



Aqua reports 2012:8

Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* i västkustens laxåar

Fyndhistorik samt effekter
på laxungarnas överlevnad och numerär

Erik Degerman, Erik Petersson, Per-Erik Jacobsen,
Lars Karlsson, Erland Lettevall, Fredrik Nordwall



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* i västkustens laxåar.
Fyndhistorik samt effekter på laxungarnas överlevnad och numerär.

Erik Degerman, Erik Petersson, Per-Erik Jacobsen, Lars Karlsson,
Erland Lettevall & Fredrik Nordwall

maj 2012
SLU, Institutionen för akvatiska resurser

Aqua reports 2012:8
ISBN: 978-91-576-9082-1 (elektronisk version)

Vid citering uppge:
Degerman, E., Petersson, E., Jacobsen, P.-E., Karlsson, L., Lettevall, E. & Nordwall, F. (2012).
Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* i västkustens laxåar. Fyndhistorik samt effekter på laxungarnas
överlevnad och numerär. Aqua reports 2012:8. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 66 s.

Rapporten kan laddas ned från:
<http://www.slu.se/sv/bibliotek>

Adress
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Sötvattenslaboratoriet, 178 93 Drottningholm

E-post
Erik.Degerman@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Johan Östergren, Sötvattenslaboratoriet, Sveriges lantbruksuniversitet
Håkan Carlstrand, Havs- och vattenmyndigheten

Fotografier på fram- respektive baksida:
Per-Erik Jacobsen, Sportfiskarna Väst, Göteborg & Erik Degerman, SLU, Örebro.

Sammanfattning

Den yttre parasiten (ektoparasiten) *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) har sitt huvudutbredningsområde i Östersjön. *G. salaris* lever på lax i sötvatten genom att äta av huden, främst på fenorna. I Norge påträffades *G. salaris* första gången på lax 1975. Sannolikt hade parasiten följt med transporter av odlad lax från den svenska delen av Östersjöområdet till norska odlingar. Parasiten hade katastrofala effekter på de känsliga Atlantlaxarna och flera norska bestånd slogs ut.

Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* påträffades för första gången hos vild lax på västkusten i Säveån 1989. År 1999 ändrades regelverket för utsättning av fisk för att beakta risken för spridning av parasiten. Ett samordnat monitoringprogram startade 2001 på västkusten där laxungar screenas för förekomst av parasiten, både i älvar som är infekterade och i älvar som inte är infekterade på västkusten.

Data från monitoringprogrammet tillsammans med elfiskedata har visat att det inte förelåg några skillnader i utveckling av tätheten av laxungar mellan år med och utan parasiten. Alla laxbestånd på västkusten har tenderat att minska över tid sedan slutet av 1980-talet enligt de elfiskeundersökningar som bedrivs, något som drabbat såväl infekterade som icke infekterade vattendrag. Sammantaget tycks någon påvisbar storskalig och signifikant effekt av *G. salaris* på tätheten av laxungar på populationsnivå ej föreligga på svenska västkusten. Data från monitoringen av *G. salaris* på laxungar på västkusten visade också tendenser på att mängden parasiter på fiskarna minskade över tid. Med en transitionsfunktion beräknades att antalet parasiter per fisk skulle minska och stabilisera sig på en låg nivå efter 43 år efter första gången *G. salaris* påträffades.

Vid lägre vattentemperatur, ju större laxungar och desto senare på året ökade chansen att finna fisk med parasiter. Det var dock stora variationer mellan

lokaler i samma vattendrag. Andelen infekterade individer (prevalensen) var korrelerad till samma faktorer (vattentemperatur, årstid och fiskens storlek), men även med tätheten av lax på lokalen.

Ett fältförsök genomfördes i Himleån, Halland, där laxungar fångades med elfiske på hösten, märktes med pit-tag samtidigt som mängden parasiter på ryggen och ena bröstfenan räknades. Några av fiskarna återfångades senare under hösten och påföljande vår. De fiskar som hade ett ökat antal parasiter under försökets gång tillväxte inte sämre än andra fiskar, men var mindre vid försökets start. Chansen att återfånga en laxunge minskade med ökad mängd parasiter och ökade med storleken för 0+ (årsungar), men var oberoende av konditionen för samma åldersklass. Om man antar att återfångstchansen var korrelerad till överlevnaden så visade resultaten en negativ effekt av laxparasiten på individens överlevnad.

Sammantaget kan konstateras att indikerade negativa effekter på individnivå inte hade någon påvisbar signifikant effekt på tätheten av laxungar i vattendrag med och utan infektion. Detta kan bero på att det var svaga individer som drabbades främst av parasiten, dvs fiskar som kanske ändå skulle ha dött inom kort.

Det betonas att de nordliga bestånden på svenska västkusten, som är isolerade från överföring av *G. salaris* från havet genom hög salthalt, kan vara känsligare än de sydliga bestånden. Utifrån de osäkra resultaten bedöms det att restriktionerna för fiskutsättning och -odling som infördes i kustvattendrag på västkusten bör kvarstå. Likaså måste monitoringen av *G. salaris* fortsätta. Det finns ett omfattande material med elfisken från svenska västkustens laxälvar. Dock framgick det av föreliggande studie att det var ont om undersökningar i några av de vattendrag som inte har *G. salaris*. Det är önskvärt för framtiden att hålla övervakning med elfiske i samtliga större laxvattendrag med tanke på *G. salaris* och andra förändringar som kan ske.

Summary

The ectoparasite *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) was found on the west coast of Sweden in 1989. The parasite has had a large negative impact on Norwegian salmon stocks. To follow the effects of the parasite on salmon on the Swedish west coast a monitoring programme was launched in 2001. Data from this programme was combined with data on salmon parr in rivers to evaluate if the parasite had any effects on parr densities during 1980-2010. The salmon parr densities decreased over time in all rivers, irrespective of *G. salaris* was present or not, i.e. there was no significant effect of the parasite.

Data from the monitoring programme was used to study if prevalence (number of infected fish) or number of parasites per fish could be explained using fish length, age, weight, parr density, season, water temperature or time since first year of detection of *G. salaris* in the river. The prevalence increased with parr size and age, and low water temperatures. The number of parasites per fish decreased over time and using a transition function a transition point of 43 years was found. After this time the number of parasites per fish should decrease significantly to a low level.

Results from a field experiment where parr with *G. salaris* was tagged with pit-tags and then released back showed that parr with high number of parasites at the start were less probable to be recaptured. This result was interpreted as mortality of individual fish with high number of parasites, whereas the parr densities in rivers indicated that this did not have a significant effect on parr densities in rivers.

The future fishery management of Atlantic salmon and required legislation with respect to fish stocking, as well as the need for information to fishermen is discussed. It is suggested that monitoring of *G. salaris* should continue.

Innehållsförteckning

1	Inledning	8
2	Förekomst av <i>Gyrodactylus salaris</i> i Sverige	12
2.1	Bakgrund.....	12
2.2	Fynd i fiskodlingar	12
2.3	Fynd i fritt vatten.....	14
2.3.1	Sammanställning från Östersjöområdet.....	14
2.3.2	Fiskeriverkets undersökning	16
3	Material och metoder	20
3.1.1	Elfiskestudien.....	20
3.1.2	Jämförelse av laxtätheten före-efter <i>G. salaris</i> konstaterats	21
3.1.3	Jämförelse av trend i laxtätheter mellan vatten med <i>G. salaris</i> och referenser	22
3.2	Gyromonitoring	23
3.2.1	Återfångstförsöket.....	25
4	Resultat.....	28
4.1	Elfiskestudien.....	28
4.1.1	Jämförelser av laxtätheter före och efter första upptäckt av <i>Gyrodactylus</i>	28
4.1.2	Jämförelse av trend i laxtäthet över tid.....	31
4.2	Gyromonitoringen.....	33
4.2.1	Sannolikheten att påträffa infekterade individer i Himleån ..	33
4.2.2	Andel infekterade (prevalens) i alla undersökta vattendrag	36
4.2.3	Antal parasiter per fisk i alla undersökta vattendrag	38

4.3	Återfångstförsöket	40
5	Diskussion.....	46
5.1	Elfiskestudien	46
5.2	Gyromonitoringen.....	49
5.3	Återfångstförsöket	50
5.4	Fortsatt monitoring	53
5.5	Framtida förvaltning av laxbestånden.....	54
6	Erkännanden	58
7	Referenser	59
	Bilaga 1. Ingående lokaler i Elfiskestudien.....	64

1 Inledning

Den yttre parasiten (ektoparasiten) *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) påträffades första gången av Göran Malmberg år 1952 i en fiskodling i Indalsälven (avsnitt 2). Arten beskrevs sedan vetenskapligt år 1957. Parasiten lever på lax i sötvatten genom att äta av huden, främst på fenorna.

Effekten av den yttre parasiten *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) på norska laxbestånd har varit katastrofal. Infekterade laxbestånd har utrotats på 4-6 år (Johnsen m.fl. 2008), vilket indikerar att de norska laxbestånden inte konfronterats med parasiten tidigare. *G. salaris* har däremot ingen stor effekt på lax i Östersjöälvar (Bakke m.fl. 1990, Rintamaeki-Kinnunen & Valtonen 1996, Cable m.fl. 2000, Anttila m.fl. 2008), men laxarna drabbas av parasiten och viss dödlighet har noterats (Dalgaard m.fl. 2003, 2004). Vid försök har man konstaterat att lax från Östersjön efter 4-7 veckor hade reducerat mängden *G. salaris* på sig, medan lax från Ätran (svenska västkusten), Storån i Danmark och River Coon i Skottland fick successivt större mängd *G. salaris* på sig under experimentets åtta veckor (Heinecke m.fl. 2007). Detta antyder att västkustlax (Ätranlax) bör vara känsligare för parasiten än östersjöfax. Parasiten har troligen funnits länge i Östersjön och kan klara salthalter upp till 5-10 promille (Peeler m.fl. 2006, Johnsen m.fl. 2008). Det innebär att laxstammar runt Östersjön kan ha varit i kontakt med parasiten och eventuellt kan ha utvecklat en viss resistens.

År 1989 påträffades *G. salaris* för första gången på svenska västkusten (avsnitt 2). Successivt har den spridits till flera västkuståar och odlingar. Spridningen kan ha skett via utsättningar av lax, men även regnbåge. Den senare arten har pekats ut som en riskfaktor för spridning av *G. salaris* (Malmberg & Malmberg 1991).

Det fanns inga särskilda föreskrifter som reglerade förekomst av infektion med *G. salaris* före år 1999. År 1999 infördes särskilda regler för odling,

utplantering och flyttning av fisk i vattendrag som mynnar i Skagerrak och Kattegatt i tidigare Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2001:3) om odling, utplantering och flyttning av fisk. Reglerna omfattar vattendrag med naturlig reproduktion av lax på västkusten och där parasiten inte har påträffats. Föreskrifterna infördes mot bakgrund av de resultat som påvisats i laxförande vattendrag i Norge. Föreskrifterna innebär att laxartad fisk inom familjen Salmonidae inte får utplanteras i mynningsområdet upp till första definitiva vandringshinder för lax och havsöring. I vattenområdet mellan det första definitiva vandringshindret och därpå följande vandringshinder fick utsättning ske endast om fisken antingen kommit från en odling som har förklarats fri från *G. salaris* eller har behandlats genom badning på det sätt som Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) anvisat. Dessa rekommendationer innefattade badning med koksalt eller med formalin under vissa villkor.

Det infördes i samma föreskrift även motsvarande bestämmelser för isättning av fisk i odlingar belägna i det berörda vattenområdet på västkusten och att isättning av fisk i sådana fiskodlingar endast fick ske efter tillstånd av länsstyrelsen vid varje enskilt tillfälle. År 1999 infördes även bestämmelser för obligatorisk årlig kontroll av odlingar belägna i samma område avseende *G. salaris* enligt en metod rekommenderad av SVA. Metoden baseras på rekommendationer från Världsoorganisationen för djurhälsa (OIE) vilket innebär i korthet okulär besiktning av hud och fenor från ett stickprov om 60 fiskar.

År 2003 skärptes bestämmelserna. Detta innebär att utplantering inte får ske av laxartad fisk inom familjen Salmonidae i ett vattendrag som mynnar i Kattegatt och Skagerrak i vilket det finns en naturlig reproduktion av lax om *G. salaris* inte har påträffats där eller vattendraget av Fiskeriverket är friförklarat. Dock får utplantering ske ovanför det andra definitiva vandringshindret om fisken kommer från en odling som av länsstyrelsen har förklarats fri från *G. salaris*. Vidare, insättning av laxartad fisk i en odling som är belägen i eller i

anslutning till ett sådant vildlaxvattendrag på från vattendragets gräns mot mynningsområdet till det andra vandringshindret, får ske endast efter tillstånd av länsstyrelsen vid varje enskilt tillfälle. Den fisk som sätts in skall tas från en odling som av länsstyrelsen har förklarats fri från *G. salaris*. Någon sådan kontrollerad odling finns inte för närvarande. Det förekommer inga regler beträffande olika genetiska varianter (haplotyper eller klader) av parasiten.

Infektion med *G. salaris* räknas också som en anmälningspliktig sjukdom sedan år 2002 enligt Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter (SJVFS 2002:16) om anmälningspliktiga djursjukdomar (sak K 4). Detta innebär att när fisk som är smittade av parasiten upptäcks måste detta enligt smittskyddslagen anmälas till Jordbruksverket.

Hur det står till med effekten av parasiten på laxbestånden på svenska västkusten har länge varit oklart. Inga bestånd har slagits ut och inverkan av parasiten är mindre än för de norska laxbestånden. Farhågor fanns att påverkan av *G. salaris* är större på svenska västkusten än för ostkustens laxbestånd (ex. Almer 1996, Schibli 1996, 1998, Alenäs m.fl. 1998, Dellefors 2001). Degerman (1998) fann indikationer på negativa effekter på täthet av laxungar i samband med år med låg sommarvattenföring 1989-1997. Sedan 2001 har ett samordnat övervakningsprogram av *G. salaris* bedrivits i utvalda vattendrag på svenska västkusten (Karlsson 2001). Data från detta program har använts i föreliggande studie. Dessutom har dessa uppgifter kopplats ihop med data från övervakningen av täthet av laxungar i vattendrag. Däremot fanns inga studier av effekten av *G. salaris* på fisk i fält. Fiskeriverket startade därför år 2007 en fältstudie för att studera hur känslig västkustlaxen är för *G. salaris*. Studien bedrevs i Himleån, Halland. *G. salaris* påträffades i Himleån för första gången år 2005. Försöket i ån bedrevs genom att vilda laxungar fångades in med hjälp av elfiske på hösten år 2007 och 2008. De märktes och återfångades vid senare tillfällen under hösten och påföljande vår för att studera överlevnad i relation till infektionsgraden.

Avsikten med föreliggande rapport var att se om;

- a) det fanns några samband mellan förekomst av *G. salaris* och tätheten av laxungar i åar på svenska västkusten.
- b) andelen infekterade laxungar (prevalensen) och antalet parasiter per infekterad fisk kan förklaras med fiskens längd, ålder, vikt, beståndets täthet eller olika omgivningsfaktorer.
- c) återfångst av en laxunge, som ett indirekt mått på överlevnad, kunde relateras till mängden parasiter på fisken eller fiskens längd och vikt.

Som ett komplement redovisas även fyndhistorik av *G. salaris* i Sverige (avsnitt 2). I diskussionen görs en bedömning av resultaten från ovanstående studier. Vidare diskuteras utformning av fortsatt monitoring och hur myndigheterna bör arbeta med föreskrifter och regelverk rörande parasiten framöver.

2 Förekomst av *Gyrodactylus salaris* i Sverige

2.1 Bakgrund

Arten *Gyrodactylus salaris* är en sötvattensparasit som tillhör gruppen haptormaskar. Eftersom det saknas ett svenskt namn kan den ibland förväxlas med laxlus, vilket är ett kräftdjur. Gyrodactylusparasiter sätter sig på hud och fenor, och är ofta specialiserade på olika fiskarter. *G. salaris* är laxens (*Salmo salar*) speciella Gyrodactylus-art, men den kan också föröka sig väl på regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) samt i någon mån på vissa andra laxfiskarter. *G. salaris* sprids främst via fiskar, men också via fiskeredskap, vatten och andra saker som varit i kontakt med dem. När parasiten äter på huden orsakar den små sår vilket gör att laxynglen lätt blir utsatta för följsjukdomar, t.ex. svampangrepp.

G. salaris räknas som en invasiv främmande art enligt Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) och North European and Baltic Network on Invasive Alien Species (NOBANIS).

Föreliggande avsnitt redovisar fynden av *G. salaris* i Sverige. Det utgör en sammanställning av de undersökningar som genomförts av Göran Malmberg samt Fiskeriverkets undersökningar. De senare omfattar dels det pågående monitoringprogrammet som genomförts 2001-2011 i västkustens laxåar.

2.2 Fynd i fiskodlingar

G. salaris har påträffats i ett antal kompensationsfiskodlingar på ostkusten och på västkusten (Tabell 1). *G. salaris* påträffas för första gången 1952 i en svensk fiskodling i Hölle, Indalsälven. Därefter påvisades dess förekomst i denna odling åren 1953–1954, 1957 och 1990. Under åren 1951–1972 och 1986–1991

återfanns parasiten i 7 av 14 undersökta odlingar i Östersjöområdet och i 2 av 6 inom det västliga området.

Tabell 1. Fyndhistorik för *G. salaris* (år då den först anträffas) på laxungar och regnbåge (*) i svenska fiskodlingar. Inom parentes anges vilket huvudvattendrag som fiskodlingen tillhör.

Vatten- drag	Huvudflod- område	Odling	Första fynd årtal	Anmärkning
Indalsälven	40	Hölle	1952	
Dalälven	53	Älvkarleö	1972	
Luleälven	9	Heden	1972	
Tidan	108	Källefäll*	1972	Regnbåge
Torneälven	1	Särkijärvi	1986	
Kungsbackaån	107	Landvetter*	1986	Regnbåge
Mörrumsån	86	Mörrum	1988	
Åbo skärgård	Finland	Kust*	1989	Regnbåge, Kassodling
Lagan	98	Laholm	1989	
Umeälven	28	Norrfors	1990	
Enningdalsälven	112	Södra Bullaren*	2001	Regnbåge, Kassodling
Göta älv	108	Anten*	2005	Regnbåge
Lagan	98	Vänneån*	2005	Regnbåge

I två av totalt fyra undersökta regnbågsodlingar förekom parasiten, varav två av tre undersökta odlingar belägna inom det västliga området befanns smittade (Malmberg & Malmberg 1991). Under 2001 påträffades parasiten i en av två undersökta odlingar på västkusten där *G. salaris* inte har påträffats hos den vilda laxen i det närmast angränsande vattendraget.

Laxforskningsinstitutets dåvarande odling vid Älvkarleö (Dalälven) hade parasiter på lax från Luleälven oktober/november 1972 liksom Hedens laxodling (Luleälven) oktober 1972 och september 1973 (Malmberg & Malmberg 1991). *G. salaris* återfanns 1986 i finska Särkijärvi fiskodlingsanstalt som försett Muonioälven (Torneälven) med laxungar. I en kustbaserad kassodling i Åbolands skärgård konstaterades parasiten 1989 på regnbåge. I november 1988, augusti 1989 och juni 1990 konstaterades *G. salaris* hos Mörrumsålx i Mörrums laxodling. I dåvarande Sydkrafts

fiskodling i Laholm (Lagan) påträffades *G. salaris* på laxungar under 1989. Parasiten påvisades hos Umeälvslax i Norrfors laxodling (Umeälven) i september 1990. Regnbåge i Källefalls odling (Tidaholm) hade *G. salaris* 1972 liksom Landvetters fiskodling (västkusten) 1986 (Malmberg & Malmberg 1991). I september 2001 påträffas parasiten på regnbåge i en kassodling i Södra Bullaren (Enningdalsälven). Parasiten påvisades i samma odling år 2002 av Statens veterinärmedicinska anstalt, SVA, och odlingen avvecklades året efter. I en annan regnbågsodling i Kungsbackaan (Laxforsen) återfanns inte parasiten hösten 2001 och inte heller i efterföljande undersökningar under åren 2002–2006 varefter odlingen avvecklades. I fyra undersökta, icke namngivna, regnbågsodlingar konstaterades parasiten år 1986 (Malmberg & Malmberg 1991). Efter skärpta bestämmelser för utsättning av fisk år 2003 ökade intresset från regnbågsodlingar att underkasta sig undersökning för att påvisa frihet från *G. salaris*. Detta resulterade i att det under år 2005 påträffades parasitsmitta i två regnbågsodlingar på västkusten, dels hos en odling i Lagan i december 2005 och dels hos en odling belägen i Sävån april 2005.

2.3 Fynd i fritt vatten

2.3.1 Sammanställning från Östersjöområdet

Det första dokumenterade fynd av parasiten som gjordes i det fria vattnet i vattendrag som mynnar i Östersjön är från år 1971 (Tabell 2). Då påträffades en variant/art av *G. salaris* (eventuellt var det *G. thymalli*?) på harr i Stora Sjöfallets nationalpark, Satisjaure.

Tabell 2. Fyndhistorik för *G. salaris* (år då arten först anträffas) i fria svenska vattendrag. Om namnet inte är ett huvudvattendrag så anges vattendragets namn inom parentes.

Vattendrag	Första år då <i>Gyrodactylus salaris</i> påvisats											
Torneälven												
Luleälven - Stora sjöfallet	1971											
Vindelälven (Ume älv)		1988										
Mörrumsån			1989									
Säveån (Göta älv)			1989									
Grönån (Göta älv)								1999				
Ätran				1994								
Högvadsån (Ätran)			1991									
Fageredsån (Ätran)			1991									
Hjärtaredsån (Ätran)					1995							
Fylleån				1994								
Genevadsån						1997						
Lagan						1997						
Suseån						1997						
Stensån						1997						
Rönne å						1997						
Viskan							1998					
Sennan (Nissan)							1998					
Enningdalsälven-Södra Bullaren*								2001				
Tvååkersån									2002			
Löftaån										2003		
Törlan										2003		
Himleån												2005

*Smitta endast konstaterad på regnbåge nära kassodling – ej på lax i vattendraget.

I april 1988 och september 1990 påträffades *G. salaris* på lax i Vindelälven. I Mörrumsån förekom parasiten vid undersökningar 1989 och 1990, det sistnämnda året även hos öring. Fynden i Östersjön har varit få trots att parasiten anses ha sitt ursprung i området. Det kan troligen bero att syftet med undersökningarna vanligen inte varit att ge en överblick av förekomsten i olika vattendrag. Ytterligare en anledning kan ha varit att tidigare undersökningar mestadels genomförts under en lång period (mellan 1960-talet och 1980-talet) med svaga laxbestånd i Östersjöområdet. Spridningen av *G. salaris* underlättas avsevärt vid höga populationstätheter av lax (Bakke m.fl. 1992). I början av 2000-talet hade laxbeståndet i de flesta av vildlaxälvarna i Östersjöområdet

ökat så mycket att det borde ha funnits förutsättningar för ökad spridning av parasiten.

2.3.2 Fiskeriverkets undersökning

Fiskeriverket genomförde, delvis i samarbete med Tor Atle Mo ved Veterinärinstitutet i Norge, en mer omfattande undersökning i nästan samtliga svenska vildlaxälvar i Östersjön under höstarna 2001-2003. Eftersom bara delar av resultaten beskrivits på svenska tidigare, skildras de något mera utförligt här (Tabell 3).

Studien genomfördes genom att laxungar, som till övervägande delen var äldre än 0+, samlades in från olika lokaler genom elfisken i 16 svenska älvar. Fisken avlivades och konserverades i 95 % etanol. I laboratoriet användes lupp för att kontrollera förekomsten av Gyrodactylus-parasiter på ryggfenan och bröstfenorna. Hela fisken undersöktes i Torneälven år 2001. Gyrodactylus-parasiter artbestämdes med morfologiska metoder vid Veterinärinstitutet samt delvis även med genetiska metoder. Som framgår av Tabell 3 påträffades *G. salaris* i Torneälven och Vindelälven. I Torneälven var en anmärkningsvärt hög andel av fisken infekterad och 330 parasiter förekom på den kraftigast infekterade laxungen (Mo och Perä 2002). Denna förekomst av parasiten stämde väl överens med resultat från finska undersökningar i älven under åren 2000 till 2004 (Antilla m.fl. 2008). I Mörrumsån påträffades *G. derjavinoides* på laxungar men däremot inte *G. salaris* (Hansen m.fl. 2003). Arten anses vara regnbåges speciella Gyrodactylus-parasit (Malmberg och Malmberg 1991). Även i Vindelälven hittades *G. derjavinoides*. En stor del av Kalixälvens vatten kommer genom en bifurkation (Tärendöälven) från Torneälven. Detta borde ha gynnat överföring av parasiten från Torneälven till Kalixälven, men den påträffades trots det inte där, fastän fisk från många lokaler undersöktes. Undersökningen bekräftade i stort sett den bild av förekomsten av *G. salaris* i svenska vildlaxälvar som tidigare studier gett (Malmberg & Malmberg 1991).

Tabell 3. Förekomst av *Gyrodactylus salaris* på vilda laxungar i vattendrag i Östersjön vid undersökningar 2001-2003. Vid undersökningen av laxungar från Torneälven år 2001 kontrollerades hela fisken. År 2002-2003 undersöktes endast bröstfenor och ryggfenor.

Huvudälv	Område	Provtag- ningsår	Antal lokaler	Antal Fiskar	Andel lokaler m. <i>G. salaris</i>	Vattentemp. Medel	
Torneälven	Lainoälven	2001	8	80	75%	12,3	
		2002	16	160	56%	14,6	
	Lainoälven	2001-02	24	240	62%	13,8	
	Muonioälven	2001	5	50	100%	11,4	
	Torneälven	2001	10	99	80%	9	
	Totalt	2001-02	39	389	72%	12,3	
Kalixälven	Kaitumälven	2003	2	20	0%	9,3	
		2002-03	15	148	0%	13,2	
	Valtiojoki	2003	1	10	0%	9,8	
	Vettasjoki	2003	1	10	0%	10,6	
	Ängesån	2003	4	40	0%	13,3	
Totalt	2002-03	23	228	0%	12,6		
Råneälven		2003	6	35	0%	13,1	
Åbyälven		2003	11	77	0%	21,8	
Byskeälven		2003	14	107	0%	21,2	
Kågeälven		2003	3	25	0%		
Rickleån		2003	4	5	0%	16	
Sävarån		2003	2	12	0%	15,5	
Umeälven	Vindelälven	2002-03	32	286	13%	12,1	
Öreälven		2003	3	25	0%	10	
Lögdeälven		2003	4	29	0%	12	
Ljungan		2003	6	33	0%	14,8	
Testeboån		2003	6	90	0%	13,4	
Dalälven		2003	2	32	0%	9,4	
Emån		2003	3	48	0%	10,4	
Mörrumsån		2002-03	8	136	0%	15,7	
TOTALT			2001-03	166	1557	19%	14,1

Första gången som parasiten konstaterades på västkusten var i Säveån år 1989. Den påträffades i ån även åren 1990, 1993, 1994 och 1997. Sedan 1997 är parasiten inte anträffad hos vild fisk i Säveån (Malmberg och Malmberg 1991; Malmberg 1998, dock i fiskodling i vattensystemet, se ovan). Den förekommer också i andra delar av Göta älv (Grönån). I Fylleån torde parasiten ha drabbat laxen efter 1989 eftersom parasiten inte anträffades vid provtagning detta år, men den anträffades åren 1994–97. Ätranlaxen smittades troligen i mitten av 1980-talet, när laxungar från en infekterad odling sattes ut i ån (Alenäs m.fl. 1998). Biflöden till Ätran, Högvadsån och Fagerredsån, hade parasitsmitta 1991 och därmed smittades även övriga delar av Ätran. Högvadsån i Ätransystemet hade under perioden 1991–1995 haft den högsta prevalensen

med infektion av *G. salaris* av samtliga undersökta svenska vattendrag (Dellefors 2001). I Hjärtaredsån (Ätran) upptäcktes parasiten först 1995 och i Stensån först 1997. Genevadsån och Lagan drabbades av *G. salaris* 1997. I Suseån upptäcktes parasiten 1997 och i Sennan (Nissan) 1998. Laxen i Viskan befanns smittad 1998. År 2001 startade Fiskeriverket ett monitoringprogram för *G. salaris* på västkusten med årliga kontroller i de laxförande vattendrag där parasiten inte påträffats tidigare. År 2002 påvisades parasiten i Tvååkersån. Under år 2003 påträffades parasiten i Löftaån och Törlan och år 2005 även i Himleån. Sedan dess har inga nya fynd av parasiten gjorts på västkusten. Därmed är situationen sådan att i slutet av år 2011 var sammanlagt 14 laxförande vattendrag på västkusten infekterade med *G. salaris* medan 9 fortfarande var fria från parasitinfektion.

Från andra undersökningar där man har analyserat sekvenser av mitokondrie-DNA har det varit möjligt att dela upp arten *G. salaris* i olika haplotyper och klader. Resultatet gör det möjligt att tolka släktskap och sjukdomsframkallande egenskaper för *G. salaris* längs den svenska kusten. Det finns indicier på att olika former av parasiten har olika patogenitet för lax, men resultaten påverkas av andra omvärldsfaktorer (laxstam, vattenkemi) i sådan omfattning att det är svårt att dra några generella slutsatser enligt en utvärdering av NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organisation) (2008).

I Viskan (Surtan) och Ätran förekom haplotyp A, klad I, som är den norska ”laxdräparen”. I Suseån, Nissan, Fylleån, Genevadsån, Stensån förekom haplotyp C, klad I. I Torneälven och Vindelälven har haplotyp A och klad I påvisats. Göta älv är unik därigenom att det är det enda vattendrag där haplotyp E samt antingen klad II eller I påvisats. På regnbåge och i en rad fiskodlingar har observerats haplotyp F och klad III. Eftersom det påvisats flera olika former av parasiten i vattendragen på västkusten tyder det på att det måste ha funnits en rad olika källor till spridningen av parasiten. Förekomsten i Viskan

och Ätran har ansetts tyda på att parasiten introducerats med en fisktransport från Bottniska viken.

Sammanfattningsvis förefaller det rimligt att parasiten i Västsverige har spridits via fiskutsättningar i sen tid, men de genetiska undersökningarna komplicerar bilden avsevärt. *G. salaris* antas ofta härstamma från smoltutsättningar från infekterade laxodlingar och/eller möjligen från odling och utsättning av regnbåge. Parasiten kan överleva och föröka sig på regnbåge och fiskarten har i många sammanhang pekats ut som en viktig smittspridare (Malmberg 1988). *G. salaris* påträffades på förrymd regnbåge i sjön Södra Bullaren (Enningdalsälven) 2001, men parasiten spred sig inte till den vilda laxen i vattendraget. I många andra fall har odlingsverksamhet, med framförallt odling av regnbåge, bedrivits i anslutning till vattendrag under lång tid utan att parasiten påvisats varken i odling eller i vattenområdet, exempelvis i Tvååkersån och Kungsbackaån. Det omvända förhållandet, med avsaknad av odlingsverksamhet och påvisad smitta föreligger också, exempelvis i Stensån. Fisk från laxodlingen i Laholm, i vilken parasiten konstaterades 1989, har i stor utsträckning använts vid utplanteringar i Halland och nordvästra Skåne. Som ett exempel kan tas år 1988 då det gjordes utsättningar från Laholm i Rönneå, Lagan, Nissan, Suseån, Ätran och Viskan. I Göta älv gjordes samma år utsättningar från Sjölyckans, Långhults och Trollhättans fiskodlingar (data hämtade från databas över lax- och öringutsättningar vid Sötvattenslaboratoriet). Vidare gjorde Laholms fiskodling kustutsättningar av lax. Dokumentationen beträffande omfattningen av fiskutsättningar på svenska västkusten är dock i allmänhet bristfällig under åren före 1987. Mindre troligt är att felvandrande fisk kan sprida smittan, eftersom parasiten då måste klara sig genom stråk med saltvatten. Periodvis kan dock kombinationen av utsötat vatten och felvandrande lekfisk utgöra en spridningsrisk.

3 Material och metoder

3.1.1 Elfiskestudien

Elfiskestudien bedrevs för att se om det fanns några samband mellan förekomst av *G. salaris* och tätheten av laxungar i åar på svenska västkusten. Analys har skett dels i form av en BACI-design där laxtätheterna före och efter konstaterad förekomst av parasiten i en å, jämförs med referensdata från opåverkade vatten samma period. Analysen har även skett i form av en trendanalys av tätheten av laxungar över tid. Med hjälp av Metaanalys sedan har utvecklingen i infekterade resp. parasitfria vatten slagits samman.

Data inhämtades från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). Primärt valdes samtliga elfisketillfällen med havsvandrande lax i respektive vattendrag på västkusten; från Rönne å i söder till Örekilsälven i norr. Strömsån, Enningdalsälven, Bäveån, Anråseån och Törlan har inte medtagits i analysen på grund av få elfisken eller låga tätheter av lax. Elfiskelokalerna i Munkedalsälven har undantagits på grund av tidigare påverkan från lokal industri. Elfisken före 1990 i Kungsbackaån har undantagits på grund av försurningspåverkan, och av samma skäl elfisken före 1986 i Fylleån. Inför analyser behölls endast data från elfiskelokaler som fiskats minst fem gånger för att minska variationen i materialet av enstaka udda elfiskelokaler. Samtliga ingående vattendrag och elfiskelokaler förtecknas i Bilaga 1, där också varje lokal angetts med ett id-nummer från 1 till 94. Tätheten av lax har transformerats med $\log_{10}(x+1)$ för att minska variansen i data och anpassa till normalfördelning. Uppgifter om förekomst av *Gyrodactylus salaris* har inhämtats från Fiskeriverkets databas över Gyromonitoring för perioden 2001-2010. Tidigare data finns sammanställt av Göran Malmberg (Malmberg & Malmberg 1991, Malmberg 1998, 1999). Totalt innebar detta att elfiskedata förelåg från sex referensvattendrag (15 lokaler), och från 18 vattendrag (79 lokaler) där *G. salaris* påträffats (Tabell 4).

Tabell 4. Laxår på svenska västkusten och första år då parasiten *Gyrodactylus salaris* påträffades (0 anger att parasiten ej påträffats). Senaste år utan förekomst är också angivet i förekommande fall.

Vattendrag	Första år med <i>G. salaris</i>	Senaste år utan förekomst
Rolfsån	0	2011
Kungsbackaån	0	2011
Bratteforsån	0	2009
Anråseån	0	2007
Arödsån	0	2011
Bäveån	0	
Örekilsälven	0	2011
Strömsån	0	2011
Enningdalsälven	0	2011
Säveån	1989	
Högvadsån	1991	
Fagerredsån	1991	
Ätran	1994	
Hjärtaredsån	1995	
Fylleån	1994	1989
Rönneå	1997	
Stensån	1997	1994
Smedjeån	1997	
Genevadsån	1997	
Suseån	1997	
Nissan	1998	1997
Sennan	1998	
Viskan	1998	
Grönån	1999	
Törlan	2003	
Tvååkersån	2003	1997
Löftaån	2004	2002
Himleån	2005	2004

3.1.2 Jämförelse av laxtätheten före-efter *G. salaris* konstaterats

Analysen av laxtätheter i vatten med eller utan *G. salaris* har skett i form av en enkel variansanalys (ANOVA) med BACI-design (Before After Control Impact). Avgörande i en sådan analys är om interaktionen Före_Efter respektive Control_Impact är signifikant. Det indikerar i så fall en skild

utveckling i vattendrag med *G. salaris* jämfört med referenserna. En sådan analys kräver dock att det finns ett fixt datum (årtal) då förändringar skett (*Gyrodactylus salaris* konstaterats) i samtliga påverkade vatten. Exakt när *G. salaris* dök upp i olika vatten vet vi inte, men år för första upptäckt kan användas. År för första upptäckt varierade från 1989 till 2005 (Tabell 4). Det går därför inte att göra en samlad analys med alla vatten inkluderade. Istället har analyser skett samlat för vattendrag med samma första upptäcktsår för *G. salaris*. De har genomgående jämförts med referensvattendragen. Vid varje sådan delanalys har samtliga referensvattendrag använts som haft elfiskedata minst två år från perioden före och efter.

Första elfiskeår för respektive lokal framgår av Bilaga 1. År 1996 hade elfisken startat i samtliga 15 referenslokaler. I de påverkade lokalerna hade elfisken samtidigt startat i 82,3 %. Det tilläts en variation i startår på ± 2 år. Om 1996 anges som lämpligt startår skulle då lokaler som startats perioden 1994-1998 kunna inkluderas. Det skulle innebära att data från 87,3 % av de *G. salaris*-påverkade lokalerna ingår i analysen, som således omfattar perioden 1994-2009. En del lokaler har dock inte slutår 2009 (eller i spannet 2007-2011). För *G. salaris*-lokalerna var det 52 lokaler och för referenslokalerna enbart 9 lokaler som uppfyllde kravet. De lokaler som påbörjats undersökas fram till 1998 och avslutats tidigast 2007 utvaldes för analys.

3.1.3 Jämförelse av trend i laxtätheter mellan vatten med *G. salaris* och referenser

För transformerade tätheter av laxungar per 100 m² från respektive lokal beräknades trenden över tid (år) med enkel Pearson korrelation. Eftersom det ibland skiljer i provfiskedatum för vissa lokaler mellan år kan laxtätheterna påverkas, då de generellt minskar svagt under säsongen (Degerman m.fl. 1999). För att beakta detta genomfördes korrelationsanalysen som en partiell korrelation mellan årtal och laxtäthet med beaktande av provtagningsdatum (Julianskt datum). Trenden beräknades för varje lokal över tid som Pearson

korrelationskoefficient. Effektstyrkan beräknades sedan initialt för varje enskild lokal och sedan samlat för lokaler med *G. salaris* respektive för referenslokaler med metaanalys. Korrelationskoefficient och antal värdepar användes för att beräkna effektstyrka (effect size) enligt Fisher z-transformation med hjälp av programmet MetaWin (2.0) (Rosenberg m.fl. 2000).

3.2 Gyromonitoring

Med hjälp av data från den pågående Gyromonitoringen studerades om andelen infekterade laxungar (prevalensen) och antalet parasiter per infekterad fisk kan förklaras med fiskens längd, ålder, vikt, beståndets täthet eller olika omgivningsfaktorer. Data från sex vattendrag har ingått i studien (Tabell 5). Ätrons vattensystem var representerat med huvudfåran (Ätran), biflödet Högvasån samt dess biflöden Fagerredsån och Hjärtaredsån. Därtill användes data från Himleån och Stensån. Från Himleån fanns mycket data från våren i jämförelse med övriga vatten. Därför har Himleån behandlats för sig i vissa analyser.

Fisken fångades med elfiske under höst och vår. Fisken konserverades omedelbart (gruppvis från varje lokal) i etanol (96 %, ej denaturerad) i stora plastflaskor. Denna metod används ofta i det norska övervakningsprogrammet (pers. komm. Tor-Atle Mo, Veterinärinstitutet, Norge). Det är viktigt att alkoholhalten i det konserverade materialet inte sjunker under ca 70 %, eftersom det medför risk att fisk huden skrumpnar så att parasiten ramlar av fisken.

Fiskens vikt bestämdes med en elektrisk våg med en noggrannhet på 0,1g och längden mättes till närmaste mm. Därefter räknades antalet parasiter på rygg- och bröstfenor med hjälp av en stereolupp (Motic K series) med förstoring 20X, som ljuskälla användes fiberoptisk belysning (Euormex EK-1).

Som ett mått på laxtätheten användes uppmätta tätheter från standardiserat elfiske på närliggande stationer i samma vattendrag och år. Statistiska analyser gjordes för att se om andelen infekterade fiskar kunde relateras till längd, vikt och konditionsfaktor (Fulton) samt olika omgivningsparametrar och år efter första infektion i vattendraget. Antal parasiter på fisk kan analyseras på två sätt, dels kan man räkna med de individer som inte var infekterade och ange antal parasiter till noll, dels kan man utesluta de individer som inte var infekterade och bara räkna med dem som hade parasiter. Nackdelen med det förra är att om antalet parasiter per individ är konstant, medan andelen infekterade individer sjunker i populationen ser det ut som om antalet parasiter per individ minskade, men så var det inte för infekterade individer. Därför har i detta avsnitt endast infekterade individer tagits med i analyserna.

Antal parasiter ett år kan mycket väl vara avhängigt antal parasiter per individ året innan; ett år med goda förhållanden för parasiten att föröka sig kan ge höga värden året efter även om omgivningsfaktorerna för parasiten är sämre året efter. Därför analyserades antal parasiter per individ med en autoregressiv modell som tar hänsyn till detta. Vi använde oss av en procedur där 1-10 år bakåt i tiden initialt togs med i modellen, men de autokorrelationer som inte var signifikanta togs bort. Detta gjordes för varje vattendrag och antal parasiter på infekterade individer log-transformerades. Antalet parasiter per individ analyserades även med en transitionsfunktion som är utformad så att man ska kunna upptäcka när ett skifte skett i ett dataset. Denna typ av icke-linjära regressionsmodeller används i läkemedelsforskning där de kan nyttjas för att utröna huruvida olika doser av ett läkemedel ger önskad effekt. Modellerna ger ett transitionscenter, ett beräknat värde för när skiftet från en nivå till nästa sker.

Tabell 5. Översikt över de vattendrag och lokaler som ingår i Gyromonitoringen.

Vattendrag	Lokal	Antal fiskar	Andel (%) infekterade	Medelantal parasiter på infekterade fiskar
Fageredsån	Nedströms bro väg 154	114	79,8	22,4
Himleån	Göingegården	66	98,5	50,1
	Holmagärde	21	100	43
	Kvarnagården	29	100	63,4
	Ön Rolfstorp	29	100	147,4
Hjärtaredsån	Grusgropen	98	22,4	6,6
Högvadsån	Bussgaraget Ullared	28	96,4	35,8
	Skogstorp	33	60,6	58,5
	Nydala kvarn	53	92,5	45,8
	Sumpafallet	94	65,9	22,2
	Århult	33	96,9	35,3
Stensån	Hjortabacken	47	97,9	41,9
	Kungsbygget	56	48,2	14,5
	Q8 Båstad	3	66,7	33,1
	Skjutbanan i Brostorp	65	98,5	38,6
Ätran	Fors	95	64,2	24
	Ätrafors vid gult hus	105	53,3	19,2

3.2.1 Återfångstförsöket

Huruvida återfångsten av en laxunge, som ett indirekt mått på överlevnad, kunde relateras till mängden parasiter på fisken eller fiskens längd och vikt studeras i ”Återfångstförsöket”, som bedrevs i Himleån.

Fyra lokaler provfiskades i Himleån; Holmagärde A, Holmagärde B, Göingegården, Kvarnagården. Lokalerna återfinns i Svenskt Elfiskeregister (SERS). Alla provtagnings-sträckor är befintliga elfiskelokaler. Den första provtagningen skedde mellan den 15 och 19 oktober 2007. Laxungarna infångades med hjälp av kvantitativt elfiske med tre elfisken vid varje lokal. Elfisken skedde sedan under hösten och påföljande vår. Det andra provfisket efter de märkta laxungarna skedde den 27 och 28 november 2007. Alla lokalerna utom Kvarnagården återbesöktes och samma procedur genomfördes som vid det första provfisket, förutom märkningen. Fångade fiskar skannades efter pit-tags. Påföljande vår i mars genomfördes ett förnyat fiske. Hösten 2008 upprepades försöket med uppföljande elfisken in på våren 2009.

Fångad fisk placerades i ett förslutet kärl för märkning och räkning av parasiter. Laxungarna bedövades med en lösning av MS₂₂₂ (70 g/liter vatten) inför dokumentation och individmärkning (endast första fisket respektive år). Ett litet snitt på ca 5 mm lades med skalpell på fiskens buk strax framför vänster bukfenan varpå ett mikrochips, PIT-tag (Passive Integrated Transponders Trovan ID 100, längd x diam. 12x2,1 mm) placerades i fiskens bukhåla med hjälp av en kanyl avsedd för PIT-tags. Fiskens vikt bestämdes med en elektrisk våg (A&D HF-2000G) med en noggrannhet på 0,1g och längden mättes med hjälp av ett måtrör till närmaste mm. Därefter räknades antalet parasiter på rygg- och bröstfenor med hjälp av en stereolupp (Motic K series) med förstoring 20X, som ljuskälla användes fiberoptisk belysning (Euormex EK-1).

Mängden *G. salaris* beräknades på över- och undersida av höger bröstfenan och den högra sidan av ryggfenan. Valet att inte ta med mera av fenorna gjordes med tanke på tidsaspekten för fiskens välbefinnande och möjlighet för överlevnad. Parasitmängden antas därför vara hälften av den som uppmäts vid den löpande gyromonitoringen. Laxungarna återbördades sedan till vattnet och transporterades tillbaka till den lokal där de infångats. Det tog mellan en halvtimme till en timme från det att fiskarna var fångade till att de successivt blev sövda och undersökta. Tiden för räkning av parasiter var avhängig av antalet parasiter men tog maximalt fyra till fem minuter att genomföra. Den totala tiden i fångenskap uppgick vanligen till cirka tre timmar.

Fisken åldersbestämdes från längdfrekvenser till 0+ (årsungar) resp. äldre ungar (>0+). Analyser gjordes av återfångstfrekvens i relation till längd, vikt och infektionsgraden mätt som totalantalet parasiter. Slutligen bearbetades data med en regressionsanalys för överlevnadsdata som baserar sig på *Cox proportional hazards model*. Fördelen med denna metod är att den tar hänsyn till uppföljningstid (i detta fall den maximala tiden efter märkning som en fisk kan tänkas återfångas, vilket var olika för de båda åren). I vanliga logistiska

modeller använder man endast värde för om en fisk återfångas eller inte, här inkluderar man även när, hur många gånger och dessutom (precis som i en logistisk modell) ålder vid märkning, märkesår, samt antal parasiter och konditionsindex vid märkning.

4 Resultat

4.1 Elfiskestudien

4.1.1 Jämförelser av laxtätheter före och efter första upptäckt av Gyrodactylus

I Säveån (biflöde till Göta älv) konstaterades *Gyrodactylus salaris* år 1989. Arten har senare påvisats i Grönån 1999 (första undersökningstillfället) i Göta älvs vattensystem. Säveån behandlas dock för sig. Analysen har skett med en faktoriell kovariansanalys (Ancova) där laxtäthet varit beroende variabel med de fixa faktorerna Före_Efter respektive GSfri_GSpåverkad. För att ta hänsyn till skillnader i laxtäthet som orsakas av lokalens höjdläge användes detta som kovariat. Någon signifikant effekt av vattendragets storlek eller latitud förelåg ej på laxtäthet, varför dessa ej användes som kovariat. Referensvattendragen Arödsån och Bratteforsån hade inga elfisken före 1989 och utgick därför som jämförelsematerial. Ingående lokaler var id-nummer 24 och 25 (Bilaga 1) från Säveån (Jonseredsdammen & Nedströms Kåhögsbron) och från referensvattendrag; id-nummer 38 (Kungsbackaån), 51, 52 (Rolfsån), 90, 91, 92, 93, 94 (Örekilsälven). Det förelåg en signifikant skild utveckling av laxtätheterna mellan Säveån och referensvattendragen (Anova, Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p < 0,001$; Tabell 2). Tvärtemot förväntan så ökade tätheterna i Säveån, medan de sjönk i referenserna över tid (Figur 1). Det bör då poängteras att *G. salaris* ej påträffats i Säveån efter 1997.

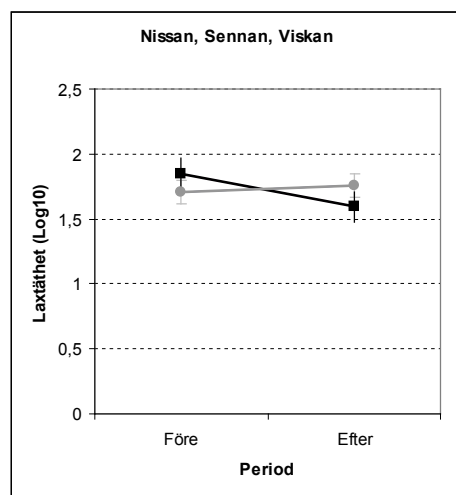
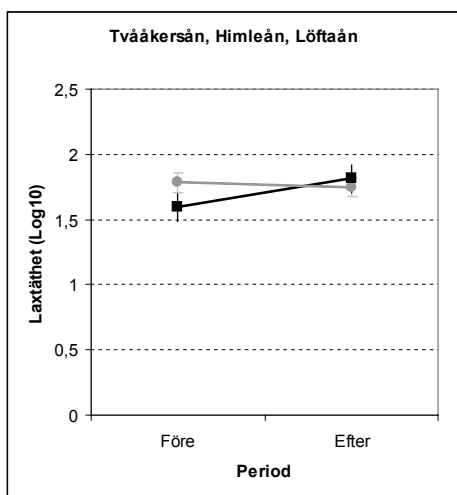
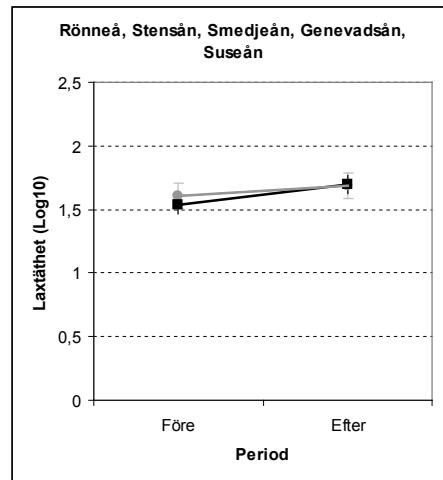
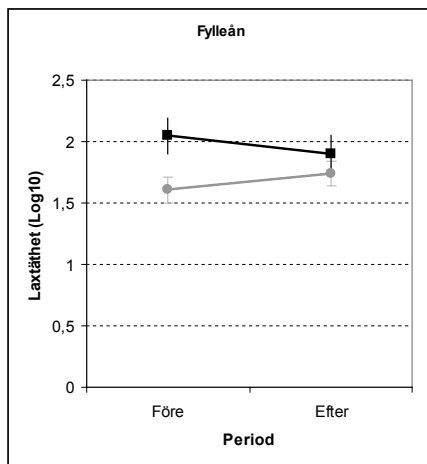
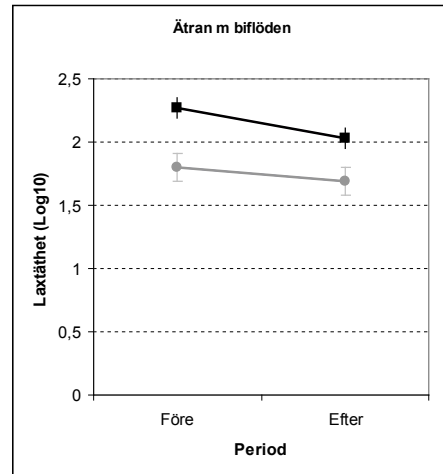
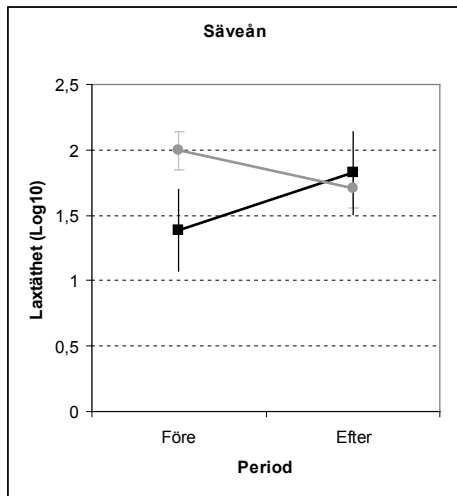
I Ätrans vattensystem upptäcktes *G. salaris* 1991-1995 i de olika vattendragen (Tabell 4). Eventuellt har *G. salaris* förekommit sedan mitten av 1980-talet i Ätran (Alenäs 1998). Gemensamt för hela systemet sattes dock 1991 som första år med *G. salaris*. Urval av lämpliga referensobjekt och ingående lokaler skedde i enlighet med ovan. Totalt tio lokaler från Ätrans vattensystem inkluderades, Ätran (fyra lokaler), Fagerredsån (en lokal) och Högvadsån (fem

lokaler), liksom åtta lokaler från referensvattendragen Kungsbackaån, Rolfsån och Örekilsälven. Generellt hade laxtätheterna sjunkit i Ätransystemet efter 1991, liksom i referensvattendragen (Figur 1). Att minskningen var något större i Ätransystemet var inte signifikant (Anova, Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p = 0,102$; Tabell 6).

I Fylleån konstaterades inte *G. salaris* 1989, men däremot vid undersökningar 1994 (Tabell 4). Generellt hade laxtätheterna sjunkit svagt i Fylleån efter 1994, medan de ökat i referensvattendragen (Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p = 0,014$; Tabell 6). Laxpopulationen i Fylleån hade alltså utvecklats signifikant sämre än i referensvattendragen (Figur 1).

I fem vattendrag upptäcktes *G. salaris* 1997 (Tabell 4; Rönne å, Stensån, Smedjeån, Genevadsån och Suseån). Dessa vatten grupperades ihop och jämfördes med vatten utan konstaterad förekomst av *G. salaris*. Totalt ingick 40 elfiskelokaler, varav 14 referenslokaler från sju olika vattendrag. Det förelåg ingen signifikant interaktion (Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p = 0,370$; Tabell 6). Utvecklingen av laxtätheter skilde således inte mellan referenser och vattendrag med *G. salaris* (Figur 1).

I Nissan med biflödet Sennan samt i Viskan upptäcktes *G. salaris* första gången 1998 (Tabell 4). Vid jämförelse med tillgängliga referenser där data fanns både från perioden före och efter 1998 framgick att referenserna utvecklats positivt och de påverkade vattendragens laxtätheter negativt, interaktionen var signifikant (Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p = 0,004$; Tabell 6). Tätheterna av lax på de undersökta åtta lokalerna i Nissan, Sennan och Viskan sjönk från ett medianvärde på 51,9 per 100 m² till 37,4 (jämför Figur 1).



Figur 1. Beräknad medeltäthet av lax (log10) efter kompensation för höjdläget för referensvattendrag (grå) och vattendrag med *Gyrodactylus salaris* (svart) med 95 %-konfidenstervall. Analysen gjord med Ancova (se text).

I Tvååkersån, Löftaån och Himleån konstaterades *G. salaris* 2003-2005. År 2004 har valts som ett gemensamt första år med *G. salaris* för jämförelse med tillgängliga referenser. Vattendragen med *G. salaris* utvecklades signifikant bättre än referenserna (Interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad, $p = 0,035$; Tabell 6, Figur 1).

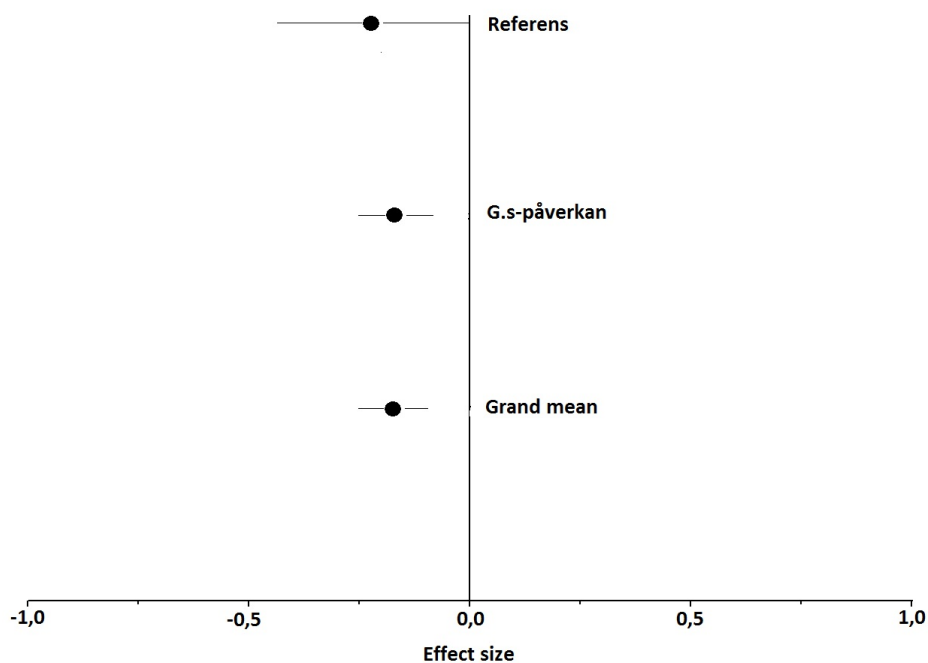
Tabell 6. Sammanställning över jämförelse av laxtätheter före och efter konstaterad förekomst av *Gyrodactylus salaris* i påverkade vattendrag och referenser. Analys i Ancova med höjd över havet var signifikant kovariat. Degrees of freedom model = 4. Antalet ingående elfisketillfällen anges, samt F-värde för modell och interaktionen Före_Efter * GSfri_GSpåverkad. F-modell genomgående signifikant. F-värde och signifikansnivå för interaktionen angiven.

Vattendrag	Första år	Period		Lokaler		F-värde		p-värde Interaktion	Utveckling i Gs vatten
		Före	Efter	Gs	Referens	Modell	Interaktion		
Säveån	1989	34	115	119	30	10	13,8	<0,001	Ökar
Ätran m biflöden	1991	124	160	127	257	23,6	2,7	0,102	
Fylleån	1994	114	171	90	195	10,5	6,1	0,104	Minskar
Rönneå, Stensån, Smedjeån, Genevadsån, Suseån	1997	279	347	197	429	9,1	0,81	0,37	
Nissan, Sennan, Viskan	1998	161	151	195	117	2,6	8,2	0,004	Minskar
Tvååker, Himleån, Löftaån	2004	201	79	177	103	3,6	4,5	0,035	Ökar

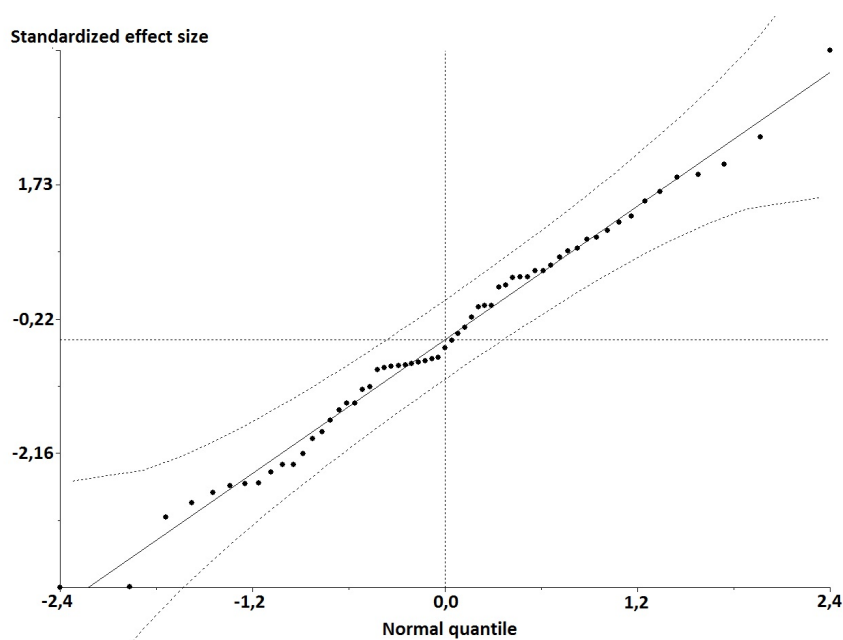
4.1.2 Jämförelse av trend i laxtäthet över tid

Det var en tydlig tendens att laxpopulationerna utvecklats negativt över tid (Figur 2). Utvecklingen av laxtätheten i referensvattendragen var genomgående negativ, men inte signifikant. Däremot var utvecklingen i *G. salaris*-påverkade vattendrag signifikant negativ. Observera dock att det ingick flera lokaler ($n = 52$) i *G. salaris*-påverkade vatten än i referenser. Skillnaden i utfall kan alltså betingas av att det var en obalans i datasetet mellan referenser och *G. salaris*-påverkade. För att testa om detta påverkar resultatet kan man slumpvis ta ut nio *G. salaris*-påverkade lokaler och köra mot de nio referenslokalerna ett antal gånger och se medelutfallet (s k bootstrapping). Ett annat sätt är att se om det verkar som referenslokalernas laxpopulationer verkar komma från samma stora

material som populationerna i *G. salaris*-påverkade vatten. En normal kvantilplot jämför två distributioner genom att plotta deras kvantiler mot varandra. Om distributionerna är lika kommer punkterna att falla utefter en rät linje inom konfidensintervallen (se Rosenberg m.fl. 2000). En normal kvantilplot för hela föreliggande material visade att det inte fanns några avvikande delmaterial (Figur 3).



Figur 2. Effektstyrka fördelad på Referenslokaler (Referens), *G. salaris*-påverkade (*G.s.*-påverkan) vattendrag och Grand Mean (summan av de båda tidigare). Om 95 %-konfidensintervallen inte skär 0-linjen kan trenden antas vara signifikant.



Figur 3. Normal kvantilplot av effektstyrkan för samtliga ingående lokaler. Om punkterna följer en rät linje och håller sig inom det beräknade konfidensintervallet (streckade linjer) kan man anta att det utgör en och samma population.

Man kan beräkna hur många extra lokaler det hade behövts data från för att få en signifikant utveckling för referensvattendragen, förutsatt att denna utveckling verkligen föreligger i naturen och manifesteras på samma sätt även i ännu icke inkluderade lokaler. Enligt Rosenthals metod (Rosenberg m.fl. 2000) utgör detta endast två lokaler (fail-safe numbers). Grand mean, dvs alla lokaler sammanslagna, uppvisade en signifikant negativ trend (effektstyrka -0,17 med 95 % konfidensintervall -0,28 till -0,08). Laxpopulationerna på svenska västkusten minskade således i täthet över tid perioden 1994-2010, oavsett förekomst av *G. salaris*.

4.2 Gyromonitoringen

4.2.1 Sannolikheten att påträffa infekterade individer i Himleån

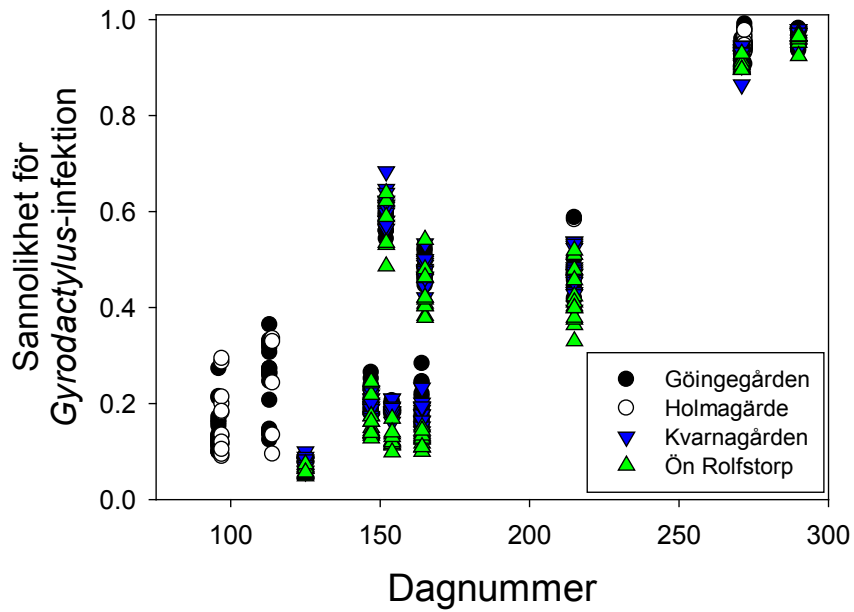
Det fanns en stark effekt av tid på året för hur många parasiter som påträffades på enskilda fiskar. Eftersom endast Himleån var elfiskad på våren, och att det

finns mycket data från det vattendraget, fick Himleån stort genomslag i analysen. Därför har alla elfisken gjorda på våren tagits bort i alla analyserna i senare avsnitt.

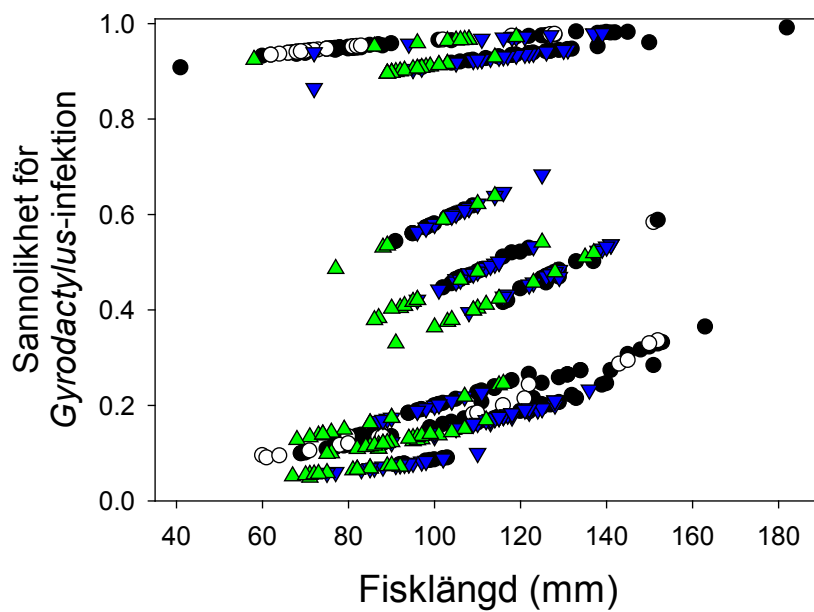
Prov för *G. salaris* togs vid elfisken 2001– 2003, 2005, 2007 och 2010. Sannolikheten att påträffa infekterade individer ökade med tidpunkten på året (Tabell 7 och Figur 4). Större individer var oftare infekterade än små (Tabell 7 och Figur 5) och andelen infekterade individer ökade med åren (Tabell 7). Det var också, sett över hela undersökningsperioden (2001-2010), en skillnad i infektionsgrad mellan lokalerna i Himleån (Tabell 8). Lokal Holmagärde hade större spridning än de andra tre (större varians mellan år).

Tabell 7. Resultatet av logistisk regression på data från Himleån 2001-2010. Som beroende variabel har infektion använts (infekterad = 1, ej infekterad = 0).

Parameter	Estimat ± std.err.	Wald X2	Sign. nivå
Intercept	-626 ± 92,4	45,85	<0,001
Dagnummer	0,030 ± 0,003	122,89	<0,001
År	0,309 ± 0,046	45,18	<0,001
Fiskens längd	0,017 ± 0,007	6,35	0,012



Figur 4. Korrigerade värden för sannolikhet att vara infekterad under olika tider på året och för fyra olika lokaler i Himleån. Underlagsdata från logistisk regression redovisas i Tabell 7.



Figur 5. Korrigerade värden för sannolikhet att vara infekterad för olika storlekar på laxungarna och för fyra olika lokaler i Himleån. Symbolförklaring i Figur 4. Underlagsdata från logistisk regression redovisas i Tabell 7.

Tabell 8. Genomsnittlig infektionsgrad (prevalens) av *Gyrodactylus salaris* på fyra lokaler i Himleån 2001-2010. Värden betecknade med samma bokstav var inte signifikant skilda åt på 5 %-nivån.

Lokal	Infektionsgrad
Göingegården	0,557 ± 0,212 ^b
Holmagärde	0,694 ± 0,528 ^b
Kvarnagården	0,384 ± 0,242 ^a
Ön Rolfstorp	0,560 ± 0,270 ^{ab}

4.2.2 Andel infekterade (prevalens) i alla undersökta vattendrag

Det fanns ingen signifikant korrelation mellan andel infekterade fiskar och hur många parasiter de infekterade individerna bar på ($r = 0,338$, $p = 0,259$). Om lokal inordnas (nestas) inom vattendrag förklarade faktorn vattendrag 4,94 % av variansen och lokal 5,80 %. Det innebär att man kan hålla sig till att aggregera på vattendragsnivå, det var ändå 89,26 % av variationen i prevalens som var oförklarad.

Enligt en logistisk regression var sannolikheten för infektion hos en individ beroende av vattendrag, tid på året (högre infektionsgrad senare på året), år (infektionsgraden minskade med tiden), vattentemperatur (högre infektionsfrekvens vid kallare temperaturer), och laxtätheten på lokalen året innan (högre täthet gav lägre andel infekterade), men var inte beroende av fiskens längd eller lufttemperaturen (Tabell 9). Det fanns en skillnad mellan olika vattendrag i andel infekterade. Högst värden förelåg i Himleån och lägst i Hjärtaredsån (Tabell 10).

Tabell 9. Resultat av logistisk regression för andel laxungar infekterade av *Gyrodactylus salaris*.

Effekt	Estimat±std.err.	Wald X2	Sign.nivå
Vattendrag		273	<0,001
Tid på året	0,052±0,009	31,14	<0,001
Antal år med G.s.	-0,288±0,060	22,81	<0,001
Fisklängd	-0,0042±0,0032	1,69	0,193
Vattentemperatur	-0,231±0,106	4,77	0,029
Lufttemperatur	0,105±0,060	3,07	0,08
Fisktäthet året innan	-0,012±0,0034	12,19	0,005

Tabell 10. Andel infekterade individer (prevalens) i sex vattendrag. Värdena är korrigerade för variablerna i Tabell 9. Medel betecknade med samma bokstav var inte signifikant skilda på 5 %-nivån.

Vattendrag	År när infektion upptäcktes	Medel±std.err.
Fageredsån	1989	76,7 ± 5,5c
Himleån	2005	100d
Hjärtaredsån	1989	20,3 ± 5,1a
Högvadsån	1989	85,9 ± 4,6d
Stensån	2000	49,7 ± 6,5b
Ätran	1989	66,9 ± 5,7b

4.2.3 Antal parasiter per fisk i alla undersökta vattendrag

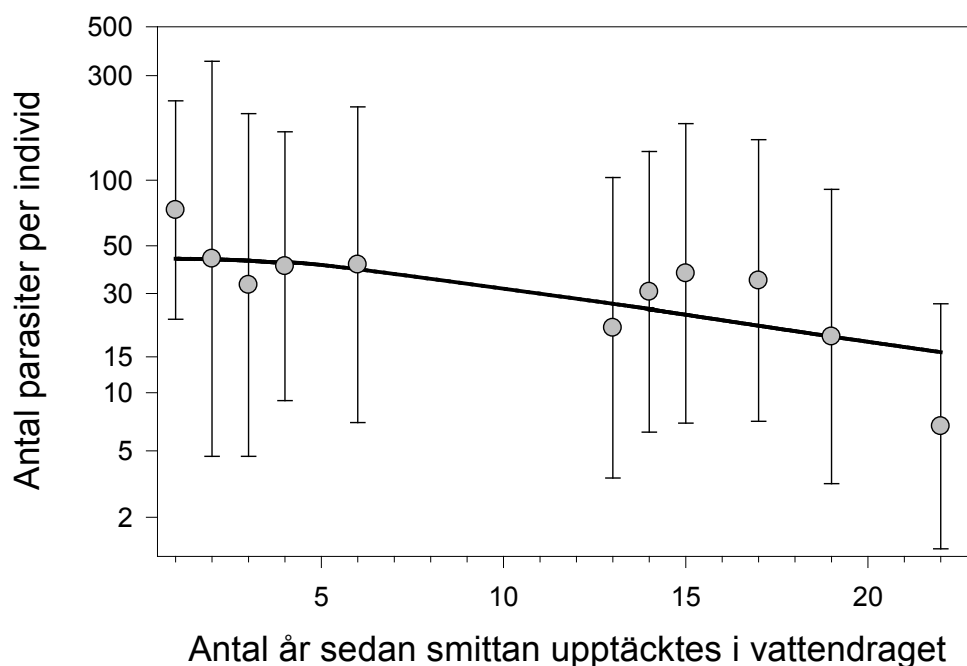
Med hjälp av en autoregressiv modell beräknades för varje vattendrag antal parasiter (log-transformerat) på infekterade fiskar. Det förelåg inga signifikanta förändringar över tid utom i Himleån och Högvadsån där det varit en signifikant minskning över tid (Tabell 11). Stensån hade en tendens till ökning av andelen infekterade individer över tid.

Tabell 11. Resultat av autoregression för antal parasiter (*Gyrodactylus salaris*) på infekterade individer mot år.

Vattendrag	Lutningskoefficient ± std.err.	År bakåt med signifikant autokorrelation	t-värde	Sign.nivå
Fageredsån	-0,023 ± 0,038	2, 3	0,6	0,549
Himleån	-0,117 ± 0,049	7	2,39	0,018
Hjärtaredsån	0,028 ± 0,042	Inga	0,68	0,512
Högvadsån	-0,058 ± 0,025	1, 2, 6	2,3	0,022
Stensån	0,095 ± 0,051	2, 3	1,87	0,063
Ätran	0,017 ± 0,027	8	0,63	0,532

Antalet parasiter per individ analyserades också med en transitionsfunktion som är utformad så att man ska kunna upptäcka när ett skifte skett i ett dataset. När sådana modeller applicerades på datasetet för antal parasiter per individ mot antal år vattendraget haft smittan (jämför Tabell 7 & 8) visade det sig att man hade en minskning över tid och att transitionscentrat var 43 år, det vill säga man kan vänta sig att nedgången fortsätter och stabiliserar sig på en lägre nivå längre fram i tiden (Figur 6). För Ätran och dess tillflöden har man således hunnit ungefär halvvägs till transitionspunkten och därefter kommer

minskningen enligt modellen att fortsätta i ytterligare 20–25 år innan antalet parasiter per individ stabiliserar sig på en lägre nivå.

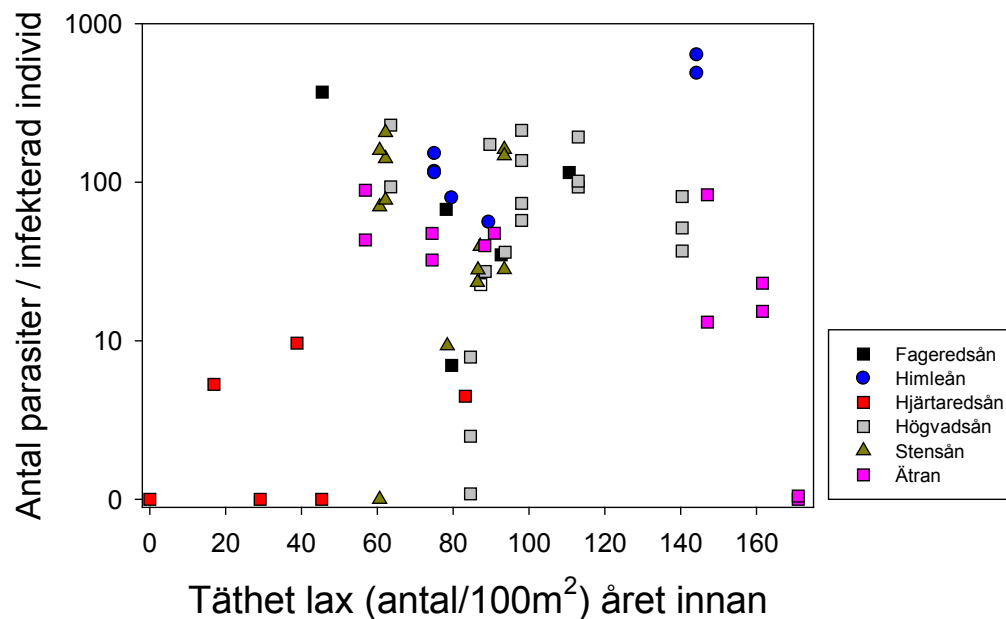


Figur 6. Förändringen i antal parasiter (*Gyrodactylus salaris*) per individ i relation till antal år smittan funnits i ett vattendrag. Kurvan i figuren är en s.k. transitionsfunktion (Log Normal Kumulativ-ekvation), $r^2 = 0,57$, $F_{2,8} = 5,31$, $p = 0,034$. Linjen är beräknad på medelvärden för varje år efter att smittan upptäcktes och är viktad för antal fiskar för varje år.

Bortsett från vattendrag var den variabel som mest påverkade hur många parasiter en fisk hade den totala tätheten av laxungar (summa individer av laxungar 0+ och >0+ per 100 m²) året innan (Tabell 12 och Figur 7). Antal år *G. salaris* funnit i vattendraget var signifikant även i denna modell, men liksom i transitionsmodellen var effekten svag. Förklaringsgraden var låg; summan av r^2 -kolumnen är 0,093, vilket innebär att 90,7 % av variansen var oförklarad.

Tabell 12. Antal Gyrodactylus salaris per individ hos infekterade individer i relation till sju oberoende variabler. Vattendrag är klassvariabel, de övriga kovariater.

Varianskälla	Kvadratsumma	Frihets-grader	F-värde	p-värde	r ²
	typ 3				
Vattendrag	20,199	5	8,81	<0,001	0,063
Antal år <i>G. salaris</i> funnits i vattendraget	1,802	1	3,93	0,048	0,006
Fisklängd	1,364	1	2,97	0,085	0,004
Vattentemperatur	0,134	1	0,29	0,589	0
Lufttemperatur	1,502	1	3,27	0,071	0,005
Tid på året	0,342	1	0,75	0,388	0,001
Laxtätthet året innan	4,524	1	9,86	0,002	0,014



Figur 7. Antal *Gyrodactylus salaris* per infekterad laxindivid i relation till tätheten av lax (summan av 0+ och >0+) året innan undersökningen gjordes.

4.3 Återfångstförsöket

Antalet fiskar som återfångats två gånger efter märkning var 41 och de som återfångats tre gånger var 11. Dem som återfångats två gånger kan användas i en repetitiv variansanalys. Kroppslängden vid tre tillfällen var beroende variabler och ålder (0+ eller >0+) samt om antalet parasiter ökade eller

minskade mellan första och tredje tillfället var klassvariabler. Sett över alla tre mättillfällena så var >0+ större och de individer där antalet parasiter minskade var något större än de där antalet parasiter ökade (Tabell 13). Fisklängden ökade med tiden, men denna ökning skilde sig inte mellan 0+ och >0+ och inte heller mellan de individer där antalet parasiter ökade eller minskade (Tabell 14). Med andra ord, det fanns i dessa data inget som indikerade att de som har ökande antal parasiter växte långsammare, men däremot att de var något mindre från början.

Tabell 13. Between-subjects effects för repetitiv Anova för 0+ och >0+ samt om antalet *Gyrodactylus salaris* ökade eller minskade mellan första och tredje tillfället.

Variabel	F-värde	Sign.nivå	Parvisa jämförelser
Ålder	73,36	<0,001	0+ : 80,17 ± 0,32
			1+ : 135,90 ± 0,67
Förändring i antal G.s.	4,25	0,046	Ökar: 87,07 ± 1,91
			Minskar: 91,17 ± 0,65
Interaktion	0,02	0,8918	

Tabell 14. Within-subjects effects för repetitiv Anova för 0+ och >0+ samt om antalet *Gyrodactylus salaris* ökade eller minskade mellan första och tredje tillfället.

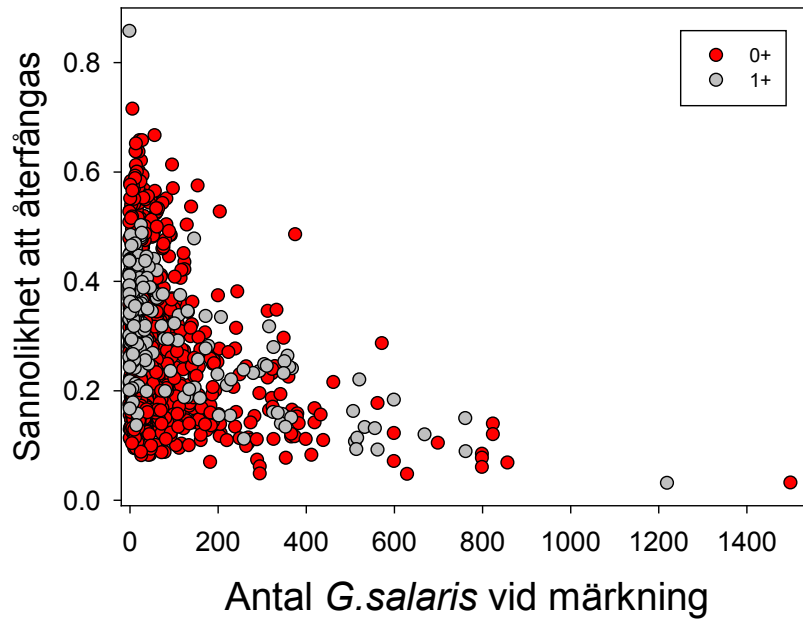
Variabler	F-värde	Sign.nivå
Tid	9,34	0,004
Tid*Ålder	0,01	0,968
Tid*Förändring i antal G.s.	0,77	0,388
Tid*Interaktionen	0,76	0,39

En nackdel med den repetitiva variansanalysen är att den endast kan utföras på de individer som återfångats två gånger. Eftersom drygt 1200 individer märktes och endast 41 individer återfångades vid andra och tredje tillfället fanns det en

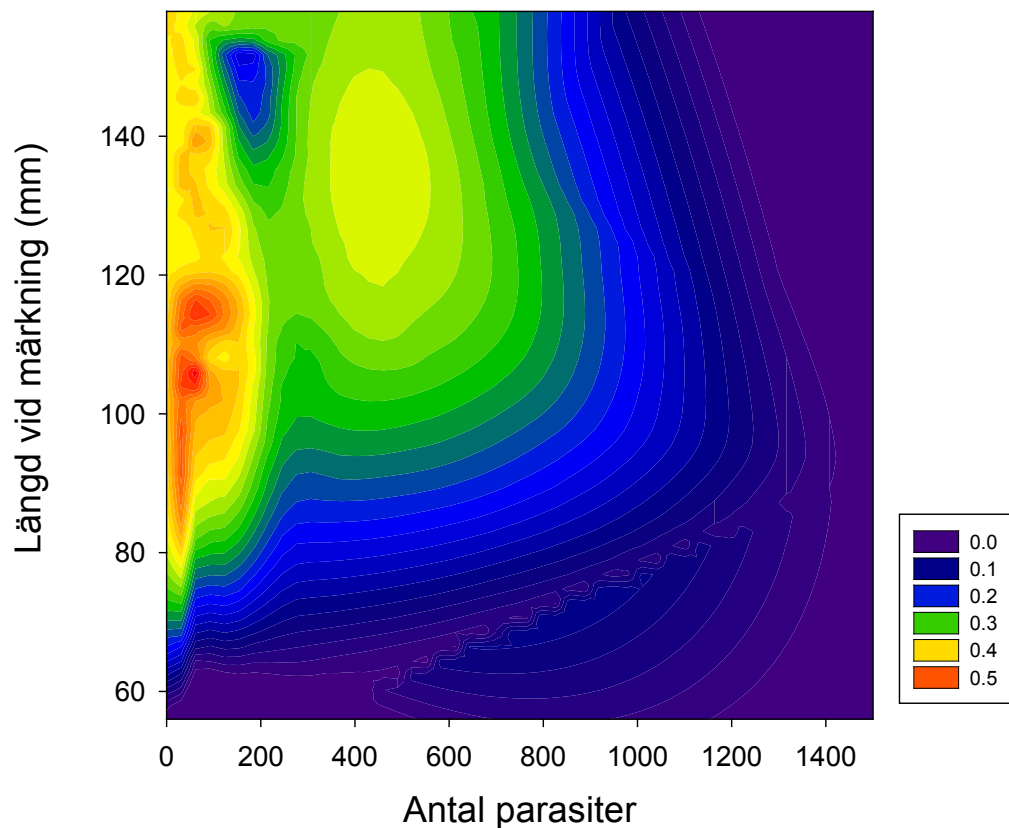
stor mängd individer som inte tagits med i beräkningarna. Ett annat sätt är att med logistisk regression undersöka vilka faktorer som var av betydelse för att en individ ska återfångas överhuvudtaget (Tabell 15). Sannolikheten att återfångas var ca 3 gånger så hög för 0+ jämfört med >0+. Antal parasiter hade en negativ inverkan på sannolikheten att återfångas, ju fler parasiter desto lägre sannolikhet (Figur 8). Fiskens storlek påverkade också sannolikheten att återfångas, ju längre fisken var desto större sannolikhet (Tabell 15). Om både utsättningslängd och initial mängd parasiter per fisk beaktas erhöles ett mönster med störst sannolikhet för återfångst vid låga parasitmängder och intermediär fiskstorlek (Figur 9).

Tabell 15. Logistisk regression för sannolikheten att återfångas beroende på fiskens ålder, storlek och antal *Gyrodactylus salaris*.

Effekt	Estimat ± std.err.	Wald X2	Sign.nivå	Parvisa jämförelser
Ålder		11,64	<0,001	0+ : 0,323 ± 0,095 1+ : 0,106 ± 0,342
Antal parasiter	-0,0023±0,0007	11,46	<0,001	
Längd	0,088±0,011	61,41	<0,001	
Vikt	-0,191±0,042	21,1	<0,001	



Figur 8. Sannolikhet för en laxunge att återfångas i relation till antal parasiter på fiskens kropp vid märkning. För statistik se Tabell 15.



Figur 9. Sambandet mellan antal *Gyrodactylus salaris* på fiskens kropp och fiskens storlek vid märkning och sannolikheten att återfångas. De gröna, röda och gula fälten anger att sannolikheten att återfångas var hög. Det gula och röda fältet som sträcker sig från 80 mm till 140 mm var till största delen 0+, medan det gulgröna fältet som har centrum vid ca 130 mm och 500 parasiter till största delen bestod av >0+. Antalet parasiter ökade med fiskens ålder och sannolikheten att återfångas var störst för 0+ (se Tabell 15).

Återfångstchansen per individ beräknades även med en logistisk regressionsmodell. De fiskar som märktes 2007 hade nästan dubbel så stor sannolikhet att återfångas som fiskar märkta 2008. Årsungar (0+) hade drygt 20 % högre sannolikhet att återfångas än andra årsklasser, men denna skillnad var inte signifikant. Varje extra *G. salaris*-parasit minskade sannolikheten att återfångas med ca 0,19 %. Konditionsindex påverkade inte sannolikheten att återfångas (Tabell 16).

Tabell 16. Resultat av återfångstchans per individ beräknad med en logistisk regressionsmodell enligt Cox proportional hazards.

Parameter	Estimat	X²	p-värde	Risk-kvot
Märkesår	0,689±0,135	26,14	<0,001	1,991
Ålder vid märkning	0,192±0,121	2,51	0,114	1,211
Antal G.s. vid märkning	-0,0019±0,0006	10,81	0,001	0,998
Konditionsindex	-1,057±0,907	1,36	0,244	0,348

5 Diskussion

5.1 Elfiskestudien

Trendanalysen visade att en negativ utveckling av laxtätheterna förelåg i samtliga vatten över tid, oavsett om *G. salaris* förekom eller ej. Vid jämförelse av täthet av lax före konstaterad förekomst av *G. salaris* med tätheter efteråt fanns inget tydligt mönster. I Ätransystemet hade laxpopulationerna utvecklats dåligt, men inte signifikant sämre än i referenserna efter 1991, som sattes som första år med *G. salaris* i systemet. I Fylleån förelåg en signifikant negativ utveckling (första år med *G. salaris* 1994) samt i gruppen ”Nissan, Sennan och Viskan” (1998). Däremot förelåg ingen försämrad utveckling i vattendrag med konstaterad *G. salaris* 1997 (Rönne å, Stensån, Smedjeån, Genevadsån och Suseån) eller senare (Tvååkersån, Löftaån och Himleån) jämfört med referenserna. Det kan finnas en tidsaspekt i detta, dvs att *G. salaris* har en effekt som syns först efter lång tid. Detta motsägs dock av att utvecklingen i Ätran inte signifikant skilde sig från referenserna. Det motsägs också av resultatet från analyserna av data från Gyromonitoringen (avsnitt 4.2).

Det skiljer mycket i virulens mellan olika stammar av *G. salaris* (ex. Bakke m.fl. 2004, Joergensen m.fl. 2006). Man har identifierat flera olika haplotyper (gentypskomplex) av *G. salaris* som sedan klassats i ett antal klader (familjer) (Hansen m.fl. 2003, 2006). I Ätransystemet finns haplotyperna A och C. A anses vara aggressivare (muntligen Haakon Hansen, Norsk veterinærinstitutt, Oslo) och är den som angripit de norska älvarna (Hansen m.fl. 2006). Haplotyp A finns också i Löftaån, utan någon påvisbar nedgång av laxtätheterna. Även i Surtan (Viskans vattensystem) förekommer haplotyp A. Tyvärr ingick ingen elfiskelokal från Surtan i föreliggande studie. Gruppen ”Viskan, Nissan, Sennan” hade dock en sämre utveckling av laxtätheterna än referenserna. I Nissan och övriga typade vatten verkar dock haplotyp C förekomma. Det är tveksamt om haplotypen kan förklara skillnader i utveckling. Sämst utveckling

relativt referenserna förelåg i Fylleån (haplotyp C) och gruppen ”Nissan, Sennan och Viskan” – haplotyp C och troligen A. En positiv utveckling förelåg t.ex. i gruppen ”Tvååkersån, Löftaån och Himleån” – med okänd haplotyp. Kunskapen om olika bestånds haplotyper och kunskap om skillnaden i aggressivitet mellan haplotyper är idag så ringa att detta inte kunnat beaktas.

Utvecklingen av laxpopulationen i Säveån var bättre än i referensvattendragen, trots att *G. salaris* påvisades 1989. En orsak kan vara att parasiten inte konstaterats efter 1997. Dessutom kan detta vara ytterligare en annan haplotyp, då haplotyp E konstaterats i huvudfåran (Göta älv; Hansen m.fl. 2003). Från Säveån ingick bara två lokaler och åtminstone lokal Jonseredsdammen har varit föremål för biotopvård. Därtill har under lång tid Säfveåns Flugfiske Sällskap och Sportfiskarna i Väst bedrivit en aktiv fiskevård i systemet. En positiv utveckling för laxpopulationen är därmed inte förvånande. Likaså i Himleån har en mycket aktiv fiskevård bedrivits av Varbergs flugfiskeklubb. Samtidigt har fångstuttaget i ån varit mycket ringa, vilket också kan förklara den positiva utvecklingen för lax.

Jämförelsen av tätheterna före att *G. salaris* påträffats och efter görs i en BACI-design, en metodik som lämpar sig väl för ett uppställt försök där de yttre betingelserna är kontrollerade. I denna jämförelse av laxtätheter finns det däremot ett stort antal faktorer som kan påverka och som inte beaktats, t.ex. skillnader i sommarlågvattnenföring, försurning, fiskevård etc. Mot bakgrund av detta är det inte förvånande att inte ett entydigt svar framkommer om effekten av *G. salaris*. Om det finns en effekt av *G. salaris* så verkar den maskeras av andra faktorer som påverkar bestånden.

Det är ett välkänt fenomen att täta populationer ofta är känsligare för smittsamma sjukdomar och parasiter. Den dödlighet som orsakas av *G. salaris* är täthetsberoende, dvs ju fler laxungar i ett område desto större risk för parasitöverföring och dödlighet (Winger m.fl. 2008). Detta kan förklara den observerade effekten i Fylleån, men även i Ätran förelåg höga tätheter av lax

före *G. salaris* konstaterades. *G. salaris* påverkar individen negativt (ex. Bakke m.fl. 1990, 2004 samt återfångststudien avsnitt 4.3), men detta har inte manifesterats i tätheter av laxungar på populationsnivå i västkustens vattendrag. Extremt höga tätheter av laxungar har dock blivit ovanligare i *G. salaris*-påverkade vatten. Före det att *G. salaris* konstaterades var tätheterna över 200 per 100 m² vid 16 % av elfisketillfällena, efteråt var motsvarande värde 6 %. Tätheter över 300 laxungar per 100 m² förekom före *G. salaris* vid 6 % av elfisketillfällena och efteråt vid 1,5 %. Det skulle kunna vara en effekt av att *G. salaris* påverkar negativt vid höga tätheter, då laxungarna troligen är stressade och smittan lättare överförs mellan individer.

Resultaten indikerar att laxpopulationerna på södra västkusten har viss motståndskraft mot *G. salaris*, i all fall jämfört med de norska bestånden. Teoretiskt kan laxpopulationer på några få år snabbt öka sin motståndskraft mot *G. salaris* (Salte m.fl. 2010). Det kan därför skilja betydligt mellan olika laxpopulationers känslighet för *G. salaris* (op. cit., Gilbey m.fl. 2006). Eftersom *G. salaris* inte överlever i fullt saltvatten (Peeler m.fl. 2006, Johnsen m.fl. 2008) kommer laxpopulationer i älvar som mynnar i sådana havsområden att vara skyddade från *G. salaris*. I gengäld är de rimligen känsligare för *G. salaris* då det inte stött på parasiten och har troligen låg överlevnad om *G. salaris* skulle komma in i vattnet. Detta var vad som skedde i de norska älvarna. Av de 46 drabbade norska älvarna anses 18 har smittats direkt genom fiskutsättningar, medan resterande troligen smittats av fisk som simmat mellan älvarna i utsötade delar av fjordsystem (Jansen m.fl. 2006). På svenska västkusten är Örekilsälven, Strömsån och Enningdalsälven skyddade av salt (>30 promille) havsvatten mot parasiten. Det kan innebära att de laxstammarna är betydligt känsligare än de sydliga laxbestånden upp till fjordsystemet innanför Tjörn och Orust. Resultatet i föreliggande studie omfattar inte några smittade bestånd på norra västkusten. Den kanske låga påverkan av *G. salaris* i de södra bestånden behöver inte gälla för de nordliga bestånden (inklusive de sydliga norska bestånden), och här erfordras extra stor försiktighet gentemot

spridning av *G. salaris*. Likaså måste övervakningen av *G. salaris* förekomst fortsätta.

5.2 Gyromonitoringen

I delförsöket ”Gyromonitoring” studerades hur många och vilka fiskindivider som var angripna av parasiten och om denna infektionsrisk kunde förklaras med andra variabler i sex vattendrag. Den låga förklarade variationen i samtliga analyser i denna studie kan bero dels på stora variationer mellan individer (jämför Alenäs m.fl. 1998), inom vattendrag och inom år, men också på att vissa grundläggande faktorer inte beaktats. Skillnader i t.ex. humushalt, aluminiumhalt, pH är sådana exempel. Soleng m.fl. (1999) visade att löst aluminium reducerade förekomsten av *G. salaris* i norska älvar. Även zink inverkar negativt på parasiten, liksom även koppar vid höga koncentrationer (Poleo m.fl. 2004). Schibli (muntligen) pekar på att laxpopulationen i Hjärtaredsån utvecklas betydligt bättre än i övriga vattendrag i Ätransystemet och hade en lägre prevalens (se Tabell 7). Han menar att en möjlig orsak kan vara hög humus- och aluminiumhalt. Vattenkemiska data har inte beaktats i denna studie och det kan vara en orsak till den stora varians som föreligger i materialet. Det faktum att det fanns en skillnad mellan vattendragen som var signifikant även efter att man tagit med de sex kovariaterna i Tabell 12 antyder att det fanns faktorer i vattendragen som påverkar antalet parasiter per infekterad individ utöver dem som vi har uppmätt. Dessutom var förklaringsgraden låg, hela 91 % av variansen var oförklarad. Utgående från dessa resultat kan det vara sannolikt att vattenkemiska parametrar bör beaktas i framtida övervakning.

Resultat från Gyromonitoringen visade att sannolikheten att påträffa infekterade individer dels var beroende av tidpunkt på året, dels av fiskens storlek (jämför Alenäs 1998) och vattentemperaturen (Alenäs m.fl. 1998). Sannolikheten att påträffa infekterade individer ökade med tidpunkten på året

och större individer var oftare infekterade än små. Ju kallare vatten, desto högre infektionsgrad. Vattentemperaturen bestämmer när flesta parasiter finns på fisken (op. cit.). Vid 2,5 °C lever parasiten normalt 35 dagar och vid 19 °C bara 4-5 dagar (Jansen & Bakke 1991, Jansen m.fl. 1996).

Antalet parasiter per infekterad fisk var korrelerat till samma parametrar som var korrelerade till infektionsgraden (prevalensen). Vattentemperatur, tid på året, laxtäthet året innan var signifikant korrelerade, men återigen med liten förklarad variation (ca 10 %). Vid låg laxtäthet var antalet parasiter per infekterad fisk låg och ökade sedan med tätare bestånd. Det är rimligt att parasiten lättare överförs mellan fisk i täta bestånd.

Data indikerade att andelen infekterade individer avtog med tiden. I Himleån, som var senast infekterad, förelåg de högsta tätheterna av parasiten och den högsta infektionsgraden. Med hjälp av en transitionsfunktion beräknades att antalet parasiter per fiskindivid borde minska och stabilisera sig 43 år efter att parasiten först uppträdde. Efter ytterligare 20-25 år borde antalet parasiter per fiskindivid vara ringa (2-3 *G. salaris* per fisk). Anledningen till minskningen är förmodligen selektion för motståndskraftiga individer i fiskpopulationerna, men det finns möjligheter att parasitens virulens också förändras över tid, genom mutationer och genetiskt introgression från andra vattendrag. Men det är viktigt att framhålla att dylika förutsägelser är mycket osäkra. Resultaten pekar i alla fall mot en minskad mängd parasiter på fisken över tid.

5.3 Återfångstförsöket

I fältförsöket i Himleån studerades återfångstfrekvens av märkta laxungar med olika parasiteringsgrad. Studien genomfördes under två säsonger. En mängd faktorer försvårar både genomförandet och analysen av fältförsök av denna typ. Chansen att återfånga fisk på samma lokal är givetvis beroende både av fiskens överlevnad och dess rörlighet. Fiskar som flyttar från lokalen kommer inte att återfångas, även om de överlever. Generellt är unga laxfiskar i vattendrag

relativt stationära sommartid, men kan flytta för övervintring (Spangler & Scarnecchia 2001) eller vid ändrad vattenföring (Heggenes 2002). Detta gör inte fältförsöket omöjligt att tolka, men en grundförutsättning är att dessa migrationer är av samma storleksordning för olika lokaler. Vad som kan tala för detta är att de ligger nära varandra i samma vattendrag. Däremot var det tydligt att större laxungar (>0+) tenderade att försvinna från lokalen i större utsträckning än årsungar, vilket är rimligt eftersom de förra kan vara på väg att smoltifiera – ofta som tvååriga på västkusten (data från SLU Aqua's Laxåldersdatabas vid Sötvattenslaboratoriet). Denna effekt av olika ålder har varit möjlig att kompensera bort i vissa analyser.

I återfångstförsöket i Himleån var det ett tydligt samband mellan chansen att återfånga en fisk och den mängd parasiter den hade på sig. Fiskar med stora mängder parasiter (>58 parasiter) vid märkningen hade lägre återfångstchans (notera då att mängden parasiter bara var hälften mot vad som registreras i Gyromonitoringen på grund av att inte alla fenor och fensidor studerats). En samlad analys med *Cox proportional hazards model* visade att varje extra *G. salaris*-parasit minskade sannolikheten att återfångas med ca 0,19 %. Det är rimligt att anta att återfångstchansen är en funktion av ökad dödlighet eller rörlighet. En svag individ, antingen av andra orsaker eller direkt av parasiten, kan få svårt att hävda sin position i vattendraget. Den kan därmed tvingas att flytta på sig. Frågan är här vad som är hönan och vad är ägget – får svaga individer fler parasiter på sig? Det kan vi inte besvara med detta försök. Malmberg (1957) skriver dock ”Fiskar, som äro i god kondition, kunna icke angripas av *Gyrodactylus* i någon större utsträckning. *Gyrodactylus* är nämligen en så kallad ”svaghetsparasit””. Resultaten i de norska infekterade älvarna motsäger att detta skulle gälla generellt, men kanske kan det gälla för fiskar som varit anpassade till parasiten.

Fiskar som hade ökande mängder parasiter på sig under försökets gång växte inte långsammare än andra fiskar, men de var mindre från början. En mindre

fisk bör vara underordnad större individer och bör därmed få sämre tillväxtbetingelser. Det kan vara så att *G. salaris* drabbar individer som ändå skulle duka under i kampen om bra ståndplatser. Vad som kan tala för detta är att det inte gick att detektera några storskaliga skillnader i täthetstrender mellan icke infekterade vattendrag och infekterade vattendrag (Elfiskestudien). De fiskar som drabbas av parasiten och kanske dör eller flyttar kan vara ett överskott som även i oinfekterade vattendrag inte skulle överlevt eller stannat kvar.

Å andra sidan föreligger ju ett samband med hög parasiteringsgrad och låg återfångstchans. Vare sig detta beror på dödlighet eller migration så är risken att kraftigt infekterade individer försvinner från lokalen och kanske från vattendraget. *G. salaris* har definitivt en påverkan på individnivå. Det kan vara små individer ur årskullen som drabbas, men det kan kanske också vara stressade individer över huvud taget. *G. salaris* utgör i så fall ett potentiellt hot för alla laxungar om de råkar ut för stress i form av t.ex. låg vattenföring eller höga beståndstätheter. Låg sommarvattenföring har pekats ut som en stressfaktor för laxungar i västkuståar från och med 1989 (Schibli 1996, Degerman m.fl. 1997).

Tätheterna av laxungar på svenska västkusten har sjunkit sedan slutet på 1980-talet, något som drabbat såväl infekterade som oinfekterade vattendrag och även är tydligt i andra laxbestånd i Nordatlanten – även utan påverkan av *G. salaris* (ICES 2011). Skulle beståndssituationen förbättras kommer rimligen bestånden av laxungar att blir tätare och därmed kommer risken för överföring av *G. salaris* att öka i västkustens vattendrag och dessutom kan fiskarna bli stressade och därmed mer känsliga (Bakke & Harris 1998, Harris m.fl. 2000). *G. salaris* kan därmed sätta gränser för laxproduktionen.

5.4 Fortsatt monitoring

Den stora variansen i resultaten visar också att provtagning för att studera förekomst och infektionsgrad (prevalens) av *G. salaris* måste vara strikt standardiserade för att möjliggöra statistiska analyser. Variansen i data kan möjligen minskas genom att standardisera mängden parasiter per fisk med fiskens storlek, egentligen ytan på de undersökta fenorna.

Det var ingen större samstämmighet i infektionsgrad mellan lokalerna inom samma vattendrag. Detta kan bero på att det finns flera källor till variation i materialet från gyromonitoringen; datum, fiskstorlek, lokal, vattentemperatur, laxtäthet etc. Detta komplicerar övervakningen eftersom en lokal inte säkert är representativ för vattendraget.

Utvärderingen indikerar att höstprovtagning på fjolårsungar kan vara att föredra om man vill detektera om *G. salaris* förekommer i ett system.

Databasen över gyromonitoringen bör kompletteras med uppgifter om vattenkemiska parametrar från de andra monitoringprogram som löper. Viktigast är att få information om pH, humusämnen och aluminium. Dessutom bör flödessituationen registreras liksom temperaturloggers läggas ut på strategiska platser.

Även mindre vattendrag med lax är av intresse i monitoringen eftersom de kan utgöra steg från en smittad stor älv till nästa stora älv. Speciellt fokus bör ligga på de mindre vattendrag i fjordsystemet innanför Tjörn och Orust och upp mot dvs Örekilsälven i Gullmarsfjorden – dvs vattendrag som Anråsåån, Aröds å, Bratteforsån och Käråån.

Det finns ett omfattande material med elfisken från svenska västkustens laxälvar. Dock framgick det av föreliggande studie att det var ont om undersökningar i några av de vattendrag som inte har *G. salaris*. Det är önskvärt för framtiden att hålla tidsserier i samtliga större laxvattendrag med tanke på *G. salaris* och andra förändringar som kan ske.

Det nuvarande monitoringprogrammet för *G. salaris* bör fortsätta. Det är angeläget att fortsätta studier av utvecklingen i något-några av de infekterade vattendragen för att kunna kontrollera om den tendens till minskad smitta som observerats kommer att fortsätta. Ätran är ett sådant vattendrag som ju även ingår i myndigheternas långsiktiga uppföljning av laxbestånd. Man bör i ökad utsträckning standardisera insamlingen av data om *G. salaris*. Detta gäller framförallt faktorer som tidpunkt och vattentemperaturer när uppgifter samlas in.

5.5 Framtida förvaltning av laxbestånden

De norska bestånden har rimligen inte tidigare varit i kontakt med parasiten och har varit isolerade från parasitöverföring via havsvandrande fisk genom den höga salthalten i havet. De sydliga västkuståarna mynnar i havsområden med salthalter mellan 10-20 promille. Parasiten tål en kort exponering för bräckt havsvatten och överlever 3-5 dygn vid 10 promilles salthalt och en vattentemperatur av 6-12 °C (Jansen m.fl. 1996). På södra västkusten kan därmed en spridning av *G. salaris* ha skett historiskt, men de nordliga bestånden på västkusten bör ha varit isolerade genom den högre salthalten utanför t.ex. Örekilsälven, Strömsån och Enningdalsälven. Vid 25 promilles salthalt överlever parasiten bara 22 timmar vid 1,4 °C (Peeler m.fl. 2006). Det finns anledning att misstänka att dessa nordliga laxbestånd på västkusten kan vara lika känsliga för parasiten som de norska bestånden. Därmed måste högsta prioritet ges åt att förhindra spridning av *G. salaris*. Varje ny ”smittad” å, även i de sydliga bestånden på västkusten, ökar risken att de nordliga bestånden och även norska bestånd drabbas. En parasitbärande smolt som migrerar på våren vid en vattentemperatur på 10 °C kan ha flera dagar på sig att nå nästa vattendrag i de utsötade vattensystemen från Rönne å till Kärreån, vid Uddevalla. Därifrån är steget kort till Örekilsälven.

Utsättning av odlad laxfisk får idag inte ske i vattendrag norr om Göta älv, och utsättningar i Göta älv och söderut bör enbart komma från hälsokontrollerade odlingar avseende parasiten. Fiskeriverket införde restriktioner för utplantering av regnbåge i vattendrag som mynnar på svenska västkusten. Då de nordliga bestånden av lax på svenska västkusten kan antas vara känsliga för *G. salaris* bör regnbågsutsättningar helt upphöra i dessa vattensystem till skydd för laxen. Överföring av parasiten från fisk till fisk anses nämligen vara den huvudsakliga överföringsmetoden (Bakke m.fl. 1992, Hoegaasen m.fl. 2009).

Stress kan vara en utlösande faktor för omfattande parasitangrepp. Stress kan utlösas av flera faktorer, men låg vattenföring har speciellt pekats ut. I vattendrag med *G. salaris* måste låg vattenföring som kan verka stressande undvikas. Detta måste beaktas vid fastställande av reglerad minimitappning i vattensystem med vattenkraftutnyttjande eller vatten som används för bevattning. Vi rekommenderar att man tillämpar de riktlinjer som ges i Degerman (2008) (kapitel 5.6 i citerade arbete). Vidare bör så långt möjligt vattenlandskapets vattenhållande förmåga återskapas så att extrema lågvattenföringar undviks (op. cit, kapitel 5.2).

Klart från föreliggande studie är att påverkan av parasiten på laxbestånd på svenska västkusten har varit mycket mindre än den varit i de norska laxvattendragen. Detta kan vara kopplat till att västkustbestånden finns i en övergångszon mellan Östersjöområdet och Nordatlanten. Det kan innebära att de har en intermediär känslighet för parasiten. Det finns vissa genetiska data som tyder på att de icke infekterade laxbestånden på västkusten, som numera endast finns på norra delen av kuststräckan, var mera lika de Nordatlantiska laxstammarna än de längre söderut (Nilsson m.fl. 2001). Det är möjligt att de i så fall också har en högre känslighet för parasiten. Detta ger ytterligare argument för att försöka hejda eventuell ytterligare smittspridning.

Flyttning och utsättning styrs av harmoniseringsbestämmelser enligt EU:s djurhälsodirektiv (rådets direktiv 2006/88/EG) när det gäller regler om

smittsamma sjukdomar. Mot bakgrund av detta är tidigare Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2001:3) om odling, utplantering och flyttning av fisk föremål för översyn. Målsättningen för detta arbete är att ha kvar skyddet för de laxförande vattendragen på västkusten där smittan ej konstaterats till gagn för dessa stammar av Atlantlax.

Sverige skulle även kunna ansöka om tilläggsgarantier inom EU för vissa zoner som förklarats fria och kan skyddas, det vill säga de nio laxvattendrag på västkusten som är smittfria. Finland har blivit beviljat tilläggsgarantier för *G. salaris* för vissa avrinningsområden som mynnar i Atlanten/Barents hav. Det är Jordbruksverkets ansvar att ansöka om tilläggsgarantier inom EU.

Även om det inte är klarlagt så förefaller det troligt att tidigare spridning av *G. salaris* till stor del skett med fiskutsättningar. Eftersom dessa är bättre under kontroll nu så blir det allt viktigare att också öka medvetenheten hos främst sportfiskare, men också andra personer som bedriver verksamhet vid och i vattendrag, om risken för spridning av parasiten. En aktiv medverkan av lokala fiskevårdsområden och fiskeklubbar bör ytterligare kunna minska riskerna för spridning.

I vårt grannland Norge är *G. salaris* ett mycket viktigt problem som haft förödande effekter på många laxbestånd. Det är angeläget att svenska myndigheter och forskare är observanta på norska önskemål och deltar i de olika forum där *G. salaris* frågor diskuteras.

Hittills har den svenska lagstiftningen inte tagit hänsyn till att det numera finns forskningsresultat som indikerar olika patogenitet hos olika klader och haplotyper av *G. salaris* (NASCO 2008). Den arbetsgrupp inom NASCO (2008) som diskuterade detta ansåg att frågan om eventuella tilläggsgarantier inom EU:s Fiskhälsodirektiv ska fortsätta att vara baserat på förekomst eller avsaknad av parasiten istället för att skilja på patogena och icke patogena former av parasiten. För svenska vattendrag på västkusten tillkommer frågan om ett vattendrag som infekterats med en form av *G. salaris* ska skyddas för

potentiell infektion med en annan form. Det som i så fall skulle vara speciellt viktigt är om den haplotyp och klad som påvisats i Viskan och Ätran och som är identisk med den form som utrotat norska laxstammar kan hindras från spridning. Denna fråga bör därför belysas närmare.

Även för norra Sverige finns önskemål om åtgärder (Anon. 2002). Det som framförallt framhölls var vikten av information till fiskare, men också till andra grupper av personer som kan tänkas bidra till spridning av parasiten. Den relativt kraftiga infektionen av *G. salaris* i Torneälven har troligen ökat risken för överföring av parasiten till vattendrag i Nordnorge och Finland.

6 Erkännanden

Flera personer som deltagit i Fiskeriverkets arbetsgrupp om *Gyrodactylus* har bidragit med goda råd och förslag. Speciellt tack också till Claes Dellefors, Ingemar Alenäs, Hans Schibli och Håkan Carlstrand för konstruktiva diskussioner. Tack också till Lars-Göran Pärklint och Björn Nilsson som ihop med Claes genomförde fältförsöket. Johan Östergren och Håkan Carlstrand svarade för konstruktiv kritik till rapporten. Speciellt tack till Teresa Soler för layout.

7 Referenser

Alenäs, I., Malmberg, G. och Carlstrand, H. 1998. Undersökningar av *Gyrodactylus salaris* på lax i Ätråns vattensystem, Falkenbergs kommun under fem år 1991-1995. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Falkenbergs kommun. Rapport 1998:1, 25 s.

Alenäs, I., 1998. *Gyrodactylus salaris* på lax i svenska vattendrag och lax-problematiken på svenska västkusten. Vann 1: 135-142.

Alenäs, I., Malmberg, G., och Carlstrand, H., 1998. Undersökningar av *Gyrodactylus salaris* på lax i Ätråns vattensystem, Falkenbergs kommun under fem år 1991-1995. Rapport 1998:1, Miljö- och hälsoskyddskontoret, 25 pp.

Almer, B., 1996. Om *Gyrodactylus* i västkustvattendrag. PM från Länsstyrelsen i Halland 1996-11-06, 2 s.

Anon. 2002. The salmon parasite *Gyrodactylus salaris* on the North Calotte. Nordkalotträdet. Rapport 57

Anttila, P., Romakkaniemi, A., Kuusela, J., Koski, P., 2008. Epidemiology of *Gyrodactylus salaris* (Monogenea) in the River Tornionjoki, a Baltic wild salmon river. Journal of Fish Diseases 31(5):373-382.

Bakke, T.A., Harris, P.D., Hansen, L.-P. & P.A. Jansen, 1992. Host specificity and dispersal strategy in gyrodactylid monogeneans, with special reference to *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea). Diseases of aquatic organisms 13:63-74.

Bakke, T.A. & P.D. Harris, 1998. Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55:247-266.

Bakke, T.A., Harris, P.D., Hansen, H., Cable, J., Hansen, L.P., 2004. Susceptibility of Baltic and East Atlantic salmon *Salmo salar* stocks to *Gyrodactylus salaris* (Monogenea). Diseases of Aquatic Organisms 58(2-3): 171-177.

Bakke, T.A., Jansen, P.A., Hansen, L.P., 1990. Differences in the host resistance of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocks to the monogenean *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957. Journal of Fish Biology 37(4):577-587.

Cable, J., Harris, P.D., Bakke, T.A., 2000. Population growth of *Gyrodactylus salaris* (Monogenea) on Norwegian and Baltic Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks. Parasitology 121(6):621-629.

Dalgaard, M.B., Nielsen, C.V., Buchmann, K., 2003. Comparative susceptibility of two races of *Salmo salar* (Baltic Lule river and Atlantic Conon river strains) to infection with *Gyrodactylus salaris*. Diseases of Aquatic Organisms 53(2):173-176.

Dalgaard, M.B., Larsen, T.B., Joerndrup, S., Buchmann, K., 2004. Differing resistance of Atlantic salmon strains and rainbow trout to *Gyrodactylus salaris* infection. Journal of Aquatic Animal Health 16(3):109-115.

Degerman, E. 1998. *Gyrodactylus salaris* – påverkas västkustlaxen? Rapport till Fiskeriverket 1998-04-17, 22 s.

Degerman, E., Almer, B. & K. Höglind, 1999. Västkustens laxår. Fiskeriverket Information 1999:9, 156 s.

Degerman, E., K. Niskakoski & B. Sers. 1997. Betydelsen av minimivattenföring sommartid för lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) på västkusten. English summary: The effects of summer drought on salmonid populations in streams on the Swedish west coast. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1):41-54.

Degerman, E., 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.

Dellefors, C., 2001. Sammanfattning av verksamheten kring *Gyrodactylus salaris* i Norge och Sverige. PM Zool. Inst., Göteborgs Universitet, 21 s.

Gilbey, J., Verspoor, E., Mo, T. A., Sterud, E., Olstad, K., Hytterøed, S., Jones, C., Noble, L., 2006. Identification of genetic markers associated with *Gyrodactylus salaris* resistance in Atlantic salmon *Salmo salar*. Diseases of Aquatic Organisms 71(2):119-129.

Hansen, H., Bachmann, L. & T.A. Bakke, 2003. Mitochondrial DNA variation of *Gyrodactylus* spp. (Monogenea, Gyrodactylidae) populations infecting Atlantic salmon, grayling and rainbow trout in Norway and Sweden. Parasitology 33:1471-1478.

Hansen, H., Martinsen, L., Bakke, T.A. & L. Bachmann, 2006. The incongruence of nuclear and mitochondrial DNA variation supports conspecificity of the monogean parasites *Gyrodactylus salaris* and *G. thymalli*. Parasitology 133:639-650.

Harris, P.D., A. Soleng & T.A. Bakke, 2000. Increased susceptibility of salmonids to the monogean *Gyrodactylus salaris* following administration of hydrocortisone acetate. Parasitology 120:57-64.

Heggenes, J. 2002. Flexible summer habitat selection by wild, allopatric brown trout in lotic environments. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131(2):287-298.

Heinecke, R. D., Martinussen, T., Buchmann, K., 2007. Microhabitat selection of *Gyrodactylus salaris* Malmberg on different salmonids. *Journal of Fish Diseases* 30(12):733-743

Hoegaasen, H.R. Brun, E. & P.A. Jansen, 2009. Quantification of free-living *Gyrodactylus salaris* in an infested river and consequences for inter-river dispersal. *Diseases of aquatic organisms* 87(3):217-223.

ICES, 2011. Report of the working group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES 2011/ACOM:9, 286 p.

Jansen, P.A. & T.A. Bakke, 1991. Temperature-dependent reproduction and survival of *Gyrodactylus salaris* Malmberg 1957 (Platyhelminthes, Monogenea) on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), *Parasitology* 102:105-112.

Jansen, P.A., Bakke, T.A., Soleng, A. & L.-P. Hansen, 1996. Sammenfattning av kunskapsstatus vedrørende *Gyrodactylus salaris* og laks – biologi och ökologi. Direktoratet for Naturforvaltning, DN rapport 2, 33 s.

Jansen, P. A., Matthews, L., Toft, N., 2006. Geographic risk factors for inter-river dispersal of *Gyrodactylus salaris* in fjord systems in Norway. *Diseases of Aquatic Organisms* 74(2):139-149.

Joergensen, T. R., Larsen, T. B., Joergensen, L.G., Bresciani, J., Kania, P.W., Buchmann, K., 2006. Characterisation of a low pathogenic form of *Gyrodactylus salaris* from rainbow trout. *Diseases of Aquatic Organisms* 73(3):235-244.

Johnsen, B.O., Brabrand, Å., Jansen, P.A., Teien, H.-C. & Bremset, G. 2008. Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*. Rapport fra ekspertgruppe. Utredning for DN 2008-7.

Karlsson, L., 2001. Monitoringprogram för *Gyrodactylus salaris* på västkustlax. PM daterad 2001-04-18, 15 s.

Karlsson, L., m fl. 2003, Känslighet hos lax från Enningdalsälven, Gullspångsälven, Rolfsån och Drammenselva för parasiten *Gyrodactylus salaris* i laborieförsök. Rapp till Fiskeriverket och länsstyrelsen i Halland, 2003-01-16, 32 s. Ingår som avsnitt 4 i föreliggande rapport.

Malmberg, G. 1957. Om förekomsten av *Gyrodactylus* på svenska fiskar. Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening. Årsskrift 1956:19-76.

- Malmberg, G. & M. Malmberg, 1991. Undersökningar angående *Gyrodactylus* på laxfisk i fria vatten och odlingar under åren 1951-72 och 1986 – maj 1991. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 2:1-30.
- Malmberg, G. 1998. *G. salaris* situationen i Västkustens vattendrag. Zoologiska institutionen, Stockholms universitet. PM, 6 pp.
- Malmberg, G. 1999. *Gyrodactylus*-situationen på Västkusten. PM, 5 pp.
- Malmberg, G. 1988. *Gyrodactylus salaris* –infektioner, laxfisktransporter och odling i Norden. Vattenbruk 2:22-29.
- Mo, T.A. och Perä, I. 2002. *Gyrodactylus salaris* –undersökelse av laksunger fra svensk side av Torneälvvassdraget i 2001. PM, Fiskeriverkets Utredningskontor, Luleå.
- NASCO, 2008. Report of the second meeting of the Working Group on *Gyrodactylus salaris* in the North-East Atlantic Commission area. NEA (08)3, 98 pp.
- Nilsson, J., Gross, R., Asplund, T., Dove, O., Jansson, H., Kelloniemi, J., Kohlmann, K., Loeytynoja, A., Nielsen, E.E., Paaver, T., Primmer, R.C., Titov, S., Vasemagi, A., Veselov, A., Oest, T. och Lumme, J. 2001. Matrilinear phylogeography of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Europe and postglacial colonization of the Baltic Sea area. Molecular Ecology 10:89-102.
- Peeler, E., Thrush, M., Paisley, L., Rodgers, C., 2006. An assessment of the risk of spreading the fish parasite *Gyrodactylus salaris* to uninfected territories in the European Union with the movement of live Atlantic salmon (*Salmo salar*) from coastal waters. Aquaculture 258:187-197.
- Poleo, A.B.S., Schjolden, Hansen, H., Bakke, T.A., Mo, T.A., Rosseland, B.O & E. Lydersen, 2004. The effect of various metals on *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Parasitology 128(2):169-177.
- Rintamaeki-Kinnunen, P., Valtonen, E.T., 1996. Finnish salmon resistant to *Gyrodactylus salaris*: A long-term study at fish farms. International Journal for Parasitology 26(7):723-732.
- Rosenberg, M.S., Adams, D.C., Gurevitch, J., 2000. MetaWin: Statistical software for Meta-Analysis version 2.0. Sinauer associates, Inc., 128 s.
- Salte, R., Bentsen, HB., Moen, T., Tripathy, S., Bakke, T.A., Odegard, J., Omholt, S. & L.P. Hansen, 2010. Prospects for a genetic management strategy

to control *Gyrodactylus salaris* infection in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(1):121-129.

Schibli, H. 1996. Elfisken i kalkade vatten i Hallands län 1995. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 1996:11.

Schibli, H. 1998. Utdrag från Länsstyrelsens elfiskebas. Länsstyrelsen i Hallands län. PM, 9 s.

Soleng, A., Poleo, A.B.S., Alstad, N.E.W. & T.A. Bakke, 1999. Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology* 119:221-229.

Spangler, R.E. & D.L. Scarnecchia, 2001. Summer and fall microhabitat utilization of juvenile bull trout and cutthroat trout in a wilderness stream, Idaho. *Hydrobiologia* 452(1-3):145-154.

Winger, A.C., Primicerio, R., Kristoffersen, R., Siikavuopio, S.I., Knudsen, R., 2008. *Gyrodactylus salaris* infecting allopatric Arctic charr *Salvelinus alpinus* fry: an experimental study of host survival. *Journal of Fish Biology* 73:2198-2209.

Bilaga 1. Ingående lokaler i Elfiskestudien.

Altitud avser höjd över havet i meter, area avrinningsområdets yta (km²), lax är medeltätheten av lax på lokalen i antal per 100 m². Första år och senaste år som lokalen undersökts med elfiske anges, liksom antalet elfisketillfällen totalt.

Id nr	Vattensystem	Vattendrag	Lokalnamn	Koordinater			Area	Lax	År		N	
				X	Y	Altitud			Första	Senaste		
1	Arödsån	Arödsån	Nedre Aröd	646 380	127 170	10	28	47	1995	2004	5	
2	Bratteforsån	Bratteforsån	Motorvägsbron	646 052	127 118	13	75	64	1991	2010	20	
3	Fylleån	Fylleån	Marbäck-gift-graven	628 960	133 030	44	295	23	1988	1995	8	
4		Fylleån	Marbäck nedre	628 940	133 005	38	295	54	1995	2010	16	
5		Fylleån	Marbäckskraftverk	628 995	133 056	45	295	51	1991	2009	16	
6		Fylleån	Snöstorp	628 615	132 365	5	350	70	1988	2009	21	
7		Fylleån	Tolarp	628 867	132 881	28	326	122	1981	2009	35	
8		Fylleån	Årnarp	628 801	132 709	18	330	88	1981	2010	36	
9		Genevadsån	Alslövsån	Mölla ned bro/ Bruket	628 050	133 110	25	50	72	1987	2009	22
10			Alslövsån	Sjögård	628 240	133 170	45	41	54	1997	2009	13
11	Brostorpsån		Bro NV Veinge kyrka	627 569	133 245	19	75	62	1992	2008	18	
12	Brostorpsån		Bron Göstorps kvarn	627 584	133 412	30	74	30	1992	2009	20	
13	Brostorpsån		Ned Allareds mölla	627 906	133 722	63	42	28	2000	2007	8	
14	Brostorpsån		Ned gångbro/ cementfa	627 661	133 536	40	71	46	1995	2009	17	
15	Brostorpsån		Ned vägbro/ Vanningen	627 858	133 634	58	43	43	1996	2009	13	
16	Brostorpsån		Upp Allareds mölla	627 929	133 737	64	42	13	2001	2007	7	
17	Brostorpsån		Öringe mölla	627 632	133 027	13	81	54	1980	2009	28	
18	Svartavadsbäcken		Svinabäck/ned svinge	627 812	133 555	53	25	45	2000	2009	10	
19	Vessingeån		Bro Genevad ned kabe	627 524	132 967	5	55	75	1989	2009	24	
20	Vessingeån		Bölarp bron nedström	627 437	133 608	32	39	53	1989	2008	23	
21	Vessingeån	Vessinge mölla	627 420	133 280	13	52	20	1985	2000	9		
22	Göta älv	Forsån	Ishockeyrinken	643 380	128 630	5	96	121	1984	2010	20	
23		Säveån	Banverkets biotop	641 130	129 090	17	1330	43	1996	2009	5	
24		Säveån	Jonseredsdammen	640 865	128 445	13	1404	73	1981	2010	23	
25		Säveån	Nedstr kåhögsbron	640 824	128 280	5	1418	60	1981	1997	7	
26		Säveån	Otterdalsstr/ kung gö	640 755	127 922	3	1432	47	1991	1997	7	
27		Säveån	Sommens/ Åbrinken	640 794	128 204	4	1432	87	1993	2009	11	
28		Säveån	Storegården	641 125	129 105	18	1330	119	1981	1999	6	
29		Sörån	Blinneberg	643 695	128 875	20	29	77	1992	2010	18	

forts. Bilaga 1.

Id nr	Vattensystem	Vattendrag	Lokalnamn	Koordinater			Area	Lax	År		N
				X	Y	Altitud			Första	Senaste	
30	Himleån	Himleån	Fredriks (Fågelåkra)	634 335	130 145	64	30	19	2001	2010	5
31		Himleån	Göingegården	634 000	128 620	3	170	47	1990	2010	19
32		Himleån	Nedstr Anders pool	633 929	128 708	6	168	93	2001	2010	8
33		Himleån	Nedstr lerugn	633 930	128 685	6	170	39	2001	2009	7
34		Himleån	Nedstr Väröledning 2	633 935	128 722	7	168	66	2001	2009	6
35		Himleån	Skärte nedstr krv	634 212	129 856	24	42	92	1999	2006	8
36		Himleån	Ställverket III	633 897	128 823	9	162	163	2003	2010	8
37	Kungsbackaån	Kungsbackaån	Alafors kvarn	638 501	127 855	3	211	102	1992	1999	7
38		Kungsbackaån	Alafors Thörns villa	638 600	127 821	4	209	110	1981	2009	22
39		Lillån	Nedre gamla lokalen	638 540	128 060	19	48	55	1992	2009	12
40		Lillån	Nedre ny fr o m 1995	638 535	128 040	18	48	34	1995	2000	5
41		Lindomeån	Ålgårdsbacka nedre	639 227	128 504	30	100	84	1996	2010	12
42	Löftaån	Löftaån	Ovan gml stenbro	636 562	128 966	18	72	88	2004	2009	5
43		Löftaån	Uppstr bron vid Stuv	636 304	128 859	14	91	103	1989	2009	19
44		Löftaån	Uppstr E6/Stuv	636 087	128 352	3	129	54	1993	2005	8
45	Nissan	Nissan	Militärvadet	629 780	132 717	12	2584	84	1989	2009	25
46		Nissan	Oskarsström ned/ryab	629 990	132 689	18	2503	20	1984	2001	7
47		Nissan	Stensbyfisket	629 650	132 687	8	2589	28	1989	2009	20
48		Sennan	Järnv.bro-landsv.bro	629 768	132 731	13	81	38	1989	2006	23
49		Sennan	Simlångsbron/Virseha	630 045	133 025	45	48	25	1989	2001	10
50		Sennan	Ställverket/Vfallsbr	630 234	133 219	74	41	84	1990	2009	22
51	Rolfsån	Rolfsån	Gåsevadhalm bron hög	638 019	127 933	7	665	62	1986	2009	18
52		Rolfsån	Hjälms	638 029	128 188	11	663	108	1986	2009	22
53	Rönne å	Bäljane å	Kvarngården Hyllstof	622 560	134 400	53	87	25	1990	2009	15
54		Kägleån	Annelund	624 838	131 747	23	38	27	1990	2009	11
55		Pinnån	Stora Mölla	623 480	132 730	10	209	37	1990	2009	13
56		Rönne å	V Sönnarslöv	622 620	133 135	4	1022	8	1990	2009	14
57		Rössjöholmsån	Dala Mölla	624 105	132 235	13	245	42	1990	2009	10
58		Rössjöholmsån	Östra kvarn	624 278	131 729	8	261	34	1990	2005	5
59	Smedjeån	Smedjeån	Bron väg 24/Tormarp	626 067	133 425	35	138	56	1989	2009	21
60		Smedjeån	Ränneslövs kvarn	626 129	133 160	8	140	153	1989	2009	25
61		Smedjeån	Skråmered	625 775	133 643	48	126	17	1988	1997	8

forts. Bilaga 1.

Id nr	Vattensystem	Vattendrag	Lokalnamn	Koordinater			Area	Lax	År		N
				X	Y	Altitud			Första	Senaste	
62	Stensån	Stensån	Krokhus s:a grenen	625 475	133 385	37	154	129	1988	1997	6
63		Stensån	Kungsbygget	625 349	133 604	48	137	69	1988	2009	22
64		Stensån	Källstorp nedre	625 560	133 400	29	158	124	1988	2009	18
65		Stensån	Kärramölla ned bron	625 590	133 155	8	186	125	1988	2009	16
66	Suseån	Slissån	Nedstr fiskodlingen	629 991	131 932	40	85	71	1989	2008	21
67		Suseån	Brynestorps bro	629 783	131 925	23	95	69	1983	2009	21
68		Suseån/Mos- torpsån	Bostället	630 881	131 372	30	167	45	1983	2009	21
69		Suseån/Mos- torpsån	Edmans stn/ Mostorp	630 560	131 183	16	175	74	1983	2009	22
70	Tvååkers kanal	Tvååkers kanal	E6-bron Utteros	632 762	128 923	3	91	29	1989	2009	20
71	Viskan	Viskan	Kvarnen	637 498	130 712	16	1470	69	1999	2006	6
72		Viskan	Nedstr bron	637 464	130 673	15	1470	173	2000	2009	8
73		Viskan	Skansen	635 347	129 047	3	2051	160	1989	2009	19
74		Viskan	Sundholmen	636 590	130 195	10	1734	125	1982	2009	8
75	Ätran	Fageredsån	Fare kvarndamm	634 435	131 510	101	46	65	1997	2009	12
76		Fageredsån	Fridhemsberg	634 190	131 510	83	50	103	1984	2010	22
77		Hjärtaredsån	Ned mynn. Iglasjöbäck	633 791	131 151	63	119	38	1992	2010	17
78		Högvadsån	Horsared	634 304	131 660	80	131	88	1980	2010	28
79		Högvadsån	Lia	634 595	131 925	98	118	29	1996	2010	14
80		Högvadsån	Nydala	633 093	130 930	23	436	122	1980	2010	27
81		Högvadsån	Ryen	633 504	131 056	58	385	318	1980	2010	29
82		Högvadsån	Sumpa	633 405	130 903	33	421	170	1980	2010	28
83		Högvadsån	Ullared	633 905	131 352	67	240	149	1980	2010	29
84		Ätran	Anna Larsson	632 235	130 894	12	3186	168	1989	2009	20
85		Ätran	Edmans str. X-XI	632 701	130 887	19	3079	137	1982	2009	29
86		Ätran	Kungsbacka ö	632 592	130 861	18	3079	156	1986	2009	23
87		Ätran	Safsaströmmen	632 268	130 876	13	3186	146	1986	2009	22
88		Ätran	Ätrafors	632 710	130 885	19	3079	253	1980	1988	8
89	Örekilsälven	Örekilsälven	Borgmästarbruket	649 377	125 882	39	716	18	1992	1999	7
90		Örekilsälven	E6-bron	649 005	125 940	2	1335	86	1981	2009	22
91		Örekilsälven	Kröken	649 220	125 935	15	718	83	1988	1996	8
92		Örekilsälven	Ned sammanflödet	649 065	125 945	4	1335	81	1981	2009	24
93		Örekilsälven	Skäret	649 145	125 925	9	719	88	1980	2009	25
94		Örekilsälven	Torpdammen	649 435	125 877	43	715	28	1982	2000	8

