

Utvärdering av fältmetodik för basinventering och uppföljning av Natura 2000 områden – undersökningstyp: ”makrofyter i sjöar”, naturtyp: ”Naturligt eutrofa sjöar med nate och dybladsvegetation” (3150).

John Strand

Målsättning och uppdragsspecifikation

Detta uppdrag går ut på att fälttesta och skriva instruktioner för inventering och uppföljning av makrofyter i näringsrika sjöar.

Specifikt syftar denna rapport till att utvärdera om den fältmetodik som beskrivs i Handbok för miljöövervakning, makrofyter i sjöar (Naturvårdsverket 2003), är tillämpbar för Natura2000 –naturtypen 3150, naturligt eutrofa sjöar med nate eller dybladsvegetation (Naturvårdsverket 1997, 2004). Även uppföljningsrapporten för naturtypen 3150 (Naturvårdsverket 2004), som översiktligt beskriver naturtypen och ger förslag på indikatorer m.m. utvärderas och kommenteras. Utöver detta utvärderas de befintliga ”typiska arterna” för naturtypen, samt de uppsatta målnivåerna med avseende på ”gynnsam bevarandestatus” enligt Naturvårdsverkets ”bedömningsgrunder för miljökvalitet” (Naturvårdsverket 2000).

Inledning och bakgrund

Metoder för inventering, övervakning och uppföljning av växter och växtsamhällen har lång tradition inom den terrestra naturvården. Därför är det inte underligt att fältmetoderna har utarbetats efter terrestra förhållanden. Linjetaxering och inventering i rutor fungerar utmärkt på land men är inte nödvändigtvis applicerbara i akvatiska habitat. Inventering av submersa makrofyter är problematiskt ur många aspekter, och det är olyckligt att det fortfarande ges ut manualer för inventering av makrofyter i sjöar som i allt väsentligt bygger på metodik utarbetad för terrestra förhållanden. Metoderna för akvatiska miljöer måste helt och hållet bygga på förståelse för de parametrar som styr växtsamhällena och dessa parametrars relativa betydelse för förekomst och utbredning av olika arter. Dessutom måste hänsyn tas till de praktiska förutsättningar och begränsningar som det innebär att arbeta i akvatiska habitat. För eutrofa system innebär detta till exempel att man oftast måste acceptera icke-kvantitativa eller semi-kvantitativa metoder, som dessutom oftast innebär destruktiv provtagning, eftersom kvantitativa metoder oftast kräver god sikt. Åtminstone om arbetet ska utföras rutinmässigt till en rimlig arbetsinsats och kostnad.

Det är, på grund av de praktiska begränsningar i provtagningsmetodik som finns, särskilt viktigt att metodiken utarbetas med stor förståelse för akvatiska makrofyters ekologi. Detta för att man med en minimal kostnad ska få ut maximalt med användbara data avseende förändringar i den akvatiska floran, och dessa förändringars bakomliggande, miljömässiga orsaker.

Kort sammanfattning av befintlig metodförslag (Handbok för miljöövervakning, undersökningstyp: makrofyter i sjöar) (version 1:2, 2003-12-04) (Naturvårdsverket 2003).

Det föreslås att submersa makrofyter inventeras i rutor längs transekter vinkelrätt mot sjöns djupkurvor. Rutorna läggs slumpvis (oklart hur) inom bestämda djupintervall (0.25 m ut till 1.5 m djup, och 0.5 m för djupare områden). Antalet transekter är inte fastställt utan transekter läggs tills dess att antalet registrerade rutor i varje djupintervall uppgår till minst 10 st.

Olika ambitionsnivåer föreslås:

1. Inventering av ett enskilt växtsamhälle
2. Inventering av ett delområde av en sjö
3. Inventering av en hel sjö

Vid inventering av en hel sjö ska sjön delas in i delområden, representativa för sjön, som sedan ska inventeras. ”Artsammansättning och utbredning bestäms genom en standardiserad översiktsregistrering i olika djupintervall i delområden vars storlek och antal bestäms med hänsyn till sjöns form, bottenförhållanden, exponeringsgrad mm. Delområdena bör vara så enhetliga som möjligt” (Naturvårdsverket 2003)

Provtagningen i fält ska genomföras med en av flera olika diskuterade metoder. Dessa olika metoder kan enligt dokumentet ”användas allt efter resurstillgång”.

Metoderna som diskuteras är:

- Rutinventering i transekt med vadarbyxor och vattenkikare.
- Undervattensfotografering i transekt utförd av dykare (SCUBA).
- Rutinventering i transekt genom fridykning/snorkling/dykare.
- Inventering i transekt med båt och vattenkikare.

Metodik för utvärderingen

Arbetet har genomförts genom att i fält testa de föreslagna metoderna i fyra sjöar jämnt fördelade på två biogeografiska zoner (kontinental och boreal). Tre olika metoder testades, snorkling, vadarbyxor med vattenkikare, samt båt med vattenkikare och kratta. Alla metoderna testades inte i samma sjö, och i vissa sjöar testades endast en metod.

Uppdraget var specificerat till att testa metoden för sjöar av naturtypen ”3150 - eutrofa sjöar med dyblad och natevegetation”. De sjöar som testade inför denna utvärdering var Ellestadssjön och Gyllebosjön i Skåne, samt Strömsvattnet och Kollungerödssjön i Västra Götaland.

För utvärderingen har såväl metodtesterna i ovanstående sjöar, samt tidigare erfarenheter av inventering och monitoring av submersa makrofyter i eutrofa sjöar använts. Framför allt data och erfarenheter från årliga inventeringar av Ringsjön (Strand 1999) och Finjasjön (Strand och Weisner 2001) i Skåne används. Utöver dessa används erfarenheter från tidigare inventeringar av submers vegetation i bland annat Krankesjön och Björkesåkrasjön (Weisner, Strand och Sandsten 1997) och Lillasjön (Strand och Vretare 2000).

Utvärdering av Handbok för miljöövervakning, undersökningstyp: makrofyter i sjöar (version 1:2, 2003-12-04), programområde sötvatten (Naturvårdsverket 2003)

Restriktioner och begränsningar

Följande text hänvisar till fältmetodik för att inventera submersa växter i eutrofa sjöar. Möjligtvis kan de föreslagna metoderna i det utvärderade dokumentet användas för emersa växter, samt submersa växter i oligotrofa sjöar. Detta har dock inte utvärderats.

Sammanfattande slutsatser

Den viktigaste invändningen är att i princip ingen av de föreslagna metoderna går att använda i eutrofa sjöar som de är beskrivna i dokumentet. Metodiken är förmodligen skriven med tanke på klarvattensjöar, och kan rimligtvis inte ha testats i eutrofa sjöar. Kombinationen av vanligt förekommande faktorer i eutrofa sjöar som lågt siktdjup, mjuka bottenar och breda vassbälten ut till stora djup gör att metoder som bygger på endera, eller kombinationer av,

vararbyxor (eller båt) med vattenkikare, dykning, eller snorkling för att inventera undervattensväxter inte kommer att ge några säkra resultat. Detta insågs redan vid en första genomläsning av de föreslagna metoderna innan fälttesterna hade genomförts. Fälttesterna har inte förmått ändra denna uppfattning utan har tvärt om stärkt den så att det för mig är uppenbart att hela metodiken måste revideras vad gäller inventering av submersa makrofyter i eutrofa sjöar. Detta utvecklas en del i nedanstående text. Ett nytt dokument bör tas fram, som beskriver en genomförbar och relevant provtagningsmetodik för submers vegetation i eutrofa sjöar.

Det går förmodligen inte att ha en metodik för inventering av undervattensväxter som ska gälla för samtliga sjöar. Olika metoder måste användas beroende på om sjön är eutrof eller oligotrof.

Två intryck är särskilt påfallande vid genomgång av dokumentet:

- 1) Dokumentet verkar vara en skrivbordsprodukt utan större eftertanke kring den praktiska genomförbarheten för provtagningen. Åtminstone vad gäller inventeringar i eutrofa sjöar.
- 2) Det saknas en tydlig koppling mellan metodiken vad gäller insamlandet av data för olika parametrar, och hur dessa ska kunna utvärderas och sättas i ett sammanhang med avseende på effekter av miljöförändringar på akvatisk undervattensvegetation.

De data som tas fram med den föreslagna metodiken blir mycket svårtolkade. Detta beror på att täckningsgrad och frekvens av olika arter inte alltid är relevant i en djupgradient i akvatiska, eutrofa miljöer där flera specifika biotiska faktorer samt de akvatiska arternas specifika anpassningar påverkar och komplicerar tolkningen av dessa data (som oftast saknas på land). De stora dominansen av klonväxter gör att individbegreppet blir svårtolkat. De långa böljande skotten gör att definitionen av ruta blir mindre relevant eftersom skott utanför i stor utsträckning påverkar. Icke-rotade arter har ingen definierad växtplats. Flera rotade arter sprider sig vegetativt med fragment. Vindriktningen vid provtagningen påverkar därför närvaron av arter i rutorna, osv, osv. Efter ett omfattande och komplicerat provtagningsarbete sitter man med data som är så gott som omöjliga att tolka. Det verkar dessutom helt saknas instruktioner för tolkningen av data. Rimligtvis finns det en bakomliggande tanke med hur data på täckningsgrad i rutor längs transekten ska tolkas men den verkar inte vara publicerad.

För att konstruera en provtagningsmetodik som ska kunna användas rutinmässigt av olika personer måste den vara noga genomtänkt vad avser praktisk genomförbarhet, ekologisk relevans, samt syftet med undersökningen. Här krävs uppenbarligen en kort genomgång av eutrofa sjöars typiska särdrag och hur dessa påverkar provtagning av submers vegetation, samt faktorer som styr utbredning av submers vegetation och dessa faktorers relativa betydelse.

Svårigheter med provtagning av submers vegetation beroende på eutrofa sjöars egenskaper

Eutrofa sjöar kännetecknas av omfattande vassbälten. Dessutom är det vanligt med mäktiga sedimentlager framför allt på vindskyddade avsnitt. På skyddade lokaler är vassbältena ofta mycket breda även om det maximala ytterdjupet för vassen är litet. Detta beror på att de vassbildande övervattensväxterna tvingas satsa mer energi på fasthållning i det mycket lösa sedimentet och därmed mindre på stråttillväxt. Eftersom de i allmänhet inte fotosyntetiserar under vattnet begränsas djuputbredningen av den minskade allokeringen till skotttillväxt. På exponerade lokaler är bottarna fastare och mer energi kan allokeras till strånas längdtillväxt på bekostnad av rhizomen, vilket leder till att vassarna här växer ut till större vattendjup. Dock är vassbältena här oftast smalare på grund av brantare stränder. Ett

normalt maximalt vassytterdjup i en eutrof sjö är ca 1.5-1.7 m på exponerade lokaler med fasta bottenar och ca 0.4-0.6 m på skyddade lokaler med mjuka bottenar. Detta, i kombination med det faktum att merparten av den submersa vegetationen finns utanför vassbältena, gör att all provtagning av submersa makrofyter med hjälp av t. ex. vadarbyxor i praktiken omöjliggörs.

En annan faktor av stor betydelse för inventeringsmetoder är det låga siktdjupet. Det kan variera mellan några centimeter och ett par meter beroende på årstid (algblooming) och vindinducerad upptransport av sediment till vattenmassan. Även vid ett relativt stort siktdjup blir sikten dock lätt störd av provtagningsaktiviteter vilka leder till resuspension av de i eutrofa sjöar ofta mäktiga och lätttrörliga sedimentlagren. Nästan all aktivitet vid provtagning (årtag med båt, till fots med vadarbyxor, snorkling och dykning) leder till kraftig uppgrumling, vilket har stor negativ effekt på metoder som bygger på visuell inventering.

Faktorer/parametrar viktiga att mäta vid inventeringar

Den absolut viktigaste begränsande faktorn för undervattensväxter är ljusstillgång. Faktorer som styr ljusstillgången i vattenmassan inkluderar en mängd antropogena aktiviteter som till exempel ökad näringsbelastning (via punktutsläpp eller diffusa utsläpp beroende på markanvändning i avrinningsområdet). Ökad extern näringsbelastning leder till ökad produktion av fytoplankton och försämrat siktdjup. Försämrat siktdjup leder till att submers vegetation minskar i utbredning. Denna minskning märks framför allt på djuputbredningen, det vill säga det maximala djup som olika submersa arter klarar att fotosyntetisera på. Även om täckningsgrad och biomassa är i stort sett oförändrad på låga vattendjup kan en liten försämring av ljusklimatet leda till att ytterdjupet för olika arter i en sjö minskar betydligt. Olika arter är också olika känsliga, beroende på olika anpassningar att klara av låga siktdjup. Alltså upptäcker man snabbare förändringar i vattenmiljön genom att använda sig av provtagningsmetodik som fokuserar på den maximala djuputbredningen av olika arter. Denna ökade eutrofiering är vanligtvis den mest påtagliga förändring (och försämring) av miljön i naturligt eutrofa sjöar, och är också viktigast att prioritera. Förändrad maximal djuputbredning kan också användas för att detektera lokal påverkan inom en sjö, vid till exempel ett punktutsläpp i en vik som kan leda till lokala förändringar i djuputbredningen.

Bortsett från lågt siktdjup, kan förändringar i perifytonproduktion (påväxtalger) negativt påverka djuputbredningen av submers vegetation. Det har föreslagits att en ökad perifytonproduktion faktiskt är den initiala faktor som leder till utslagning av submers vegetation vid eutrofiering (Phillips m.fl. 1978, Strand 1999). Därför kan provtagning av perifytonbiomassa vara ett sätt att snabbare upptäcka eventuella eutrofieringsförlopp.

En annan faktor som kan ha stor effekt på utbredningen av submers vegetation är bete av framför allt fågel. Lokala öknings i sjöfågelpopulationen kan leda till en dramatisk minskning av utbredningen av submers vegetation. Det är oftast de näringsrika fröna som konsumeras i störst utsträckning, men till exempel svanar gräver fram och konsumerar de näringsrika övervintringsorgan som finns hos en del submersa arter, och kan därmed påverka utbredningen av olika arter i en sjö (Sandsten 2002). Bete är ofta selektivt så att vissa arter föredras framför andra (Weisner, Strand och Sandsten 1997). Vissa beteståligena arter kan till och med gynnas av bete på grund av minskad konkurrens från betade arter. Även om sjöfågelbete oftast inte utrotar en submers art från en sjö kan de rumsliga effekterna på utbredningen lokalt vara betydande. Betestrycket är generellt störst på skyddade lokaler och nära vassarna. Bete kan alltså vara en orsak till att utbredningen av submers vegetation minskar på låga vattendjup. Det är viktigt att känna till denna potentiella faktor så att vidare studier kan genomföras för att närmare undersöka eventuell minskning av olika arter av undervattensväxter på mindre vattendjup (exempelvis utestängningsförsök eller analys av eventuella data på fågeltäthet).

Slutligen är vattendjup givetvis en variabel av stor betydelse. Detta innebär att provtagningsmetodiken bör fokusera på så hög upplösning som möjligt vad gäller vattendjup. Dessutom ska det rådande vattenståndet vid varje provtagning alltid noteras! Detta är mycket viktigt för framtida analyser av data, där ett första steg är att omvandla uppmätt vattenståndsdata till någon form av standardvattenstånd. Finns ingen pegel i sjön ska en sådan monteras upp innan första provtagningen. Detta kan inte nog poängteras. Går det inte att relatera de uppmätta vattendjupen till vattenståndet vid provtagningen blir hela arbetet mer eller mindre meningslöst.

Utvärdering av metod: Inventering i rutor längs transekt med vadarbyxor och vattenkikare.

De tidigare nämnda faktorerna (vassytterdjup samt sedimenthårdhet) gör att inventering i rutor, längs transekt med hjälp av vadarbyxor för att undersöka undervattensväxter är praktiskt ogenomförbar i eutrofa sjöar. Med vadarbyxor kan man under ideala förhållanden (fast botten) arbeta på ett maximalt vattendjup av ca 1.2-1.3 m. Här sätter dessutom provtagarens längd begränsningar. En lång person kommer givetvis längre ut än en kort! På exponerade lokaler med fast botten där ideala förhållanden finns, växer vassen oftast betydligt djupare, vilket innebär att man i de flesta fall inte ens kommer utanför vassbältet med denna metod, och alltså inte når ut till de områden där submers vegetation har sin huvudsakliga utbredning. Det är uppenbart att denna metod inte fungerar för att inventera undervattensväxter på dessa lokaler i eutrofa sjöar. På vindskyddade lokaler där vassbältena inte växer lika djupt, begränsas man av de mäktiga och mjuka sedimentlager som ofta är långt över en meter tjocka. Inte heller här når man i allmänhet utanför vassbältet. Det finns också en säkerhetsaspekt att väga in. Det är direkt farligt att ge sig ut med vadarbyxor i dessa miljöer på skyddade lokaler med tjocka sedimentlager. Det är inte ovanligt att man kan ta sig relativt långt ut, i princip till gränsen för vadarbyxornas kapacitet. Så länge man rör sig brukar det gå att ta sig fram i det mjuka sedimentet. Faran ligger i att när man stannar upp för att ta prover, då långsamt sjunker djupare i sedimentet. Sugkraften i sedimentet är mycket stark och det finns ingen fast punkt att ta spjörn mot, vilket kan leda till att vattennivån till sist når över vadarbyxorna som då vattenfylls, och det blir då mycket problematiskt att ta sig därifrån. Man bör inte utföra inventeringar på sådana lokaler på egen hand, utan ha en person på fast mark, helst i repförbindelse med provtagaren.

Dessutom kompliceras inventering med hjälp av vattenkikare, som föreslagits, av att det lösa sedimentet kraftigt ytterligare grumlar vattenmassan, vilket oftast omöjliggör visuell inventering i dessa miljöer.

Slutsatsen blir alltså att vadarbyxor i kombination med vattenkikare inte är användbara för inventering av submers vegetation i eutrofa sjöar.

I oligotrofa sjöar finns inte dessa begränsningar (åtminstone inte i lika stor utsträckning), men metoden blir ändå sub-optimal eftersom det möjliga inventeringsdjupet är en sådan liten del av littoralzonen i dessa sjöar. I klarvattenssjöar kan submers vegetation växa ut till 8-10 m vattendjup och även djupare i extremfall, och täta mattor av kortskottsväxter på 6 m vattendjup är inte ovanligt.

Utvärdering av metod: Inventering i rutor längs transekt med båt och vattenkikare.

Vid rutininventering med båt har man inte problemet med att vadarbyxor inte kan användas på de djup där merparten av den submersa vegetationen finns. Det är dock problematiskt av andra skäl. Vid rutininventering i akvatiska miljöer används antingen en flytram eller en nedsänkbar ram (föreslås i metoddokumentet). En nedsänkbar ram kan eventuellt användas under idealiska förhållanden (fast botten och bra siktdjup), och arterna kan noteras visuellt med vattenkikare. Även under ideala förhållande kan vattenkikare dock bara användas ut till ett visst vattendjup som bestäms av siktdjupet. I metoddokumentet står

att submers vegetation i allmänhet växer ut till dubbla siktdjupet. Detta är en mycket grov generalisering och gäller möjligtvis för kortskottsväxter, där ljuskompensationspunkten för fotosyntesen nära botten är avgörande. Det kan definitivt inte användas som regel vid inventering i eutrofa sjöar med långskottsvegetation på sensommaren. Även om siktdjupet är avgörande för djuputbredningen så varierar det över året, och den mest kritiska perioden är på våren och försommaren då individerna antingen gror från frön eller, mer vanligt, skjuter nya skott från övervintringsorgan. Genom snabb tillväxt koncentreras biomassan till den övre delen av vattenmassan och växter kan därför växa djupare än vad ljusklimatet vid botten medger. Det är inte ovanligt att hitta submers vegetation på 2-3 m djup fast sommarsiktdjupet endast är 0.5 m (Scheffer m.fl. 1992, Strand 1999). Framför allt långskottsväxter av typen vattenpest och axslinga har stor förmåga att "fly undan" dåligt siktdjup, genom tidig tillväxt. Eftersom submerser alltså kan växa betydligt djupare än dubbla siktdjupet är det inte möjligt att använda vattenkikare i eutrofa sjöar. Siktdjupet kan dessutom förändras kraftigt dag från dag beroende vindriktning och vindhastighet i och med vindens förmåga till re-suspension av sediment.

Att använda sig av en nedsänkbar ram från båt är dessutom så gott som praktiskt ogenomförbart. Att i en mer eller mindre stabil båt på två meters vattendjup sänka ner en ram så att den landar plant och kan urskiljas i det dåliga siktdjup och omfattande sedimentlager som är vanligt i dessa sjöar, är i princip omöjligt. Det är åtminstone omöjligt att använda denna metod som standard, eftersom det endast kan förväntas fungera tillfredsställande i undantagsfall.

En flytram kan användas även från båt på djupare vatten, under förutsättning att siktdjupet är tillräckligt (se dock ovan). Dock förlorar då rutininventeringen en stor del av sitt syfte (att inventera arter inom en väl definierad yta) eftersom man tvingas titta genom en vattenpelare och subjektivt bedöma vilka individer som befinner sig innanför ramen. Olika personer tenderar att göra denna bedömning på olika sätt. Dessutom gör långskottsväxternas växtsätt med långa (2 m) skott upp i vattenmassan, att det är svårt att bedöma vilka individer som verkligen befinner sig inom rutan. Denna metod kan möjligtvis användas då en och samma person inventerar en mängd sjöar. Flytram från båt blir dock även av andra skäl praktiskt ogenomförbar. Det är mycket svårt att fixera ramen (och båten) på ett smidigt sätt. Detta är ett typiskt exempel på metoder utvecklade för terrestra system (rutinventering) som inte går att applicera direkt på akvatiska system, åtminstone inte utan mycket stora ansträngningar, tidsmässigt, personellt och ekonomiskt.

Utvärdering av metod: Inventering i rutor längs transekt med dykande/snorklande personal

Inventering i transekt (med eller utan rutor), med dykande eller snorklande personal är en metod som är relativt väl testad i oligotrofa sjöar, där siktdjupet är bra. Dock är metoden inte lämplig i eutrofa sjöar på grund av den begränsande sikten. Hög turbiditet (lågt siktdjup) begränsar också möjligheten till undervattensfotografering som inventeringsmetod (Rörslett m.fl. 1978). Vid snorklingsförsök i Gyllebosjön var det faktiska siktdjupet i vattenmassan 3-4 dm (även om det uppmättes till 1.0 med Secchi-skiva från båt), till stor del beroende på uppgrumling av sediment vid transport längs transekten. På ett djup av ca 0.5 m kunde inte längre botten urskiljas. I Ellestadsjön kunde transekten följas ut till ca 0.9 m. Snorkling kräver dessutom i princip två personer vid provtagningen om inte tidsåtgången ska bli orimligt hög. En person i båt som följer med den snorklande provtagaren och mäter djupet, tar hand om växtmaterial, och antecknar är förmodligen nödvändig.

Om dykare (SCUBA) ska användas krävs en betydligt större organisation om säkerhetsaspekterna ska vara uppfyllda. För fältprovtagningen krävs tre erfarna dykare (lagstadgad utbildning, trestjärnig CMAS alternativt försvarets dykutbildning eller motsvarande), varvid två alltid dyker i par och en står för ytorganisationen (larma vid olycka

etc). Detta är en mycket personalkrävande metod som dessutom är behäftad med samma problem som för snorklande personal i eutrofa sjöar (problem med dåligt siktdjup, uppgrumling etc).

I metoddokumentet är på utrustningslistan upptaget djupmätare för dykande personal. Det är mycket tveksamt om normala djupmätare duger, då enligt tidigare resonemang djupmätningarna ska göras så exakt som möjligt. De måste definitivt kalibreras om till sötvatten, och även efter en noggrann kalibrering verkar noggrannheten vara tveksam. Felmarginalen bör inte vara större än 10 cm för att den skall uppfylla kraven på det data man önskar angående vattendjup.

Tidsåtgången för denna typ av provtagning är mycket omfattande, maximalt ca 4 transekt per dag kan provtagas, vilket betyder flera dagars arbete om ett rimligt antal transekt ska inventeras. För en medelstor sjö (0.5-1 km²) där ca 20-25 transekt är minimum, betyder det att minst en veckas jobb för 3 personer krävs om dykmetoden ska användas, där det istället skulle kunna göras på en till två dagar för en person med en mer adekvat metod (se nedan för förslag på relevant metod för eutrofa sjöar).

Slutsatsen blir att inventering med hjälp av dykande eller snorklande personal inte är lämplig som standard i eutrofa sjöar. Dock kan eventuellt dykning komplettera en genomförbar standardmetod om förhållanden är ideala i en fältsituation, och man av någon anledning vill göra extra detaljstudier. Emellertid måste standardmetoden vara genomförbar i alla eutrofa sjöar vid alla tidpunkter och kan därför inte baseras på dykande eller snorklande personal.

Utvärdering av metod: övriga synpunkter (urval av parametrar, noggrannhet m.m.)

Generellt sett så fokuserar metoden på fel saker. Stor vikt läggs vid inventering i rutor, med tillhörande täthetsuppskattningar i olika djupintervall. Antalet transekt i olika djupintervall beskrivs relativt utförligt medan de föreslagna djupintervallen är extremt lågupplösta. Det föreslås att rutor (minst 10) ska läggas i 0.25 m djupintervall ut till 1.5 m och därefter i 0.5 m djupintervall. Detta är alldeles för dålig upplösning av en parameter av sådan stor betydelse som vattendjupet. Det ska givetvis göras provtagningar i betydligt tätare intervall, framför allt måste det maximala vattendjupet för olika arter hittas med stor noggrannhet. Att föreslå sämre upplösning på djupt vatten än på grunt är minst sagt förvånande! *Det maximala ytterdjupet ska mätas exakt och inte i några intervall.* Se vidare i reviderat förslag på metodik nedan.

Ett generellt problem är att det inte finns någon konsekvens i detaljrikedomen vad gäller fältinstruktionerna. Till exempel anges relativt detaljerat att man ska dela upp sjöar av olika typ (djupa/grunda) i olika delområden på olika sätt. Däremot står det inte hur man ska dela upp sjön i områden, mer än att de ska vara så enhetliga som möjligt. Detta var så luddigt formulerat att jag fortfarande inte är riktigt säker på vad tanken egentligen är. Förmodligen menas att man först på något sätt ska karakterisera sjön översiktligt för att därefter dela in sjön i delområden (på olika sätt beroende på om sjön är djup eller grund). Därefter ska man göra provtagningen i de olika delområdena på ett representativt sätt. Mer detaljerat än så här blir det inte! Detta är en dålig instruktion på grund av dess inneboende osäkerhet, brist på definition, samt stora subjektivitet. Det bör inte förekomma instruktioner som leder till sådana uppenbart subjektiva tolkningar. Instruktionerna avseende plats/stationsval för inventeringen bör utarbetas så att det blir så objektivt som möjligt. Annars kan det lätt bli så att transekter läggs där det är lätt att komma till rent praktiskt eller på grundval av andra subjektiva uppfattningar. Generellt ska transekter slumpas ut. Detta kan dock kompletteras med medvetna val av lokaler om särskilda vegetationssamhällen är av intresse att undersöka närmare. Se vidare i reviderat förslag på metodik nedan.

Av någon anledning används termen makrofyter underförstått i en mycket snäv definition och inkluderar enligt dokumentet endast submerser (undervattensväxter). Detta är förvirrande eftersom man normalt och av tradition använder termen makrofyter för att inkludera samtliga akvatiska makroskopiska primärproducenter av olika livsformer (undervattens -, flytblads - och övervattensväxter). Trots denna definition tas det även upp en del angående provtagning av emers vegetation (övervattensväxter) och flytbladsväxter framför allt under avsnittet strategi. Det går inte att med säkerhet avgöra vilka livsformer som egentligen ingår i metodiken. Å ena sidan nämns i syftet att det endast gäller submerser, å andra sidan definieras termen akvatisk makrofyt senare på ett diffust sätt (till att gälla främst undervattensväxter) och även emerser verkar ingå ibland. Detta är ingen allvarlig kritik, men för tydlighetens skull bör man benämna dokumentet: "Undervattensväxter i sjöar". Åtminstone om det är denna begränsning som åsyftas, vilket jag har tolkat dokumentet som. Det är också konsekvent med tanke på det närliggande dokumentet för fältmetodik avseende emersa arter och flytbladsvegetation (Naturvårdsverket 2003b).

Det anges vidare att om man vid inventeringar finner att övervattensväxter växer tillsammans med undervattensväxter ska detta noteras och de delar som sticker upp ovanför vattenytan ska mätas. Detta är en mycket förbryllande notering och rimligtvis finns ingen användning för sådana data, med hänsyn tagen till ekologin hos övervattensväxter i allmänhet, och syftet att upptäcka miljöförändringar i synnerhet. Det står inte beskrivet vad man skall använda längden på de över vattenytan uppstickande delarna till. Eventuellt är tanken att det skulle kunna vara ett slags mått på skuggningseffekten på undervattensväxterna, men det framgår inte, och i sådana fall borde stråtheten också mätas.

Förslag på reviderad metod för inventering av submersa makrofyter i eutrofa sjöar.

Följande är en kortfattad sammanfattning över en metod att inventera submersa makrofyter i eutrofa sjöar, så som jag anser att den bör utföras. Metoden kallas fortsättningsvis "krattmetoden". I utformningen av metoden har stor vikt lagts vid följande:

- Syftet med datainsamlingen. Användandet av data. Parametrar och noggrannhet för att uppnå syftet.
- Metodiken ska kunna användas av olika personer med normal limnologiutbildning och viss fältvana. Inga övriga specialkompetenser eller mer omfattande instruktioner ska krävas för fältarbetet.
- Metoden ska vara praktiskt genomförbar utan allt för stora insatser vad gäller specialutrustning, personal eller ekonomiska medel.

Plats/stationsval

En detaljkarta över området tas fram, helst ett flygfoto (ortofoto) som tas med i fält. Skalan ska vara så pass storskalig att enskilda vassbestånd lätt kan urskiljas. (ca 1:5000). För stora sjöar behövs flera kartblad, för att täcka in hela strandlinjen. Beroende på strandlängd läggs ett antal transekter ut i varje sjö. Den första transekten slumpas ut, och de efterföljande fördelas jämt utmed strandlinjen på kartan. Generellt bör transekterna ligga med 200-500 m mellanrum (i stora sjöar 500 m, och i mindre sjöar 200 m). I de fall transekter visar sig hamna vid lokaler med uppenbar fysisk störning (badplatser, båtplatser, sjötomter etc), flyttas de med 25 m i taget tills en opåverkad lokal påträffas. Ovan beskrivna metod används för att inventera hela sjön och få uppgifter av sådan kvalitet att det med någorlunda säkerhet kan användas för att upptäcka generella miljöförändringar.

Metoden kan med fördel kompletteras med, eller bytas mot, ett förfarande där transekter väljs medvetet för att undersöka vissa vegetationsbestånd eller delområde i sjön. Om syftet är att studera ett bestånd eller ett delområde är detta en bra metod. Framför allt om kända

bestånd av vissa arter är av särskilt intresse kan detta vara ett komplement. Dessa inventeringar kan givetvis utföras samtidigt som den mer fullskaliga, men det är viktigt att man inte manipulerar slumpförfarandet, och tvingar in en viss transekt i det större materialet. Detta för framtida jämförelser med andra sjöar av samma naturtyp. I stället ska man inventera extra transekter i de områden man är särskilt intresserad av att undersöka.

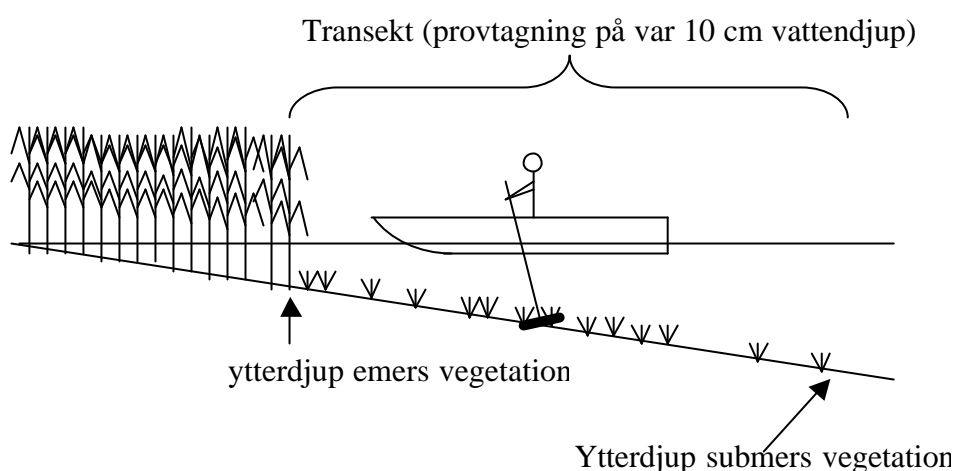
Eftersom provtagningen är destruktiv är det inte meningsfullt eller ens rekommendabelt att återinventera exakt samma lokaler år från år. Detta är inget reellt problem eftersom det är osannolikt att exakt samma bottenytan skulle påträffas. Det är av mindre betydelse hur transekten läggs varje år, så länge de är lika många och provtas på samma sätt. Antingen behålls de ursprungliga transekten och provtas varje år (utan att försöka hitta exakt samma lokaler), eller så görs nya utslumpningar varje år. Av detta skäl är det ingen större mening att positionsbestämma lokalerna exakt med GPS (om det inte används för att undvika att ta prov på exakt samma lokal). En detaljerad karta räcker mer än väl för att hitta till rätt område på sjön. Det är kontraproduktivt att lägga tid, energi och resurser på mätningar som inte har någon större betydelse för tolkningen av data.

Provtagningsutrustning

Provtagningsutrustningen är mycket enkel och består av en kratta med teleskopiskt skaft. Dessa kan fås med upp till 4-5 m längd, vilket också då bestämmer det maximala provtagningsdjupet. Bredden på kratt huvudet är av betydelse för provtagningsresultatet och bör helst vara standardiserad, åtminstone för inventeringar mellan år i samma sjö. En mindre bred kratta (20-25 cm) är vanligtvis enklare att hantera jämfört med en bredare (40-50 cm). På skaftet markeras 10-cm intervall med märktejp eller vattenfast penna, för momentan djupmätning vid provtagning.

Provtagningsmetodik

I fält inventeras transekter utgående från vassytterdjupet ut mot djupare vatten (fig. 1). Prov tas genom att krattan dras längs ca 1 m av botten. Vid mycket vegetation kan krattdragen halveras, och vid lite vegetation kan krattdragen fördubblas (både vad avser frekvens och längd). Dock är det viktigt att det alltid noteras hur många och långa krattdrag som görs vid varje enskild provtagning.



Figur 1. Schematisk skiss över provtagningsmetodik. Transekterna blir olika långa beroende på litoralens lutning. Prov tas vid varje 10 cm vattendjupsintervall.

Djupet noteras automatiskt genom markeringar på krattskaftet. Alternativt kan djupet lodas med en tyngd fäst i ett snöre med längdmarkeringar. Djupnoteringen är viktig och ska utföras noggrant. Vid mycket lösa sediment kan det vara svårt att mäta djupet eftersom det är svårt att avgöra var vattenmassan slutar och sedimentet börjar, framför allt då siktdjupet är dåligt. En siktskiva kan då användas som tyngd eftersom den större ytan gör att det är lättare att känna var bottenivån är.

Växtmaterialet tas upp och identifieras. Vid stora mängder material bör det tas om bord och läggas i en stor vanna med höga kanter med vatten för sortering så att inte mindre förekommande arter missas. Arter som inte omedelbart med säkerhet kan identifieras tas om hand i plastpåsar med lite vatten samt en markering om sjö, transektnummer och vattendjup, för senare identifiering. Det är inte rationellt att använda floror i fält eftersom det är ett vått arbete och svåridentifierade arter ibland måste undersökas i stereolupp. Om identifiering av olika anledningar dröjer ska växtmaterialet förvaras kylskåpssvalt och mörkt med lite vatten i påsen. Det ska inte pressas och torkas, eftersom det ofta försvårar identifiering av submersa växter. Växtmaterialet kan inte förvaras längre än någon vecka.

Prov tas på 10 cm vattendjupsintervall, och de olika arternas förekomst noteras. Om vassytterdjupet vid en viss transekt är 1.0 m och den submersa vegetationen växer ut till 2.5 m vattendjup görs alltså ca 25 provtagningar längs denna transekt (se även fig. 1). Hur lång transekten blir beror på litoralens lutning. Vid prov då inga växter noteras ska prov tas i ytterligare 10 vattendjupsintervall, eller till provtagningsutrustningen djupgräns.

Samma antal transekt slumpas ut varje år eller besöks ungefär samma lokaler (dock inte exakt samma).

Provtagningsfrekvens

Provtagning bör genomföras varje eller vartannat år.

Väderberoende

Provtagning kan genomföras vid i princip alla väder utom då vinden är alltför hård. Kan man gå ut med båt kan man också i princip genomföra provtagningar. Detta är dock till viss del beroende på fältvanan hos provtagaren, och det underlättar om vinden är svag. Vinden kan utnyttjas som ett hjälpmedel, särskilt vid de fall då de blåser längs med djupgradienten. Vid exempelvis västlig vind, läggs ankaret i vid vassytterkanten för de transekt som är på västra stranden. Genom att mata ut ankarlinan efterhand, driver båten kontrollerat längs djupgradienten.

Säsongsbberoende

Provtagning ska genomföras på sensommaren/förhösten (augusti/september) då de flesta arter är fullt utvecklade som ofta är nödvändigt för korrekt identifiering. Eftersom inte biomassa ska provtas går det förmodligen att genomföra provtagningen till och med en bit in i oktober utan större risk för fel på grund av säsongsvariation. Det är dock viktigt att vara medveten om att vissa arter har en tidig utveckling och blir betydligt svårare att notera senare på säsongen. Exempel på sådana arter är hårsärv (*Zannichellia palustris*) och vattenblink (*Hottonia palustris*), som alltså löper risk att bli underrepresenterade om inventeringen endast genomförs på sensommar/förhöst. Dock är det nog inte rimligt att fördubbla ansträngningarna med även en tidig inventering (maj/juni) eftersom vinsten med att hitta ytterligare några arter kan bedömas som relativt liten.

Tidsåtgång

Generellt hinner en van inventerare med ca 15-25 transekter per dag, beroende på väder, makrofytförekomst och om tillgång finns till båt med utombordsmotor (ffa i större sjöar). Två personer gör att fältarbetet går fortare (nästan dubbelt så fort).

Exempel på tidsåtgång:

- Inventering av en stor sjö som Ringsjön (40 km², 72 transekter, lite submerser) tog 3 dagar för två personer, med utombordare.
- Inventering av en liten sjö som Gyllebosjön (0.34 km, 15 transekter, mycket submerser) tog knappt en dag för en person, med roddbåt.

Fältutrustning

Båt med åror (i större sjöar är utombordsmotor tidsbesparande)
Ankare
Kratta med teleskopskaft
Större vanna
Plastpåsar
Märkutrustning (markeringstejp spritpenna/blyertspenna)
Anteckningsmaterial
Karta

Övriga data

Vattenståndet måste noteras vid varje provtagningsdag. Finns ingen pegel i sjön ska en sådan monteras upp innan första provtagningen.

Om det är möjligt bör data på vattenstånd och siktdjup samt vissa klimatdata inhämtas även tidigare på säsongen. Vattenstånd, temperatur och siktdjup på vår och försommar kan ha stor betydelse för utvecklingen av den submersa vegetationen, och är därmed viktiga parametrar att ha kontroll på vid tolkningen av data, framför allt vad gäller mellanårsvariationen.

Kända begränsningar, svårigheter och problem med den föreslagna metodiken

- Ej användbar djupare än ca 4-5 m vattendjup
- Viss osäkerhet vad gäller arts specifika skillnader i vad som fastnar på krattan
- I bästa fall semi-kvantitativ
- Tillgång till båt är ett absolut krav
- Arter som huvudsakligen förekommer i vassbälten blir underrepresenterade (e.g. vissa *Nitella*-arter, *Utricularia sp.*, *Hottonia palustris*, *Lemna triscula*).

Utvärdering av den föreslagna metodiken

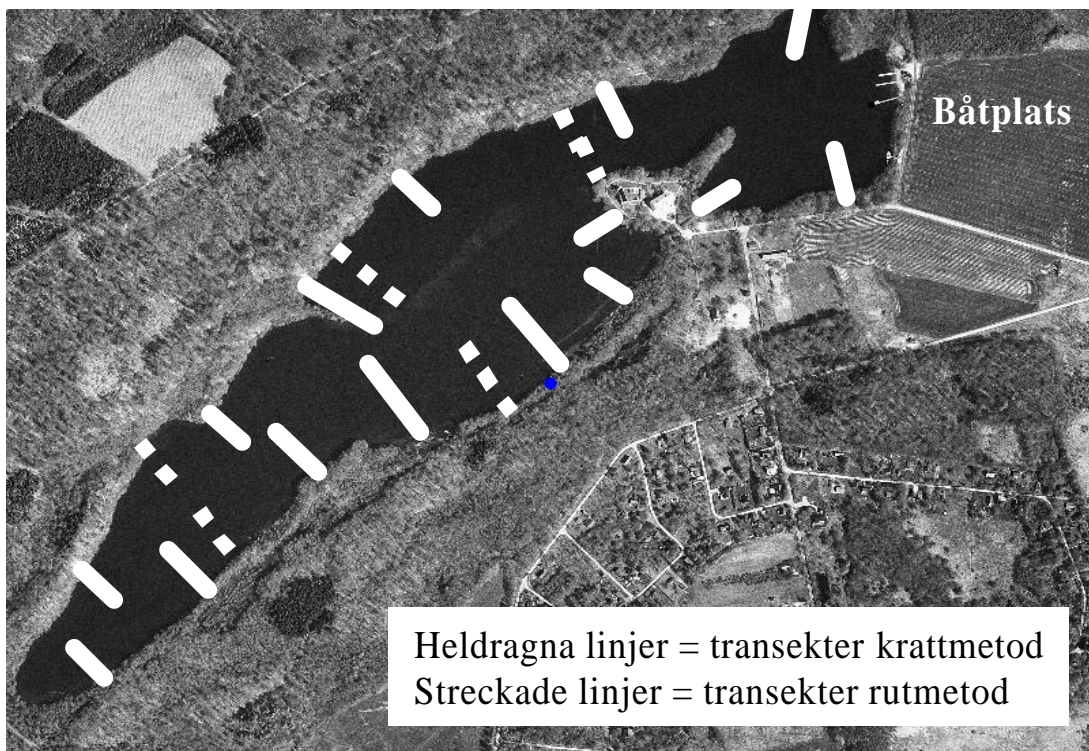
Metodiken har använts i vetenskapliga arbeten, och har visat sig fungera väl vad gäller undersökningar kring faktorer som påverkar utbredning av submers vegetation. Även i mer renodlade monitoringprojekt avseende respons hos submers vegetation på förbättrat ljusklimat efter biomanipulering har den visat sig fungera tillfredsställande Dock har den inte direkt testats mot den tidigare föreslagna metodiken med rutininventering enligt dokumentet "makrofyter i sjöar". Därför kan det vara intressant att jämföra de inventeringar som är gjorda i Gyllebosjön, dels med rutmetoden (vadarbyxor, båt, vattenkikare) och dels med krattmetoden (se även figur 2).

Rutmetoden

I en mycket ambitiös studie kring vattenväxter i skånska sjöar inventerades Gyllebosjön 2002, med avseende på makrofyter. Inventeringen gjordes i form av rutininventering i transekt, och gjordes av en mycket erfaren inventerare med god fältvana och kunskap om makrofyter. Observera att inventeringen i rutor inte exakt följer metodiken i "makrofyter i sjöar" eftersom syftet med undersökningen var att jämföra med tidigare studier. För mer information se Sandsten (2003) och Jensén (1978). Inventeringen med rutmetoden innefattande 90 provrutor i 6 transekt (figur 2). Rutorna var 1 m² stora och mättes vid varje meter i transekten ut till vegetationen upphörde. Vattendjupet noterades mitt i varje ruta, men var alltså inte styrande för rutplaceringen. Trots detta så blev resultatet att kravet på minst 10 rutor inom varje 0.25 cm vattendjupsintervall uppfylldes (enligt "makrofyter i sjöar"), varför metoderna kan anses jämförbara. Vad gäller submerser så gav rutininventeringen i transekter endast 2 st arter (*Ceratophyllum demersum* och *Elodea canadensis*) som återfanns i var sin transekt i 1 respektive 4 rutor. *C. demersum* fanns endast i rutan där mittpunkten låg på 10 cm vattendjup, medan *E. canadensis* maxdjup fanns i rutan med en mittpunkt på 1.74 m. I övrigt hittades en art av flytbladsväxter i transekterna. Denna inventering inkluderar täckningsgrad i rutorna i transekterna. Det bör poängteras att fler arter av submerser noterades utanför transekterna, vid kompletterande kvalitativ inventering. Inventeringen tog två dagar att genomföra för en person.

Krattmetoden

Inventeringen med krattmetoden genomfördes inför denna utvärdering (2004). Inventeringen omfattade 394 provtagningar med kratta fördelade på 15 transekt (fig. 2). Vad gäller submerser så gav inventeringen i de 15 transekterna 8 arter kärlväxter samt även en akvatisk mossa och "bestånd" av *Cladophora*. I övrigt hittades 4 arter av flytbladsväxter. *C. demersum* noterades på ett maxdjup på 3.1 m, och *E. canadensis* noterades på ett maxdjup på 2.9 m. Denna inventering inkluderar inte täckningsgrad i transekterna. Inventeringen tog en dag att genomföra för en person.



Figur 2. Placering av transekter vid de två olika inventeringarna.

Det är noterbart att krattmetoden gav 8 submersa arter och 4 flytbladsarter medan rutmetoden gav 2 submersa och 1 flytbladsart. De betydligt frekventare provtagningarna med krattmetoden ger en bättre bild av de submersa samhället i sjön. Dessutom ges betydligt exaktare data kring det så viktiga maximala vattenytterdjupet för de olika submersa arterna på olika lokaler i sjön. Krattmetoden gör det till exempel möjligt att upprätta en vegetationskarta över sjön vad gäller submersa arter om transekter läggs tillräckligt tät.

Rutmetoden ger stor mängd data över täckningsgrad i de olika rutorna, samt en mängd data på förekomst (och täckningsgrad) av emers vegetation. Denna information saknas för rutmetoden, bortsett från att förekomst av olika arter vid varje krattdrag i olika områden kan användas som ett indirekt mått på täckningsgrad.

Enligt Naturvårdsverkets ”bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket 2000) ska metodiken i ”Handbok för miljöövervakning: makrofyter i sjöar” (Naturvårdsverket 2003) användas för att fastställa artantal och indikatortotal för de olika sjöarna. Det är då uppenbart att den föreslagna metoden (rutmetoden) på ett otillräckligt sätt ger data jämfört med förslaget till reviderad metod (krattmetoden). Nedanstående tabell visar uträknade artantal samt indikatortotal för Gyllebosjön med de två olika metoderna.

Tabell 1. Jämförelse mellan rutmetod och krattmetod i Gyllebosjön, Skåne. Klassningen beroende på artantal enligt Naturvårdsverket (2000). Indikatorvärde framräknade som medelvärde för de funna arterna enligt Naturvårdsverket (2000). Jämförvärdena (jmf) för artantal och indikatortotal enligt Naturvårdsverket (2000), beroende på sjöstorlek, höjd över havet samt geografisk placering. Om artantalet är lägre än jämförvärdet och/eller indikatorvärdet högre än jämförvärdet innebär det att sjön avviker (och är eutrofierad).

Metod	artantal flytblad + submerser	indikatortotal	bedömning
Rutmetoden	3 = artfattigt (jmf 10-17)	9,0 (jmf 7.0)	stor avvikelse (4 på 5-gradig skala)
Krattmetoden	12 = ganska artrikt(jmf 10-17)	8,6 (jmf 7.0)	liten avvikelse (2 på 5-gradig skala)

Jämförvärden (jmf) för artantal och indikatortotal samt tillståndsbedömningen (artfattigt respektive ganska artrikt) och avvikelsebedömningen kommer från Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 2000). Eftersom rutmetoden missar flera arter blir uträkningen av indikatortalen mer slumpmässig eftersom den baseras på värde för de arter som råkar finnas i rutorna i de alltför få transekten. Med krattmetoden fås en betydligt bättre bild av makrofytvegetationen och betydligt större säkerhet vid bedömningarna.

Vid inventeringen av Gyllebosjön med rutmetoden kompletterades denna med en subjektiv, kvalitativ inventering av resten av sjön (letade efter arter). Om dessa data från den kompletterande kvalitativa inventeringen av makrofytererna i sjön medräknas stiger artantalet till 9 arter av submerser/flytbladsarter samt en akvatisk mossa och *Cladophora*. Indikatorstalet blir då 8.7. Dock ska enligt ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket 2000), metoderna i ”Handbok för miljöövervakning: makrofyter i sjöar” (Naturvårdsverket 2003) användas för denna bedömning varför ingen kvalitativ inventering bör räknas med. Om man ska ha en sådan kvalitativ inventering som grund för klassning av miljö tillståndet och eventuella avvikelser måste det standardiseras på något sätt (tidsperiod per strandlängd till exempel). Dock är frågan irrelevant eftersom krattmetoden fungerar utmärkt även för insamlande av data för denna bedömning av miljö tillstånd och avvikelser.

Utvärdering av övriga dokument

Denna utvärdering hänvisar till textdokumenten: Uppföljningsrapport (avseende naturtyp 3150) (Naturvårdsverket 2004), samt de angivna målnivåerna för naturtypen. Dessutom utvärderas de angivna typiska arterna och deras klassificering i livsformer och deras indikatorvärde.

Uppföljningsrapporten (Naturvårdsverket 2004)

I uppföljningsrapporten för naturtypen ”3150 naturligt eutrofa sjöar med nate eller dybladsvegetation” står på flera ställen mycket missvisande information, t.ex. ”som indikator för målet god vattenkvalitet följs parametrarna snabb tillväxt eller stor utbredning av täta bladvassbestånd”, och ”syftet med att följa upp denna typ av vegetation är att erhålla en indikation på eutrofiering som dessutom är relativt billig att mäta”.

Dessa påståenden tyder på stor okunskap. I eutrofa system leder en ökad extern näringsbelastning framför allt till förändringar av den submersa vegetationen, och inte till expansion av vassarna. Den viktigaste faktorn som styr expansion av vassar i eutrofa system är förändringar i vattenståndet.

Det är i detta sammanhang viktigt att inse att det är mycket möjligt att vassarna i flera sjöar ännu inte nått sitt maxytterdjup. Detta kan bero på tidigare sjösänkningar, där vassens expansionsmöjligheter har förbättrats. En expansion av vassar i en sjö, behöver alltså inte vara en effekt av miljöförändringar utan kan vara ett resultat av tidigare sjösänkning och vassens expansionshastighet (ca 0.5-1 m /år). I grunda, stora sjöar kan en sjösänkning på 1 m för 50 år sedan kan innebära att vassen fortfarande är på väg att expandera till sitt maximala ytterdjup.

Målnivåerna

Även i målnivåerna står det att: ”I >90 % av sjöarna täcker täta bladvassar <50 % och vassbestånden tilltåts öka med <10% jämfört med baskarteringen (*eutrofiering*)” Även detta ska givetvis tas bort, eftersom det inte har någonting med eutrofieringsaspekter att göra huruvida vassar expanderar eller inte i naturligt eutrofa sjöar. På mycket lång sikt sker naturligt en vassexpansion i eutrofa sjöar. Detta är en naturlig process och har med sjöns åldrande att göra, även om den kan påskyndas genom antropogena aktiviteter. Produktion av biomassa i sjön (autoktont material) och transport av material från avrinningsområdet (alloktont) leder på sikt till att sjön blir allt grundare (sedimentation). Efter hand som sjön grundas upp, expanderar också vassarna utåt mot sjön trots att det inte skett någon förändring i förutsättningarna för det maximala vassytterdjupet. Expansionen beror helt enkelt på att sjön långsamt blir grundare. Om det är denna förändring som av någon anledning man önskar mäta ska vassarnas utbredning noteras. Det är dock viktigt att inse att snabba ökningar av vassbältenas utbredning i de flesta fall beror på vattenståndssänkningar. Det är dessutom inte ovanligt att istället notera relativt kraftig och snabb tillbakagång av vassbältenas utbredning mot öppet vatten. Orsakerna till detta är oftast endera av två möjligheter. Antingen beror det på en höjning av vattennivån (särskilt vattenståndet på våren är begränsande för vassytterdjupet), eller beror det på förändringar i sjöfågelpopulationen, framför allt gäss.

Slutsatsen blir att det är viktigt att känna till dynamiken hos övervattensväxter och vilka faktorer som styr deras utbredning i eutrofa sjöar, för att kunna ta fram relevanta indikatorer på eutrofieringsförlopp. För oligotrofa sjöar kan möjligen vassutbredning användas som indikator på eutrofiering, och här bör man i första hand koncentrera sig på förändringar i stråttäthet (det ligger dock utanför detta uppdrag att gå in mer detaljerat på dessa aspekter). I eutrofa sjöar är undervattensväxterna den ojämförligt viktigaste organismgruppen att följa, om syftet är att upptäcka eutrofiering. Här är uppföljning av vassutbredning av mindre betydelse, och förändringar av denna kan som nämnts leda till felaktiga tolkningar.

Typiska arter

Följande arter listas som typiska arter för naturtyp 3150 (tabell 2);

Tabell 2. Typiska arter för naturtypen 3150.

Vetenskapligt namn	Undergrupp	Indikerar	Mina kommentarer
<i>Potamogeton lucens</i>	Natearter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, tveksam indikering
<i>Potamogeton praelongus</i>	Natearter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, tveksam indikering
<i>Stratiotes aloides</i>	Natearter	Ingen eutrofiering	felaktig undergrupp
<i>Lemna gibba</i>	Kringflytande vattenväxter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, felaktig indikering
<i>Lemna triscula</i>	Kringflytande vattenväxter	Ingen eutrofiering	felaktig undergrupp
<i>Nuphar lutea</i>	Flytbladsväxter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, tveksam indikering
<i>Ceratophyllum sp.</i>	Kringdrivande undervattensväxter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Kringdrivande undervattensväxter	Ingen eutrofiering	felaktig undergrupp, tveksam indikering
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Kringdrivande undervattensväxter	Ingen eutrofiering	felaktig undergrupp
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Kringdrivande undervattensväxter	Ingen eutrofiering	felaktig undergrupp, felaktig indikering
<i>Butomus umbellatus</i>	Övervattensväxter	Ingen eutrofiering	tveksam indikering
<i>Persicaria amphibia</i>	Strandväxter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, tveksam indikering
<i>Ranunculus lingua</i>	Strandväxter	Ingen eutrofiering	olämplig undergrupp, tveksam indikering

Arturvalet är besynnerligt och indelningen i livsformer är också något egendomligt konstruerad och i vissa fall direkt felaktig. Det är i det här sammanhanget viktigt att förstå skillnaden mellan arter som är vanliga i eutrofa vatten och arter som inte klarar, eller indikerar, eutrofierade vatten. Detta är oftast en effekt av livsformen, därför är det lämpligt att börja med att reda ut livsformsbegreppet.

Akvatiska makrofyter delas av tradition in i olika livsformer. Detta är inte bara en praktisk indelning för att dela in olika arter i grupper, utan har en tydlig ekologisk relevans, där arter av olika livsformer (fast de systematiskt tillhör helt olika familjer) tenderar att ha konvergerat vad gäller anpassningar till de olika miljöer de utsätts för. Undervattensväxter har generellt sett helt annorlunda morfologi och fysiologi vad gäller till exempel bladen jämfört med flytbladsväxter (e.g. flikighet, tjocklek, placering av koloroplaster, skyddande vaxlager etc). Dessa ofta mycket tydliga skillnader i livsformer gör att de kan användas som indikering på olika miljöer eller förändringar i miljön. Till exempel saknas i princip icke-rotade arter i oligotrofa miljöer eftersom de är beroende av höga närsalthalter i vattenmassan.

Vid indelning i livsformer utgår man normalt sett från de fotosyntetiserande delarnas (bladen) position i förhållande till vattenytan, samt huruvida arterna är rotade eller icke-rotade i botten. Observera att även icke-rotade arter oftast (men inte alltid) har rötter, de sitter dock inte fast i botten. Dessa arter (icke-rotade) kallas också ibland för friflytande eller kringdrivande. Dessutom kan arter ytterligare indelas i långskottsväxter och kortskottsväxter samt ibland andmatsväxter.

Vi får då följande indelning:

- * Övervattensväxter
- * Flytbladsväxter
 - Rotade
 - Icke-rotade
- * Undervattensväxter
 - Rotade
 - # långskottsväxter
 - # kortskottsväxter
 - Icke-rotade
 - # långskottsväxter
 - # (andmatsväxter)
 - # *Stratiotes aloides* (specialfall)

Denna indelning är den vedertagna och bör användas. Den vanligaste missuppfattningen är att man inte inser skillnaden mellan icke-rotade flytbladsväxter och icke-rotade undervattensväxter. Icke-rotade flytbladsväxter har sina blad på vattenytan (e.g. mindre och större andmat), medan de icke-rotade undervattensväxterna har sina blad under vattenytan (e.g. korsandmat, hornsärv, bläddrorra). Benämningen kringdrivande och kringflytande för dessa olika livsformer är nog mindre lämplig eftersom det inte omedelbart inses vad skillnaden mellan dessa är, vilket också ses i den befintliga tabellen ovan där de benämningarna inte alltid stämmer.

P. lucens och *P. praelongus* tillhör ju visserligen naterarterna men den indelningen känns inte meningsfull eftersom den inte tillför relevant ekologisk information vilket däremot benämningen rotad undervattensväxt gör.

S. aloides tillhör inte natearterna utan dybladsfamiljen, men bör benämnas icke-rotad undervattensväxt (dock en art svår att klassificera).

L. triscula är inte en kringflytande vattenväxt utan en kringdrivande undervattensväxt, som dock bör benämnas icke-rotad undervattensväxt för att undvika förvirring.

M. spicatum och *M. verticillatum* är inte kringdrivande undervattensväxter utan i allra högsta grad rotade, och bör därför benämnas rotade undervattensväxter.

S. polyrhiza är inte kringdrivande utan kringflytande, men bör dock kallas icke-rotad flytbladsväxt. Den indikerar definitivt inte "ingen eutrofiering"

L. gibba indikerar definitivt inte "ingen eutrofiering", tvärt om

P. amphibia och *R. lingua* bör benämnas övervattensväxter i stället för strandväxter.

Tabellen uppvisar en egendomlig blandning av indelningar där i vissa fall systematiska och i fall andra livsformsmässiga definitioner används, varav flera dessutom är direkt felaktiga. Det kan tyckas vara petitesser men är av stor betydelse för förståelsen av akvatiska arters utbredning och därmed också för tolkningen av förändringar i vattenmiljön. Den riktiga och konsekventa benämningen för de utvalda typiska arterna är alltså istället enligt följande (tabell 3):

Tabell 3. Typiska arter för naturtypen 3150 med rätt indelning i livsformer.

Vetenskapligt namn	Livsformer
<i>Potamogeton lucens</i>	Rotad undervattensväxt
<i>Potamogeton praelongus</i>	Rotad undervattensväxt
<i>Stratiotes aloides</i>	Icke-rotad undervattensväxt
<i>Lemna gibba</i>	Icke-rotad flytbladsväxt (andmatstyp)
<i>Lemna triscula</i>	Icke-rotad undervattensväxt (andmatstyp)
<i>Nuphar lutea</i>	Rotad flytbladsväxt
<i>Ceratophyllum sp.</i>	Icke-rotad undervattensväxt (långskottsväxt)
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Rotad undervattensväxt (långskottsväxt)
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Rotad undervattensväxt (långskottsväxt)
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Icke-rotad flytbladsväxt (andmatstyp)
<i>Butomus umbellatus</i>	Övervattensväxt (helofyt)
<i>Persicaria amphibia</i>	Rotad flytbladsväxt
<i>Ranunculus lingua</i>	Övervattensväxt (helofyt)

Det ska också poängteras att vissa arter inte helt lätt låter sig indelas i olika livsformer. En och samma art kan tillhöra olika livsformer beroende på växtlokal (vattendjup, vågrörelser etc). Till exempel kan svalting (*Alisma plantago-aquatica*) som normalt är en övervattensväxt, på djupt vatten ibland enbart bilda flytblad. Pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), som normalt är en övervattensväxt, kan ha både övervattens-, - flyt-, och undervattensblad inom samma bestånd. Flera arter av rotade arter har mer oberoende av växtplats nästan alltid både flytblad och undervattensblad (vissa *Potamogeton*-arter och *Batrachium*-arter till exempel). Flera arter är så svagt rotade att de ibland kan räknas till de icke-rotade arterna. Dyblad är ibland löst rotad och i ibland icke-rotad (flytbladsväxt). Även bland undervattensväxterna finns arter som normalt är löst rotade (vattenpest, *Elodea canadensis*), men som ofta är icke-rotad, medan till exempel hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) oftast är icke-rotad, men ibland sitter löst rotad i stora bestånd (i strikt mening har den inga egentliga rötter men kan ändå uppträda som rotad). Även renodlade större, klonbildande övervattensväxter kan ibland bilda undervattens – och/eller flytblad (till exempel *Scirpus* och *Sparganium*). Vattenaloe (*Stratiotes aloides*) är ett specialfall som är svårt att gruppera. Oftast förs den till icke-rotade undervattensväxter, men den har ett säreget livssätt med icke-rotade, stora rosetter där delar av bladen oftast sticker upp ovanför vattenytan. Stora delar av tiden är den helt submers.

Trots svårigheten att dela in vissa arter i livsformer är detta ett mycket användbart begrepp, och de faktum att vissa arter ändrar sin livsform beroende på omvärldsfaktorer kan användas i miljöarbetet. Därför bör alltid livsform noteras vid inventeringarbetet.

Den relativa förekomsten av olika livsformer kan i stor utsträckning användas för att upptäcka eutrofieringsförlopp. Generellt är det så att samtliga arter på listan (tabell 1, 2) är typiska för eutrofa system. Ett möjligt undantag är *Lemna gibba* (kupandmat) som oftast förekommer i extremt näringsrika system (gödslande, mindre vatten). Den är hur som helt definitivt inte en art som indikerar ”ingen eutrofiering” och ska därför tas bort. Detta gäller även för den andra icke-rotade flytbladsväxten på listan, stor andmat (*S. polyrhiza*). Dessa indikerar tvärt om eutrofierade vatten!

Om syftet med listan enbart är att ge några typiska arter för naturligt eutrofa system är den adekvat (dock bör nog *L. gibba* tas bort). Om syftet däremot är att ge en lista på arter som indikerar ”ingen övergödning” är den mindre lämplig. Generellt är övervattens och flytbladsväxter mindre känsliga för eutrofieringsförlopp eftersom de inte drabbas av ökad turbiditet (försämrat siktdjup) som undervattensväxter gör. En kraftig eutrofiering leder visserligen oftast så småningom till förändringar av den relativa utbredningen av olika arter av övervattens- och flytbladsväxter på grund av förändrade konkurrenssituationer, men dessa

förändringar är dels beroende på utgångsläget (befintlig trofigrad) och dels är den responsen inte lika snabb som för undervattensväxternas respons på försämrade vattenkvalitet. För att snabbt upptäcka förändringar i vattenmiljön är därför monitoring av undervattensväxter att föredra, särskilt förändringar i djuputbredningen. Därför är övervattens – och flytbladsväxterna på listan inte relevanta för att tidigt upptäcka eutrofiering av ett system. De kan möjligtvis vara med för att kunna göra bedömningar av omfattningen av förändringar samt tidsaspekten.

Det är viktigt att inse att långskottsväxter ofta kan överleva i eutrofierade vatten, på grund av sin tidigare nämnda förmåga att sträcka sig mot vattenytan vid dåligt siktdjup. Vid inventeringar av den hårt belastade och eutrofierade Ringsjön i Skåne, noterade exempelvis både livskraftiga bestånd av *P. lucens* (grovnate) och *M. spicatum* (axslinga) på mellan 1-2.8 m djup, trots mycket dåligt siktdjup. Dessa arter kan dock trots allt vara med som indikatorarter eftersom deras relativa frekvens bör minska vid ett eutrofieringsförlopp, åtminstone på sikt. Man bör dock ha i åtanke att de oftast överlever i restpopulationer även i extremt eutrofierade system. Av de två slinge-arterna (*Myriophyllum*) på listan är förmodligen kransslinga (*M. verticillatum*) den som är känsligast för eutrofiering. Den trivs i mesotrofa vatten och saknas vanligtvis i eutrofierade system.

En betydelsefull livsform att inventera för att snabbt upptäcka eutrofieringsförlopp är icke-rotade undervattensväxter. Eftersom dessa har liten förmåga att påverka sin position i vattenmassan är de oftast mycket känsliga för eutrofiering och sämre siktdjup. Förutom de tre icke-rotade undervattensväxterna som är med på listan (*S. aloides*, *C. demersum*, *L. triscula*), bör ytterligare arter från denna livsform läggas till. Till exempel vattenbläddra (*Utricularia vulgaris*) och dvärgbläddra (*U. minor*) samt vattenblink (*Hottonia palustris*) som är vanliga i eutrofa system, men som är känsliga för eutrofiering.

Konklusioner

Denna utvärdering får betraktas som ett första steg att bringa ordning i de föreslagna metoderna för inventering av akvatiska makrofyter, typiska arter, målnivåer etc. Det behövs betydligt mer arbete för att slutgiltigt gå igenom samtliga dokument och metoder och revidera dessa.

Tack

Flera personer har varit behjälpliga i arbetet. Anna-Lena Fritz, Länsstyrelsen i Skåne samt Fanny Astholm, Länsstyrelsen i Västra Götaland, hjälpte till med urval av undersökningssjöar, samt information angående tillgång till båt i de olika sjöarna. Tack även till Carlos Pekkari, fiskare i Ellestadsjön, och Per-Arne Joelsson, Strömstads Roddklubb, för lån av båt i Ellestadsjön respektive Strömsvattnet. Irmgard Blindow, Limnolog vid Biologische station Hiddensee, University of Greifswald, Tyskland, hjälpte till med bestämning av kransalger. Tack också till limnologerna Håkan Sandsten, Hushållningssällskapet Kronoberg-Kalmar och Anders Olsson, för givande diskussioner kring provtagningsmetodik av makrofyter, samt i Håkan Sandstens fall, värdefulla kommentarer på tidigare versioner av dokumentet. Håkan har också ställt sina rådata från inventeringar av 11 skånska sjöar till förfogande, för vilket jag är mycket tacksam. Tack även till limnolog Viveka Strand, Länsstyrelsen Halland, som har gett konstruktiva kommentarer på tidigare versioner av dokumentet.

Referenser

- Naturvårdsverket. 2003. Handbok för miljöövervakning, undersökningstyp: makrofyter i sjöar (version 1:2 2003-12-04).
- Naturvårdsverket 2004. Uppföljningsrapport, parametrar och metoder för uppföljning av Natura 2000. 3150 Naturligt eutrofa sjöar med nate eller dybladsvegetation (version 6. 2004-01-15).
- Naturvårdsverket 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket 1997. Svenska naturtyper i det europeiska nätverket Natura 2000. Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket. 2003b. Handbok för miljöövervakning, undersökningstyp: övervattensväxter och flytbladsväxter i sjöar (version 1:2 2003-06-05).
- Programområde kust och hav, undersökningstyp: Vegetationsklädda bottenar, ostkust. Version 1: 2004-04-27.
- Phillips, G. L., Eminson, D. and Moss, B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4: 103-126.
- Rørslett, B., Green, N. W., and Kvallvågna, K. 1978. Stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquatic Botany*. 4: 73-81.
- Sandsten 2002. *Waterfowl herbivory on submerged macrophytes in eutrophic lakes*. Doktorsavhandling, Lunds Universitet. ISBN91-7105-169-4.
- Sandsten 2003. Vattenväxter i skånska sjöar, en jämförelse mellan 1070-talet och 2002. Länsstyrelsen i Skåne, Miljöenheten, rapport 2003:31
- Scheffer, M., De Redelijkheid, M. R. and Noppert, F. 1992. Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquatic Botany* 42: 199-216.
- Strand, J. A. 1999. Development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation. *Developments in Hydrobiology/Hydrobiologia* 404: 113-121.
- Strand, J. A. 1999. *Submerged macrophytes in shallow eutrophic lakes – regulating factors and ecosystem effects*. Doktorsavhandling. Lunds Universitet, ISBN 91-7105-111-2. 147 pp, KF Sigma, Lund Sverige.
- Strand, J. A. & Weisner, S. E. B. 2001. Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwater Biology*. 46 (10): 1397-1408.
- Strand, J. A. & Vretare, V. 2000. Utvärdering av Lillasjön samt effekter av muddring på sjön och nedströms liggande ekosystem. På uppdrag av Hässleholms kommun. Rapport, Hushållningssällskapet i Halland.
- Weisner, S. E. B., Strand, J. A. & Sandsten, H. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109(4): 592-599.