstånd i relation till normalvattenstånd. Denna information är viktig för beräkning av arternas ytterdjup och kräver uppsättning av en pegel.
3. Vattenfärg
4. Alkalinitet
5. pH
6. Ledningsförmåga

Förutom punkt två inkluderar denna lista variabler som är enkelt att mäta med standardutrustning. Om syftet med provtagningen är analys av möjliga antropogena effekter på vattenvegetationen eller om provtagningen ingår i miljöövervakningen, bör det dessutom tas vattenprover för analys av närings- och eventuellt även av spårämnen (Naturvårdsverket 2003).

En sammanfattning av rekommendationen för fälttest ges i Bilaga 2.

## 5. Tack

Stort tack till Peter Erixon och Tommy Sörlin för givande diskussioner och kommentarer. Milan Vnuk hjälpte vid ritning av figurerna. Projektet finansierades via projektbidrag från Naturvårdsverket (överenskommelse 216 0637).

## 6. Referenser

- Andersson, B. (1999). Vattenvegetation. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Naturvårdsverket). Rapport SNV 4921.
- ArtDatabanken. (2006) *Faktablad: Alisma wahlenbergii – småsvalting. Förf. Karin Martinsson 1994. Rev. Anders Jacobson & Margareta Edqvist 2006.* 2006-11-23.
- Baatrup-Pedersen, A., Andersson, B., E., B.T., Karttunen, K., Riis, T. & Toivonen, H. (2001). Macrophytes. In *Biological Monitoring in nordic rivers and lakes* (ed J. Skriver). Nordic Council of Ministers, TemaNord 2001:513.
- Box, G.E.P., Hunter, W.G. & Hunter, J.S. (1978) *Statistics for experimenters. An introduction to design, data analysis, and model building* John Wiley & Sons, New York.
- Cardoso, A.C., Solimini, A.G. & Premazzi, G. (2005). Report on harmonisation of freshwater biological methods. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- CEN, European Committee for Standardisation (2004). Water quality - Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes. European Committee for Standardisation.

- Dierschke, H. (1994) *Pflanzensoziologie* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Ecke, F. (2006a). Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar. Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Luleå tekniska universitet, Luleå.
- Ecke, F. (2006b). Vattenvegetation som indikator för vattenkvalitet och sjökaraktär - Baserad på förändringar i vattenkemi och vegetation i svenska sjöar 1929-2005 (in Swedish with English summary). Luleå tekniska universitet, Luleå. Forskningsrapport 2006:15.
- Erixon, P. (2005). Igenväxning och vegetationsutbredning i Luleå innerfjärdar 1995-2004. Luleå tekniska universitet, Luleå. Forskningsrapport 2005:17.
- Free, G., Little, R., Tierney, D., Donnelly, K. & Caroni, R. (2006). A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes. Preliminary investigations.
- Golub, V.B., Losev, T.G.A. & Mirkin, B.M. (1991) Aquatic and hygrophytic vegetation of the Lower Volga valley. *Phytocoenologia*, **20**(1), 1-63.
- Jensén, S. (1977) An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Plant Ecology*, **V33**(2), 107-18.
- Jensén, S. (1979) Classification of lakes in Southern Sweden on the basis of their macrophyte composition by means of multivariate methods. *Plant Ecology*, **39**(3), 129.
- Klosowski, S. (2006) The Relationships between environmental factors and the submerged potametea associations in lakes of North-eastern Poland. *Hydrobiologia*, **560**(1), 15-29.
- Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppsen, E. (2005). Undersøgelser i søer. In Danmarks Miljøundersøgelser. Miljøministeriet. NOVANA.
- Leka, J. & Kanninen, A. (2003). Field surveys of aquatic macrophytes as a tool for monitoring and assessing the ecological status of the boreal lakes. In *How to assess and monitor ecological quality in freshwaters* (eds M. Ruoppa, P. Heinonen, A. Pilke, S. Rekolainen, H. Toivonen & H. Vuorista), Vol. 2003:547, pp. 127-30. TemaNord.
- Lohammar, G. (1938) *Wasserchemie und höhere Vegetation Schwedischer Seen*. Doctoral thesis, Uppsala universitet, Uppsala.
- Marshall, T.R. & Lee, P.F. (1994) Mapping aquatic macrophytes through digital image analysis of aerial photographs: an assessment. *J. Aquat. Plant Manage.*, **32**, 61-66.
- Mjelde, M. (2006). NIVA, Norge.
- Möller, R. (2005). Makrofyter i Bergträsket och Valkeajärvi - inventering och utvärdering av metod. In Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå. Nummer 13/2005.
- Naturvårdsverket. (1997) *Svenska naturtyper i det europeiska nätverket Natura 2000* Naturvårdsverket Förlag, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2003). Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Makrofyter i sjöar.
- Naturvårdsverket. (2006). Manual för basinventering i sjöhabitat.
- Pall, K. (2006). Systema GmbH, Wien, Österrike.
- Palmer, M.A., Bell, S.L. & Butterfield, I. (1992) A botanical classification of standing waters in Britain: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **2**(2), 125-43.
- Parsons, J. (2001). Aquatic Plant Sampling Protocols. Publication No. 01-03-017, Environmental Assessment Program, Olympia, Washington.

- Remillard, M.M. & Welch, R.A. (1992) GIS technologies for aquatic macrophyte studies: I. Database development and changes in the aquatic environment. *Landscape Ecology*, **7**(3), 151-62.
- Schneider, S. (2006). Limnologische Station der Technischen Universität München, Tyskland.
- Staniszewski, R., Szoszkiewicz, K., Zbierska, J., Lesny, J., Jusik, S. & Clarke, R.T. (2006) Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia*, **566**(1), 235-46.
- Strand, J. (2004). Utvärdering av fältmetodik för basinventering och uppföljning av Natura 2000 områden – undersökningstyp: ”makrofyter i sjöar”, naturtyp: ”Naturligt eutrofa sjöar med nate och dybladsvegetation” (3150). Rapportering av uppdrag från Naturvårdsverket.
- Strand, J. (2006). Undervattensväxter i Landsjön 2006. Rapportering av uppdrag från Jönköpings kommun.
- Thuresson, M. (2006). Broströmmens vattenväxter. Inventeringar i tio sjöar inom ett avrinningsområde. Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. & De Pauw, N. (2001) Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, **35**(2), 183-94.
- Europeiska Unionen (2000) Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. *Europeiska gemenskapernas officiella tidning*, **L-327**, 22.12.2000.
- Valley, R.D., Drake, M.T. & Anderson, C.S. (2005) Evaluation of alternative interpolation techniques for the mapping of remotely-sensed submersed vegetation abundance. *Aquatic Botany*, **81**(1), 13-25.
- Wallsten, M. (1981) *Changes of lakes in Uppland central Sweden during 40 years*, Uppsala University, Uppsala.
- Valta-Hulkkonen, K., Partanen, S. & Kanninen, A. (2003). Remote Sensing as a Tool in the Aquatic Macrophyte Mapping of a Eutrophic Lake: a Comparison Between Visual and Digital Classification. In *9th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Science*, pp. 79-90. Helsinki: Helsinki University of Technology, Espoo, Finland.
- Weisner, S.E.B., John, A.S. & Håkan, S. (1997) Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, **V109**(4), 592-99.
- Westhoff, V. & Van der Maarel, E. (1978). The Braun-Blanquet approach. In *Classification of plant communities* (ed R.H. Whittaker), pp. 287-397. Dr W. Junk bv Publishers The Hague, Boston.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology. Lake and river ecosystems* Academic Press, San Diego.

## Bilaga 1.

Försöksupplägg med  $2^4$  faktorisk design för att testa olika inventeringsmetoder för makrofyter. Med denna design finns alltid åtta replikat för varje klass av respektive variabel.

| Sjö Nr. | Trofistatus | Bottensubstrat | Sjödjup | Sjöstorlek |
|---------|-------------|----------------|---------|------------|
| 1       | Oligotrof   | Mjuk           | Grund   | Liten      |
| 2       | Eutrof      | Mjuk           | Grund   | Liten      |
| 3       | Oligotrof   | Sten/Block     | Grund   | Liten      |
| 4       | Eutrof      | Sten/Block     | Grund   | Liten      |
| 5       | Oligotrof   | Mjuk           | Djup    | Liten      |
| 6       | Eutrof      | Mjuk           | Djup    | Liten      |
| 7       | Oligotrof   | Sten/Block     | Djup    | Liten      |
| 8       | Eutrof      | Sten/Block     | Djup    | Liten      |
| 9       | Oligotrof   | Mjuk           | Grund   | Stor       |
| 10      | Eutrof      | Mjuk           | Grund   | Stor       |
| 11      | Oligotrof   | Sten/Block     | Grund   | Stor       |
| 12      | Eutrof      | Sten/Block     | Grund   | Stor       |
| 13      | Oligotrof   | Mjuk           | Djup    | Stor       |
| 14      | Eutrof      | Mjuk           | Djup    | Stor       |
| 15      | Oligotrof   | Sten/Block     | Djup    | Stor       |
| 16      | Eutrof      | Sten/Block     | Djup    | Stor       |



## Bilaga 2.

Sammanfattning av rekommendation för fälttest. För närmare beskrivning se avsnitt tre och fyra.

### Metoder att testa:

- Krattning längs virtuella transekter (16 sjöar)
- Dykning längs transekter med rutininventering (minst 6 sjöar som är samma som för krattmetoden)

### Aspekter som bör speciellt undersökas med krattmetoden:

- Hur många transekter som bör undersökas
- Hur resultaten påverkas av olika typer av kratta
- Hur långt krattdragen ska vara för att nå jämförbara resultat
- Hur resultaten påverkas när det krävs en övergång från krattmetoden till snorkling/dykning (t.ex. i djupa och/eller steniga sjöar)
- Hur olika typer av kvantifiering påverkar resultaten
- Potentiella felbedömningar av växtdjupet av icke-rotade undervattensväxter
- Ökning i informationsvärdet vid inventering med och utan anteckning av växtdjupet i förhållande till resursbehovet.
- Resursbehovet

### Aspekter som bör speciellt undersökas med dykningsmetoden:

- Hur många transekter som bör undersökas
- Hur resultaten påverkas av olika typer sjöbotten
- Hur olika typer av kvantifiering påverkar resultaten
- Förhållandet mellan informationsvinst i jämförelse med krattmetoden och resursbehovet

### Kompletterande information vid fältinventering:

- Utbredning av överskottsvegetation (och submers) makrofytvegetation. Dokumenteras och kvantifieras med hjälp av aktuella fjärranalysdata.
- Vattenkemiska data