Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper
Biologi

Martin Österling

Biotiska och abiotiska faktorers betydelse för flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad i Ljungans biflöden

Karlstad University Studies
2010:38

Martin Österling

Biotiska och abiotiska faktorers betydelse för flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad i Ljungans biflöden

Karlstad University Studies
2010:38

Martin Österling. *Biotiska och abiotiska faktorers betydelse för flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad i Ljungans biflöden*

Forskningsrapport
Karlstad University Studies 2010:38
ISSN 1403-8099
ISBN 978-91-7063-329-4

© Författaren

Distribution:
Karlstad universitet
Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper
Biologi
651 88 Karlstad
054 700 10 00

www.kau.se

Tryck: Universitetstryckeriet, Karlstad 2010

Martin Österling

Biotiska och abiotiska faktorers betydelse för flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad i Ljungans biflöden

Foton från projektet i Ljungans biflöden (uppifrån från vänster). Filtrerande flodpärlmusslor, elfiske, fotografering av mussellarver, mussellarver inkapslade på öringgäle, akvarieexperiment med öringar och vattenkemimätningar.

Sammanfattning

Stormusslorna är en av de organismgrupper i sötvatten som är allra mest hotad. En av Sveriges stormusslor är flodpärlmusslan, vilken minskar i antal inom hela sitt utbredningsområde och som sedan maj 2010 är klassad som starkt hotad i den Internationella naturvårdsunionens rödlista. Målet med föreliggande projekt var att undersöka vad som begränsar flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad. I anslutning till undersökningarna gjordes dessutom en film* som berättar om projektet. Projektet är ett samarbete mellan Karlstads universitet och Fortums nordiska miljöfond och utfördes under åren 2007 och 2008 i 26 biflöden till Ljungan i Västernorrland.

Flodpärlmusslan lever i rinnande vatten och reproducerar sig på sommaren, då musslan släpper sina glochidielarver i vattnet. Larverna måste träffa på öring eller lax, där larverna kapslas in på fiskens gälar för att sedan leva där som parasit under 10-12 månader. När de små musslorna släppt från värdfiskens gälar lever de nedgrävda i sedimentet under några år. Från 10-20 års ålder räknas musslan som vuxen och kan delta i reproduktionen.

I många musselvattendrag saknas juvenila musslor. Eftersom musslan har en så komplicerad livscykel är det flera livscykelstadier som bör undersökas för att ta reda på när rekryteringen av juvenila musslor begränsas. I detta projekt undersöktes livscykelstadierna gravida musslor, glochidieinfektion på öring och juvenila musslor i 26 vattendrag i Ljungans avrinningsområde. För att mäta glochidielarvernas infektion på öringen utan att avliva öringen utvecklades en ny metod att uppskatta infektionsgraden m.h.a. fotografering av larverna på öringens gälar. Dessutom undersöktes öringtätheter och förändring i musseltäthet mellan 1990-1991 och 2005-2006. Slutligen undersöktes hur abiotiska faktorer såsom turbiditet, sedimentation, sedimentvattenkemi och vattentemperaturer påverkade musslans livscykelstadier.

Resultaten visade att musseltätheten ökade generellt i vattendrag med rekrytering av juvenila musslor, men minskade i vattendrag utan rekrytering från 1990-1991 till 2005-2006. En minskning i musseltäthet sker alltså idag i vattendrag utan rekrytering och har troligtvis också skett under längre tid, vilket sannolikt resulterat i den lägre musseltäthet som finns idag i vattendrag utan rekrytering i Ljungans biflöden. Därmed är situationen allvarlig, där glesare populationer kan resultera i lägre reproduktion och förändra musslornas viktiga funktioner som filtrerare och

paraplyart i vattendragen. På sikt är risken stor att arten försvinner helt från dessa vattendrag om man inte finner problemen och åtgärdar dem.

Gravida musslor verkar inte vara det livscykelstadium som begränsar rekryteringen, eftersom ungefär hälften av musslorna var gravida, både i vattendrag med och utan rekrytering. Däremot var musslorna gravida tidigare i vattendrag utan rekrytering än i vattendrag med rekrytering. Gravida musslor var också kortare än musslor som inte var gravida i vattendrag utan rekrytering men inte i vattendrag med rekrytering. Proportionen gravida musslor ökade också som en funktion av musseltätheten. Sammantaget visar detta att larvproduktionen kanske inte fungerar helt optimalt i vattendrag utan rekrytering.

Den nya metoden att mäta larver på öringens gälar genom fotografering fungerade tillfredsställande. Ett akvarieexperiment visade att tillväxt eller överlevnad hos öring inte försämrades på grund av fotometoden. Detta visar alltså på att man kan undersöka infektionen av mussellarver på öring utan att öringen tar skada.

Med hjälp av fotometoden kunde infektionsstadiet av mussellarver på öring av olika ålder mätas. Infektionen av mussellarver var högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering på årsungar och på äldre öring. För infektionen på årsungarna berodde detta främst på en högre täthet av årsungar i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. Detta tyder på att årsungarnas täthet är negativt påverkad av någon faktor, vilket i sin tur leder till färre antal larver hos årsungarna i vattendrag utan rekrytering. Skillnaden i infektionen på äldre öring var orsakad av en högre musseltäthet i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. Den minskande musseltätheten i vattendrag utan rekrytering resulterar troligtvis i sin tur i en minskad produktion av glochidielarver. Sammantaget verkar det alltså som att en lägre täthet av öringens årsungar och en låg musseltäthet bidrar till lägre antal glochidielarver i vattendrag utan rekrytering, vilket sannolikt resulterar i en lägre rekrytering av juvenila musslor.

Nästa tidiga livscykelstadium, juvenila musslor, var även det påverkat av musseltäthet och årsungarnas täthet. Detta tyder på att både infektionsstadium och juvenila musslor är negativt påverkade. Tätheten av juvenila musslor var negativt relaterad till turbiditet. Hög turbiditet hänger ofta ihop med hög sedimentation, vilket kan begränsa juvenila musslors överlevnad genom låga syrehalter och höga ammoniumhalter i sedimentet. Den sämre vattenomsättningen som uppmättes i

vattendrag utan rekrytering kan vara ett resultat av en hög sedimentation och därmed resultera i dåliga kemiska förhållanden i sedimenten med en låg överlevnad av juvenila musslor som följd. Dessutom kan högre vattentemperaturer, vilket uppmättes på sommaren i vattendrag utan rekrytering, försämra tillväxt och överlevnad hos juvenila musslor.

Turbiditet visade sig ha högst förklaringsgrad för frånvaron av juvenila musslor, följt av vattentemperaturen, medan täthet av årsungar av öring, musseltäthet och täthet av äldre öring, i nämnd ordning, var viktiga för rekryteringen av juvenila musslor. Detta pekar på att en minskning av sedimenttillförsel till vattendragen skulle kunna vända trenden med avsaknad av musselrekrytering. Minskad sedimentation skulle också kunna förbättra öringens reproduktion och därmed även förbättra rekryteringen av musslan, om en högre sedimenttransport också påverkar öringäggens utveckling negativt.

Brukande av marken bredvid vattendrag kan vara en viktig orsak till hög turbiditet och sedimentation och kan också orsaka höga vattentemperaturer på grund av ökad solinstrålning. För överlevnaden av juvenila flodpärlmusslor är det också viktigt att naturliga flödestoppar inte förhindras, utan tillåts byta ut vattnet i sedimentet. En kombination av lågt vattenflöde och avsaknad av en beväxt kantzon på sommaren kan troligtvis bidra till dåliga förhållanden i bottenvattnet och för höga vattentemperaturer, vilket kan påverka både musslor och öring negativt.

För att uppnå bättre förhållanden för flodpärlmusslan bör brukandet av marken utföras så att silt och sand inte släpps ut i vattendragen. Genom att inte störa marken närmast vattendragen genom dikning och skogsavverkning kan en ökad sedimentation förhindras. Om man lämnar intakta kantzoner närmast vattendragen kan dessa även stabilisera vattendragen mot erosion. Dessutom kan ökad beskuggning av vegetationen i en intakt kantzon förhindra alltför höga vattentemperaturer sommartid. Samtidigt bör regleringen av dammar uppströms musselpopulationer vara sådan att högflödestoppar, vilka bidrar till att vatten spolas genom sedimenten, inte begränsas. Om marken bredvid bäckarna och vattenregleringen sköts på rätt sätt kan det bidra till att rekryteringen av flodpärlmusslor återupptas. Detta bör dock ske inom en snar framtid eftersom effekter av restaurering av vattendrag ofta tar lång tid och det också tar lång tid för flodpärlmusslan att återkolonisera när tätheterna har reducerats mycket.

* Filmen kan ses via Fortums hemsida eller beställas av Martin Österling.

Ordlista

Abiotisk faktor (icke-biologisk faktor) – Ej levande faktorer som påverkar miljön (pH-värde, närsalter, temperatur, nederbörd, vind och solljus). T.ex. turbiditetens betydelse för rekrytering.
Biotisk faktor (biologisk faktor) – Levande faktorer som påverkar miljön. T.ex. öringtäthetens betydelse för rekrytering.
Glochidielarv – Musslans larv.
Habitat – Miljön, platsen, där en viss växt- eller djurart kan leva.
Infektion – Öring som har glochidielarver på sina gälar.
Juvenil – Ung, inte könsmogen mussla.
Konduktivitet – Vattnets specifika ledningsförmåga, vilket är en funktion av dess innehåll av lösta joner.
Multipel regression – den faktor (av flera) som bäst beskriver sambandet med den beroende variabeln. T.ex. vilken av de oberoende faktorerna turbiditet, sedimentation och öringtäthet som bäst beskriver sambandet med den beroende variabeln juvenila musslors täthet.
Oorganiskt material – Material som inte innehåller kol. Det material som finns kvar efter förbränning i 505ºC.
Organiskt material – Material som innehåller kol och väte. Skillnad mellan mängden material efter torkning i 105 ºC och material som finns kvar efter förbränning i 505ºC.
Paraplyart – En art vars habitat anses inkludera andra skyddsvärda arters inom samma naturtyp.
Rekrytering – Förekomst av juvenila musslor.
T-test – Statistisk jämförelse mellan två populationer, t.ex. test av skillnad i musseltäthet mellan vattendrag med och utan rekrytering.
Turbiditet – Vattnets grumlighet, innehåll av partiklar.
Täthet – Antal individer (musslor eller öring) per ytenhet.

Inledning

Antalet hotade arter och arter som utrotas ökar med en alarmerande hastighet (Baillie, Hilton-Taylor & Stuart, 2004). Människan är, direkt eller indirekt, orsak till denna förlust av biologisk mångfald genom till exempel förstörelse, fragmentering och försämring av habitat, klimatförändring, introduktion av främmande arter och spridning av sjukdomar (Wilson, 1989). Rinnande vatten anses vara en starkt hotad miljö associerad med alla dessa faktorer, varav många är påverkade av habitatförändringar. Mängden tillgängligt habitat minskas genom förstörelse och fragmentering, vilket resulterar i minskande populationsstorlekar, förändrade fördelningar av arter och minskande spridnings- och kolonisationsmöjligheter (Primack, 2002; Sala *et al.*, 2000). I rinnande vatten kan till exempel fragmentering via dammbyggen förhindra organismers spridning. Habitatförsämring kan pågå även om ytan eller strukturen hos habitatet inte förändras mycket. Föroreningar är en vanlig typ av habitatförsämring som ofta resulterar i försämrad kvalite hos habitatet (Richter *et al.*, 1997). I vattendrag kan habitatförsämring vara resultatet av brukande av marken bredvid och i vattendragen, vilket orsakar förändringar i bottenstruktur, vattenflöden, temperatur, näringsämnen och materialtillförsel till vattendragen (Wood & Armitage, 1997). Att förstå vilka habitatförändringar som orsakar arters minskningar och utrotning är ett första steg för att utveckla strategier för naturvård.

Unionoida musslor (i Sverige kallade stormusslor) är en av de organismgrupper i sötvatten som är allra mest hotad (Bogan, 1993). I USA till exempel tillhör dessa musslor den organismgrupp med flest hotade arter: 68% av dessa musselarter tillhör en av fyra hotkategorier, där bland annat 38% har försvunnit eller är akut hotade (Lydeard *et al.*, 2004). Många arter inom denna musselgrupp tillväxer långsamt och har en lång livslängd och de blir ofta könsmogna relativt sent. Om en population reduceras mycket i antal kan det därför ta extra lång tid innan den återkommer i samma numerär i vattendraget (Bauer, 2001; Drechsler *et al.*, 1999). Det innebär också att den eller de funktioner musslan har i vattendraget reduceras lika lång tid. En viktig funktion hos musslor är exempelvis filtrering av växtplankton, bakterier och organiskt material som finns i vattenmassan (Österling *et al.*, 2007). Detta kan skapa bättre förutsättningar för andra organismer och musslor har också visat sig positivt påverka andra grupper av bottenfauna. De nämns även som indikator-, flaggskepps-, nyckel- och paraplyarter och är därmed ofta i fokus för övervakning inom naturvården (Geist & Auerswald, 2007; Vaughn, Spooner & Galbraith, 2007).

Alla stormusslor har ett parasitiskt stadium på fisk, antingen på fenorna eller på skinnet på fisken, eller inkapslade som gälparasiter på en eller flera värdfiskarter (Wachtler, Dreher-Mansur & Richter, 2001). Förutom de många faktorer som kan påverka musslornas förekomst och överlevnad kan musslornas värdfiskar påverkas negativt eller positivt (Soulsby *et al.*, 2001). Därför bör även musslornas parasitiska stadium undersökas, samt påverkan på och förekomsten av värdfisken. Eftersom både musslor och dess värdfisk kan vara begränsande för musselpopulationers överlevnad är det också angeläget att använda och utveckla undersökningsmetoder som inte är skadliga för mussla eller fisk.

Flodpärlmusslan, *Margaritifera margaritifera*, kan bli upp till 280 år gammal och är därmed en av de mest långlivade musselarterna (Dunca & Mutvei, 2001). Den är anpassad till näringsfattiga vattendrag, växer långsamt och blir könsmogen vid 15-20 års ålder. Reproduktionen sker på sommaren då honmusslor befruktas och glochidielarver utvecklas på honmusslans gälar under ca. 4-6 veckor. När larverna är färdigutvecklade, vid en storlek på ca 0,05mm, släpps de ut i vattnet och måste träffa på en värdfisk (öring, *Salmo trutta*, eller lax, *Salmo salar*) där de kapslas in i gälarna (Bauer, 1987; Young & Williams, 1984). Någon gång i juni-juli nästkommande år är musslorna färdigutvecklade och släpper från fisken, varpå de lever nedgrävda i sedimentet under ca 5-10 år (Hastie & Young, 2001).

Flodpärlmusslans status är dålig i hela Europa och i svenska vatten sker nyrekrytering av musslor i mindre än hälften av de vattendrag där den fortfarande finns kvar (Eriksson, Henriksson & Söderberg, 1998). Flodpärlmusslan är upptagen under ”Åtgärdsprogram för hotade arter” och under detta program har det dessutom framkommit att under de senaste 10 åren har antalet vattendrag med rekrytering minskat (Söderberg, Karlberg & Norrgrann, 2008). Undersökningar av musslans tidiga livscykelstadier indikerar att musslorna producerar larver i alla vattendrag, och att det inte är någon skillnad i proportionen av gravida musslor i vattendrag med och utan rekrytering (Österling, Greenberg & Arvidsson, 2008). Öringtätheter har visat sig vara högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering på stor skala (hela Sverige, >100 populationer) men inte på en mindre skala (södra Sverige, 10-25 populationer), varför även öringtätheten kan ha betydelse för minskningen av musslan (Österling, 2006). Det finns också uppgifter om att vissa öring- och laxstammar inte fungerar som värd för musslans larver. Till exempel kan inplanterade öringstammar, som alltså inte är naturliga i ett vattendrag, fungera sämre som värd/inte fungera alls som värd. För att motverka minskningen görs flera åtgärder. I

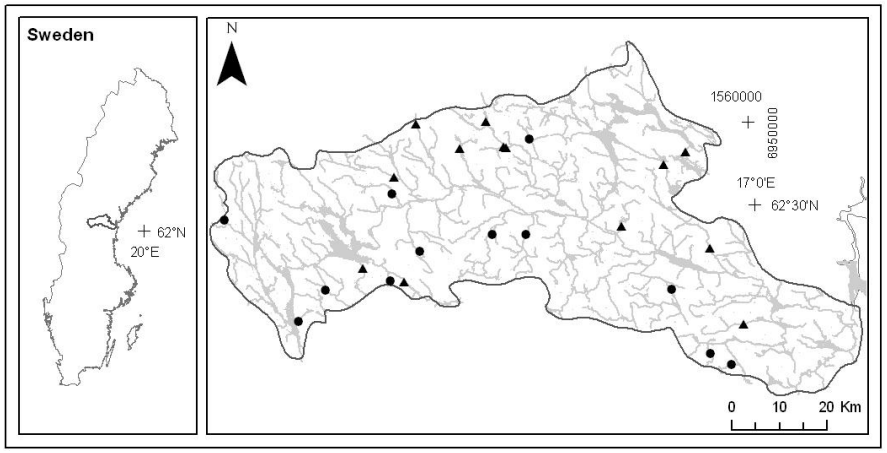
Tyskland, Belgien, Frankrike och Luxemburg finns ett fåtal vattendrag med flodpärlmussla kvar, varför man odlar musslor för senare utplantering i vattendragen. På grund av status och hotbild är flodpärlmusslan skyddad. Den finns med i Art- och habitatdirektivet och är upptagen som starkt hotad i Internationella naturvårdsunionens (IUCN) rödlista. Flodpärlmusslan är klassad som starkt hotad (EN = endangered) i den svenska rödlistan och är fridlyst.

Målet med denna undersökning var att studera tidiga livscykelstadier hos flodpärlmusslan och några faktorer som kan begränsa dessa livscykelstadier. De tidiga livscykelstadierna gravida musslor, glochidieinfektion på öring och närvaro/frånvaro av juvenila musslor, samt öringtätheter undersöktes. Gravida musslor undersöktes på sommaren. Öringtätheter och glochidieinfektion på öring undersöktes på hösten strax efter att larverna släppt från musslan och på försommaren strax innan de färdigutvecklade musslorna släpper från öringen. En ny metod testades, där fotografering av musslans inkapslade larver på öringens gälar utfördes i fält. Dessutom undersöktes turbiditet, sedimentation, vattenkemi i sedimentet och vattentemperaturer i relation till rekrytering av musslan.

Metoder

Tjugosex biflöden inom Ljungans avrinningsområde i Västernorrlands län ingick i undersökningen (Figur 1). Första säsongens fältundersökningar startade i juni 2007 och avslutades i slutet av oktober samma år. Under första halvan av juni 2008 avslutades fältarbetet när elfisken efter öring utfördes.

I svenska vattendrag uppskattas musselpopulationernas status med en standardiserad inventeringsmetod för flodpärlmusslor. I inventeringsmetoden klassas musslor som är 50 mm eller kortare som juvenila musslor. Vattendragen i Ljungans biflöden delades upp enligt tidigare inventering och statusklassning, utförd av Länsstyrelsen i Västernorrlands län. Vattendrag med juvenila musslor klassades som vattendrag med rekrytering, medan vattendrag som saknar musslor kortare än 50 mm klassades som vattendrag utan rekrytering. En lokal som inventerats och statusbedömts valdes i varje vattendrag. I denna lokal utfördes undersökningar enligt nedan.



Figur 1. Karta över Ljungans avrinningsområde och de vattendrag (biflöden) som ingick i undersökningen. Varje punkt på kartan anger platsen i varje vattendrag där undersökningar utfördes. Vattendrag med rekrytering (triangel) och vattendrag utan rekrytering (cirkel). Karta av Jan-Olov Högberg.

Gravida musslor

Gravida musslor undersöktes i 19 vattendrag mellan juni och september, d.v.s. den period när glochidielarver är synliga på musslornas gälar (gul ansamling på musslornas gälar) till och med att inga glochidielarver längre var synliga. Musselutbredningen avgränsades inom varje lokal i respektive vattendrag. I detta avgränsade område lades 4-18 rutor (0.64m²) i rad nedströms till uppströms över musselutbredningen. Alla musslor i varje ruta lyftes upp, längden mättes varpå musslorna öppnades med en för ändamålet specialbyggd tång och graviditet bedömdes (gravid/inte gravid) (Figur 2-3). Totalt öppnades 1230 musslor. Musslorna lades tillbaka i respektive ruta de tagits ifrån.

Figur 2. Filtrerande musslor.

Figur 3. Musslor och öppningstången.

Öring

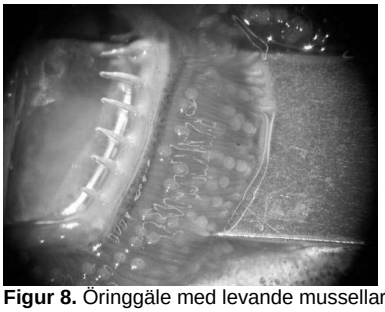
Elfisken utfördes med en bensindriven elfiskeutrustning (LUGAB) i 9 vattendrag med rekrytering och 9 vattendrag utan rekrytering i oktober 2007 och juni 2008 (Figur 4-5). Öringtätheten uppskattades utifrån tre på varandra följande utfisken (Bohlin *et al.*, 1989). Den fångade fisken bedövades med MS222, varpå längd och vikt mättes. För att mäta glochidielarvernas infektion på öringen utan att avliva öringen utvecklades en ny metod att uppskatta larvinfektionen genom att fotografera larverna på öringens gälar. Fotografier togs på första gälbågen på varje öring efter att den lagts på skumgummi och en 5mm bred rostfri spatel stuckits in mellan första och andra gälbågen på öringen. Fotografier togs med en Nikon Coolpix 995, fäst på en Nikon SMZ800-lupp. Bäckvatten pipetterades på gälen under hela fotograferingen så att gälen skulle hållas våt samt ligga plant mot spateln (Figur 6-8). Öringen placerades sedan tillbaka i hinkar med färskt bäckvatten och löv på ytan. Bäckvattnet byttes ca var 5:e minut så att syrehalten och temperaturen inte skulle försämra konditionen hos öringen. All öring släpptes tillbaka i bäcken när de kvicknat till och bedömdes lika pigga som när de fångades. Ingen öring som släpptes tillbaka i bäckarna verkade synligen negativt påverkad av behandlingen. Vid elfisket 2007 gjordes ett extra elfiske i Hiån där 30 öringar lades i 4% formalin för jämförande studier av glochidieinfektion jämfört med fotometoden (Figur 9). Vid elfisket 2008 togs öring med från varje vattendrag så att liknande jämförelse kunde göras. Totalt elfiskades, längdmättes och vägdes 422 öringar. Alla gälbågar från dessa fiskar preparerades ut på lab och alla glochider räknades under lupp. Antalet glochidielarver på spatelytan på fotografiet räknades för varje öring, så att dessa larver kunde relateras till det totala antalet glochidielarver för varje öring.

Figur 4. Elfiske.

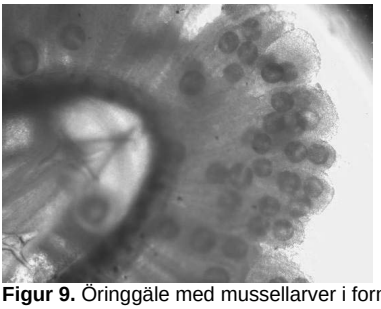
Figur 5. Elfiskad öring.

Figur 6. Fotografering av larver på öringgäle.

Figur 7. Fotografering av larver på öringgäle.



Figur 8. Öringgäle med levande mussellarver.



Figur 9. Öringgäle med mussellarver i formalin.

Ett akvarieexperiment i Karlstads universitets akvarieanläggning testade om vikt och överlevnad av öring påverkades av behandlingen vid fotograferingen. Tre behandlingar jämfördes. I den första behandlingen försågs varje öring med en pit-tag som injicerades i bukhålan. I den andra behandlingen försågs öringen också med pit-tag samt fotograferades med en spatel instucken under första gälbågen under 1 minut och 30 sekunder. Den tredje gruppen utgjorde kontroll, där fisken endast mättes och vägdes. Experimentet pågick under en månad, där all öring bedövades med MS222 var 10:e dag, varpå längd och vikt mättes (Figur 10-11).

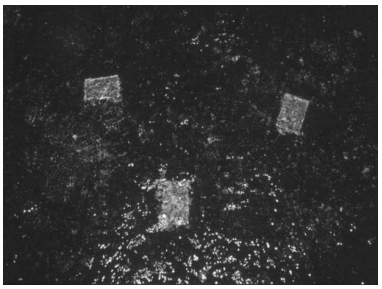
Figur 10. Öring.

Figur 11. Experiment på Karlstads universitet.

Abiotiska faktorer

Turbiditeten mättes i 25 vattendrag med en portabel TN-100 / T-100 turbidimeter (Eutech instruments), fem till sex gånger mellan juni och oktober 2007. Turbiditeten mättes på fem slumpmässigt valda platser inom varje lokal och analyserades som medelvärden från mätperioden.

Sedimentationen mättes sommaren 2007 i 25 vattendrag i modifierade Whitlock-Vibert-boxar (Figur 12). Boxarna fylldes med tvättat grus (16-32mm) innan de placerades i sedimentet så att toppen av boxen var i sedimentytans plan. Sju boxar placerades slumpmässigt i varje lokal 18-22 juni, varpå de togs upp 6-10 september. Varje box tvättades ut på lab och materialet filtrerades genom 63µm såll. Materialet mindre än 63µm hölls i lösning genom skakning för hand och en känd volym av vattnet filtrerades genom ett GF/C-filter (porstorlek 1,2 µm). GF/C-filtret torkades i 24 timmar i 105ºC varpå vikten av materialet togs. GF/C-filtret brändes sedan i 505ºC och förlusten av organiskt material kunde beräknas. Materialet större än 63µm torkades i 24 timmar i 105ºC och sållades i en skakapparat genom 1000 µm, 250 µm och 63 µm, varpå materialet på varje såll vägdes. Fraktioner från varje såll brändes sedan i 505ºC och förlusten av organiskt material kunde beräknas.



Figur 12 Sedimentationsboxar.

Figur 13. Rör för vattenkemimätning i sedimentet.

Konduktivitet och syrgasmättnad mättes i 4 vattendrag med rekrytering och i 4 vattendrag utan rekrytering. Rör för sedimentvattenkemimätningar placerades ut nedströms sedimentboxarna mellan 18 och 22 juni. Rören slogs ner med hammare 10 cm ner i sedimentet. Vatten pumpades upp genom röret med en handdriven vakuumpump tills vattnet från röret var klart, varpå konduktivitet mättes med en Multimeter WTW Multi 340i. Mätningar utfördes mellan den 13 och 24 juli samt mellan den 6 och 12 september 2007 (Figur 13).

Temperaturen mättes i 19 vattendrag med HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger, vilka fästes vid en sten inom varje lokal. Vattentemperaturen mättes varje timme.

Analyser

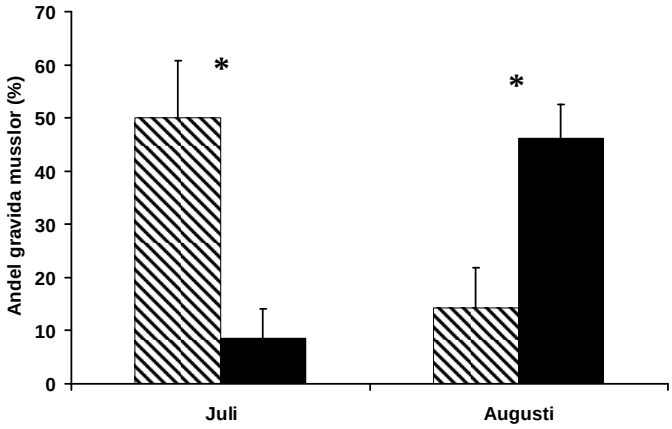
Analyser utfördes som skillnad mellan kategorierna vattendrag med och utan rekrytering av musslor för proportion gravida musslor, musseltäthet, öringtäthet, glochidieinfektion, turbiditet, sedimentation, vattentemperatur och sedimentvattenkemi. Regressionsanalyser gjordes även med 1) längden på minsta mussla som funktion av turbiditet 2) proportion gravida musslor som funktion av musseltäthet och 3) förändring av den proportionella musseltätheten från 1990-1991 till och med 2005-2006 som funktion av turbiditet. Multipla regressioner utfördes med glochidieinfektion per öring, respektive glochidieinfektion per m^{-2} som funktion av öringtäthet och musseltäthet. De multipla regressionerna utfördes separat för årsungar och äldre öring 2007 och 2008 och totalt gjordes alltså 4 multipla regressioner för glochidieinfektion per öring och 4 multipla regressioner för

glochidieinfektion per m^{-2}. Multipla regressioner utfördes även med juvenil musseltäthet som funktion av öringtäthet, musseltäthet och turbiditet. En multipel regression gjordes vardera för årsungar och äldre öring, 2007 och 2008, vilket totalt innebar 4 multipla regressioner. Slutligen gjordes två diskriminantanalyser (2007 och 2008) mellan vattendrag med och utan rekrytering, med musseltäthet, täthet av årsungar, täthet av äldre öring, turbiditet och vattentemperaturen som oberoende variabler.

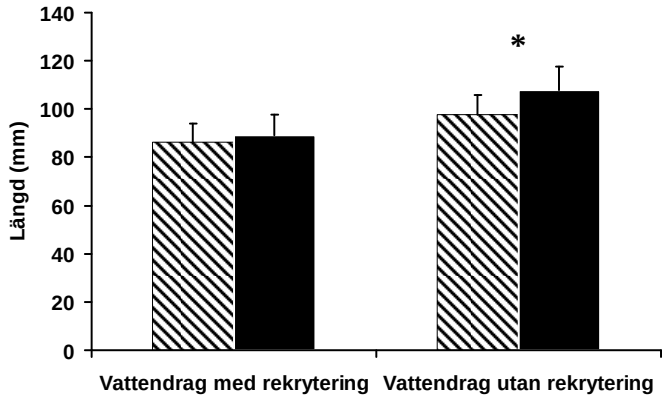
Resultat

Gravida musslor

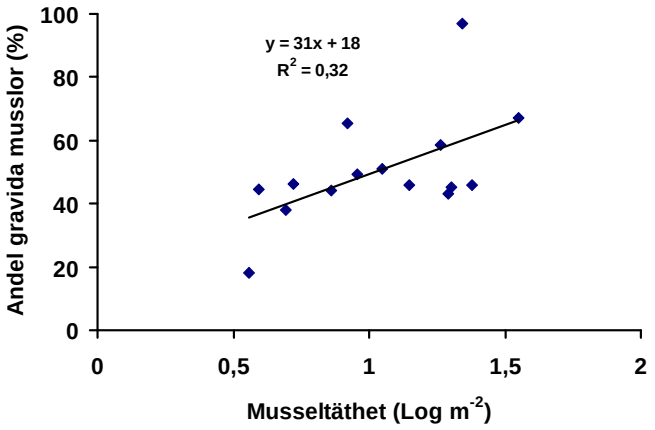
Musslorna var gravida mellan juli och september 2007. Proportionerna av gravida musslor var 49,0 ± 4,4 % och 48,9 ± 10,6 % i vattendrag med respektive utan rekrytering, vilket inte var statistiskt skilt från varandra (t-test, $n = 19$, $p > 0,05$). Däremot var det en skillnad i tidpunkten som musslorna var gravida mellan vattendragstyperna. Det var en lägre andel gravida musslor i juli i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering (t-test, $n = 19$, $p = 0,001$). I augusti var situationen den omvända, d.v.s. det var en högre andel gravida musslor i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering (t-test, $n = 19$, $p = 0,004$) (Figur 14.). Det var också en skillnad i längdfördelning mellan gravida musslor och musslor som inte var gravida mellan vattendragstyperna. Gravida musslor var i medel 10,3 mm kortare än musslor som inte var gravida i vattendrag utan rekrytering (t-test, $n = 14$, $p = 0,04$), medan det inte var någon skillnad i längd mellan gravida musslor och musslor som inte var gravida i vattendrag med rekrytering (t-test, $n = 19$, $p > 0,05$) (Figur 15). Det var också en signifikant positiv relation mellan tätheten av musslor och proportionen gravida musslor (Regression, $p = 0,03$) (Figur 16). Det var ingen relation mellan turbiditet och proportionen gravida musslor ($p > 0,05$).



Figur 14. Andelen gravida musslor i vattendrag utan rekrytering (randig) och i vattendrag med rekrytering (svart) i juli och augusti 2007. * statistiskt signifikant skillnad.



Figur 15. Längd av gravida (randig) och ej gravida (svart) musslor i vattendrag med rekrytering och i vattendrag utan rekrytering. * statistiskt signifikant skillnad.



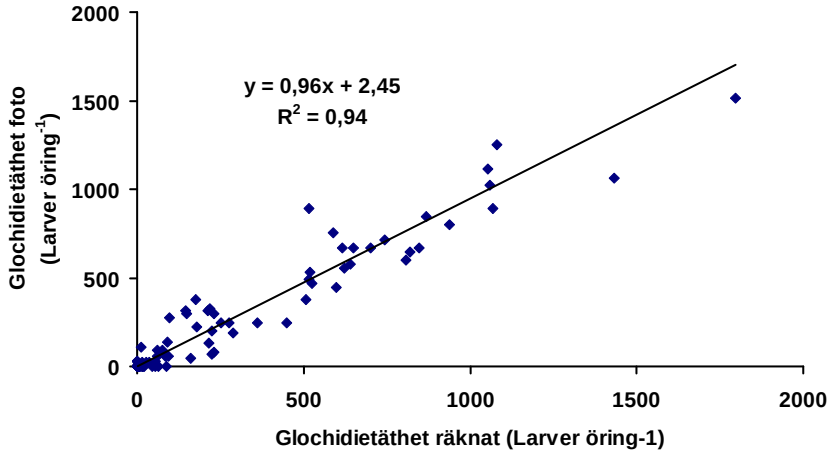
Figur 16. Andel maximalt gravida musslor som funktion av musseltäthet. Musseltätheten förklarar 32 % av variationen.

Parasitstadiet på öring

Metoden att uppskatta antalet glochidielarver på gälarna hos öring fungerade bäst när antalet glochidielarver på fotot på spatelytan relaterades till det totala antalet glochidielarver på den fotograferade gälen och andelen glochidielarver som gälbåge ett hade jämfört med övriga gälar. Det var inga skillnader i medelinfektion av glochidielarver per gäle eller per öring varken för den yngsta årsklassen öringar (0+) eller för äldre öring varken på hösten 2007 eller på våren 2008 vid en jämförelse mellan antal räknade glochidielarver under lupp och uppskattat antal glochidielarver baserat på fotot (t-tester, $n_{2007} = 20$, $n_{2008} = 61$, $p > 0,05$) (Tabell 1). Dessutom var det en positiv relation mellan antalet glochidielarver per öring vid en jämförelse mellan totalt antal räknade glochidielarver på lab och uppskattat antal glochidielarver baserat på fotot både på hösten 2007 och våren 2008 (Regression, $p < 0,05$) (Figur 17).

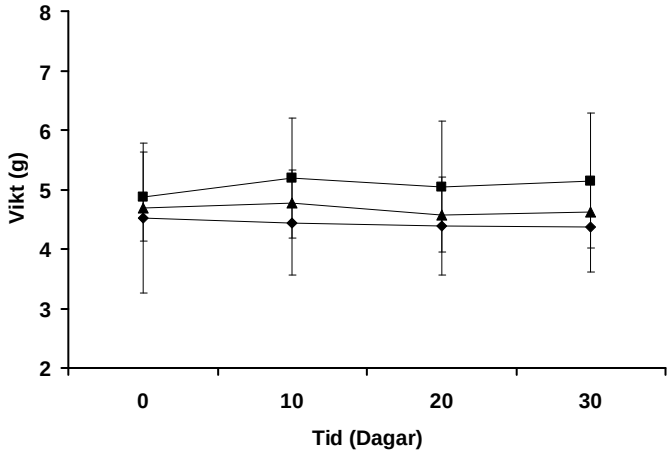
Tabell 1. Glochidieinfektion uppskattat för första gälbågen och totalt per öring.

Metod för att uppskatta glochidieinfektion	0+ öring		Äldre öring	
	Gl/gäle	Gl/öring	Gl/gäle	Gl/öring
Räknat i lupp 2007 (Hiån)	26,3	205,1	76	574
Fotometod 2007 (Hiån)	29,5	235,9	72,9	583
Räknat i lupp 2008 (Alla vattendrag)	36,4	291,5	16,0	127,8
Fotometod 2008 (Alla vattendrag)	35,0	279,9	16,5	127,7



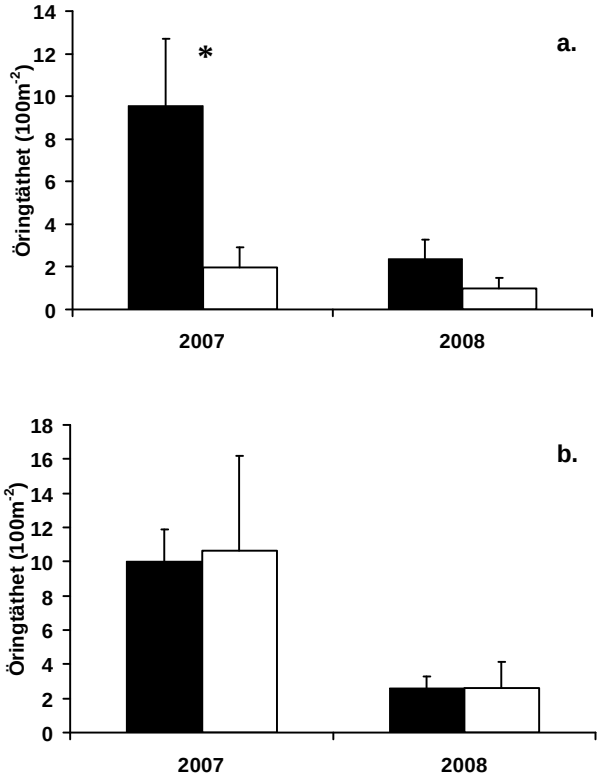
Figur 17. Relation mellan glochidietätheten per öring baserat på antal glochidielarver räknat under lupp och glochidietätheten per öring baserat på fotometoden. Fotometoden förklarar 94 % av variationen.

Tjugofem av totalt 30 öringar överlevde det en månad långa akvarieexperimentet. Nio öringar överlevde i behandlingen med endast pit-tagmärkning, medan 8 öringar överlevde i behandlingen med pit-tagmärkning och fotografering. Åtta öringar överlevde även i kontrollen. Det var ingen skillnad i vikt vid de fyra tillfällen fiskarna vägdes under experimentet. Det var heller ingen skillnad i viktförändring mellan de tillfällen fiskarna vägdes under experimentet (t-tester, $p > 0,05$) (Figur 18).



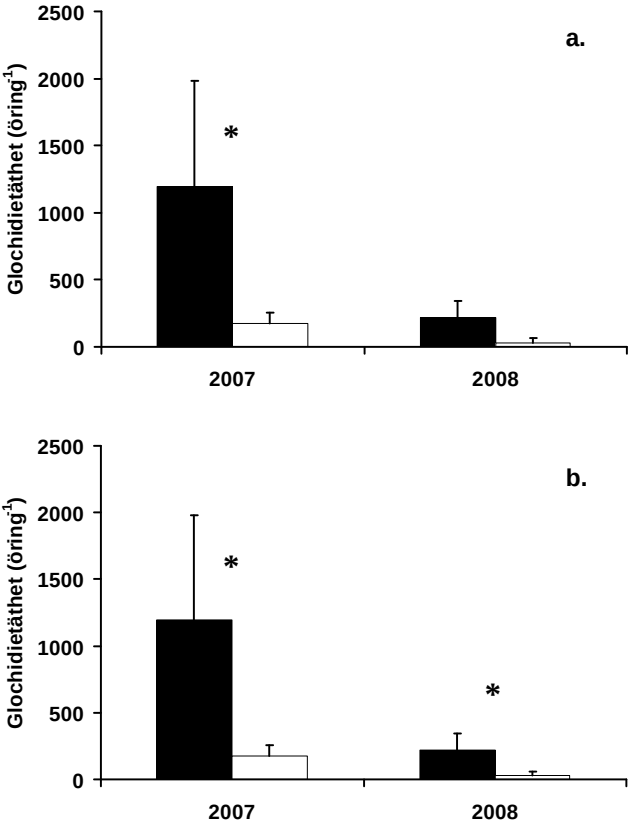
Figur 18. Vikt av öringar vid experimentets början (0 dagar), efter 10, 20 och 30 dagar i behandlingarna 1) Kontroll (triangel), 2) Pit-tag (tom kvadrat), 3) Pit-tag och fotografering (fylld kvadrat).

Tätheten av årsungar var signifikant högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering på hösten 2007 (t-test, n = 18, p = 0,02), medan det inte var någon signifikant skillnad i täthet på våren 2008 (t-test, n = 18, p > 0,05) (Figur 19a). För äldre årsklasser av öring var det ingen skillnad i täthet på hösten 2007 eller på våren 2008 (t-tester, n = 18, p > 0,05) (Figur 19b). Tätheten av årsungar och äldre öring minskade som en funktion av turbiditeten, men regressionerna var inte signifikanta (p = 0,06 och p = 0,13).



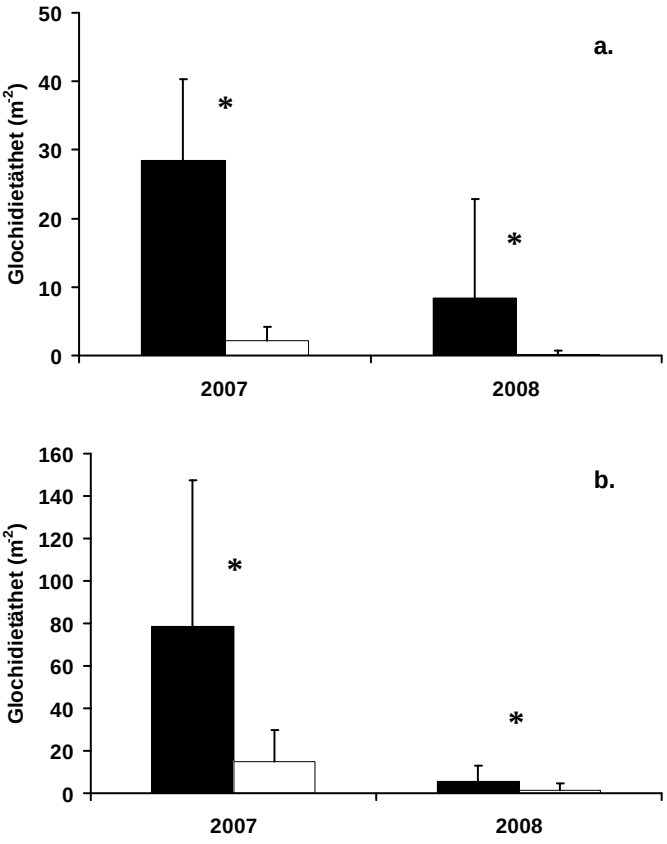
Figur 19. a. Täthet av årsungar i vattendrag med rekrytering (fylld stapel) och utan rekrytering (ofylld stapel). **b.** Täthet av äldre öring i vattendrag med rekrytering (fylld stapel) och utan rekrytering (ofylld stapel). ***** statistiskt signifikant skillnad.

Glochidieinfektionen var signifikant högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering på hösten 2007 (t-test, n = 18, p = 0,004) för årsungar och äldre öring (t-test, n = 18, p = 0,02) (Figur 20a). På våren 2008 var det ingen skillnad i glochidieinfektion för årsungar, även om det var en stark trend att infektionen var högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering (t-test, n = 18, p = 0,07), medan glochidieinfektion var signifikant högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering för äldre öring (t-test, n = 18, p = 0,04) (Figur 20b).



Figur 20. a. Glochidietäthet per öring på årsungar i vattendrag med rekrytering (fylld stapel) och utan rekrytering (ofylld stapel). **b.** Glochidietäthet per öring på äldre öring i vattendrag med rekrytering (fylld stapel) och utan rekrytering (ofylld stapel). ***** statistiskt signifikant skillnad.

Glochidieinfektionen per vattendragsyta var signifikant högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering på hösten 2007 och våren 2008 för årsungar och för äldre öring (t-tester, $n = 18$, $p < 0{,}05$) (Figur 21a-b).



Figur 21. a. Glochidietäthet per vattendragsyta på årsungar i vattendrag med rekrytering (fylld stapel) och utan rekrytering (ofylld stapel). **b.** Glochidietäthet per vattendragsyta på äldre öring i vattendrag med rekrytering (ofylld stapel) och utan rekrytering (fylld stapel). ***** statistiskt signifikant skillnad.

I en jämförande studie om mussel- eller öringtätheten reglerar glochidieinfektionen, visade det sig att tätheten årsungar var positivt relaterad till infektionen per årsunge, medan musseltätheten inte visade någon relation till infektionen per årsunge på hösten 2007 och våren 2008. För äldre öring var förhållandet det omvända, d.v.s. infektionen per äldre öring var positivt relaterad till musseltätheten men inte till tätheten av äldre öring på hösten 2007 och våren 2008 (Tabell 2).

Tabell 2. Fyra multipla regressioner där glochidier per öring testas som funktion av öringtäthet och musseltäthet.

Faktorer	Multipla regressioner	p
Täthet årsungar 2007	$y = 1{,}61x + 0{,}31$, $r^2 = 0{,}47$	0,006
Musseltäthet	-	0,72
Täthet äldre öring 2007	-	0,23
Musseltäthet	$y = 0{,}83x + 0{,}83$, $r^2 = 0{,}32$	0,031
Täthet årsungar 2008	$y = 2{,}2x - 0.078$, $r^2 = 0{,}40$	0,005
Musseltäthet	-	0,24
Täthet äldre öring 2008	-	0,26
Musseltäthet	$y = 1{,}0x – 0{,}26$, $r^2 = 0{,}35$	0,01

Tätheten av årsungar var positivt relaterat till glochidielarver per vattendragsyta (baserat på årsungar) på hösten 2007 och våren 2008, medan musseltätheten inte visade någon relation till glochidielarver per vattendragsyta. Både tätheten av äldre öring och musseltätheten var positivt relaterat till glochidielarver per vattendragsyta (baserat på äldre öring) på hösten 2007. På våren 2008 var musseltätheten positivt relaterad till glochidielarver per vattendragsyta, medan tätheten av äldre öring inte var relaterad till glochidielarver per vattendragsyta (baserat på äldre öring) (Tabell 3).

Tabell 3. Fyra multipla regressioner där glochidier per vattendragsyta testas som funktion av öringtäthet och musseltäthet.

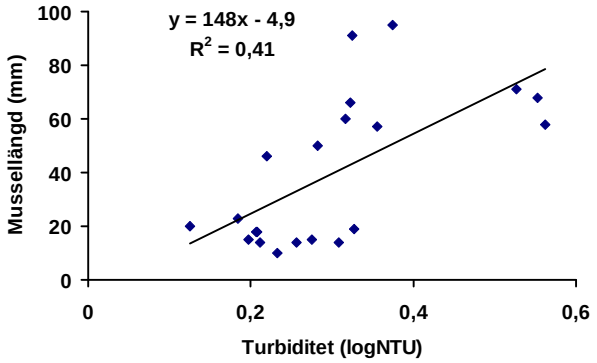
Faktorer	Multipla regressioner	p
Täthet årsungar 2007	$y = 2{,}5x + 0{,}13$, $r^2 = 0{,}63$	0,0001
Musseltäthet	-	0,49
Täthet äldre öring 2007	$y = 3{,}3x – 0{,}29$, $r^2 = 0{,}61$	0,0001
Musseltäthet	$y = 0{,}82x + 0{,}56$, $r^2 = 0{,}58$	0,027
Täthet årsungar 2008	$y = 1{,}8x + 0{,}56$, $r^2 = 0{,}58$	0,004
Musseltäthet	-	0,34
Täthet äldre öring 2008	-	0,07
Musseltäthet	$y = 1{,}0x – 0{,}47$, $r^2 = 0{,}35$	0,027

Påverkan av biotiska och abiotiska faktorer på musslor

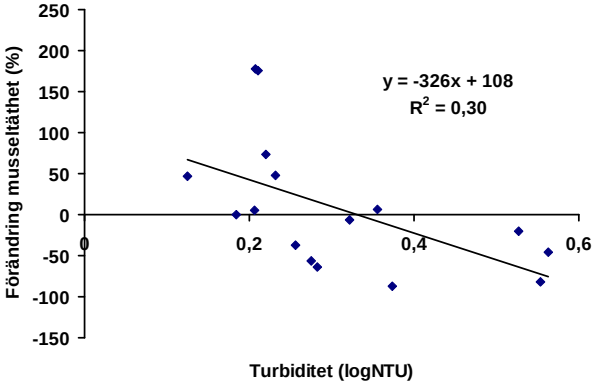
Musseltätheten varierade mellan 0,02 och 104 musslor m^{-2} med en medeltäthet av 13,9 ± 4,8 musslor m^{-2}. Musseltätheten var högre i vattendrag med rekrytering (20,3 ± 8,0 musslor m^{-2}) än i vattendrag utan rekrytering (5,7 ± 3,1 musslor m^{-2}) (t-test, n = 23, p = 0,02). Det var också en skillnad i den proportionella förändringen i täthet mellan 1990-tal och 2000-tal, vilken var ökande i vattendrag med rekrytering (74 ± 34

%) men var minskande i vattendrag utan rekrytering (-32 ± 16 %) (t-test, n = 19, p = 0,03).

Medelturbiditeten i alla vattendrag varierade mellan 0,33 och 2,7 NTU under sommarperioden (juni-september) 2007. Turbiditeten var signifikant lägre i vattendrag med (0,69 ± 0,06 NTU) än i vattendrag utan rekrytering (1,5 ± 0,19 NTU) (t-test, n = 25, p = 0,0005). Det var en positiv regression mellan turbiditet och längden på den minsta musslan i varje vattendrag (Regression, p = 0,001) (Figur 22). Det var en negativ regression mellan turbiditet och förändring av den proportionella musseltätheten från 1990-1991 till 2005-2006 (Regression, p = 0,03) (Figur 23).



Figur 22. Längden på den kortaste musslan i varje vattendrag som funktion av turbiditeten.



Figur 23. Förändring av musseltätheten som funktion av turbiditeten.

Juvenil musseltäthet som funktion av turbiditet, musseltäthet och öringtäthet (årsungar och äldre öring separat) testades med multipla regressioner 2007 och 2008. Musseltätheten var positivt relaterad till tätheten av juvenila musslor, medan turbiditeten var negativt relaterad till tätheten av juvenila musslor på hösten 2007. Tätheten av årsungar och äldre öring 2007 var inte relaterad till tätheten av juvenila musslor (Tabell 4). På våren 2008 var både tätheten av årsungar och musseltätheten positivt relaterade till tätheten av juvenila musslor, medan turbiditeten var negativt relaterad till tätheten av juvenila musslor. På våren 2008 var tätheten av äldre öring inte relaterad till tätheten av juvenila musslor, medan musseltätheten var positivt relaterad till tätheten av juvenila musslor. Turbiditeten var negativt relaterad till tätheten av juvenila musslor (Tabell 5).

Tabell 4. Multipla regressioner där juvenil musseltäthet testas som funktion av öringtäthet, musseltäthet och turbiditet hösten 2007.

Faktor	Multipla regressioner	p
Täthet årsungar 2007	Valdes bort i stepwise	-
Musseltäthet	$y = 0,38x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,002
Turbiditet	$y = -1,2x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,041
Täthet äldre öring 2007	Valdes bort i stepwise	-
Musseltäthet	$y = 0,38x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,002
Turbiditet	$y = -1,2x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,041

Tabell 5. Multipla regressioner där juvenil musseltäthet testas som funktion av öringtäthet, musseltäthet och turbiditet våren 2008.

Faktor	Multipla regressioner	p
Täthet årsungar 2008	$y = 0,39x + 0,19$, $r^2 = 0,68$	0,045
Musseltäthet	$y = 0,38x + 0,19$, $r^2 = 0,68$	0,002
Turbiditet	$y = -1,1x + 0,19$, $r^2 = 0,6$	0,035
Täthet äldre öring 2008	Valdes bort i stepwise	-
Musseltäthet	$y = 0,38x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,002
Turbiditet	$y = -1,2x + 0,35$, $r^2 = 0,58$	0,041

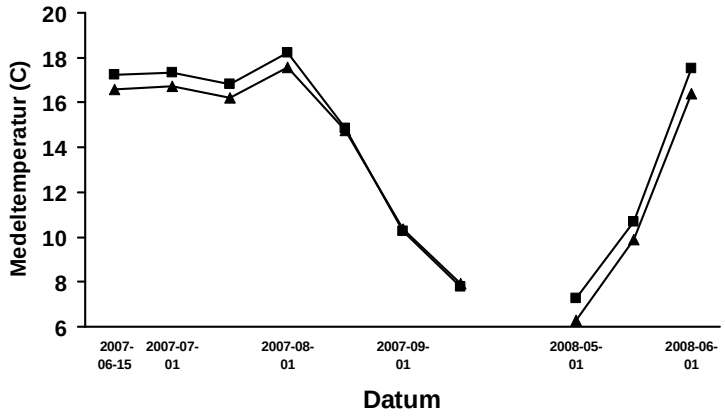
Det sedimenterade materialet varierade mellan 0,51 ± 0,21 och 1,2 ± 0,58 g torrvikt box^{-1} för de oorganiska fraktionerna i vattendrag med och utan rekrytering. Mängden organiskt material som sedimenterade var något lägre än mängden oorganiskt material och varierade mellan 0,19 ± 0,11 och 0,40 ± 0,15 g torrvikt box^{-1} för de båda vattendragstyperna. Det var inga skillnader i sedimentation för de oorganiska fraktionerna mellan vattendrag med och utan rekrytering. Det var däremot högre sedimentation av organiskt material (250 - 500 μm) i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering (Tabell 6).

Tabell 6. Medelvikt av oorganiskt och organiskt material (g torrvikt box^{-1} ± SD) från sedimentationsboxarna. 1-vägs ANOVOR användes som statistiskt test.

Sedimenttyp	Sediment storleksklass (µm)	Medelvikt i vattendrag med rekrytering (g)	Medelvikt i vattendrag utan rekrytering (g)	p
Oorganiskt	1.2 - 63	0,70 ± 0,53	0,51 ± 0,21	0,29
	63 – 125	0,60 ± 0,39	0,52 ± 0,27	0,56
	125 – 250	1,2 ± 0,58	0,96 ± 0,49	0,37
	250 – 500	0,97 ±0,53	0,92 ± 1,3	0,90
Organiskt	1.2 - 63	0,32 ± 0,26	0,22 ± 0,09	0,26
	63 – 125	0,22 ± 0,097	0,20 ± 0,12	0,71
	125 – 250	0,40 ± 0,15	0,32 ± 0,16	0,25
	250 – 500	0,33 ± 0,14	0,19 ± 0,11	0,02

Mätningarna av sedimentvattenkemi indikerade att det var bättre vattenutbyte i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering, eftersom det var en mindre skillnad i konduktivitet mellan fritt strömmande vatten och bottenvatten i vattendrag med (41,0 ± 14,2 µS cm^{-1}) än i vattendrag utan rekrytering (8,6 ± 2,7 µS/cm) (t-test, $n = 8$, $p = 0,02$). Ingen skillnad uppmättes för syremättnad i bottenvattnet mellan vattendrag med och utan rekrytering (t-test, $n = 8$, $p > 0,05$).

Det var även skillnader i vattentemperatur mellan de två vattendragstyperna. Den maximala vattentemperaturen var lägre i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering i juli 2007 (t-tester, $n = 21$, $p < 0,05$). Det var också temperaturskillnader i maj 2008, då medeltemperaturen var lägre i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering (t-tester, $n = 18$, $p < 0,05$) (Figur 24).



Figur 24. Medelvattentemperaturer i vattendrag med (trianglar) och utan (rektanglar) rekrytering.

Diskriminantanalyser gjordes med flera variabler för att undersöka vilka faktorer som hade störst förklaringsgrad till rekryteringsmönstret. För hösten 2007 visade analysen att vattendrag med och vattendrag utan rekrytering var signifikant separerade från varandra (Eigenvalue = 2,0, Wilks' = 0,33, Chi - square = 12,7, p = 0,03). På hösten 2007 förklaras frånvaron av juvenila musslor mest av högre turbiditet följt av högre maximal vattentemperatur. På hösten 2007 förklaras rekrytering av musslor mest av högre täthet av årsungar, följt av högre täthet äldre öring samt av högre musseltäthet. Även på våren 2008 var vattendrag med och utan rekrytering signifikant separerade från varandra (Eigenvalue = 3,6, Wilks' = 0,22, Chi - square = 14,5, p = 0,01). På våren 2008 förklaras frånvaron av juvenila musslor mest av högre turbiditet, följt av högre medeltemperatur. På våren 2008 förklaras rekrytering av musslor mest av högre täthet av årsungar, följt av högre musseltäthet och högre täthet av äldre öring (Tabell 7).

Tabell 7. Diskriminantanalyser av turbiditet, vattentemperatur, musseltäthet, täthet av årsungar och täthet av äldre öring som funktion av vattendrag med eller utan rekrytering hösten 2007 och våren 2008.

Faktor	Förklaringsgrad 2007	Förklaringsgrad 2008
Turbiditet (log)	-0,732	-0,594
Vattentemperatur	-0,172	-0,339
Musseltäthet (log)	0,280	0,254
Täthet av årsungar (log)	0,404	0,325
Täthet av äldre öring (log)	0,334	0,091

Diskussion

Musseltätheten ökade generellt i vattendrag med rekrytering, men minskade i vattendrag utan rekrytering från 1990-1991 till 2005-2006. En minskning i musseltäthet sker alltså idag och har troligtvis också skett under längre tid i vattendrag utan rekrytering (Eriksson, Henriksson & Söderberg, 1998; Hastie, 2006; Söderberg, Karlberg & Norrgrann, 2008). Detta har sannolikt resulterat i den lägre musseltäthet som finns idag i vattendrag utan rekrytering i Ljungans biflöden. Minskningen av musseltätheten kan bero på att den naturliga mortaliteten av gamla musslor inte kompenseras av nytillskott av juvenila musslor, alternativt att även vuxna musslor har en sämre överlevnad i vattendrag utan rekrytering. Minskningen i musseltätheten var relaterad till en ökande turbiditet, vilket även har noterats i studier i Sveriges sydligare delar (Österling, 2006; Österling, Greenberg & Arvidsson, 2008). Därmed är situationen allvarlig, där glesare populationer kan resultera i lägre reproduktion och förändra musslornas viktiga funktioner som filtrerare och signalarter i vattendragen (Geist & Auerswald, 2007; Vaughn, Spooner & Galbraith, 2007).

Gravida musslor

Gravida musslor verkar inte vara det livscyklestadium som begränsar rekryteringen, eftersom ungefär hälften av musslorna var gravida, både i vattendrag med och utan rekrytering (Österling, Greenberg & Arvidsson, 2008). Däremot tyder flera saker på att detta stadium kan vara påverkat av faktorer som kan göra att produttionen av larver inte fungerar helt optimalt. För det första var musslorna gravida senare i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering, vilket kan vara beroende på de lägre temperaturerna i vattendrag med rekrytering. Detta betyder sannolikt att larverna släpps tidigare under sommaren i vattendrag utan rekrytering och vid ett senare tillfälle i vattendrag med rekrytering. För det andra ökade proportionen gravida musslor som en funktion av musseltätheten. Det kan tyda på att befruktningen av honmusslor fungerar dåligt när musseltätheten är låg, t.ex. att färre musslor blir befruktade som en följd av att ett lägre antal spermier når honmusslorna. För det tredje var de gravida musslorna kortare än musslorna som inte var gravida i vattendrag utan rekrytering, medan det inte var någon längdskillnad mellan gravida musslor och musslor som inte var gravida i vattendrag med rekrytering. Detta kan tyda på att någon faktor, tillsammans med en trolig extra kostnad att producera larver,

hämmar tillväxten hos honmusslor jämfört med hanmusslor. Faktorer som kan påverka musslors tillväxt negativt är hög turbiditet (Österling *et al.*, 2007) och hög vattentemperatur, vilka också var högre i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering. Den högre halten av organiskt material i vattendrag med rekrytering tyder även på att födokvaliteten var bättre i vattendrag med rekrytering. Dessa abiotiska faktorer kan därför betyda att färre larver produceras i vattendrag utan rekrytering. Skillnader i glochidielarvproduktion hos musslor mättes dock inte i denna undersökning, varför detta kan vara föremål för framtida studier.

Fotometoden visade sig fungera tillfredsställande när medelvärden av glochidielarver räknat under lupp jämfördes med medelvärden av glochidielarver genom uppskattning av fotometoden. Dock är det stor sannolikhet att missa larver helt när antalet larver är få. Därmed kan uppskattningen av larver bli noll när i själva verket ett fåtal larver har infekterat öringen. För musslans överlevnad är detta troligtvis av liten betydelse, eftersom bidraget till populationen vid få infektioner är litet. För övrigt kan sägas att man kan vidareutveckla metoden. T.ex. kan man tänka sig att testa en annan belysning och bakgrund, allt för att se larverna bättre. Detta gäller speciellt om man vill uppskatta infektionen på hösten, då glochidierna är mindre än på våren och svårare att se. Eftersom den viktigaste uppskattningen av glochidieinfektionen, sett till hur många nya musslor som produceras, är på våren strax innan larverna ska släppa, gör den större storleken larverna har vid denna tidpunkt att de är lättare att se på ett fotografi.

Det var ingen skillnad på överlevnad eller tillväxt hos öringen mellan de olika behandlingarna (med och utan fotografering) i akvarieexperimentet. Detta tillsammans med den bedömda konditionen öringen hade i hinkarna innan de släpptes tillbaka i bäckarna talar för att metoden inte påverkar öringen negativt. Metoden att fotografera öringens gälar bör därför kunna användas vid övervakning av infektionsstadiet. Detta förutsätter naturligtvis försiktighet och att vassa instrument som kan skada öringens gälar inte används. Tätare vattenutbyte och extra försiktighet bör också iakttas ju högre vatten- och lufttemperaturerna är, eftersom öringen är anpassad till svalare temperaturer. Man kan också tänka sig en utveckling av metoden där öringen ligger i vatten vid fotograferingen för att underlätta syresättningen.

Glochidieinfektionsstadiet

Glochidietätheten per vattendragsyta var högre i vattendrag med än i vattendrag utan rekrytering för både årsungar och äldre öring. Detta tyder på att glochidieinfektionsstadiet begränsar rekryteringen och att någon faktor stör produktionen av larver. Tätheten av årsungar men inte musseltätheten påverkade hur många glochidielarver som producerades per vattendragsyta och årsunge. Det fanns dock inga tecken på att antalet äldre öringar som deltar i reproduktionen av öringungar skulle vara lägre i vattendrag utan rekrytering än i vattendrag med rekrytering. Däremot kan en sämre överlevnad av årsungar bidra till det lägre antal larver som producerades i vattendragen utan rekrytering, eftersom tätheten av årsungar var lägre i vattendrag utan än i vattendrag med rekrytering på hösten. En förklaring till de lägre tätheterna av årsungar kan vara en sämre överlevnad under äggstadiet i sedimentet under vintern 2006-2007, till exempel orsakat av en högre sedimentation i vattendrag utan rekrytering under vinterperioden (vilket inte mättes i denna undersökning). Överlevnaden av de nyckläckta öringarna under sommaren kan också vara orsakad av någon faktor som skiljer vattendragstyperna åt. Till exempel kan höga vattentemperaturer i vattendrag utan rekrytering resultera i sämre överlevnad. Tätheten av äldre öring var inte relaterad till glochidielarver per vattendragsyta, medan musseltätheten påverkade hur många glochidielarver som producerades. Sammantaget tyder det på att både den lägre tätheten av årsungar och minskningen av musseltätheten begränsar antalet glochidielarver som faller av öringen i vattendrag utan rekrytering på våren/försommaren.

Antalet glochidieinfektioner per öring och glochidieinfektioner per vattendragsyta var lägre på årsungar än på äldre öringar på hösten 2007. Situationen hade förändrats på våren 2008, då det inte var någon skillnad mellan årsungar och äldre öring. Det verkar alltså som att infektionerna minskar i snabbare takt på äldre öring än på årsungar, vilket kan bero på äldre öringars bättre motståndskraft mot mussellarverna. Troligtvis har äldre öringar ett mer utvecklat immunförsvar vilket leder till att mussellarverna dör i högre utsträckning på äldre öringar (Hastie & Young, 2001). Dock var det inte någon skillnad i antalet mussellarver som fanns kvar på årsungar eller äldre öringar på våren 2008. Detta betyder i så fall att både årsungar och äldre öring är viktiga som värdar för musslornas larver.

Musselrekrytering – påverkan av biotiska och abiotiska faktorer

Turbiditeten var lägre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. Liknande resultat har framkommit i vattendrag i södra Sverige, där turbiditeten dock var dubbelt så hög i vattendrag med rekrytering och nästan 3 gånger så hög i vattendrag utan rekrytering jämfört med Ljungans biflöden (Österling, 2006; Österling, Greenberg & Arvidsson, 2008; Österling, Arvidsson & Greenberg, 2010). Hög turbiditet har i tidigare undersökningar i södra Sverige hängt ihop med hög sedimentation och tros begränsa juvenila musslors överlevnad genom låga syrehalter och höga ammoniumhalter, vilket är skadligt för juvenila musslor (Strayer *et al.*, 2004; Österling, 2006). Alternativt kan en sämre födokvalité bidra till en sämre överlevnad av juvenila musslor, eftersom främst oorganiskt material var högre i vattendrag utan rekrytering i södra Sverige (Österling, 2006). I Ljungans biflöden var sedimentationen av de olika sedimentstorlekarna 4-20 gånger lägre än i södra Sverige och det var ingen skillnad i sedimentation mellan vattendrag med och vattendrag utan rekrytering. Däremot verkade vattenutbytet vara sämre i vattendrag utan rekrytering, vilket ändå tyder på att sedimentationen var högre, eftersom hög sedimentation kan begränsa vattenutbytet i sedimenten och leda till låga syrehalter och höga ammoniumhalter. En annan bidragande orsak som kan resultera i sämre vattenutbyte i sedimenten kan vara låga vattenflöden som inte spolar bort finpartikulärt sediment eller inte tränger ner i sedimenten. Slutligen kan de högre vattentemperaturer som uppmättes i vattendrag utan rekrytering påverka tillväxt och överlevnad hos juvenila musslor.

Vad beror musselminskningen på – vad kan göras?

Sammanfattningsvis visade resultaten att musseltätheterna har minskat mellan 1990-1991 och 2005-2006 i vattendrag som redan saknar rekrytering i Ljungans biflöden och att infektionsstadiet var negativt påverkat både av en lägre musseltäthet och av en lägre öringtäthet av årsungar. Nästa tidiga livscykelstadium, juvenila musslor, var även det påverkat av musseltäthet och årsungarnas täthet. Detta tyder på att både infektionsstadium och juvenila musslor är negativt påverkade. En faktor som kan påverka både musslor och öring negativt är en högre turbiditet som sedimenterar i bottnarna, vilket kan leda till sämre vattenomsättning, där både juvenila musslor lever och öringägg utvecklas. Dessutom kan högre vattentemperaturer, vilket uppmättes på sommaren i vattendrag utan rekrytering, försämra tillväxt och överlevnad hos både mussla och öring.

Analyser av alla faktorer visade att hög turbiditet, följt av vattentemperaturen, bäst förklarar frånvaron av juvenila musslor. Eftersom vattenomsättningen också var dålig i vattendrag utan rekrytering pekar detta mot att en minskning av sedimenttillförsel till vattendragen skulle kunna vända trenden med avsaknad av juvenila musslor. Om en högre sedimenttransport också påverkar öringäggens utveckling negativt skulle en minskad sedimentation också kunna förbättra öringens reproduktion och därmed även förbättra rekryteringen av musslan.

Det finns indikationer på att hyggen har påverkat flodpärlmusslans rekrytering och öringens årsungar negativt i Ljungans biflöden (D-projektarbete av J-O Högberg på Karlstads universitet våren 2009). Sådant brukande av marken bredvid vattendrag kan vara en viktig orsak till hög turbiditet och sedimentation och kan också orsaka höga vattentemperaturer på grund av ökad solinstrålning. Vidare är flödestoppar naturligt viktiga inslag i vattendrag, bland annat för vattenomsättningen i sedimenten. För överlevnaden av juvenila flodpärlmusslor är det därför viktigt att sådana flödestoppar inte förhindras, utan tillåts byta ut vattnet i sedimentet. En kombination av lågt vattenflöde och avsaknad av skyddszon på sommaren kan troligtvis bidra till dåliga förhållanden i bottenvattnet och för höga vattentemperaturer, vilket kan påverka både musslor och öring negativt. För att uppnå bättre förhållanden för flodpärlmusslan bör brukandet av marken utföras så att silt och sand inte släpps ut i vattendragen. Genom att inte störa marken närmast vattendragen genom dikning och skogsavverkning kan en ökad sedimentation förhindras. Om man lämnar intakta kantzoner närmast vattendragen kan dessa också stabilisera vattendragen mot erosion. Dessutom kan ökad beskuggning av vegetationen i en intakt kantzon förhindra för höga vattentemperaturer sommartid. Samtidigt bör regleringen av dammar uppströms musselpopulationer vara sådan att högflödestoppar, vilka bidrar till att vatten spolas genom sedimenten, inte begränsas. Om marken bredvid bäckarna och vattenregleringen sköts på rätt sätt kan det bidra till att rekryteringen av flodpärlmusslor återupptas. Detta bör dock ske inom en snar framtid eftersom effekter av restaurering av vattendrag ofta tar lång tid (Wood & Armitage, 1997), och det också tar lång tid för flodpärlmusslan att återkolonisera när tätheterna har reducerats mycket.

Erkännanden

Birgitta Adell, Linda Avatare och Marianne Svedin på Fortum som var ansvariga för projektet på Fortum. Håkan Söderberg och Andreas Karlberg på Länsstyrelsen i Västernorrland som har bidragit med mycket kunskap och bakgrundsdata. Hanna Karlsson som jobbade hårt på lab och i fält. Linda Bång som jobbade hårt i fält. Lars Lundborg på Videomakers som producerade en bra och informativ film om projektet. Stig Håkangård, Mia Sand och Marit Nilsson på Karlstads universitet som hjälpt till med administration och ekonomi kring projektet. Håkan Söderberg på Länsstyrelsen i Västernorrland, Björn Arvidsson och Johan Watz på Karlstads universitet och Olle Österling som läst och kommenterat tidigare versioner av rapporten. Jan-Olov Högberg som producerat kartan. Ljunga Södra (Kjell Edbom som uppmärksammade Fortum på projektmöjligheter i Ljungan), Haverö, Harråns, Tälje-Näsets, Borgsjöbyns, Komsta-Åse, Ånge, Attmars, Holms, Hullsjöns, Stödebygdens, Ede-Bodas, och Ovansjö-Vattenåns fiskevårdsområden som givit sina tillstånd för undersökningarna.

Referenser

Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (2004) 2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment. 1-217.

Bauer, G. (1987) The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) 3. Host relationships. *Archiv Fur Hydrobiologie*, **76**(4), 413-23.

Bauer, G. (2001) Life history variation on different taxonomic levels of naiads. *In: Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies No. 145*, 83-91.

Bogan, A.E. (1993) Fresh-water bivalve extinctions (Mollusca, Unionoida) - A search for causes. *American Zoologist*, **33**(6), 599-609.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. (1989) Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, **173**, 621-30.

Drechsler, M., Lamont, B.B., Burgman, M.A., Akcakaya, H.R., Witkowski, E.T.F. & Supriyadi. (1999) Modelling the persistence of an apparently immortal *Banksia* species after fire and land clearing. *Biological Conservation*, **88**(2), 249-59.

Dunca, E. & Mutvei, H. (2001) Comparison of microgrowth pattern in *Margaritifera margaritifera* shells from south and north Sweden. *American Malacological Bulletin*, **16**(1-2), 239-50.

Eriksson, M.O.G., Henriksson, L. & Söderberg, H. (1998) The freshwater pearl mussel in Sweden. *The Swedish Environmental Protection Agency*, **4887**, 1-66.

Geist, J. & Auerswald, K. (2007) Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (Margaritifera margaritifera). *Freshwater Biology*, **52**(12), 2299-316.

Hastie, L.C. (2006) Determination of mortality in exploited freshwater pearl mussel (Margaritifera margaritifera) populations. *Fisheries Research*, **80**(2-3), 305-11.

Hastie, L.C. & Young, M.R. (2001) Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) glochidiosis in wild and farmed salmonid stocks in Scotland. *Hydrobiologia*, **445**(1-3), 109-19.

Lydeard, C., Cowie, R.H., Ponder, W.F., Bogan, A.E., Bouchet, P., Clark, S.A., Cummings, K.S., Frest, T.J., Gargominy, O., Herbert, D.G., Hershler, R., Perez, K.E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E.E. & Thompson, F.G. (2004) The global decline of nonmarine mollusks. *Bioscience*, **54**(4), 321-30.

Primack, R.B. (2002) Essentials of conservation biology. *Sinauer Associates, Inc. Publishers*.

Richter, B.D., Braun, D.P., Mendelson, M.A. & Master, L.L. (1997) Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology*, **11**(5), 1081-93.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**(5459), 1770-74.

Soulsby, C., Youngson, A.F., Moir, H.J. & Malcolm, I.A. (2001) Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *Science Of The Total Environment*, **265**(1-3), 295-307.

Strayer, D.L., Downing, J.A., Haag, W.R., King, T.L., Layzer, J.B., Newton, T.J. & Söderberg, H., Karlberg, A. & Norrgrann, O. (2008) Status, trender och skydd för flodpärlmusslan i Sverige. *Länsstyrelsen Västernorrland, avdelningen för Kultur och Natur,* 2008: 12.

Nichols, S.J. (2004) Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *Bioscience*, **54**(5), 429-39.

Wachtler, K., Dreher-Mansur, M.C. & Richter, T. (2001) Larval types and early postlarval biology in Naiads (Unionoida). *In: Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies No. 145*, 93-125.

Vaughn, C.C., Spooner, D.E. & Galbraith, H.S. (2007) Context-dependent species identity effects within a functional group of filter-feeding bivalves. *Ecology*, **88**(7), 1654-62.

Wilson, E.O. (1989) Threats to biodiversity. *Scientific American*, **261**(3), 108-15.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**(2), 203-17.

Young, M. & Williams, J. (1984) The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland 1. Field studies. *Arch. Hydrobiol*, **99**, 405-22.

Österling, E.M. (2006) Ecology of Freshwater Mussels in Disturbed Environments. *PhD-thesis, Karlstad University Studies.*

Österling, E.M., Bergman, E., Greenberg, L.A., Baldwin, B.S. & Mills, E.L. (2007) Turbidity-mediated interactions between invasive filter-feeding mussels and native bioturbating mayflies. *Freshwater Biology*, **52**(8), 1602-10.

Österling, E.M., Greenberg, L.A. & Arvidsson, B.A. (2008) Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. *Biological Conservation*, **141**, 1365-70.

Österling, E.M., Arvidsson, B.A. & Greenberg, L.A. & (2010) Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of

turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 759-768.

Biotiska och abiotiska faktorers betydelse för flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad i Ljungans biflöden

Flodpärlmusslan är sedan 2010 klassad som starkt hotad i IUCN:s rödlista. Målet med föreliggande undersökningar i 26 biflöden till Ljungan i Västernorrland var att undersöka vad som begränsar flodpärlmusslans fortplantning och överlevnad. Projektet, där även en film producerades, är ett samarbete mellan Karlstads universitet och Fortums nordiska miljöfond.

Musseltätheten ökade i vattendrag med rekrytering av musslor, men minskade i vattendrag utan rekrytering mellan 1990-1991 och 2005-2006. Gravida musslor var inte det livscykelstadium som begränsade rekryteringen. En ny metod som testade att räkna mussellarver på öringens gälar genom fotografering visade att mussellarver på öring kan undersökas utan att öringen tar skada. Infektionen av mussellarver på öring var högre i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. För öringens årsungar berodde detta främst på en högre täthet av årsungar i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. För äldre öring var infektionsskillnaden orsakad av den högre musseltätheten i vattendrag med rekrytering än i vattendrag utan rekrytering. Juvenila musslor var negativt påverkade av låg musseltäthet, låg täthet av öringens årsungar och av hög turbiditet. Den sämre vattenomsättningen som uppmättes i vattendrag utan rekrytering kan vara ett resultat av en hög turbiditet som sedimenterar och resulterar i låg överlevnad av juvenila musslor. Dessutom kan de höga vattentemperaturerna i vattendrag utan rekrytering försämra tillväxt och överlevnad hos juvenila musslor. En minskning av sedimenttillförseln till vattendragen skulle kunna vända trenden med avsaknad av musselrekrytering och förbättra öringens och flodpärlmusslans reproduktion.

Karlstad University Studies
ISSN 1403-8099
ISBN 978-91-7063-329-4