



Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta* L.)

Daniel Palm



Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Rapport 2

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

Umeå 2013

Denna serie rapporter utges av Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå med början 2011. Serien publiceras endast elektroniskt på institutionens hemsida www.slu.se/viltfiskmiljo .

This series of Reports is published by the Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, starting in 2011. The reports are only published electronically at the department home page www.slu.se/viltfiskmiljo .

E-post till ansvarig författare
E-mail to responsible author Daniel.Palm@slu.se

Nyckelord
Key words Kalk, försurning, öring, lekbottnar, överlevnad

Ansvarig utgivare
Legally responsible Hans Lundqvist

Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö
Sveriges lantbruksuniversitet
901 83 Umeå

Adress
Address *Department of Wildlife, Fish, and Environmental
Studies
Swedish University of Agricultural Sciences
SE-901 83 Umeå
Sweden*

Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta* L.)

Daniel Palm

Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö, 901 83 Umeå



Sammanfattning

Under 2007-2009 konstruerades 30 lekbottnar för öring i anslutning till elfiskelokaler i 30 olika vattendrag i Västerbottens, Västra Götalands och Jönköpings län. I 15 av lekbottnarna blandades 50 % kalkgrus in. Ytterligare 17 elfiskelokaler i 17 andra vattendrag valdes ut som kontrolllokaler. Alla vattendrag var kalkade, och hade ingen förekomst av surstötter.

Uppföljningen av lekbottnarna i Västerbotten 2008-2012 visade att 50 % av det utlagda gruset kvarstod 5 år efter utläggning. Uppföljningen i Västra Götalands och Jönköpings län 2010-2012 visade att 70 % av det utlagda gruset kvarstod 3 år efter utläggning.

Provtagning av anlagda lekbottnar i Västerbottens län 2012 (5 år efter anläggning) visade att kalkinblandning orsakade en pH höjning på 0,85 pH enhet i jämförelsen med ytvattnet. I lekbottnar utan kalkgrus var pH 0,10 enheter lägre i jämförelse med ytvattnet.

I syfte att utvärdera lösligheten av kalksubstrat och effekten av pålagring placerades individmärkt kalkgrus ut i 10 olika bäckar med olika vattenkemisk karaktär. Efter 24 månaders exponering hade kalkgruset i samtliga vattendrag påverkats negativt i avseende på deras förmåga att höja pH i avjonat vatten på labb samt på bäckvatten. Den avtagande pH- höjande förmågan förklarades delvis av andelen våtmark samt biomassan av skog i avrinningsområdet. Dock orsakade fortfarande kalkgruset en pH höjning med i medeltal 1,16 enheter av bäckvatten efter 24 månaders exponering.

Årliga uppföljningar av bottnarna i Västerbotten (2007-2011) och i Västra Götalands och Jönköpings län (2010-2011) visade att lekgröpar eller öring observerades på 6-60 respektive 40 % av bottnarna.

I syfte att genomföra en ägg till yngelöverlevnadsstudie av nybefruktad öringsrom under 2012-2013 anlades 18 lekbottnar i Kattån i Jönköpings län 2011. Kattån är i likhet med övriga vatten i studien kalkat och utan förekomst av surstötter. I hälften av lekbottnarna blandades kalkgrus in. Resultaten visade att medelöverlevnaden var $66,6 \pm 12,4$ % (SD) respektive $55,6 \pm 9,1$ % i bottnar utan respektive med inblandning av kalkgrus. Skillnaden var ej statistiskt signifikant.

I Västerbottens län hade tätheterna av öring (0+) förändrats i medel + 149 %, + 139 % respektive + 108 % på lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller. I Västra Götaland och Jönköpings län hade tätheterna förändrats i medel - 29 %, + 64 % respektive - 37 % på lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller. Skillnaderna mellan behandlingarna var dock ej statistiskt signifikanta.

Inledning

Bakgrund

Försurning av vattendrag i Skandinavien upptäcktes redan i början av 1900-talet och är en av huvudorsaken till minskade fiskpopulationer i Skandinaviska sjöar (Tammi m fl 2003). På Sørlandet i Norge slogs tidigt ett flertal bestånd av öring (*Salmo trutta* L.) och lax (*Salmo salar* L.) ut på grund av surt nedfall i kombination med dålig buffringskapacitet i marken. Nedgång i laxfisket kopplades snart till försurning (Dahl 1926) vilket ledde till användning av kalkfilter i fiskodlingar och spridning av kalk i form av kalksten och skjellsand i vattendrag (Barlaup m fl 2002). I Sverige började kalkning i större skala 1976 och har sedan dess ökat till en årlig kalkningsmängd på ca 200 000 ton per år fram till slutat av 90-talet. Från 2002 fram till 2013 har kalkningen dock minskat till ca 125 000 ton. Kalkning utförs i huvudsak i syfte att motverka effekterna av surt nedfall för att bevara den biologiska mångfalden (Henriksson och Brodin 1995, Naturvårdverket 2002). Ett flertal olika kalkningsmetoder används för att sprida kalken. I Sverige är det vanligaste tillvägagångssättet att sprida finmald kalksten direkt i sjöar, över land och våtmark ofta med hjälp av båt och helikopter. Den huvudsakliga metoden för rinnande vatten är att sprida mald kalk från doserare eller med helikopter och båt över uppström liggande våtmarker och sjöar. Resultaten av vattenkemisk uppföljning i Sverige visar att insatserna varit lyckade (Henriksson och Brodin 1995). Responsen hos den akvatiska faunan har dock inte varit lika entydig. Förbättrade öring- och laxbestånd har ofta varit målsättningen för vattendragskalkning. I vissa fall har bestånden gynnats (Degerman och Appelberg 1992, Alenäs m fl 1995) och i andra har inga positiva effekter påvisats trots mer än ett decennium av kontinuerlig kalkning (se exempelvis Ahlström m fl 2003). Orsakerna till denna variation i respons är ännu inte klarlagd.

Öring är som de flesta andra fiskarter känsligast för försurning vid rom- och yngelstadiet. Öring lägger sin rom i grusbäddar på hösten och rommen utsätts mer eller mindre under hela vintern och våren för kronisk och/eller episodisk försurning (surstötter) (Laudon m fl 2000).

Vid kläckningsförsök där man tillfört kalkgrus i bottensubstrat i sjöar har man visat en ökad reproduktionsframgång hos sjölekande öring (Barlaup m fl 1998) och kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) (Booth och Wren 1993). Liknande försök med kalkgrus och skjellsand i rinnande vattendrag har också visat positiva resultat hos öring (Barlaup m fl 2002), regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) (Gunn och Keller 1980) bäckröding (*Salvelinus fontinalis*) (Meyhew 1989, Lacroix 1996) och harr (*Thymallus thymallus*) (Berglund och Persson, opublicerat). Elfiske efter tillförsel av kalkgrus i bäckar har visat ökade tätheter av öring och lax (Lacroix 1996, Barlaup m fl 2002). Noterbart är dock att den enda publicerade utvärderingen som gjorts på öring i skandinavien (Barlaup m fl 2002 är genomförd i områden med låga koncentrationer, $<10\text{mgL}^{-1}$, av TOC (Total Organic Carbon). Höga halter av TOC har tidigare visat sig påverka effekten av utlagt kalkgrus negativt genom pålagring av organometaliska föreningar som minskar substratets löslighet (Olem 1991). Därför kvarstår frågan om metoden även fungerar i system med höga koncentrationer, $>10\text{mgL}^{-1}$, TOC som är vanligt förekommande i Sverige (Lövgren

m fl 2003).

Förutom påverkan av försämrade vattenkemi har många vattendrag i Sverige påverkats av flottledsrensningen under 1800- och 1900-talen. Stora stenblock sprängdes bort, stenar flyttades upp ur bäckar och åar för att användas i stenkistor och murar (Törnlund 2002, Nilsson m fl 2005). Kanalisering och avstängning av sidoarmar innebar sämre skydds-, uppväxt- och lekområden för fisk. Dessa historiska aktiviteter har, tillsammans med det moderna skogsbruket, gett en ökad tillförsel av humusämnen samt orsakat höga flödestoppar vilket medfört att naturliga lekbottnar sedimenterat igen eller spolats bort (Näslund 1989, Nyman och Willner 1988, Jutila m fl 1998). Tillgång till fungerande lekbottnar är central för öringens reproduktion. En restaureringsåtgärd där konstruktion av lekbottnar kombineras med tillförsel av kalkgrus skulle kunna utgöra ett komplement till den konventionella kalkningen i mindre vattendrag. På så sätt skulle öringens lekmöjligheter ökas samtidigt som försurningseffekten minskas.

Syfte

Syftet med denna studie var att anlägga lekbottnar i kalkade vattendrag i Västerbottens, Västra Götlands och Jönköpings län för att kunna utvärdera effekter på vattenkemi, ägg överlevnad och tätheten av öring. Specifikt ville vi svara på följande fem frågeställningar.

1. Hur lång tid består lekbottnarna?
2. Hur påverkas vattenkemin i grusbottnarna av det inblandade kalkgruset, och hur länge består effekten?
3. Hur länge har kalkgrus inverkan på pH och hur påverkas detta av avrinningsområdet till olika vattendrag med höga, $>10\text{mgL}^{-1}$, koncentrationer av TOC?
4. Kan man höja öringens överlevnad i grusbottnar med hjälp av inblandning av kalkgrus?
5. Kan utläggning av kalkgrus med inblandning av kalkgrus höja tätheten av öringårungar på lokaler som uppvisat låga tätheter, (1-12 ind./100 m²(median)) under ett decennium?

Material och metod

Lokalurval

Projektet inleddes, 2007, med att 30 elfiskelokaler från Länsstyrelsens kalkeffektuppföljningsprogram valdes ut inom Västerbottens län. Under 2008 påbörjades samma upplägg inom Västra Götlands och Jönköpings län där 33 lokaler inventerades. Lokalerna valdes ut enligt följande kriterier: 1. Vattendraget skall vara kalkat målområde, 2. Obefintlig förekomst av surstötter, 3. Vattendragsbredd 2-5 m, 4. Öringbestånd med svag rekrytering (1-12 års ungar/100 m²(median)) mellan 1995-2005. 5. Det skall vara möjligt att anlägga en lekbotten i anslutning till elfiskelokalens

övre del. Det ansågs möjligt att anlägga en lekbotten i anslutning till elfiskelokalens övre del om: 1. Platserna utgjorde den övre delen i det strömmande parti där elfiske lokalen är belägen, 2. Vattnet i lokalen uppvisade en accelererande rörelse (gärna en forsnacke), 3. Lokalen skall relativt enkelt vara tillgänglig med en fyrhjuling.

Lokalpreparering

Efter lokalurval kontaktades mark- och fiskerättsägare på de berörda lokalerna. Lokalerna förbereddes sedan för grus tillförsel. I förberedelserna ingick förstärkning av den befintliga nackstrukturen, rensning och fördjupning av sträckan uppströms nacken samt utplacerandet av större stenar för att få tillräcklig strömhastighet över nacken.

Substrattillförsel

Beroende på vattendragets bredd kördes 1 eller ½ lastbilslast ut och tippades vid sidan av bilväg så nära respektive lokal som möjligt. Ett fullt lass motsvarar ca 9m³ eller 13 ton grus. Gruset som var i storleksklassen 8-100 mm erhöles från lokala naturgrustäckter. Slutligen transporterades gruset till de förberedda lokalerna med hjälp av fyrhjuling och släp varefter det krattades ut.

Kalkgrus

Det använda kalksubstratet som blandades (50 %) med naturgruset bestod av kalkstenskross (CaCO₃) från Orsa (Nordkalk Miljö, Malmö) i storleksklassen 10-25 mm och hade en densitet av 2.7g/cm³. För närmare beskrivning av kemisk sammansättning se tabell 1.

Tabell1. Kemiskt innehåll (Vikt-%) av kalkstenskross (10-25 mm) från Orsa (Nordkalk Miljö, Malmö)

Ämne	Medelvärde (%)
CaO – Kalciumoxid	53,4
Ca – Calcium	38,3
SiO ₂ – Kiseloxid	1,9
Al ₂ O ₃ – Aluminiumoxid	0,6
Fe ₂ O ₃ – Järnoxid	0,3
MgO – Magnesiumoxid	0,6
K ₂ O – Kaliumoxid	0,2
Na ₂ O – Natriumoxid	0,02
S – Svavel	0,02
P - Fosfor	0,01
MnO-Manganoxid	0,1

Vattenkemi

Prover togs av ytvattnet samt bottenvattnet 15 cm ner i lekbottenarna med hjälp av picometrar (Figur 1). Picometern drivs ner i bäckbottenen med hjälp av en

gummislägga. Den perforerade spetsen tillåter vatten att strömma in i piciometern vilket sedan kunde pumpas ur. Vattenproverna togs en vecka efter det att piciometern drivits ned och tömts 3 gånger.



Figur 1. Piciometers perforerade spets samt neddrivning i en lekbotten med hjälp av en klubba.

Löslighet och pålagring av kalksubstrat

I syfte att utvärdera kalkgrusets löslighet och pålagring placerades kalkgrus ut i olika vattendrag i Krycklans avrinningsområde (ett biflöde till Vindelälven) i Vindelns kommun (Västerbotten). I dessa vattendrag varierar (PERCENTIL₁₀-PERCENTIL₉₀) koncentrationen av TOC, Al_{tot} och Fe_{tot} mellan 11-30 mg*L⁻¹, 36-376 ppb respektive 447-1739 ppb (alla mätvärden polade). 100 gruskorn av kalkgrus individmärktes och placeras ut i 10 olika vattendrag (10 i varje vattendrag) med olika avrinningsområdeskaraktär och därav olika vattenkemiska sammansättningar. Partiklarna placerades i Withlock-Vibert boxar och förankrades i strömmande partier. Förändringen av partiklarnas pH höjande förmåga testades på två sätt:

1) Vid två tillfällen under året (maj och oktober) analyserades förändringen av partiklarnas förmåga att påverka pH i avjonat vatten. Ph i kontrollvätskan (avjonat vatten) var i medel 7.25. Partiklarna placerades i en behållare (0,5 l) där man tillförde avjonat vatten. Under 24 timmar fick partiklarna påverka vätskan. Partiklarnas påverkan på vätskans pH jämfördes med den påverkan som uppmättes vid den kontrollanalys som genomfördes innan partiklarna placerades ut i vattendragen. pH värdet på kontrollvätskan efter 24h med individmärkta kalksubstrat vid försökets start varierade mellan 8,55-9,22.

2) Efter 24 månader i vattendragen testades hur stor pH höjande förmåga substraten hade på respektive vattendrags vatten genom att kalkpartiklarna placerades i en behållare (0,5 l) med vatten från respektive vattendrag. Under 24 timmar fick partiklarna påverka bäckvattnet. Testet genomfördes under samma dygn i slutet av maj 2012 för alla kalkgruspartiklar. Det initiala pH i testbäckarna visade då en variation på mellan 4,6 och 6,6.

I stället för att försöka förklara kalkgruspartiklarnas avtagande löslighet utifrån koncentrationerna av järn, aluminium, och organiskt material (Olem, 1991) studerades detta utifrån avrinningsområdets karaktär (Tabell 2) efter 24 månaders exponering. Orsaken till detta är att koncentrationerna av järn, aluminium, och organiskt material varierar över året och det är svårt att bedöma vilka koncentrationer man skall använda som faktor i en analys. Avrinningsområdeskaraktären utgör en mer stabil faktor.

Uppföljning av lekbottnar

Återkontroll av anlagda lekbottnar i Västerbotten genomfördes årligen 2006-2011 under oktober och november månad vilket är under eller strax efter öringens tid för lek. Mängden återstående grus på lokalen samt lekgropar och observationer av öring registrerades. Motsvarande återkontroll genomfördes i november i Västra Götalands och Jönköpings län 2010-2011.

Tabell 2. Avrinningsområdesvariabler som använts i analys av förändring av kalkgruspartiklars kemiska egenskaper.

Parameter	Enhet	Källa
Catchment area	km ²	
lake	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
forest	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
open areas aside from mires	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
arable land	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
open+arable land	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
wetland, forested	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
wetland, open	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
wetland, impassable	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
wetland, total	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
wetland, total plus lakes	%	LMV Yellow map (Fastighetskartan)
lake	%	SGU surficial sediments map
peat	%	SGU surficial sediments map
clay	%	SGU surficial sediments map
silt/fine sand	%	SGU surficial sediments map
coarse sand	%	SGU surficial sediments map
sorted glaciofluvial sediments	%	SGU surficial sediments map
till	%	SGU surficial sediments map
thin soils (thin till over bedrock)	%	SGU surficial sediments map
exposed bedrock	%	SGU surficial sediments map
gravel	%	SGU surficial sediments map
clay+silt+sand+alluv	%	SGU surficial sediments map
sand+alluv+gravel	%	SGU surficial sediments map
thin soils+rock	%	SGU surficial sediments map
boulders	%	SGU surficial sediments map
boulder-clay mix	%	SGU surficial sediments map
% catchment above 257.5 m (former highest coast line)	%	DEM
mean forest stand age	yr	LiDAR data
mean forest stand height	m	LiDAR data
mean biomass birch	m ³ /ha	LiDAR data
mean biomass norway spruce	m ³ /ha	LiDAR data
mean biomass scots pine	m ³ /ha	LiDAR data
mean biomass major tree species	m ³ /ha	LiDAR data

Lekbottnar för romöverlevnads försök

I Jönköpings län konstruerades 18 lekbottnar, 9 med respektive 9 utan inblandning av kalkgrus, under 2011 för att kunna genomföra ett öringromöverlevnadsförsök under 2012-2013. Lekbottnarna konstruerades i Kattån som är ett kalkat biflöde till Nissan utan förekomst av surstötter.

Ägg till yngelöverlevnad

Med hjälp av nybefruktad öring rom samt ägginkubatorer (Figur 2) studerades ägg till yngelöverlevnaden i konstruerade lekbottnar och jämfördes mellan bottnar med och utan kalkgrusinblandning. Studien genomfördes i Kattån i Jönköpings län. 100 st. nybefruktade öringägg placerades tillsammans med lekbottensubstrat i var och en av 56 inkubatorer. Grupper om tre inkubatorer grävdes ner i var och en av 18 lekbottnar, 9 med respektive 9 utan inblandning av kalkgrus. En kontroll grupp, 4 *100 romkorn, förvarades i det ursprungliga kläckeriet under normala odlingsförhållanden. Försöket inleddes i november 2012 och slutfördes i april 2013.



Figur 2. Ägginkubatorer som användes under äggöverlevnadsförsöken.

Resultat

Lokaler

Västerbotten

Totalt genomfördes grustillförsel på 20 lokaler, 10 med grus och 10 med inblandning av kalkgrus. Utöver detta valdes 10 kontroll lokaler ut enligt samma kriterier där inga lekbottnar konstruerades (Tabell 1). Totalt tillfördes vattendragen ca 105 m³ grus och kalk vilket gav en sammanlagd lekbottenyta av 330m².

Vid bedömning av statusen på de anlagda bottarna 2008 så bedöms 5 st inte vara i det skick att de kan ingå i den fortsatta utvärderingen (Tabell 3). Dessa lokaler har förlorat sina egenskaper som potentiella lekbottnar pga. extremt höga flöden eller mänskliga aktiviteter i samband med byten av vägtrummor.

Tabell 3. Behandlade elfiskelokaler inom miljöövervakningsprogrammet vid Länsstyrelsen i Västerbotten. Lokaler markerade i grå färg ingår inte utvärderingen.

Behandling	Vattensystem	Vattendrag	Lokal	X	Y
Kontroll	Hörneån	Tväråbäcken	Vid Sågverket	7083550	1681950
Kontroll	Hörneån	Hörneån	Lekplattsen	7063950	1703500
Kontroll	Sävarån	Nordås bäcken (Klappmarksbäcken)	Haramyran	7119350	1718500
Kontroll	Sävarån	Skravelbäcken (Klappmarksbäcken)	Gårmyran	7118550	1719050
Kontroll	Sävarån	Risgravan	Krokån	7129850	1720150
Kontroll	Lögdeälven	Rundbäcken	Stormyrberget	7069500	1666000
Kontroll	Lögdeälven	Mettjärnbäcken	Trolltjärnen	7114200	1639750
Kontroll	Lögdeälven	Mossavatsbäcken	Nedstr. Väg.	7108800	1643950
Kontroll	Lögdeälven	Karlsbäcken	Ned. Karlstjärn	7090250	1647100
Kontroll	Lögdeälven	Holmsjöbäcken	Mynningen	7100250	1645650
Grus	Hörneån	Degerbäcken	Hästkomyran	7076650	1697500
Grus	Sävarån	Sävarån, nedre	Lillån (Sidogrenen)	7105510	1731090
Grus	Sävarån	Gärsjöbäcken	Krokbäck	7123400	1721000
Grus	Sävarån	Gravån	Henriksfors	7122900	1723000
Grus	Öreälven	Kälkvattsbäcken	Ned. vägkorsningen	7086850	1673150
Grus	Lögdeälven	Blåbärsjöbäcken	Kraftledning	7096640	1648030
Grus	Lögdeälven	Röjdtjärnbäcken	Väg. Grönåker	7085350	1642850
Grus	Lögdeälven	Studsabäcken	Lilla Jaktkojan	7082500	1643150
Grus	Lögdeälven	Studsarbäcken	Länsgränsen	7083090	1638300
Grus	Lögdeälven	Kullmyrbäcken	Ovan vägen	7120700	1629500
Grus+Kalkgrus	Hörneån	Armsjöbäcken	Ned. Bjurholmsvägen	7095850	1674600
Grus+Kalkgrus	Sävarån	Pålböleån	Sävar	7098000	1733750
Grus+Kalkgrus	Sävarån	Malbäcken	Fallabrånet	7098700	1733650
Grus+Kalkgrus	Umeälven	Smörbäcken	Brännland stationen	7092950	1709200
Grus+Kalkgrus	Öreälven	Forstjärnbäcken	Ned. Vägen	7083350	1675250
Grus+Kalkgrus	Levarbäcken	Levarbäcken	Levar dagcenter	7056000	1684400
Grus+Kalkgrus	Lögdeälven	Sågbäcken	Nedan Holmsjön	7063340	1665800
Grus+Kalkgrus	Lögdeälven	Råtjärnsbäcken	Ned. Råtjärnvägen	7120040	1634580
Grus+Kalkgrus	Lögdeälven	Mossavatsbäcken	Ovan vägen	7107050	1643800
Grus+Kalkgrus	Prästbäcken	Prästbäcken	Storheden	7058850	1683650

Västra Götaland och Jönköpings län

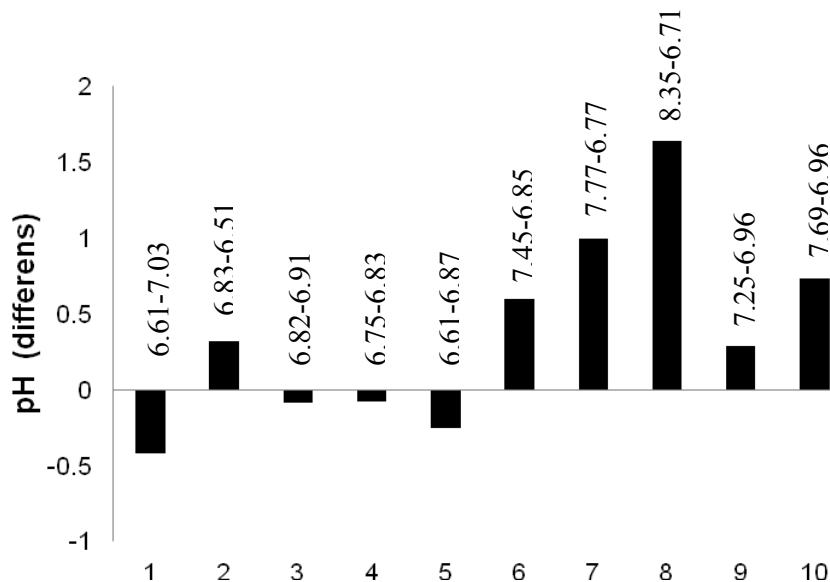
Totalt genomfördes grustillförsel på 10 lokaler, 5 med rent grus och 5 med inblandning av kalkgrus. Utöver detta valdes 7 kontroll lokaler ut enligt samma kriterier där inga lekbottnar konstruerades (Tabell 4). Totalt tillfördes vattendragen ca 10-15 m³ grus och kalk vilket gav en sammanlagd lekbottenyta av 25-30 m².

Tabell 4. Behandlade elfiskelokaler inom miljöövervakningsprogrammet vid Västra Götaland och Jönköpings län.

Län	Behandling	Vattensystem	Vattendrag	Lokal	X	Y
Västra Götaland	Grus	103 Ätran	Skvättebacken	TGB	6376350	1353350
Jönköpings län	Grus	101 Nissan	Jonsbobäcken	Nedan Rödjorna	6390700	1377400
Jönköpings län	Grus	101 Nissan	Svanån	Vid vägen	6384750	1375750
Jönköpings län	Grus	101 Nissan	Valån	Nedan vägen	6372800	1375100
Jönköpings län	Grus	101 Nissan	Moa Sågbäck	Ovan RV 27	6358150	1363000
Västra Götaland	Grus+Kalkgrus	105 Viskan	Ljungaån	Fritslabron	6379200	1322650
Västra Götaland	Grus+Kalkgrus	106 Rolfsån	Nolån	Nedstr. Töllsjön	6407750	1309500
Jönköpings län	Grus+Kalkgrus	101 Nissan	Nissan	P-plats väg 40	6404850	1386600
Jönköpings län	Grus+Kalkgrus	101 Nissan	Krakhultabäcken	Mynningen/Spafors	6394960	1380170
Jönköpings län	Grus+Kalkgrus	101 Nissan	Västerån ovan			
Jönköpings län	Grus+Kalkgrus	101 Nissan	Lagmanshagasjön	Nedan bron	6386600	1367800
Västra Götaland	Kontroll	105 Viskan	Bålån	Stampen	6395640	1322180
Västra Götaland	Kontroll	108-131 Upperudsälven	Kesnacksälven	Grustäkt nedre	6565950	1282900
Västra Götaland	Kontroll	108-140 Tidån	Gärebäcken	Grustag	6477620	1409550
				200 m upp kvarnemadssjön		
Västra Götaland	Kontroll	110 Örekilsälven	Martas bäck		6504400	1289350
Västra Götaland	Kontroll	108 Göta älv	Laxån	Stn 4	6413000	1306400
Västra Götaland	Kontroll	108 Göta älv	Laxån	stn 7	6411600	1304450
Jönköpings län	Kontroll	101 Nissan	Nissan	Nedströms Jära	6404500	1387400

Vattenkemi

Provtagning av anlagda lekbottnar i Västerbottens län 2012 (5 år efter anläggning) visade att kalkinblandning orsakade en pH höjning på 0,85 pH enhet i jämförelsen med ytvattnet. I lekbottnar utan kalkgrus var pH 0,10 enheter lägre i jämförelse med ytvattnet (Figur 3).



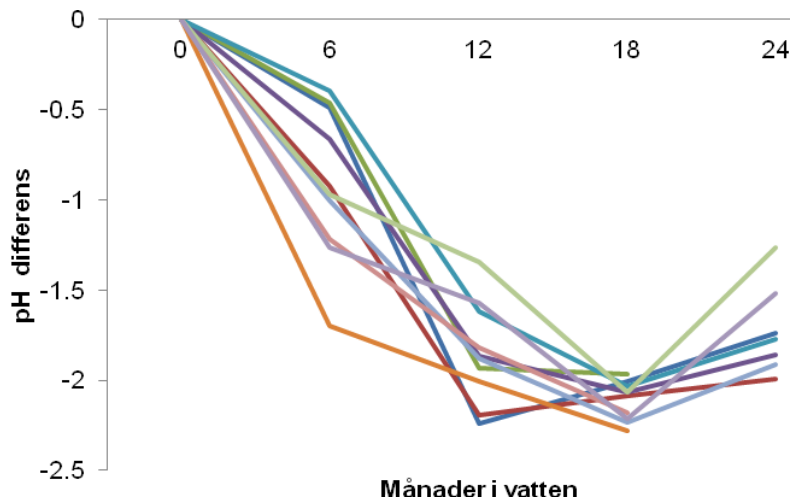
Figur 3. pH differens (pH bottenvatten- pH ytvatten) från 10 olika lokaler under hösten 2012 i Västerbotten. Staplarna 1-5 representerar botten utan inblandning av kalkgrus medan lokal 6-10 representerar lokaler med inblandning av kalkgrus. Absoluta värden (pH bottenvatten- pH ytvatten) visas vertikalt över respektive stapel.

Löslighet och pålagring av kalksubstrat

Pålagring kunde tydligt observeras på partiklar från Kattån i Västra Götalands och Jönköpings län (Figur 4). Kalkgruspartiklarnas pH höjande förmåga av kontrollvätskan (avjonat vatten) hade påverkats negativt i alla vattendrag. Efter 18 månader i vattendragen hade den pH höjande förmågan minskat med 2,0-2,3 enheter (Figur 5). Andelen öppen våtmark i avrinningsområdet var den faktor som starkast förklarade partiklarnas försämrade förmåga att höja pH i avjonat vatten på labb. Andelen öppen våtmark som varierade mellan 0-11 % i de använda bäckarnas avrinningsområden uppvisade en negativ korrelation med partiklarnas pH höjande förmåga. Oavsett minskad påverkan på avjonat vatten orsakade de enskilda kalkgruspartiklarna efter 24 månaders exponering i vattendragen en medel pH höjning med 1,16 pH enheter efter 24 timmar i en sluten behållare med bäckvatten. pH i alla prov överskred då 6,1 efter 24 timmar oavsett bäckvattnats initiala pH. Medelbiomassan ($m^3 \cdot ha^{-1}$) av de tre dominerande trädarterna (gran, tall och björk) var den viktigaste faktorn att förklara förmågan att påverka respektive vattendrags bäckvattenkemi. Medelbiomassan som varierade mellan 78-206 ($m^3 \cdot ha^{-1}$) uppvisade en negativ korrelation med partiklarnas pH höjande förmåga. Analysen genomfördes som multivariatanalys (Ortogonal PLS) i programmet Simca P+.



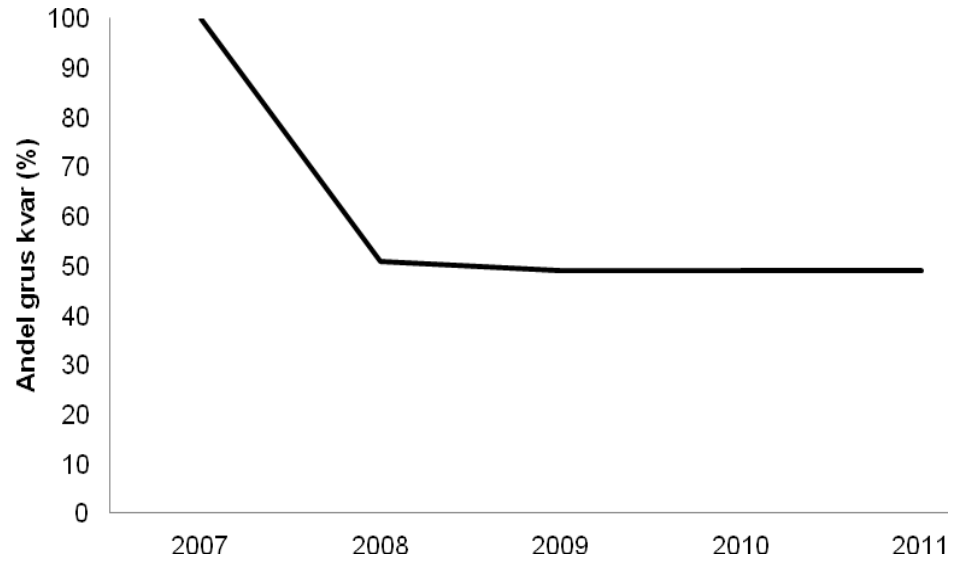
Figur 4. Bilden visar tre gruspartiklar som legat i Kattån i Västra Götalands och Jönköpings län under 1 år. Nr. 1 är en naturlig gruspartikel. Nr. 2 är krossad kalksten med pålagring. Nr. 3 är krossad kalksten där pålagringarna manuellt skrubats bort.



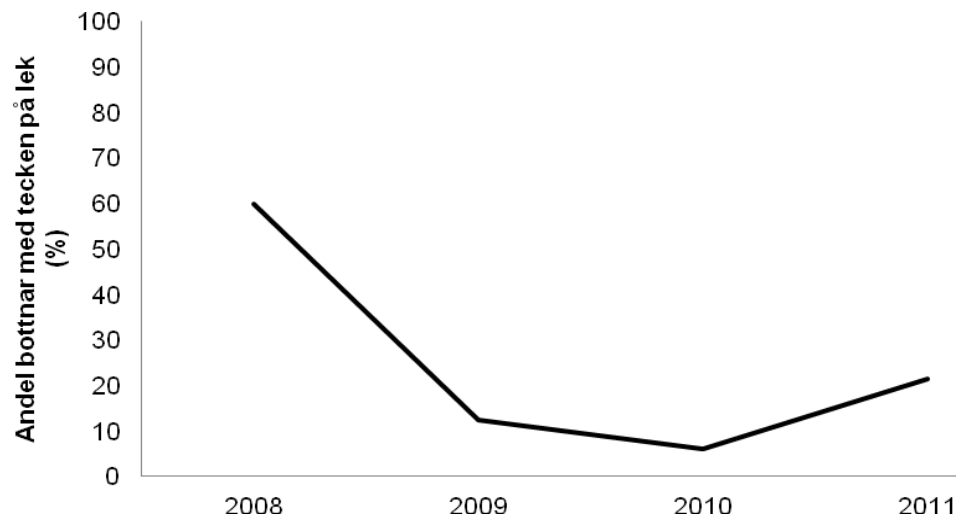
Figur 5. Kalksubstratets förändrade förmåga att höja pH värdet i en kontrollvätska efter exponering av bäckvatten under 6, 12, 18 samt 24 månader i 10 olika (färgade linjer) vattendrag i Krycklans avrinningsområde, Västerbotten. pH i kontrollvätskan (avjonat vatten) var i medel 7,25. pH värdet på kontrollvätskan efter 24h med individmärkta kalksubstrat vid försökets start varierade mellan 8,55-9,22.

Uppföljning av lek och hållbarhet

Uppföljningen av lekbottnarna i Västerbotten 2008-2012 visade att 50 % av det utlagda gruset kvarstod 4 år efter utläggning (Figur 6) och att 6-60% av bottnarna användes för lek (Figur 7). Uppföljningen Västra Götalands och Jönköpings län 2010-2012 visade att 70 % av det utlagda gruset kvarstod 3 år efter utläggning och att 40 % av de inspekterade bottnarna användes för lek.



Figur 6. Medelandelen (%) av den utlagda grusytan som kvarstår vid respektive år i Västerbottens län.



Figur 7. Medelandelen (%) av de utlagda bottnarna där tecken på öringlek kunnat konstateras i Västerbottens län.

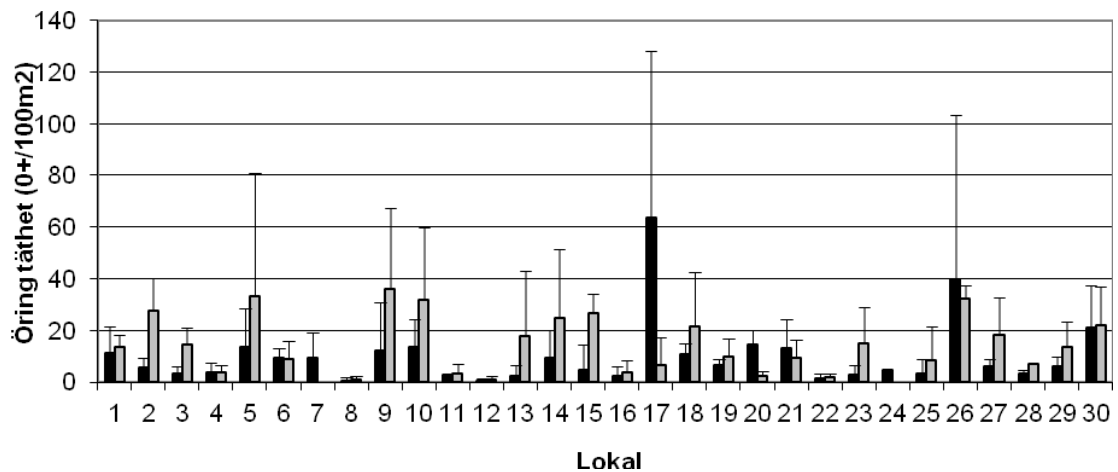
Ägg till yngelöverlevnad

Resultaten från ägg till yngel överlevnaden av nybefruktad rom i Kattån i Jönköpings län visade att medelöverlevnaden var $66,6 \pm 12,4$ % (SD) respektive $55,6 \pm 9,1$ % i bottnar utan respektive med inblandning av kalkgrus. Skillnaden var ej statistiskt signifikant. Statistiska skillnader i överlevnad ($\arcsin \sqrt{x}$) mellan de olika behandlingarna analyserades med ANOVA i programmet Minitab Version 16.

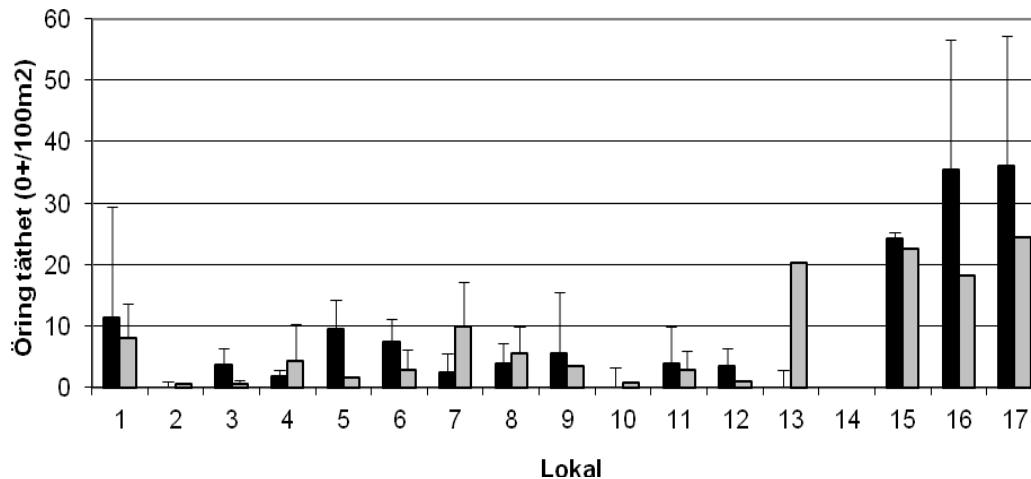
Täthet av öring

Tätheterna av 0+ öring på elfiskelokaler som berörs av de anlagda lekbottenarna jämförs före och efter åtgärd. För Västerbotten 2005-2008 (före) respektive 2009-2012 (efter) (Figur 8). För Västra Götaland och Jönköpings län 2009-2010 (före) respektive 2011-2012 (efter) (Figur 9).

I Västerbottens län har tätheterna förändrats i medel + 149 %, + 139 % respektive + 108 % på lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller. I Västra Götaland och Jönköpings län har tätheterna förändrats i medel - 29 %, + 64 % respektive - 37 % på lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller. Trots att några enskilda lokaler uppvisar skillnader före och efter behandling kunde dock ej några generella signifikant skillnader säkerställas oavsett gällande lekbottnar med eller utan kalkgrus eller de båda kategorierna tillsammans. Testen genomfördes som en Mixtmodel i programmet R.



Figur 8. Medeltäthet av öring 0+ på elfiskelokaler berörda av lekbottenanläggning före (2005-2008, svarta staplar) respektive efter (2009-2012, grå staplar) åtgärd i Västerbottens län. Lokal nr. 1-10, 11-20, 21-30 symboliserar lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller.



Figur 9. Medeltäthet av öring 0+ på elfiskelokaler berörda av lekbottenanläggning före (2009-2010, svarta staplar) respektive efter (2011-2012, grå staplar) åtgärd i Västra Götaland och Jönköpings län. Lokal nr. 1-5, 6-10, 11-17 symboliserar lokaler behandlade med grus, grus + kalkgrus respektive obehandlade kontroller.

Diskussion

Resultaten visar att lekbottarna som anlades under studien kvarstod i minst 5 år. De största förlusterna av lekgrus skedde under den första höglöde perioden. Detta var särskilt tydligt i Västerbotten. Anledningen till detta är troligtvis att höglödena som uppstår i samband med snöavsmältning är så kraftfulla att de överskuggar effekten av övriga flödestoppar under året. I Västra Götaland och Jönköpings län så är vårfloden inte lika utmärkande i jämförelse med övriga flödestoppar under året. När lekbottnar konstrueras är det svårt att veta exakt vilken grusmängd som krävs på varje lokal. Därför är det lätt att man "övermättar" lekbottnar med substrat vid konstruktionstillfället. Energin i flödestoppar kommer sedan naturligt att erodera bottenarna så att endast den grusmängd som stämmer in med lokalens naturliga hydrogeomorfologi kvarstår.

Jämförelsen av pH i vatten taget 15 cm ner i lekbottnar med kalkgrus med vatten taget från ytan visade att kalkgruset hade en stor effekt på vattenkemin. Detta blev än mer tydligt när man gjorde samma jämförelse i bottenar utan inblandning av kalkgrus. Resultaten stämmer väl överens med (Lacroix 1992, 1996) där man noterade en tydlig höjning av pH från ca 5,4 till ca 7,1 inne i botten substratet där kalkgrus var utlagt jämfört med uppströmsliggande sträckor där det inte tillförts något kalkgrus.

Effekten av kalkgruset i denna studie visade sig också vara långvarig då differensen mellan ytvatten och bottenvatten kvarstod efter 5 år. Andra studier där man också har följt upp de vattenkemiska effekterna över tid visar en stor spridning (0,02-8 år) på hur länge effekten kvarstår, (Hudy m fl 2000, Downey m fl 1994, Gunn och Keller 1980, Driscoll m fl 1982, Barlaup m fl 2002).

En av de stora nackdelarna som diskuterats med metoden att använda kalkgrus är att gruspartiklarna med tiden får en beläggning av s.k. organometalliska föreningar vilken begränsar kalkgrusets löslighet (Fleischer 1984, Watt m fl 1984, Olem 1991, Lacroix 1996, Clair och Hindar 2005). Pålagring på kalkgrus skedde även i denna studie. Dock var det främst gruspartiklar som låg ytligt som verkade synligt pålagrade. Partiklar som låg nedgrävda i botten verkade sakna tydlig pålagring (D. Palm, pers. obs.). I framtida forskningsprojekt bör man därför studera om det är endast ytsubstratet som blir pålagrat och om bottensubstratet inte påverkas. Om så skulle vara fallet torde inte pH höjningen i bottenvattnet påverkas i någon större grad av pålagring över tid. Resultaten i denna studie visade också tydligt att kalkgruseffekten på bottenvattnet fortfarande var högst påtaglig även efter 5 år.

Resultaten visade att den pH höjande förmågan som kalksubstratet hade på avjonat vatten försvagades över tid. Dock orsakade kalksubstratet en medel pH höjning med 1,16 enheter efter 24 timmar i en sluten behållare med bäckvatten efter 24 månader av exponering. Sammantaget indikerar pH mätningarna i lekbottarna och av de enskilda kalkgruspartiklarna att även om pålagring sker, med en minskad löslighet som följd, verkar detta inte vara någon process som begränsar kalkgrusets effekt på pH inne i lekbottarna. En åtgärd för att minska problem med pålagring eller påväxt kan dock vara att årligen mekaniskt störa de ytor där kalkstensgrus har lagts ut. Detta skulle medföra att ytan på kalkgruset skulle nötas och därmed avlägsna eventuell pålagring.

Studien visade att det var medelbiomassan ($m^3 \cdot ha^{-1}$) av de tre dominerande träarterna i avrinningsområdet som starkast påverkade kalkgruspartiklarnas pH höjande förmåga på bäckvatten negativt. Orsaken till detta kan vara att pålagringen i denna studie möjligen främst bestod av mikrobiell påväxt. Kvaliteten på DOC (dissolved organic carbon) som nyttjas av mikroorganismer påverkas positivt av biomassan av skog i avrinningsområden (Ågren m.fl 2008). En hög biomassa av skog borde därför gynna mikrobiell påväxt på bottensubstrat i vattendrag.

Kläckningsförsök har tidigare visat en god överlevnad av salmonidägg och yngel i lekbottnar med tillfört kalkgrus, öring (Barlaup m fl 1998), regnbåge (Gunn och Keller 1980) bäckröding (Meyhew 1989, Lacroix 1996) och harr (Berglund och Persson, opublicerat). Överlevnad av öringrom i naturliga lekbottnar steg från ca 1 % till ca 35 % efter tillförsel av kalkgrus i en försurad sjö i Norge (Barlaup m fl 1998). Ett problem som noterades av Lacroix (1996) var att lekbottnar i rinnande vatten som till största delen bestod av kalkgrus var instabila vilket troligen ledde till en sämre överlevnad på grund av fysisk påverkan från gruset även om vattenkvaliteten var förbättrad. Sammantaget verkar dock metoden att tillföra kalkgrus direkt i vattendrag vara en fungerande metod om syftet är att förbättra miljön i laxfiskars lekgropar.

Denna studie visade dock att inblandning av kalkgrus inte hade någon effekt på ägg till yngelöverlevnaden. Detta kan förklaras med att studien genomfördes i ett kalkat vattendrag utan förekomst av surstötter. Därav var troligen pH värdet i lekbottarna redan så högt att tillförseln av kalkgrus inte gav effekt på romöverlevnaden utöver vad den normala kalkningen redan gav. En bidragande orsak kan också vara att

vattendraget har hög koncentration, $<10\text{mgL}^{-1}$, av TOC (Total Organic Carbon). Tidigare försök med öringrom i okalkade system med högt TOC har tydligt visat att romöverlevnaden inte påverkas av låga pH värden (Serrano m fl 2008).

Resultaten från denna studie visade inte på någon effekt på tätheten av årsyngel av öring. Varken lekbottnar med eller utan kalkgrus eller de båda kategorierna tillsammans resulterade i någon generell förändring av tätheterna i relation till kontroll lokalerna trots att observationer av lekande fisk och/eller spår av lekaktivitet var tydligt synbara på flera av bottenarna under flera år. En orsak till detta kan vara att antalet köns mogna honfiskar som leker i eller i anslutning till de behandlade lokalerna är för få för att kunna nyttja den ökade tillgången på lekhabitat. Det vill säga att det är antalet lekande honor som är begränsande snarare än tillgängligt lekhabitat. Om antalet köns mogna honor var tillräckligt för att en täthetsökning skulle kunna ske så kanske antalet anlagda lekbottnar, en per lokal, var för få för att för att erbjuda tillräckligt med lekhabitat.

En annan orsak till utebliven lek skulle kunna vara att habitatet i anslutning till lekplatserna som skall erbjuda uppväxtpöjligheter är för dåligt eller för litet för att köns mogna honor skall välja att investera sin rom i det lekhabitat som där erbjuds. Då ett av urvalskriterierna för lokalerna i denna studie var just att föryngringen skall ha varit svag ($1-12 \text{ ind./}100 \text{ m}^2$) under flertalet år så borde detta medföra att antalet köns mogna honor som nyttjar lokalen för lek också vara lågt. Den årliga avkomman av enstaka småvuxna strömstationära öringhonor är troligt vis inte alltid tillräckligt riklig i antal för att en ökning eller minskning skall kunna registreras genom elfiske. Orsaken till utebliven effekt borde därför inte kunna bero på att ytan av lekhabitat var för liten i relation till antalet köns mogna honor. Då det i denna studie inte genomfördes någon inventering av uppväxthabitat kan inte kvantiteten eller kvaliteten av detta diskuteras. Dock är lokalerna ursprungligt utvalda som öringlokaler för elfiskeinventering och borde därför vara fullgoda som uppväxthabitat.

Det är väl känt att öringpopulationen uppvisar stor naturlig variation över tid i avseende på täthet och fördelning mellan olika årsklasser (Eliott 1994). För att kunna utläsa effekter av förändringar i habitatet i sådana system krävs ett tillräckligt antal upprepningar och att uppföljning sker över tillräckligt lång tid. Då i stort sätt alla lokaler som föll inom urvalskriterierna inom respektive län har inkluderats i studien kunde inte antalet upprepningar ha varit större. En möjlighet att angripa detta problem vore att inkludera fler län i studien eller att etablera flera nya elfiskelokaler och börja med att bygga upp nya tidserier. Ett sådant arbete hade dock krävt betydligt mer resurser och en längre projektperiod. Att tiden för uppföljning efter anläggandet av lekbottenarna varit för kort (4år i Västerbotten, 2 år i Västra Götaland och Jönköpings län) för att eventuella effekter skulle kunna påvisas är inte så troligt efter som öring i flera andra projekt nyttjat nya lekbottnar för lek redan första lekperioden efter åtgärd givet att köns mogna honor tidigare nyttjat området för lek.

Slutsatser

Slutsatserna man kan dra från denna studie gäller bara för den typ av vattendrag som studien genomförts i och för den tid som studien genomförts under. Dock bör slutsatserna kunna ge vägledning för vilka resultat man kan förvänta sig av den utvärderade åtgärden i liknande system och under tidsperioder längre än vad som studerats här.

Slutsatserna är följande:

1. Lekbottnar som byggs på bra platser i mindre vattendrag är fysiskt hållbara. Att välja bra platser kräver kunskap och erfarenhet samt att man måste studera vattendragen under både hög och lågflöden. De största erosionsförlusterna sker under första högflödesperioden.
2. Öring utnyttjar lekbottnar med inblandning av kalkgrus för lek.
3. Kalkgrus som blandas med naturligt leksubstrat orsakar en betydande pH höjning i bottenvattnet som varar i minst 5 år i.
4. Det sker en viss pålagring på kalksubstrat som ligger i ytan på en lekbotten med minskad löslighet som följd. Dock är pålagrat kalkgrus fortfarande lösligt efter 2 år i bäckvatten. Substrat som ligger djupare i en lekbotten är fortfarande lösligt efter 5 år (se punkt 3). Ökande olöslighet av kalksubstrat i lekbottnar är ingen begränsande faktor.
5. Kalkgruset har ingen inverkan på romöverlevnaden.
6. Att konstruera enstaka lekbottnar med inblandning av kalkgrus räcker inte generellt som enda åtgärd för att öka tätheten av årsyngel på lokaler där tätheterna varit låga, (1-12 ind/100 m²(median)) under lång tid. Om en höjning av tätheten skall vara möjlig krävs troligtvis även andra åtgärder, t.ex. modifiering av uppväxthabitat, vuxenfisk habitat och fiskereglering.

Rekommendationer

1. Om man vill gynna öringbestånd med lekbottenanläggning som enda eller huvudsaklig åtgärd bör man prioritera lokaler och bäcksträckor som har högre tätheter än vad som förekom i denna studie och där man vet att det förekommer könsmogen fisk som kan nyttja de konstruerade bottenarna.
2. Om lekbottnar skall byggas i humösa (TOC <10mgL⁻¹) kalkade vattendrag utan förekomst av surstötter är inte inblandning av kalkgrus nödvändigt för att säkerställa ägg till yngelöverlevnaden hos öring.

Tack

Jag vill tacka följande personer som varit till stor hjälp under projektet. Rune Grönlund och Johan Nilsson för ovärderliga insatser i fält. Gustav Hellström, Peder Blomqvist, Annelie Ågren och Hjalmar Laudon för hjälp med fältlokaler och analyser. Johan Ahlström, Fredrik Nilsson, och Tobias Haag för leverans av data. Torbjörn Svensson, Per Olsson, Annika Holmgren, Erik Degerman och Björn Barlaup för värdefulla kommentarer på projektupplägg och manuskript. Denna studie finansierades av Havs- och Vattenmyndigheten genom kalkningsanslaget.

Referenser

- Ahlström, J., Andersson, S., Lindgren, L., Norberg, M och Owusu-Ansah, E. 2003. Kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län. Årsrapport 2003. Länsstyrelsens tryckeri 2004.
- Alenäs, I. Degerman, E. och Henrikson, L. 1995. Liming strategies and effects: the River Högvadsån case study. In Henrikson, L., och Brodin, Y. W. (Eds) Liming of acidified surface waters: a Swedish synthesis. Springer Pub., Berlin p 364-374
- Barlaup, B. T., Hindar, A., Kleiven, E., och Hogberget, R. 1998. Incomplete mixing of limed water and acid runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout in Hovvatn, southern Norway. *Environmental Biology of Fishes* 53: 47-63
- Barlaup, B. T., Hindar, A., Kleiven, E., och Raddum, G.G. 2002. Stream bed liming with shellsand and gravel -effects on water chemistry and biology. Directorate for Nature Management, Trondheim, Norway. DN-utredning Rep. 2002-5
- Berglund, I., och Persson, B. O. Opubl. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. Umeå Universitet, Institutionen för ekologisk zoologi.
- Booth, G. M. och Wren, C. D. 1993. Efficacy of shoal liming for rehabilitation of lake trout populations in acid-stressed lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 766-774.
- Clair, T. A och Hindar, A. 2005. Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: A review of recent results. *Environmental Reviews* 13: 91-128
- Elliott, J., M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press, Oxford. ISBN 0-19-854678-5.
- Dahl, K. 1927. The effect of acid water on trout fry. *Salmon and Trout Magazine* 46: 35-43
- Degerman, E., och Appelberg, M. 1992. The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution* 78: 149-155
- Driscoll, C.T., White, J. R., Schafran, G. C och Rendall, J. D. 1982. CaCO₃ Neutralization of acidified surface waters. *Journal of Environmental Engineering Division*. 108: 1128-1145
- Downey, D. M., French, C. R och Odom, M. 1994. Low cost limestone treatment of

- acid sensitive trout streams in the Appalachian mountains of Virginia. *Water, Air and Soil Pollution* 77: 49-77
- Fleischer, S. 1984. Högvadsån Kalkningsprojekt 1978 – 1981, Länsstyrelsen, Halmstad.
- Gunn, J. M och Keller, W. 1980. Enhancement of the survival of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) eggs and fry in an acid lake through incubation in limestone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1522-1530
- Henrikson, L och Brodin, Y. W. 1995. Liming of acidified surface waters: a Swedish synthesizes. Springer Pub., Berlin 458 pp
- Jutila E, Ahvonen A, Laamanen M, och Koskiniemi J (1998) Adverse impact of forestry on fish and fisheries in stream environments of the Isojoki basin, western Finland. *Boreal Environment Research [Boreal Environ. Res.]*. 3: 395-404
- Lacroix, G. L. 1992. Mitigation of low steam pH and its effects on salmonids. *Environmental pollution* 78: 157-164
- Lacroix, G. L. 1996. Long-term enhancement of habitat for salmonids in acidified running waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 283-294.
- Löfgren, S., Forsius, M. & Andersen, T. 2003. The color of water – climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus. Nordic council of Ministers brochure 12 pp.
- Meyhew, H. 1989. The effects of limestonegravel application to two acidic Nova Scotian streams. Rep. No 22. Economic Development Agreement, Fisheries subagreement, Nova Scotia Dept of Fisheries, Pictou
- Naturvårdsverket 2002. Handbok 2002-1. Kalkning av sjöar och vattendrag. Pp 96. ISBN: 91-620-0115-9, Naturvårdverket förlag, Stockholm
- Nilsson C, Lepori F, Malmqvist B, Törnlund E, Hjerdt N, Helfield JM, Palm D, Östergren J, Jansson R, Brännäs E och Lundqvist H. 2005. Forecasting Environmental Responses to Restoration of Rivers Used as Log Floatways: An Interdisciplinary Challenge. *Ecosystems* 8: 779-800
- Nyman L, och Willner, H. 1988 Effects of artificial channelization for rafting timber on a population of trout. Opubl.
- Näslund, I. 1989 Effects of habitat improvement on the brown trout (*Salmo trutta* L.) population of a north Swedish stream. *Aquacult Fish Management* 20: 463-74,
- Olem, H. 1991. Liming acidic surface waters. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.
- Serrano, I., Buffam, I., Palm, D., Brännäs, E., Laudon, H. 2008. Thresholds for Survival of Brown Trout during the Spring Flood Transactions of the American Fisheries Society 137:1363–1377.
- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A och Rask, M. 2003. Fish Status Survey of Nordic Lakes: Effects of Acidification, Eutrophication and Stocking Activity on Present Fish Species Composition. *Ambio*, Vol 32. No 2.
- Törnlund, E. 2002 "flottningen dör aldrig" Bäckflottningens avveckling efter Ume- och Vindelälven 1945 - 70. Doktorsavhandling. Studies in Economic History, Umeå Universitet.
- Watt, W. D., Farmer, G. J, och White, W. J. 1984. Studies on the use of limestone to

Restore Atlantic salmon habitat in acidified rivers. In Lake and reservoir management. US Environmental protection Agency, Washington, D.C. EPA Rep 440/5-84-001. Pp 374-379

Ågren, A., I. Buffam, M. Berggren, K. Bishop, M. Jansson, and H. Laudon 2008, Dissolved organic carbon characteristics in boreal streams in a forest-wetland gradient during the transition between winter and summer, J. Geophys. Res., 113, G03031.