



Risakanalys och metodik för övervakning av vandarmussla (*Dreissena polymorpha*)

Rapportering av uppdrag 216 0634 från Naturvårdsverket

Ulf Grandin & Daniel Larson

Department of Environmental Assessment
Swedish University of Agricultural Sciences
Box 7050, SE 750 07 Uppsala

Risکاناليس و مەتوديك فۆر ۆفەرفاكنىنغ اف فاندرارمۇسلا (*Dreissena polymorpha*)

Rapportering av uppdrag 216 0634 från Naturvårdsverket

Ulf Grandin & Daniel Larson

ISSN 1403-977X

Bakgrund

Denna rapport består av två delar. Den första delen beskriver en *riskanalys* för vandrarmusslans potentiella spridning i Sverige. Del två av rapporten beskriver *metodik för övervakning* av vandrarmussla.

Vandrarmusslan (*Dreissena polymorpha*) är en av de akvatiska invasionsarter som ur ett internationellt perspektiv fått störst uppmärksamhet. Arten har sitt ursprung i områdena kring Svarta havet, men har med människans hjälp spridits till andra områden, både inom och utanför Europa. I Nordamerika upptäcktes vandrarmusslan först 1986, men har på kort tid nått en stor spridning. De nordamerikanska populationerna har genom de massbestånd de bildat haft en stor påverkan på miljön (dock inte uteslutande av negativ art). Vandrarmusslan har också orsakat stora kostnader som resultat av att de koloniserar hårda ytor. Exempelvis måste industriernas vattenintag rensas från musslor för att undvika att vattenflödet stoppas.

I Sverige har vandrarmusslan varit känd sedan början av 1920-talet. Den förekommer idag i sjöarna Mälaren, Hjälmaren och Erken, samt i sjöar och vattendrag som hör till Mälarens och Hjälmarens vattensystem (Bergengren m.fl., 2006). Dessutom finns uppgifter om förekomster i Östersjön. Vandrarmusslan kan lokalt skapa massförekomster även i Sverige, men problemen inte alls av den omfattningen som de är i Nordamerika. Om vandrarmusslan börjar sprida sig till andra svenska vattensystem går det dock inte att utesluta att den där orsakar större olägenheter. Det faktum att vandrarmusslans spridningstakt hittills varit mycket långsam utgör inte någon garant för att den framtida spridningen också den blir långsam. I Storbritannien var vandrarmusslans utbredning länge begränsad, men det finns tecken som tyder på att utbredningsområdet har nyligen börjat expandera (Aldridge m.fl., 2004).

För att på ett tidigt stadium upptäcka om vandrarmusslans utbredningsområde är under expansion behövs miljöövervakning. Miljöövervakning av vandrarmusslan kan också användas till att upptäcka mönster i var den etablerar sig, undersöka dess säsongsvariation eller bedöma de effekter den ger upphov till. Där tätheten av vandrarmusslor är hög kan data på vandrarmusslans populationsstorlek också vara nödvändiga som förklarande variabel i annan miljöövervakning (Ricciardi, 2003). Detta eftersom stora populationer kan filtrera så pass mycket vatten att en påtaglig förändring av vattenkvaliteten sker.

I denna rapport beskriver vi i korthet vilka miljöer som kan tänkas koloniserats av vandrarmusslan och hur övervakning av arten kan genomföras. Eftersom övervakning av vandrarmusslan kan ske med många olika syften så presenteras flera olika metoder.

Var kan vandrarmusslan dyka upp?

En eventuell expansion av vandrarmusslans utbredning styrs av två faktorer – spridning och etablering. Hur vandrarmusslan påverkar de ekosystem dit arten sprids och etablerar sig styrs av hur tät bestånd arten bildar. För att förutsäga hur en eventuell expansion av vandrarmusslan kan te sig krävs riskbedömningar. Objekt som bedöms vara utsatta för en hög risk kan då inkluderas i ett övervakningsprogram.

Spridning

Den naturliga spridningen av vandrarmusslan sker inom vattensystem genom frisimmande larver, vilka produceras i mycket stora mängder. Dessa larver har en lång utvecklingstid som gör att de kan transporteras långa sträckor med vattenströmmar innan de koloniserar lämpliga substrat. Spridning är dock möjlig även för kolonier av adulta musslor när mindre fastsittande substrat (t.ex. vattenväxter) lossnar och transporteras till nya områden.

Vandrarmusslan saknar effektiva metoder för att utan människans hjälp sprida sig mellan vattensystem. Detta bekräftas bland annat av att vandrarmusslan i stort sätt är begränsad till sammanhängande vatten både i sitt naturliga utbredningsområde samt i flera områden där den introducerats (Johnson och Padilla, 1996). Flera mänskliga aktiviteter kan dock leda till långväga spridning av vandrarmusslan. Exempelvis innebär transport av fritidsbåtar att larver och musslor kan förflyttas med hjälp av motorernas kylvatten, sumpar eller bland vattenväxter som fastnat på båt eller trailer (Johnson och Carlton, 1996; Johnson m.fl., 2001). Den stora utspädning som sker vid introduktioner av frisimmande larver gör, i kombination med att adulta vandrarmusslor inte kan förflytta sig för att finna en partner, att mycket stora mängder larver måste introduceras för att etablera reproducerande populationer. Därför utgör spridning av larver egentligen bara ett reellt hot när det handlar om barlastvatten. Transporter av fritidsbåtar mellan vattensystem kan dock vara en viktig vektor för adulta vandrarmusslor som sitter fast på vattenväxter som i sin tur fastnar på trailer (Johnson m.fl., 2001).

Etablering

För att vandrarmusslan ska etablera sig där den introduceras måste miljöförhållandena tillfredsställa artens behov. Ett stort antal studier har undersökt vandrarmusslans krav på sin omgivande miljö, antingen genom att undersöka under vilka förhållanden den faktiskt förekommer eller genom laboratorieförsök (se gärna --- för en omfattande litteraturgenomgång) (se gärna Cohen, 2005 för en omfattande litteraturgenomgång). Dessa miljökrav har sedan används till att kartlägga sjöar och vattendrag som utgör bra miljöer för vandrarmusslan. Det finns även exempel på studier som inte bara undersökt om en etablering är möjlig eller ej, utan dessutom försökt skatta vilka tätheter vandrarmusslan kan tänkas uppnå (t.ex. Ramcharan m.fl., 1992).

Exempel på miljökrav som uppmärksammats är vattnets kalciumkoncentration, pH-värde, salthalt och temperatur samt tillgång på föda och hårda ytor (bl.a. Sprung, 1987; Ramcharan m.fl., 1992; Frischer m.fl., 2005). Kalcium är den resurs som oftast ses som begränsande. I en genomgång av Cohen & Weinstein (2001) visas att vandrarmusslan sällan förekommer i sjöar med kalciumkoncentrationer under 1 mekv/l. Ur genomgången framkommer även att laboratorieförsök visat att arten inte kan upprätthålla reproducerande populationer när kalciumkoncentrationen underskrider 0,75 mekv/l, men att förekomst av vandrarmusslan i sjöar med lägre koncentrationer än så ändå har rapporterats. Mer detaljerade studier har dock visat att magnesiumhalten är viktigare kalciumkoncentrationen för vandrarmusslans utbredning (Hallstan m.fl., manuskript).

Riskbedömning

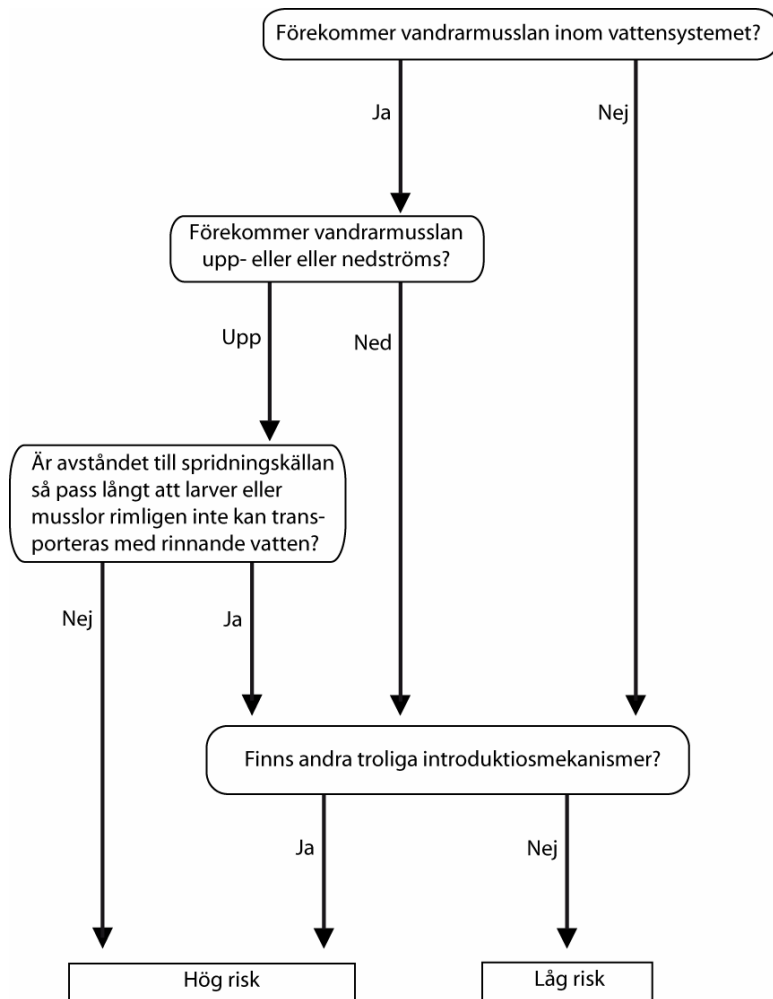
För att över huvud taget utgöra ett hot mot en sjö eller ett vattendrag måste vandrarmusslan bli introducerad och etablera livskraftiga bestånd. En riskbedömning kan därför göras i två steg. I det ena steget bedöms risken för en introduktion och i det andra risken för etablering givet att en introduktion skett. Om bedömningen av ett av stegen indikerar en låg risk behöver riskbedömningen för det andra steget inte alltid göras. Detta förutsätter dock att de kriterier som ingår i de båda riskbedömningarna är valda med försiktighet, vilket medför att få högriskområden bedöms vara lågriskområden. De båda riskbedömningarna kan även kombineras för att avgöra den totala risken för förekomst av vandrarmusslan, exempelvis enligt Tabell 1.

Tabell 1. Risk att vandrarmusslan bildar reproducerande bestånd i en tidigare musselfri lokal

		Introduktionsrisk	
		Låg	Hög
Etableringsrisk	Låg	<i>Mycket låg risk</i>	<i>Låg risk</i>
	Hög	<i>Låg risk</i>	<i>Hög risk</i>

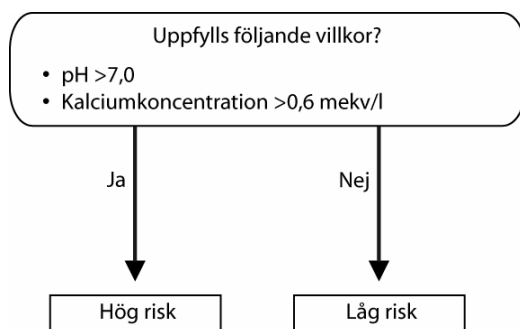
Sannolikheten för en introduktion beror både på avstånden till befintliga populationer samt de möjligheter till spridning dessa populationer har. För att bedöma om risken för introduktioner är låg eller hög kan ett händelsetråd konstrueras. Händelsetrådet låter användaren besvara en serie frågor, och utifrån de svar som ges bedöms introduktionsrisken. Det händelsetråd som här föreslås ger ett stöd för användaren att själv resonera sig fram till huruvida risken för en introduktion låg eller hög (Figur 1).

Vid bedömning av introduktionsrisken är det lämpligt att bara bedöma objekt där ett större antal individer kan introduceras som högriskobjekt. Anledningen är att händelser där endast ett fåtal individer introduceras sällan leder till etablering, även när alla andra förutsättningar för etablering är uppfyllda. Det exakta antalet individer som måste introduceras för att etablering ska vara möjlig är dock svårbedömt, men är betydligt större för larver än för adulta musslor.



Figur 1. Händelsesträd som hjälpmedel för att bedöma risken för introduktion av vandrarmusslan

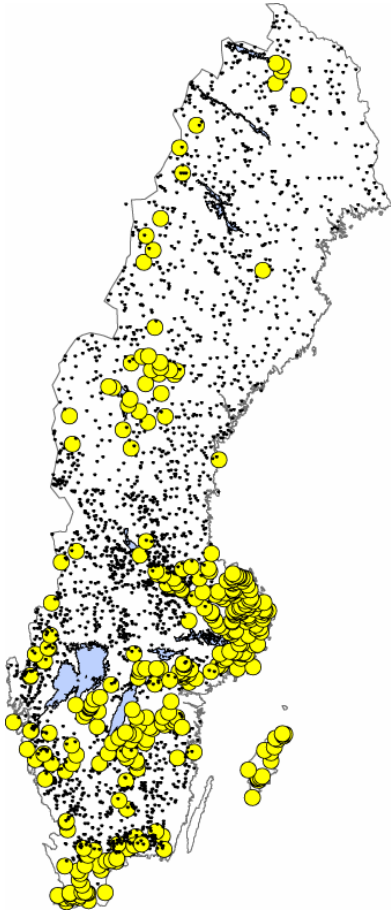
Etableringsrisken bedöms enklast genom att undersöka om miljöförhållandena i en lokal tillfredställer artens behov. Här föreslås en grov modell som sällar bort de lokaler där vandrarmusslan har en mycket liten möjlighet till etablering. Modellen använder endast två kriterier; pH och kalciumkoncentration (Figur 2). Gränsvärdena för dessa kriterier tillhör de lägsta som angetts som möjliga för att vandrarmusslan ska kunna reproducera sig (Cohen, 2005). Därmed torde risken vara liten att högrisklokaler felaktigt klassificeras som lågrisklokaler.



Figur 2. Kriterier för att bedöma risken för etablering av vandrarmussla.

De kriterier som här föreslås för att bedöma etableringsrisken är generösa. (manuskript). Detta innebär att fler vatten än de som vandrarmusslan faktiskt kan etablera sig i kommer att klassificeras som högriskobjekt. Exempelvis kan fjällsjöar där vattentemperaturen aldrig uppnår de nivåer som krävs för reproduktion klassificeras som högriskobjekt med avseende på etablering (Figur 3). Just fjällsjöar torde dock ha en låg introduktionsrisk, och därmed skulle en sammanvägd riskbedömning ändå ge en

rättvisande bild (Tabell 1). Däremot finns troligen andra objekt som felaktigt antas ha en hög risk för etablering där en faktisk risk för introduktion föreligger. För dessa kommer även en sammanvägd riskbedömning ge en felaktig bild. En felaktig klassificering av lågriskobjekt som högriskobjekt kan dock i många fall accepteras (till skillnad från en felaktig klassificering av högriskobjekt som lågriskobjekt). Skulle detta inte göras kan antingen ytterligare kriterier inkluderas i bedömningen av etableringsrisken, eller så kan andra kriterier användas. Ännu ej publicerade data visar att om man använder magnesium- istället för kalciumkoncentration erhåller man långt färre potentiella högrisksjöar (Hallstan m.fl., manuskript).



Figur 3. Sjöar där vandrarmusslans antas kunna etablera sig om den introduceras. Fyllda cirklar – sjöar där vandrarmusslans miljökrav uppfylls, d.v.s. pH > 7.0 och kalciumkoncentrationen > 0,6 mekv/l (n=318). Små punkter – sjöar där vandrarmusslans miljökrav med avseende på pH och kalcium inte uppfylls (n=2464). Vattenkemiska data från Miljömålsuppföljningen 2005 (www.ma.slu.se).

Bakgrund till utformningen av riskbedömningen

För att vandrarmusslan ska orsaka negativa effekter måste den introduceras, etablera livskraftiga bestånd samt tillväxa kraftigt i antal (Ekvation 1). Sannolikheten att dessa händelser inträffar kan skattas genom riskbedömning. Vilka delar i händelsekedjan som inkluderas i en riskbedömning beror på den frågeställning som ska besvaras. Om risken att etablering ska ske, och de resulterande tätheterna inte är av intresse, utelämnas den sista händelsen i kedjan (tillväxt). I de fall där risken för negativa effekter ska kartläggas, blir det rimligt att inkludera alla händelser i kedjan.

$$p(\text{negativa effekter}) = p(\text{introduktion}) \times p(\text{etablering}) \times p(\text{tillväxt till kritisk nivå}) \quad (\text{Ekvation 1})$$

Den sista delen av Ekvation 1 utgörs av sannolikheten för tillväxt till kritisk nivå. Den kritiska nivån beror på hur det riskbedömda ekosystemet reagerar på olika tätheter av vandrarmusslan, vilket kan vara svårbedömt. Dessutom är det svårt att skatta sannolikheten att arten uppnår den kritiska nivån. Av

dessa skäl bedöms ofta risken för förekomst som ett substitut till risken för negativa effekter (Ekvation 2). Riskmättet för förekomst ger en försiktigare riskbedömning eftersom alla sjöar och vattendrag där vandrarmusslan kan etablera sig bedöms som riskobjekt, trots att arten i en del av dessa miljöer troligen inte skulle tillväxa till höga tätheter.

$$p(\text{förekomst}) = p(\text{introduktion}) \times p(\text{etablering}) \quad (\text{Ekvation 2})$$

För att på ett tillförlitligt sätt beräkna sannolikheterna för komponenterna introduktion och etablering krävs mycket data av god kvalitet. Dessa sannolikheter kan dock uttryckas i verbala termer, som exempelvis låg eller hög risk. För att avgöra om risken är låg eller hög kan olika kriterier användas. Eftersom en felaktig klassificering av högrisklokaler som lågrisklokaler kan få allvarliga konsekvenser, bör kriterierna väljas så att risken för detta minimeras. En sådan strategi innebär att kriterierna fungerar som filter, där varje kriterium sällar bort de lokaler som med god tillförlitlighet bedöms vara av låg risk, medan resterande lokaler klassificeras som högrisklokaler. Baksidan med detta förfarande är att många lågrisklokaler felaktigt klassificeras som högrisklokaler. Andelen felaktigt klassificerade lågrisklokaler sjunker dock med antalet kriterier som används.

Hur kan vandrarmusslan övervakas?

Ett övervakningsprogram för vandrarmusslan kan fokusera på ett eller flera av artens livsstadier (Marsden, 1992). Val av vad som ska övervakas bör bestämmas av frågeställningen, men det är ofta svårt att avgöra vilken typ av övervakning som lämpar sig bäst. När kvalitetskraven på övervakningsdata är höga, t.ex. om eventuella nyetableringar behöver upptäckas så tidigt som möjligt, kan flera livsstadier övervakas simultant. Andra typer av frågeställningar, som vilken mängd musslor som introduceras i ett vattensystem, huruvida introducerade musslor kan etablera sig eller inte, eller den totala storleken av musselpopulationen i en sjö, kan ofta besvaras på ett tillfredställande sett genom övervakning av ett enstaka livsstadium.

Vandrarmusslans livscykel

Vandrarmusslor lever hela sitt adulta liv som fastsittande filtrerare. De förekommer rikligast på 2-4 meters djup, men har även hittats på större djup än 50 meter (Mackie m.fl., 1989). I Europa är förekomsten om tusentals musslor per kvadratmeter är vanliga, medan de i Nordamerika ofta förekommer i tätheter om tiotusentals till hundratusentals individer per kvadratmeter (Mackie m.fl., 1989; Ramcharan m.fl., 1992; Mackie och Schloesser, 1996).

De adulta vandrarmusslorna reproducerar sig under den del av året som vattentemperaturen överskrider 12°C (Sprung, 1987). En enstaka hona kan vid varje reproduktionstillfälle lägga tiotusentals ägg som, om de befruktas, efter några dagar kläcks till frisimmande larver. Larverna håller sig oftast på vatten grundare än 10 meter, med en maximal förekomst vid 3-7 meters djup (Mackie m.fl., 1989). Tätheter på hundratusentals larver per kubikmeter har noterats, men tätheten av larver uppvisar en mycket stor variation såväl mellan områden och säsonger som inom ett och samma område under en och samma säsong (Nichols, 1996).

Vandrarmusslans larver kan kolonisera olika typer av fasta substrat såsom stenar, klippor, vegetation, andra musslor och mänskliga konstruktioner, men troligen också mjuka substrat som sand- och lerbottnar (Berkman m.fl., 1998). Vid kolonisationstillfället är larverna vanligen omkring 0,2 mm stora och har en cirkulär form. Så snart de koloniserat en yta börjar de dock växa asymmetriskt, och kan under sitt första levnadsår nå en storlek på 5-20 mm.

Övervakning av olika livsstadier

En hel del metoder finns tillgängliga för övervakning av vandrarmusslan. Den metodik som här föreslås baseras till stor del på de internationella standarder som används vid övervakning av vandrarmusslor (Marsden, 1992); frisimmande larver insamlas med planktonhåv och kvantifieras under mikroskop; koloniserande juveniler fångas genom utplacering av artificiella substrat som undersöks under stereolupp; adulta vandrarmusslor övervakas genom vadande eller dykande inventeringar (Tabell 2). Ett övervakningsprogram av vandrarmusslan kan dock även baseras på de nationella handledningar som finns för olika typer av övervakningar, t.ex. för djurplankton i sjöar (Anonym, 2003) eller för stormusslor (Anonym, 2004).

Tabell 2. Övervakning av vandrarmusslans olika livsstadier

Livsstadier	Metoder
Frisimmande larver	Hävning + mikroskopering
Koloniserande juveniler	Artificiella substrat + analys under stereolupp
Fastsittande aduler	Visuell inspektion av hårda ytor

Övervakning av *frisimmande larver* ger en bra bild av vandrarmusslans reproduktion men kan även användas till att kartlägga arten (Frischer m.fl., 2005). Dock kräver övervakning av frisimmande larver relativt stora resurser. Insamlingsförfarandet är relativt enkelt men speciell utrustning och kompetens krävs för identifiering och kvantifiering. För att få en heltäckande bild över den totala mängden larver krävs provtagningar med korta intervall – helst två prov per månad. Den stora rumsliga variationen gör också att det vid varje lokal bör tas tre prov, vilket alltså resulterar i sex prov per lokal och månad. Är syftet däremot att påvisa förekomst av musslor kan det räcka med enstaka provtagningstillfällen givet att en låg detektionsgräns tillämpas.

Övervakning av *koloniserande juveniler* svarar i stort sett på samma frågeställningar som övervakning av frisimmande larver. Antalet koloniserande juveniler ger ett mått på musselpopulationens läge samt dess reproduktions- och spridningspotential. Data över antalet koloniserande juveniler kan även, precis som mängden frisimmande larver, samlas in på ett sett som genererar noggranna tidsserier. Om syftet är att övervaka säsongsvariationer i kolonisationen, vilket kan vara av betydelse för att få kunskap om när olika kontrollåtgärder ger störst effekt, krävs att de artificiella substraten placeras ut och samlas in flera gånger under samma säsong. Metoden med artificiella substrat är dock som mest användbart när den totala kolonisationen över en säsong ska övervakas, eftersom två besök i fält ger data för hela säsongen. Det är dock viktigt att insamlingen sker in innan isen lägger sig, annars kan substrat förloras (Grandin, 2005).

Övervakning av *adult vandrarmusslor* lämpar sig för att utreda vandrarmusslans utbredning. Mängden adulta vandrarmusslor ger dessutom ett mått på den faktiska populationsstorleken, och kan därmed användas för att kvantifiera den påverkan som arten utgör i ett vatten. Om kvantitativa data önskas måste hänsyn tas till att de adulta musslorna förekommer i störst tätheter vid 2-4 meters djup. Dessutom har den enskilda lokalens substrat och dess läge mycket stor betydelse för musselpopulationens täthet.

Det är möjligt att integrera övervakning av vandrarmusslan i befintliga övervakningsprogram, men programmen måste då modifieras mot ett aktivt sökande efter just vandrarmusslan då allmänna övervakningsprogram har en liten förmåga att upptäcka nya arter. Till exempel upptäcktes frisimmande larver från vandrarmusslan i Mälaren först år 2004, trots att arten förekommit sedan 1920-talet (Anonym, 2005).

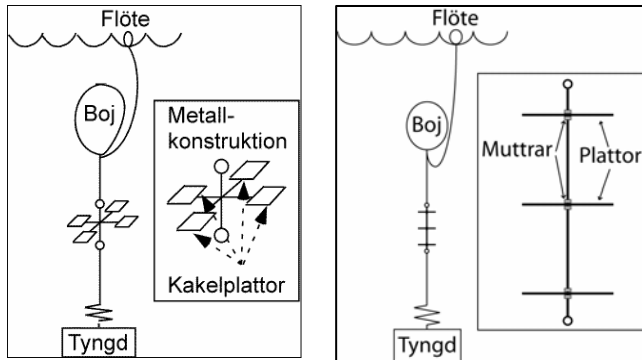
Metodik frisimmande larver

För att samla in frisimmande larver används en planktonhåv med en maskstorlek på ca 65 μm . Planktonhåven kan antingen dras igenom vattnet en bestämd sträcka eller så kan en bestämd volym vatten samlas in och filtreras genom håven (insamling kan ske med vattenhämtare eller elektrisk pump). Mängden vatten som filtreras måste registreras i de fall kvantitativa data önskas, men bör uppskattas även om syftet endast är att påvisa förekomst/avsaknad av larver. Anledningen till detta är att mängden vatten måste vara känd för att kunna beräkna detektionsgränsen, d.v.s. den högsta tätheten av larver som kan förväntas förekomma i området givet att inga larver påträffas vid undersökningen av det insamlade provet.

Insamlade larver identifieras och räknas under mikroskop med minst 40X förstoring (se Hopkins, 1990 för bilder på olika stadier av larver). Identifieringsförfarandet förenklas om mikroskoperingen sker med korspolariserat ljus (Johnson, 1995). Hur stor mängd av det insamlade provet som ska undersökas beror främst på vald detektionsgräns (Bilaga 1). Om vandrarmusslan inte tidigare påträffats i det område provet härstammar från, kan med fördel delar av flera prov blandas samman och koncentreras med hjälp av planktonhåv. Skulle larver påträffas i det koncentrerade blandprovet kan man gå vidare med att identifiera och kvantifiera larver i de olika delproven.

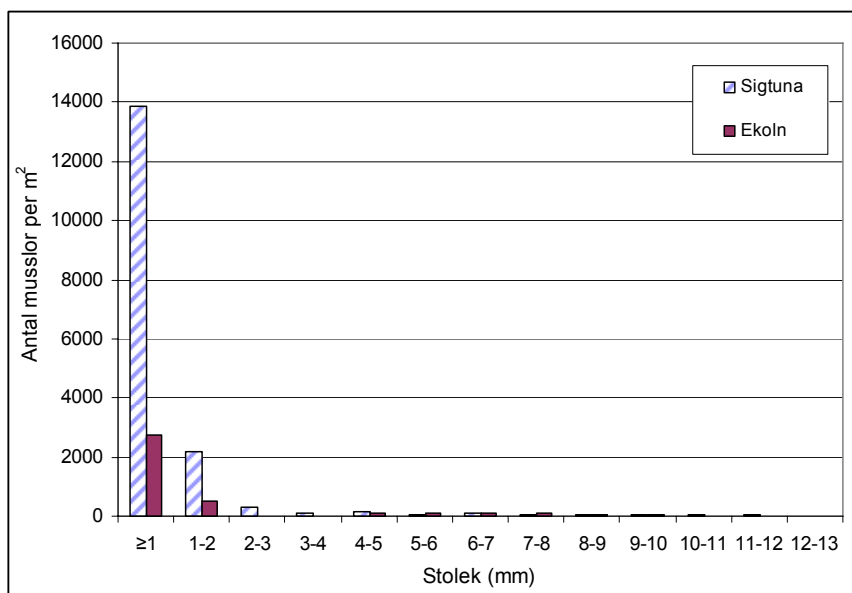
Metodik koloniserande juveniler

Övervakning av koloniserande vandarmusslor görs enklast genom utplacering av artificiella substrat (t.ex. kakelplattor, pvc-plattor eller mikroskopglas) som utgör kolonisationsmiljöer för larverna. Dessa så kallade fällor placeras vanligen fritt i vattnet och fixeras med hjälp av ankare och boj på ca 3 meters djup, d.v.s. det djup där adulta vandarmusslor är vanligast (figur4 Mackie m.fl., 1989). Fällorna kan även placeras ut från land, och då antingen läggas på botten eller fästas på befintliga konstruktioner. Ett sådant förfarande eliminerar behovet av båt men resulterar i mindre jämförbara data.



Figur 4. Exempel på konstruktioner av fällor för koloniserande juveniler. Bilden till vänster visar en konstruktion som användes vid en pilotstudie för miljöövervakning av vandarmusslan i Mälaren (Grandin, 2005).

Vid insamling placeras fällorna försiktigt i en förslutningsbar plastpåse och behandlas med en liten mängd 95 % etanol (om musslorna utsätts för en alltför stor mängd etanol kan de släppa från plattorna) och förvaras svalt tills kvantifiering sker. Kvantifiering bör ske under stereolupp (30X förstoring), eller någon annan typ av förstöringsutrustning eftersom många musslor är av en sådan storlek att de annars är svårupptäckta (Figur 5). Endast den ena sidan på plattorna brukar räknas, och då faller valet på undersidan som är den sida där flest kolonisationer oftast sker.



Figur 5. Antal individer av olika storlek på fällor placerade i Mälaren 2004 (Grandin, 2005).

Metodik fastsittande aduler

Övervakning av fastsittande aduler kan innehålla olika grad av kvantifiering; endast noteringar om förekomster, subjektiva bedömningar av musseltätheten eller noggrann kvantifiering av musslor som

samlats in från en yta av känd storlek. Hur en eventuell insamling ska ske beror på bottensubstratet; en mjuk botten möjliggör bottenhugg (med t.ex. Ekman-hämtare) medan hårda bottnar kräver handinsamling. I de flesta fall där handinsamling krävs, måste den ske genom dykinventering eftersom adulta vandrarmusslor förekommer rikligast vid större djup än vad som kan undersökas genom vadande inventering.

Den stora rumsliga variationen i förekomst som adulta vandrarmusslor uppvisar gör att de kvantitativa data som samlas in vid stickprovsundersökningar inte kan ses som representativa för ett större område. Övervakning av adulta vandrarmusslor lämpar sig därför bäst till att utreda vandrarmusslans utbredning. Utbredningen av adulta vandrarmusslor inom ett område undersöks enklast genom vadande inventeringar. Inventeraren behöver ingen speciell utrustning förutom vadarbyxor och vattenkikare. Efter att ha letat efter fastsittande musslor på botten samt undersökt konstruktioner såsom bryggor och brofundament, kan inventeraren subjektivt beskriva musseltätheten vid lokalen. En sådan subjektiv bedömning kan till exempel bestå av förekomst i tre olika täthetsklasser: enstaka musslor, rikligt med musslor men med en täckning på mindre än 50 %, eller mycket rikligt med musslor (d.v.s. > 50 %).

Under en pilotstudie användes vadande inventering för att undersöka förekomsten av adulta vandrarmusslor vid Mälarens stränder (Grandin, 2005). Inventeringslaget hann på tre dagar inventera 30 lokaler, fördelade över hela Mälaren. Av pilotstudien drogs slutsatsen att denna typ av övervakning fungerar bra förutsatt att de stränder som inventeras har rätt typ av botten. Musselförekomsten vid de stränder som inventerades visade samstämmiga resultat med fällor som placerats ut för övervakning av koloniserande juveniler.

Vilket livsstadium bör övervakas?

För karteringar av vandrarmusslans *förekomst* rekommenderas vadande inventering efter fastsittande aduler. Denna metod är den mest tidseffektiva, och ger ofta ett tillräckligt bra beslutsunderlag.

När kvantitativa data önskas, t.ex. för att upptäcka *förändringar* över tiden i de lokaler där vandrarmusslans förekomst är känd, rekommenderas övervakning av frisimmande larver eller koloniserande juveniler. I de fall där djurplanktonsamhället redan står under övervakning faller valet på frisimmande larver. I andra fall bör valet falla på koloniserande juveniler eftersom övervakning av dessa kan fastställa hela säsongens reproduktion genom att fällor placeras ut på våren och samlas in på hösten. Dessutom är analysen av dessa fällor enkel.

För att kvantifiera *effekterna* av en invasion måste den totala mängden vandrarmusslor vara känd. En uppskattning av musselpopulationens storlek sker lämpligen genom stickprovsvisa inventeringar av adulta vandrarmusslor. De stickprovsvisa inventeringarna sker lämpligen genom att dykare samlar in fastsittande aduler från olika djup, vilka senare kan räknas och storleksbestämmas.

Vid konstruktion av miljöövervakningsprogram för vandrarmusslan måste hänsyn tas till de risker för spridning av främmande arter som kan uppstå vid provtagningar. När övervakningspersonal inom loppet en eller ett fåtal dagar besöker flera lokaler finns en påtaglig risk att larver eller adulta vandrarmusslor, eller någon annan främmande art som kräftpest, förflyttas med den utrustning (t.ex. planktonhåvar och båtar) som används. För att minska dessa risker kan några enkla åtgärder vidtas. Om utrustningen töms och torkas så att inget vatten flyttas mellan lokaler minskar spridningsrisken betydligt av två skäl. Dels innebär en minskad mängd vatten att färre organismer flyttas, dels är det få akvatiska organismer som klarar torka. För att ytterligare reducera risken att provtagningen leder till flytt av arter kan utrustningen rengöras med etanol.

Referenser

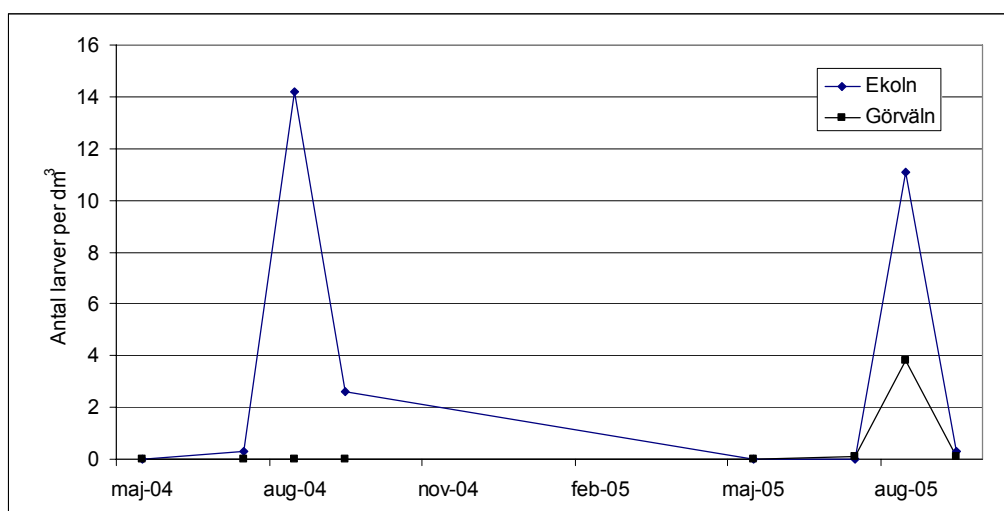
- Aldridge, D.C., Elliott, P., Moggridge, G.D., 2004. The recent and rapid spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Great Britain. *Biol.Cons.* 119, 253-261.
- Anonym, 2003. Djurplankton i sjöar. Version 1:1 2003-05-27. I: Handbok för miljöövervakning. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Anonym, 2004. Övervakning av stormusslor. Version 1:1: 2004-09-28. I:Handledning för miljöövervakning. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Anonym, 2005. Miljöövervakning i Mälaren 2004. Mälarens vattenvårdsförbund.
- Anonym, 2006. Miljöövervakning i Mälaren 2005. Mälarens vattenvårdsförbund.
- Bergengren, J., Lundberg, S., von Proschwitz, T., 2006. Guide till Sveriges stormusslor: Vandarmussla. Artfakta 8. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Naturhistoriska riksmuseet & Göteborgs Naturhistoriska Museum.
- Berkman, P.A., Haltuch, M.A., Tichich, E., Garton, D.W., Kennedy, G.W., Gannon, J.E., Mackey, S.D., Fuller, J.A., Liebenthal, D.L., 1998. Zebra mussels invade Lake Erie muds. *Nature* 393, 27-28.
- Cohen, A.N., 2005. A review of Zebra mussels' environmental requirements. San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA.
- Cohen, A.N., Weinstein, A., 2001. Zebra mussel's calcium threshold and implications for its potential distribution in North America. San Francisco Estuary Institute, Richmond, CA.
- Frischer, M.E., McGrath, B.R., Hansen, A.S., Vescio, P.A., Wyllie, J.A., Wimbush, J., Nierzwicki-Bauer, S.A., 2005. Introduction pathways, differential survival of adult and larval zebra mussels (*Dreissena polymorpha*), and possible management strategies, in an adirondack lake, Lake George, NY. *Lake Reservoir Managem.* 21, 391-402.
- Grandin, U., 2005. Möjligheter till miljöövervakning av främmande evertebrater i Mälaren – en pilotstudie. Rapport 2005:21. Institutionen för Miljöanalys vid SLU, Uppsala, Uppsala.
- Hopkins, G.C., 1990. The zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: a photographic guide to the identification of microscopic veligers. Water Resources Branch, Limnology Section, Ontario Ministry of the Environment, London, Ontario.
- Johnson, L.E., 1995. Enhanced early detection and enumeration of zebra mussel (*Dreissena* spp.) veligers using cross-polarized light microscopy. *Hydrobiologia* 312, 119-146.
- Johnson, L.E., Carlton, J.T., 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: Dispersal mechanisms of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology* 77, 1686-1690.
- Johnson, L.E., Padilla, D.K., 1996. Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biol.Cons.* 78, 23-33.
- Johnson, L.E., Ricciardi, A., Carlton, J.T., 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecol. Appl.* 11, 1789-1799.
- Mackie, G.L., Gibbons, W.N., Muncaster, B.W., Gray, I.M., 1989. The zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: a synthesis of European experiences and a preview for North America. Water Resources Branch, Great Lakes Section, Ontario Ministry of the Environment, London, Ontario.
- Mackie, G.L., Schloesser, D.W., 1996. Comparative biology of Zebra mussels in Europe and North America: An overview. *Am. Zool.* 36, 244-258.
- Marsden, E.J., 1992. Standard protocols for monitoring and sampling zebra mussels. Illinois Natural History Survey Biological Notes 138.
- Nichols, S.J., 1996. Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europe, Russia, and North America. *Am. Zool.* 36, 311-325.

- Ramcharan, C.W., Padilla, D.K., Dodson, S.I., 1992. Models to predict potential occurrence and density of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2611-2620.
- Ricciardi, A., 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshw. Ecol.* 48, 972-981.
- Sprung, M., 1987. Ecological requirements of developing *Dreissena polymorpha* eggs. *Arch. Hydrobiol. Monographische Beiträge* 79, 69-86.

Bilaga 1. Detektionsgränser vid övervakning av frisimmande larver

En hög detektionsgräns kan tillämpas om vandrarmusslan tidigare påträffats i det undersökta området. En gräns på 1 larv/dm³ fullt tillräcklig, eftersom lägre tätheter än så har en väldigt liten betydelse för den totala mängden larver då de normalt uppträder i tätheter om 100-tals larver/dm³. För att uppnå denna detektionsgräns kan t.ex. 100 liter vatten filtreras genom håven, koncentreras till 100 ml filtrat, varpå 1 ml av filtratet undersöks noga. 100 liter vatten motsvarar den vattenpelare som en passerar genom en håv med diametern 15 cm då den dras från 6 meters djup till ytan. Alternativt kan vattenhämtare användas för att samla vatten, vilket ger en mer tillförlitlig volymbestämning. Av praktiska skäl samlas då en mindre mängd vatten in och anrikas genom planktonhåven, varför en större andel av provet måste analyseras om samma detektionsgräns önskas.

För att påvisa förekomst/avsaknad av vandrarmusslans larver måste en betydligt lägre detektionsgräns tillämpas. Detta eftersom tätheter lägre än 1 larv/dm³ normalt kan uppträda mellan reproduktionstillfällena i de områden där vandrarmusslan finns (Figur 6). En låg detektionsgräns behövs även för att kompensera den stora rumsliga variation som larvansamlingarna ofta uppvisar. Vid valet av detektionsgräns ska hänsyn också tas till att slumpfaktorer kan medföra att inga larver finns i den analyserade delen av provet, trots att provet i helhet har en så pass hög koncentration av larver att flera larver skulle ha hittats i delprovet om larverna varit jämnt fördelade i provvolymen. Av dessa anledningar bör detektionsgränsen sättas till 0,01 larver/dm³, d.v.s. 10 larver/m³.



Figur 6. Mängd frisimmande larver som har påträffats vid miljöövervakning i Mälaren (Anonym, 2005, 2006).

För att uppnå en lägre detektionsgräns kan antingen en större mängd vatten filtreras eller så kan en större andel av filtratet genomsökas. På grund av den stora rumsliga variation som larverna uppvisar bör det första alternativet väljas, d.v.s. en större mängd vatten filtreras. För att uppnå den satta detektionsgränsen på 0,01 larver/dm³ måste exempelvis 10 000 liter vatten filtreras genom håven, koncentreras till 100 ml filtrat varpå 1 ml av filtratet undersöks noga. Av praktiska skäl kan det dock vara bättre att samla in en mindre mängd vatten och istället lägga en större ansträngning vid analysen (t.ex. samla in 1 000 liter som koncentreras till 100 ml av vilket 10 ml analyseras). Om insamlingen sker genom att planktonhåv dras efter båt bör en något längre bogseringssträcka väljas än vad som teoretiskt filtrerar den eftersträvade volymen vatten. Detta eftersom det vid båtfärd är svårt att hålla en jämn och låg hastighet, vilket kan resultera i att en del vatten passerar utanför håven. Dessutom sker provtagningen från ett annat djup än det som larverna normalt förekommer rikligast vid.