



Translokeringens effekter på den rödlistade gölgrodan (*Pelophylax lessonae*)

Klara Tellebo

Självständigt kandidatarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för ekologi
Biologi och miljövetenskap
Uppsala 2025



Translokeringens effekter på den rödlistade gölgrodan (*Pelophylax lessonae*)

Klara Tellebo

Handledare: Simon Kärvemo, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Bitr. handledare: Maria Johansson, Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB)
Bitr. handledare: Jörg Stephan, Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB)
Examinator: Erik Öckinger, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i Biologi
Kurskod: EX0894
Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2025
Omslagsbild: *Längdmätning av gölgrodshona i Forsmark. Klara Tellebo (2025)*
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: gölgroda, kroppskondition, translokering, ekologiska kompensationsåtgärder, groddjur

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Den globala minskningen av amfibier har gjort translokering till en allt vanligare naturvårdsåtgärd, men resultaten varierar och kunskapen om åtgärdernas långtidseffekter är begränsad. I Forsmark, Uppland, pågår ett projekt där den rödlistade gölgrodan (*Pelophylax lessonae*) som en ekologisk kompensationsåtgärd translokeras till nyanlagda gölar i och med bygget av Sveriges första slutförvar för kärnbränsle. Syftet med denna studie var att undersöka hur denna translokering påverkat kroppskonditionen samt överlevnaden under tidsperioden 2023–2025 hos både populationen av grodor som translokerats samt populationen av grodor som sedan tidigare etablerat sig i mottagargölen.

Resultatet visade ingen signifikant skillnad i kroppskondition mellan populationerna eller i deras förändring över tid, vilket tyder på att translokeringen inte haft någon större negativ effekt på gölgrodorna under projektets gång. En påtaglig minskning av antalet återfunna grodor i båda populationer noterades men har med största sannolikhet skett till följd av naturliga orsaker.

Slutsatsen är att translokeringen i Forsmark hittills inte lett till några större negativa effekter på de två berörda populationerna, men fortsatt uppföljning med ett större antal studerade parametrar vore centralt vid framtida studier av de långsiktiga effekter som translokering har på den rödlistade gölgrodan.

Nyckelord: gölgroda, kroppskondition, translokering, ekologiska kompensationsåtgärder, groddjur

Abstract

The global decline of amphibians has made translocation an increasingly common conservation measure, though its long-term outcomes remain uncertain. In Forsmark, Sweden, a project is underway in which the endangered pool frog (*Pelophylax lessonae*) is translocated to newly constructed ponds as an ecological compensation measure linked to the development of the country's first nuclear waste repository. This study aimed to evaluate how the translocation affected body condition and survival during the years 2023–2025, both in the translocated population and in the population already established in the recipient pond.

The results showed no significant differences in body condition between populations or in their development over time, indicating that the translocation has not had any major negative effects. A noticeable decline in recaptured individuals was observed in both populations, most likely due to natural demographic factors.

In conclusion, the translocation project in Forsmark has seemingly not yet resulted in any significant negative impacts on either population, although continued monitoring incorporating additional parameters is essential to assess the long-term effects of translocation on the endangered pool frog.

Keywords: pool frog, body condition, translocation, ecological compensation, amphibians

Innehållsförteckning

1.	Introduktion	5
1.1	Bakgrund.....	5
1.2	Syfte och frågeställning	7
1.3	Translokering som ekologisk kompensationsåtgärd.....	7
1.4	Gölgrodans utbredning och ekologi.....	9
1.5	Gölgrodans hot.....	11
1.6	Resultat från tidigare år i Forsmark	12
2.	Metod	15
2.1	Etiskt tillstånd och smittspridning	15
2.1.1	Tillstånd.....	15
2.1.2	Smittspridning	15
2.2	Arbetsmetod.....	16
2.3	Bearbetning av data och statistik	16
3.	Resultat	18
3.1	Återfångst.....	18
3.2	Kroppskondition	19
4.	Diskussion	22
	Slutsats	27
	Referenser	28

1. Introduktion

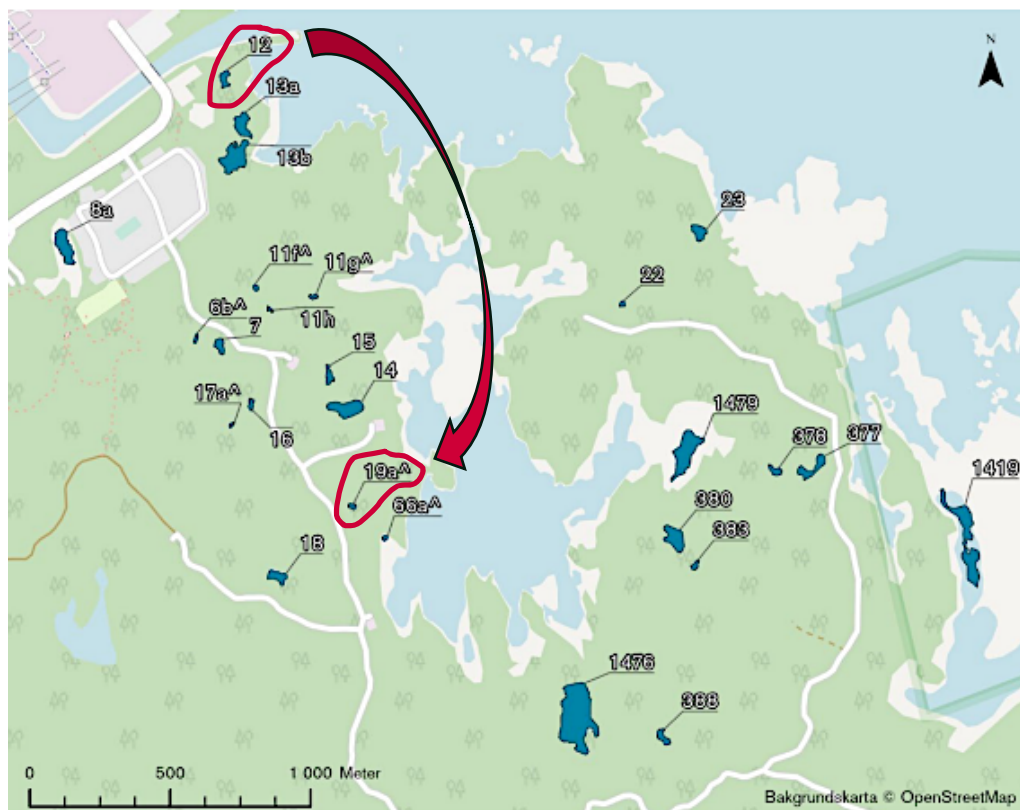
1.1 Bakgrund

Den globala biologiska mångfalden minskar idag snabbare än någonsin tidigare och till följd av mänskliga aktiviteter har mer än 85 procent av världens våtmarker försvunnit (Brondízio et al. 2019). Amfibier är en av de djurgrupper som drabbats hårdast av dessa typer av förändringar och i kombination med habitatförluster har klimatförändringar, föroreningar, sjukdomar och invasiva arter lett till att över 40 procent av dem idag riskerar utdöende (Re:wild et al. 2023). I takt med detta har strategier för att minska och mildra förlusterna successivt utarbetats och användandet av så kallade ekologiska kompensationsåtgärder har blivit allt vanligare (Bubac et al. 2019). Syftet med dessa åtgärder är att tillföra nya eller skydda befintliga naturvärden som annars skulle skadats eller förlorats i och med exploatering. Exempel på sådana åtgärder är bland annat restaurering, nyskapande av livsmiljöer samt mer inriktade åtgärder som translokering (Kirkwood 2013; Naturvårdsverket 2016).

Även i Sverige används ekologiska kompensationsåtgärder inom naturvården. I Mariestad utfördes 2023 en translokering av större vattensalamander (*Triturus cristatus*) i samband med byggandet av en batterifabrik (Sveriges Radio 2023). Sedan samma år har Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) arbetat med translokering av ett flertal groddjursarter, däribland större vattensalamander samt den rödlistade gölgrodan (*Pelophylax lessonae*), i och med bygget av Sveriges första slutförvar för använt kärnbränsle (Svensk Kärnbränslehantering AB 2023). Båda dessa arter omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv och bedöms vara minskande eller ha en otillfredsställande bevarandestatus i Sverige (Naturvårdsverket 2020).

Byggandet av ett slutförvar och dess möjliga placering har diskuterats sedan 1970-talet och år 2009 beslutades det att detta skulle ske på SKB:s mark i Forsmark, beläget i Östhammars kommun i nordöstra Uppland (Strålsäkerhetsmyndigheten 2025). Eftersom det i Forsmark återfinns ett flertal skyddade och hotade arter och att bygget kommer innebära en påverkan på dessa har SKB ansökt om samt i december 2022 blivit beviljade dispens från Artskyddsförordningen för att fånga och flytta dessa populationer till nya lokaler. Då tre gölar kommer att läggas igen varav en hyser gölgrodor ingår det i dispensen krav på ekologisk kompensation i form av anläggning av nya gölar, translokering samt uppföljning av hur djuren påverkas (mål nr M 4617–13, dom 2022-12-16).

Förberedelser inför translokeringsarbetet påbörjades redan år 2012 då SKB började anlägga nya gölar som ersättning för de som ska läggas igen. Translokering från Göl 12 – den göl som hyser en population gölgrödor – påbörjades våren 2023 och har därefter fortsatt under 2024 och 2025. Den primära mottagargölen för dessa grodor är en av de nyanlagda gölarna, Göl 19a, som sedan 2023 har ett driftstaket runt vattnet för att förhindra de translokerade grodorna från att migrera (*se avsnitt 1.6*). Gölen ligger 1,5 kilometer från Göl 12 och hyser sedan tidigare en redan etablerad population gölgrödor som vandrat dit spontant. Inom en radie på 500 meter finns sex andra gölar av varierande storlek som också hyser gölgrödor (Figur 1). Göl 19a är ungefär tre gånger mindre än Göl 12 med en area på 494 m² jämfört med 1570 m² (Johansson 2023).



Figur 1. Karta över Forsmarks gölar. Inringat är Göl 12 i norr som ska läggas igen och mottagargölen 19a 1,5 kilometer söder om detta. Källa: Pröjts (2025)

1.2 Syfte och frågeställning

I samband med de första translokeringarna år 2023 gjorde Johansson (2023) en studie i Forsmark som sökte att jämföra hur den translokerade populationen från Göl 12 samt den redan etablerade populationen i Göl 19a påverkades av flytten respektive tillskottet av grodor till Göl 19a. Syftet med denna uppsats är att bygga vidare på dessa resultat och bidra till den fortsatta analysen av hur de två populationerna påverkas åren direkt efter utförandet av translokering som ekologisk kompensationsåtgärd. Detta undersöks genom analys och jämförelse av kroppskonditions-data från åren 2023–2025.

Frågeställningen lyder därmed som följande:

Hur påverkas kroppskonditionen hos gölgrodorna i Göl 12-populationen respektive Göl 19a-populationen under tre år av translokering?

1.3 Translokering som ekologisk kompensationsåtgärd

Translokering är en form av ekologisk kompensationsåtgärd som innebär att en organism aktivt förflyttas av människan från en plats till en annan. Det finns olika skäl till att translokering sker och således delas de ofta in i sådana som utförs som en bevarandeåtgärd för hotade arter (*conservation translocation*) och de som görs som en lindrande åtgärd då habitat- eller populationsförluster föreligger till följd av mänsklig verksamhet (*mitigation translocation*) (Kirkwood 2013).

I den globala *Amphibian Conservation Action Plan* lyfts translokering fram som ett viktigt verktyg i bevarandearbetet av groddjur (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2024), men det är ett komplext verktyg som genom åren visat varierande resultat (Germano et al. 2024). Enligt den senaste sammanställningen i frågan uppskattades omkring 42 procent av alla bedömda groddjurstranslokeringar som lyckade, men translokeringar som sker som lindrande åtgärd har ofta lägre framgång än de translokeringar som sker i rent bevarandesyfte (Germano & Bishop 2009). Orsakerna till dessa misslyckanden är ofta flera och samverkande. Bristande habitatkvalitet vid utsättningsplatsen är en av de vanligast rapporterade orsakerna, men även att groddjuren migrerar från den nya platsen, ett lågt antal translokerade individer, otillräcklig finansiering samt bristande kunskap kring artens ekologi och behov är vanligt förekommande skäl (Germano & Bishop 2009; Berger-Tal et al. 2019).

En anledning till att bristande habitatkvalitet är en vanlig orsak till misslyckade projekt handlar sannolikt om att groddjurens komplexa livscykel ställer extra höga krav på nya utsättningsplatser eftersom dessa behöver tillgodose djurens behov i

både terrestra och akvatiska miljöer (Linhoff et al. 2021). För många groddjur, inklusive gölgrodan, är även en fungerande metapopulationsdynamik av stor betydelse för artens överlevnad och således krävs även närhet till andra lämpliga habitat, företrädesvis inom artens historiska utbredningsområde (Dodd & Seigel 1991; Linhoff et al. 2021; Sjögren-Gulve 1994). Tar man hänsyn till sådana aspekter och skapar bättre förutsättningar från projektets start menar en studie att ett lägre antal translokerade individer inte nödvändigtvis behöver leda till misslyckande, då den slutsatsen ofta dragits baserat på projekt där förväntningarna redan från början varit låga eller resurserna begränsade (Seddon et al. 2007).

En avgörande aspekt vid bedömningen av projekts utfall är att uppföljningen sker under tillräckligt lång tid och i sådan omfattning att slutsatserna blir tillförlitliga och speglar artens faktiska utveckling, men många projekt uppfyller inte detta (Dodd & Seigel 1991). Translokeringar som sker som en lindrande åtgärd har exempelvis ofta mer kortsiktiga mål än de som sker i rent bevarandesyfte och artens långsiktiga överlevnad ur ett metapopulationsperspektiv tenderar därför att åsidosättas till förmån för snabba lösningar på markanvändningskonflikter, inte sällan drivet av ekonomiska incitament snarare än faktiska biologiska behov (Bradley et al. 2020; Germano et al. 2015).

I en granskning från 2022 av 59 studier publicerade mellan 2008–2019 noterades det att just lokalers bärformåga och långsiktiga ekosystemeffekter till följd av translokering endast beaktades i 12 respektive 24 procent av fallen (Bradley et al. 2020). Dessutom finns det i många fall en brist på transparens och dokumentation vid lindrande translokeringar vilket ytterligare försvårar utvärderingen och förståelsen av deras långsiktiga effekter (Germano et al. 2015).

En svårstuderad effekt av translokeringar är den förhöjda stress som hanteringen av djuren innebär och vilka konsekvenser den får. Både fångst, hantering, transport och utsättning på en ny plats har konstaterats höja stressnivåer och kan leda till försämrad motståndskraft mot bland annat predation och sjukdomar (Dickens et al. 2010). Hos amfibier är kunskapen om translokeringens påverkan på kronisk stress efter utsättning fortfarande begränsad (Germano & Bishop 2009), men ökad stress kan också uppstå indirekt efter utsättning genom exempelvis ökad inom- och mellanartskonkurrens. Förhöjd individtäthet (densitet) kan leda till att lokalens bärformåga överskrids, vilket i sin tur kan leda till en minskning av populationers födelsetal samtidigt som dödlighet och emigration från lokalen ökar (Bowman & Hacker 2023).

Konkreta exempel visar tydligt hur translokeringars utfall kan variera. I Örebro kommun återfanns 2014 ett stort antal större vattensalamandrar sex år efter en translokering som initialt bedömts som misslyckad, vilket understryker vikten av

långsiktig uppföljning (Gustafson et al. 2016). I Stockholm år 2022 utvärderades tre andra salamandertranslokeringar där två ansågs lyckade med oförändrad kroppskondition, medan den tredje misslyckades sedan driftstaketet tagits bort och djuren kunde migrera från området (Hedenberg 2022). Internationellt finns det exempel på translokeringar av grodor som lett till negativa effekter som minskad kroppsvikt (Matthews 2003) samt ökad rörelseaktivitet efter utsättning vilket bland annat kan öka predationsrisken (Castellón et al. 2022; Gould et al. 2023). Exempelen illustrerar den komplexitet som präglar translokering av groddjur. Bowman och Hacker (2023) framhåller att det fortfarande finns omfattande kunskapsluckor kring hur grodor påverkas av diverse hot, och särskilt hur dessa hot samverkar och förstärker varandra på ibland oförutsägbara sätt.

1.4 Gölgradans utbredning och ekologi

Gölgradan är en medelstor groda som förekommer naturligt i stora delar av Europa, från England i väst till de ryska Uralbergen i öst (Fig. 2) och globalt anses den livskraftig (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022). Den nordligaste förekomsten återfinns i Upplands norra kustområden i Sverige, men även vid enstaka lokaler i Östergötland, Kalmar län samt Norge (Lindgren et al. 2014; Söderman 2023). Även i Finland har fynd av gölgröda gjorts men den anses där vara invasiv (Finlands Artdatacenter 2025).



Figur 2. Global utbredning av Gölgröda. Förekomsterna i England, Finland och Södra Sverige syns ej. Källa: IUCN (2025)

Tillsammans med grodorna i Norge, England, Finland och Estland har studier visat att just de uppländska populationerna utgör en särskild nordisk variant av gölgröda som skiljer sig genetiskt och morfologiskt från övriga europeiska populationer (Zeisset & Beebee 2001; Zeisset & Hoogesteger 2018). Denna morfologiska skillnad utgörs av den könsdimorfism som ej återfinns bland andra

gölgrodor, där de nordiska populationernas honor är mörkare bruna och hanarna ljusare gröna (Fig. 3) (Sjögren-Gulve & Tegelström 2004). I ett kallare klimat tros detta vara en fördel då honans mörkare färg möjliggör ett mer effektivt nyttjande av solenergi för metabolism och äggproduktion (Sjögren et al. 1988). Det har även visats att ägg från de uppländska populationerna utvecklas snabbare i temperaturer över 22°C jämfört med ägg från polska och lettiska gölgrodor, vilket kan vara ytterligare en anpassning till det kallare klimat som finns i Sverige (Orizaola & Laurila 2009).

På grund av dessa unika genetiska och morfologiska egenskaper så är den norduppländska gölgrodan globalt klassad som en evolutionärt betydelsefull grupp (Orizaola et al. 2010).



Figur 3. Den nordiska skillnaden i färgteckning mellan könen av gölgroda. Honan (t.v.) har mörkare brun färg samt tydliga markeringar från nos till öga och längs med munnen. Hanen (t.h.) har ljusare grön färg utan dessa markeringar. Foto: Klara Tellebo

I Sverige förekommer gölgrodan i omkring 170 småvatten, varav drygt 100 har bedömts lämpliga för reproduktion. Majoriteten återfinns i Uppland med en utbredning uppdelad på tre delområden med begränsat utbyte mellan varandra (Lindgren et al. 2014), men lokalt spelar genflödet och utbytet mellan gölar en central roll i gölgrodornas fortlevnad (Sjögren-Gulve 1994). Även om gölgrodan uppskattas ha en spridningsförmåga på omkring 1 kilometer har det observerats att 300–400 meter tycks vara det genomsnittliga avstånd som de förflyttar sig (Sjögren et al. 1988; Sjögren 1991a; Sjögren-Gulve 1994). Isolerade populationer med större avstånd än så mellan varandra ökar risken för utdöende eftersom spridningsmöjligheten då försämras (Sjögren 1991a; Sjögren-Gulve 1994). När grodorna sprider sig har det observerats att detta sker målmedvetet och relativt snabbt, främst under varma och regniga nätter över fuktig och flack mark (Sjögren-Gulve 1998; Wikström 2018).

Gölgrodan är en värmekrävande art och börjar inte reproducera sig förrän vattentemperaturen nått ungefär 16°C (Sjögren et al. 1988). Den är därför beroende av små solexponerade vatten som gölar och småsjöar med närhet till

skog för sin reproduktion respektive övervintring (Artfakta 2020). De blir könsmogna vid två års ålder och leken sker vanligtvis från mitten av maj till slutet av juni men är starkt beroende av årliga väder- och temperaturförhållanden: vid kalla år kan reproduktionen senareläggas eller till och med misslyckas fullständigt (Andrén 2020; Sjögren-Gulve 1994). Eftersom leken är värmeberoende och därmed sker senare än för andra grodarter så genomgår gölgradans yngel också metamorfos senare, vilket medför ett högre krav på att gölen de lever i ej torkar ut under sommaren. I september-oktober återvänder de till land för övervintring (Lindgren et al. 2014) och denna övervintringsplats återfinns oftast 50–300 meter från lekvattnet (Sjögren-Gulve 1998; Wikström 2018).

Uppskattningen av det totala antalet gölgrador i Sverige har varierat genom åren men skattas till ungefär 10 000 individer, varav omkring hälften bedöms vara reproducerande (Artfakta 2020). Medelåldern för gölgrador har uppskattats till 2,5 år, men grodor som nått en ålder på åtta år har observerats (Sjögren 1991a). En fältstudie som följde uppländska gölgrodepopulationer under en fyraårsperiod på 1980-talet visade att den årliga överlevnaden varierade mellan 11 och 45 procent (Sjögren 1991b).

1.5 Gölgradans hot

I Sverige är gölgradan klassad som Sårbar (VU). Denna klassning är främst baserad på en aktuell samt förväntad minskning och försämring av lämpliga habitat (Artfakta 2020).

I Uppland utgör trakthyggesbruk i nära anslutning till gölar ett stort hot (Lindgren et al. 2014). Dels genom att kalavverkning av skyddande träd- och buskskikt leder till ett förändrat mikroklimat och förändrade vattennivåer, och dels genom att de förändrade markförhållandena försvårar för grodorna att ta sig fram och övervintra (Lindgren et al. 2014; Wikström 2018). Det påverkar också grodornas spridningsmöjlighet vilket ökar risken för isolering och lokala utdöenden (Lindgren et al. 2014; Sjögren 1991a). Skogsbruket ökar samtidigt risken för övergödning med förhöjda kvävehalter och igenväxning som följd (Lindgren et al. 2014).

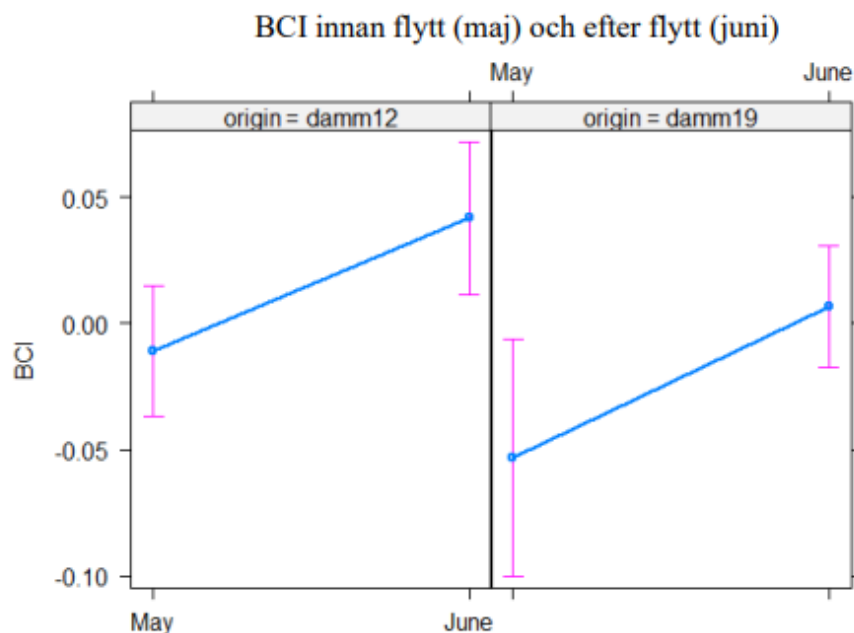
Ytterligare ett exempel på minskande eller försämrade habitat är den förväntade minskningen av naturligt nytillkomna gölar. Historiskt har den konstanta landhöjningen i det uppländska kustområdet lett till att gölar naturligt både skapas och växer igen, men i och med en stigande havsnivå till följd av klimatförändringar så minskar den relativa landhöjningen och uppkomsten av nya gölar förväntas därför avta det närmaste seklet (Almkvist & Söderman 2018; Lindgren et al. 2014). Solexponerade, yngre gölar som befinner sig närmare

kusten men ändå är skyddade från vind samt ej ännu har någon större förekomst av fisk är särskilt bra lokaler för gölgradans reproduktion medan gölar som ligger längre in mot land på sikt växer igen och blir allt mer isolerade (Fog et al. 1997).

År 1999 upptäcktes en sedan tidigare okänd svamp vid namnet *Batrachochytrium dendrobatidis* som orsakar hudsjukdomen Chytridiomykos hos amfibier (Pessier et al. 1999). Den har spridit sig världen över och tros ha bidragit till minskningen av omkring 500 respektive utdöendet av 90 olika arter (Scheele et al. 2019). Från att tidigare enbart ha funnits i södra Sverige upptäckte man år 2020 för första gången *B. dendrobatidis* hos de uppländska gölgradorna (Kärvemo et al. 2020). Studien visade att infekterade individer rörde sig kortare avstånd än icke-infekterade och att deras rörelsemönster i vatten också minskade i samband med ökad infektion, vilket skulle kunna leda till en förhöjd predationsrisk och försämrad spridningsförmåga.

1.6 Resultat från tidigare år i Forsmark

I studien av Johansson (2023) undersöktes det om kroppskonditionen hos gradorna som translokerades från Göl 12 och hos de redan etablerade gradorna i Göl 19a påverkades av flytten respektive tillskottet av grador till Göl 19a under våren 2023 (Fig. 4). Populationerna hävades och mättes i sina respektive ”ursprungsgölar” innan translokering av Göl 12-populationen skett, och sedan ännu en gång i Göl 19a då samtliga Göl 12-grodor translokerats dit.

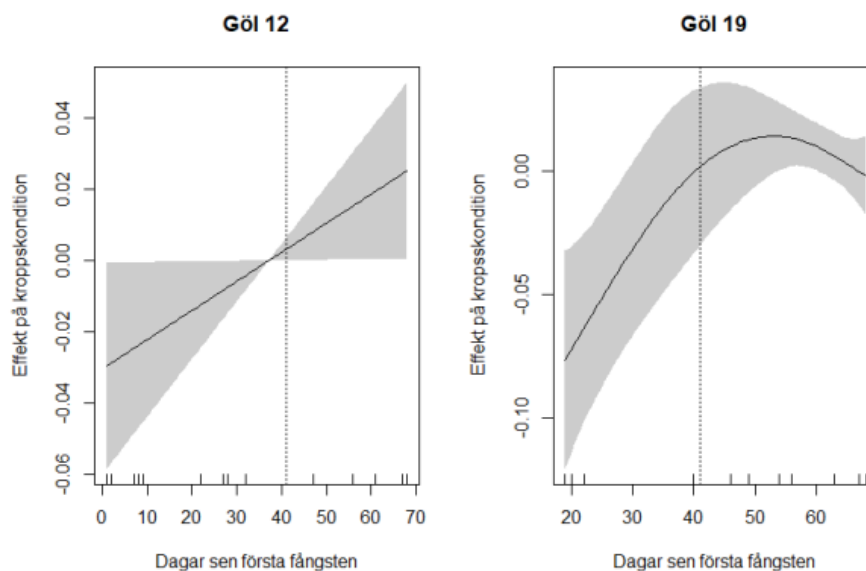


Figur 4. Graf på kroppskonditionsförändringen hos respektive population (translokerade grador t.v. och redan etablerade t.h.) från innan translokering till efter. Källa: Johansson (2023)

Kroppskondition, på engelska kallat ”Body Condition Index” (BCI), är ett vanligt använt mått för amfibiers hälsa och status eftersom det ger lättillgänglig information om en individs näringstillstånd, energireserver och allmänna välbefinnande (Hinderer et al. 2025; Janin et al. 2011) samt populationers generella fitness (Wise & Jaeger 2021). Tidigare jämförelser av olika statistiska modeller som används för att uppskatta groddjurs kroppskondition har visat att just BCI, som bygger på residualindex, gett mer tillförlitliga resultat än alternativa metoder (Băncilă et al. 2010; Hinderer et al. 2025).

Från maj till juni konstaterades det av Johansson (2023) att båda populationer hade en ökande kroppskondition och att den hos de translokerade Göl 12-grodorna generellt var något högre, men att denna skillnad ej var statistiskt signifikant. Eftersom honornas och hanarnas regressioner mellan vikt och längd ej skiljde sig signifikant analyserades de gemensamt i respektive population.

När en icke-linjär modell (GAM) användes för att analysera respektive populations kroppskonditionsförändring från första till sista fångstdagen så konstaterades det att den translokerade Göl 12-populationen hade en linjär ökning av kroppskondition medan den redan etablerade Göl 19a-populationen ökade till en viss punkt för att därefter minska (Fig. 5), vilket skulle kunna indikera att dessa grodor blev negativt påverkade av tillskottet av translokerade grodor.



Figur 5. En icke-linjär modell över respektive populations kroppskonditionsförändring över tid. Den vertikala gränsen visar när samtliga grodor från Göl 12 translokerats till Göl 19a. Källa: Johansson (2023)

Det undersöktes även ifall gölgrodorna uppvisade ett så kallat hemvändarbeteende. Detta beteende har observerats hos andra grodarter och innebär att grodorna efter att ha blivit förflyttade från sin ursprungliga

levnadsplats försöker söka sig tillbaka till denna (Wells 2007). I Forsmark undersöktes detta med hjälp av ett driftstaket och utplacerade fällor. Dataunderlaget var litet men resultatet antydde att de translokerade Göl 12-grodorna till viss del sökte sig bort från Göl 19a (Johansson 2023). Driftstaketet har därefter funnits kvar runt Göl 19a under hela perioden 2023–2025, med undantag för de perioder då grodorna vandrar till och från sina övervintringsplatser.

Studiens slutsats var att translokeringen överlag gick bra och att den translokerade Göl 12-populationen ej blev negativt påverkad av flytten, men att det fanns viss indikation på att den sedan tidigare etablerade Göl 19a-populationen blev störd av tillskottet av grodor till lokalen. Möjligtvis beror detta på att de translokerade Göl 12-grodorna uppvisade en tendens till högre kroppskondition, vilket kan ha gett dem en konkurrensfördel och bättre förutsättningar för resursutnyttjande i jämförelse med de redan etablerade Göl 19a-grodorna (Fig. 4). För att säkerställa om det nya tillskottet bidrar till en långvarigt negativ effekt i Göl 19a-populationen konstaterades det att populationernas kroppskondition behöver följas över tid (Johansson 2023).

2. Metod

2.1 Etiskt tillstånd och smittspridning

2.1.1 Tillstånd

Eftersom alla groddjur i Sverige är fridlysta enligt §§ 4a och 5 i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) krävs dispens från dessa bestämmelser för att fånga och flytta individer. Med stöd av § 14 i samma förordning kan Länsstyrelsen bevilja sådana dispenser. I detta projekt finns ett tidigare beslut från Mark- och miljödomstolen vid Nacka tingsrätt som tillåter förflyttning av gölgrodor från Göl 12 (Mål nr M 4617–13, beslutsdatum 2022-12-16). Ytterligare dispens från Länsstyrelsen i Uppsala län (Dnr 522-8889-2022) medgavs den 17 april 2023, vilket tillåter tillfällig fångst och hantering av groddjur vid Göl 19a. Dispensen omfattar bland annat vägning, mätning, chipmärkning samt provtagning för eventuell svampinfektion och gäller till och med den 31 december 2028 (Johansson 2023).

Då hanteringen sker i forskningssyfte krävs dessutom ett djurförsöksetiskt tillstånd i enlighet med djurskyddslagstiftningen. Denna ansökan prövades av Uppsala djurförsöksetiska nämnd och godkändes den 24 mars 2023 (Dnr 5.8.18-02448/2023).

Den som ska medverka praktiskt i hanteringen av gölgrodor i forskningssyfte måste också genomgå en djuretisk kurs vilket i detta fall gjordes via Sveriges lantbruksuniversitet. Kursen innehåller både teoretiska och praktiska moment, där den praktiska delen genomfördes på levande gölgrodor 2025-06-04 under handledning av min biträdande handledare Maria Johansson och huvudhandledare Simon Kärverno.

2.1.2 Smittspridning

Som tidigare nämnts (*se avsnitt 1.5*) återfinns svamp-patogenen *B. dendrobatidis* bland Upplands gölgrodor. Med anledning av detta måste försiktighetsåtgärder vidtas vid hanteringen av grodorna i Forsmark för att förhindra att patogenen sprids, eftersom den kan leda till hudsjukdomen Chytridiomykos.

Relevanta försiktighetsåtgärder i denna studie har varit att använda engångshandskar vid hanterandet av varje enskild groda, att desinficera skor innan vistelse i området samt desinficering av utrustning mellan hanteringen av varje enskild groda. Desinficeringen gjordes med Virkon S ©, ett vanligt förekommande medel att använda mot *B. dendrobatidis* (Johnson et al. 2003).

2.2 Arbetsmetod

SKB har under de tre åren 2023–2025 vägt, mätt och chipmärkt vuxna grodor från Göl 12 respektive 19a för att möjliggöra analys av respektive populations kroppskondition genom åren. Under samtliga år har grodor från Göl 12 translokerats till Göl 19a för att säkerställa att största möjliga antal grodor fångas och flyttas innan Göl 12 läggs igen under hösten 2025.

Årets fältarbete (2025) utfördes under tre dagar i juni. Det första tillfället skedde den 4 juni, det andra den 26 juni och det tredje den 30 juni. Medeltemperaturen i maj och juni år 2025 var lägre än tidigare två år (Tabell 1) och ledde till att grodornas lek påbörjades senare, vilket gjorde att mätningarna senarelades jämfört med tidigare år. Grodorna hävdades upp direkt från Göl 19a för att därefter vägas, mätas samt svabbas för *B. dendrobatidis*. Identifieringen skedde genom att läsa av grodornas chip med en chipläsare av modell *Lid 575 Multi*. I de fall en omärkt groda fångades så chipmärktes och registrerades den. I enlighet med tidigare års mätningar mättes grodorna i millimeter med ett skjutmått från nos till kloak, så kallad "snout-vent length" (SVL). År 2023 gjordes vägningen med en vanlig köksvåg och resterande år med en precisionsvåg av märket *EMB Kern*, som mäter med en noggrannhet på en decimal (0,1 g). När mätningarna var klara släpptes grodorna tillbaka i gölen och utrustning som kommit i kontakt med dem desinficerades.

Tabell 1. Medeltemperaturen (°C) i Lövestabruk (väderstation 16 kilometer från Forsmark), mars-juni månad år 2023–2025. Källa: Vackertväder.se (2025)

	Mars	April	Maj	Juni
2023	-1,8	3,3	11,4	16,1
2024	0,8	3,4	13,3	15,5
2025	3,3	6,4	9,1	14,3

2.3 Bearbetning av data och statistik

All statistisk analys har skett i programmet RStudio (Posit Team 2024).

För att undersöka hur translokeringen påverkat respektive populations kroppskondition har endast de adulta individer som chipmärktes år 2023 och som därefter återfångats i Göl 19a år 2024 och 2025 inkluderats i analysen. Grodor som translokerats från Göl 12 under 2024 och 2025 är alltså uteslutna ur statistiken för att reducera analysens komplexitet och därigenom möjliggöra en tydligare tolkning av variationerna under åren 2023–2025. Informationen om

respektive individ inkluderade deras längd, vikt, kön, chip-ID samt ursprung (Göl 12 eller 19a).

Mätningen av grodornas längd och vikt användes som tidigare nämnts för att räkna ut ett Body Condition Index (BCI) – kroppskonditionen – som ger en uppskattning av populationernas hull. För mindre grodor beräknas kroppskondition genom att analysera korrelationen mellan logaritmerna av längd och vikt. Avvikelser från den predikterade linjen i denna korrelation används sedan som mått på individens kroppskondition (Băncilă et al. 2010).

För att undersöka om kroppskonditionen skiljde sig mellan populationerna (ursprung Göl 12 eller 19a), mellan åren (2023, 2024, 2025) eller i förändringen över tid mellan populationerna så användes en linjär regressionsmodell med *kroppskondition* som responsvariabel och *ursprung* och *år* samt interaktionen mellan dessa som förklarande variabler. Inledningsvis användes en linjär mixad modell (LMM) med individ som slumpmässig effekt för att beakta potentiell variation på individnivå. Den slumpmässiga effekten av individen visade sig dock inte förklara någon signifikant del av variationen och därför bedömdes modellen onödigt komplex. I stället användes en enklare linjär modell (LM), där varje observation behandlades som oberoende. Eftersom den slumpmässiga effekten av individ inte var signifikant ansågs detta statistiskt försvarbart, och upprepade observationer ingick fortfarande i analysen som separata observationer. För samtliga modeller verifierades det att residualerna uppfyllde antagandet om normalfördelning.

En regressionsanalys mellan längd och vikt hos honor respektive hanar visade att sambandet inte skilde sig signifikant mellan könen, vilket innebar att de analyserades gemensamt i huvudanalysen, men resultat för respektive kön finns även redovisade separat (*se Resultat*). För de predikterade figurerna användes R-paketet *effects* (Fox & Weisberg 2019).

3. Resultat

3.1 Återfångst

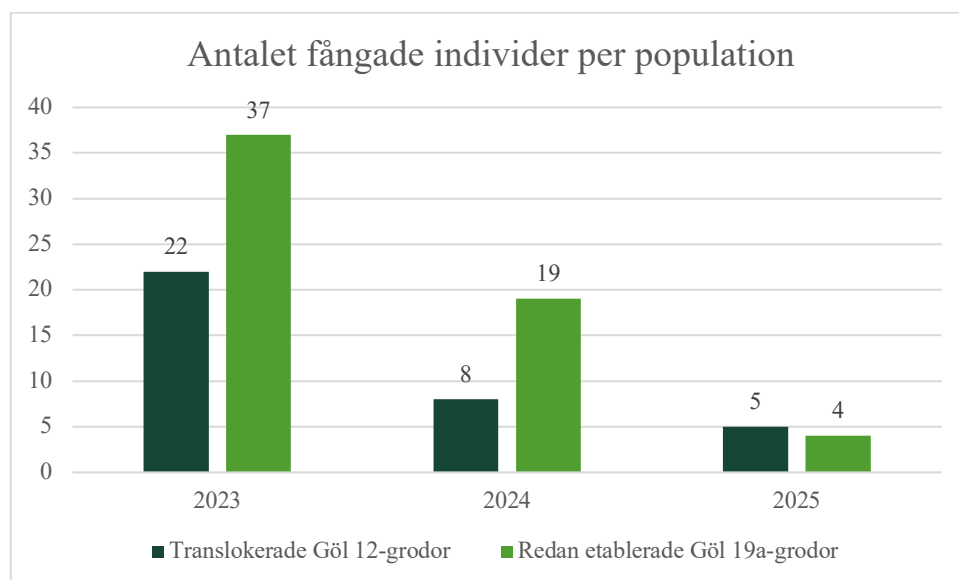
Från år 2023 har antalet återfunna grodor i bägge populationer minskat (Tabell 2, Fig. 6). År 2024 återfångades ungefär 36 procent av de translokerade Göl 12-grodorna och år 2025 var det 23 procent. I den redan etablerade Göl 19a-populationen var motsvarande siffror 51 respektive 11 procent (Tabell 3).

Tabell 2. Antalet fångade grodor i respektive population år 2023 och därefter antalet av dessa som återfångats i Göl 19a år 2024 och 2025.

	Göl 12	Göl 19a
2023	22	37
2024	8	19
2025	5	4

Tabell 3. Andelen återfångade grodor från 2023 till 2025.

	Göl 12	Göl 19a
2023	100%	100%
2024	36%	51%
2025	23%	11%

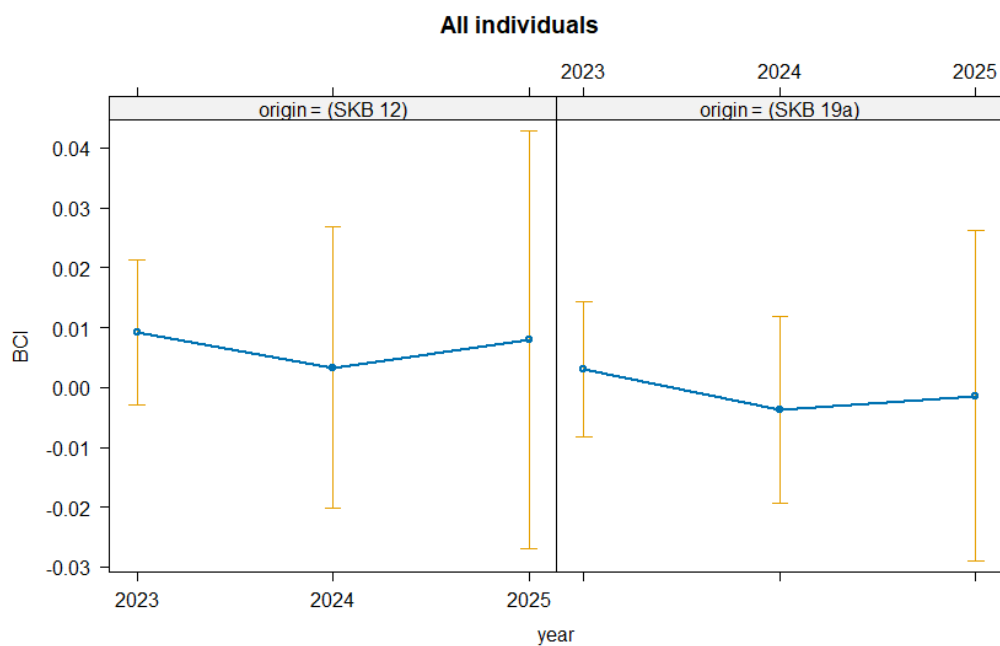


Figur 6. Antalet fångade grodor i respektive göl år 2023 och därefter antalet återfångster av dessa i Göl 19a under 2024 och 2025.

3.2 Kroppskondition

Analysen av populationernas kroppskondition baseras som tidigare nämnts enbart på de grodor som fångades första gången år 2023 och som därefter återfångats 2024 och 2025.

Regressionsanalysen visade ingen signifikant statistisk skillnad vare sig mellan populationerna, mellan åren eller i kroppskonditionens förändring över tid (samtliga $p > 0,46$) (Fig. 7, Tabell 4).



Figur 7. Linjära modellens prediktion av populationernas kroppskonditionsförändring under perioden 2023–2025. Felstaplarna visar konfidensintervall (95%).

Tabell 4. Resultat från den linjära modellen som undersökt kroppskonditionens förändring i relation till populationstillhörighet över åren. **T** = translokerade Göl 12-grodor, **E** = redan etablerade Göl 19a-grodor.

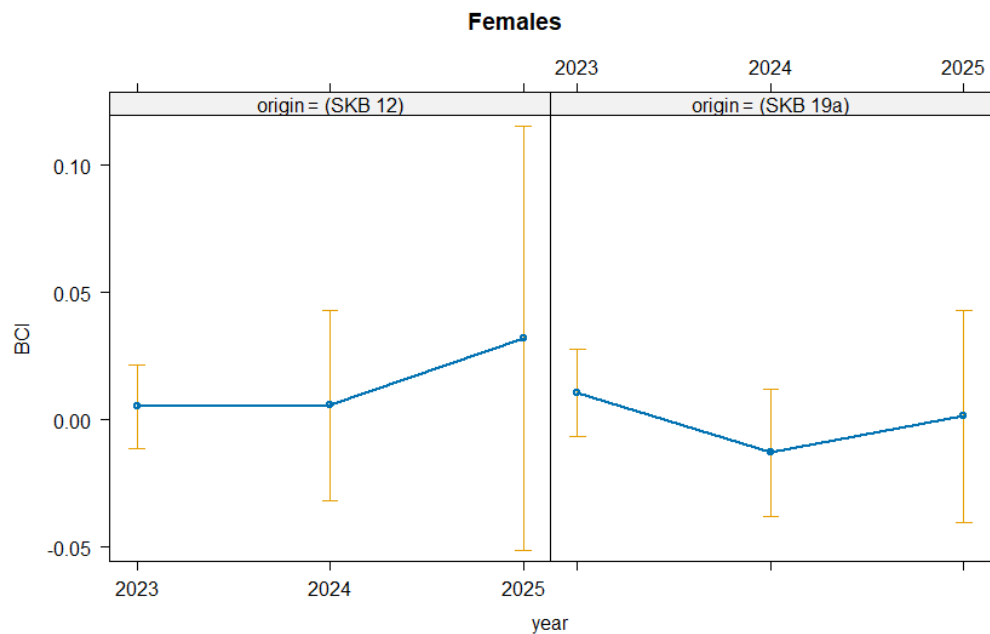
Parameter	Estimat	Std. fel	t-värde	p-värde
Intercept	0,0092	0,0062	1,496	0,139
Skillnad T/E (2023)	-0,0062	0,0084	-0,735	0,465
År 2024 (T)	-0,0059	0,0134	-0,438	0,662
År 2025 (T)	-0,0012	0,0187	-0,066	0,948
Skillnad T/E (2024)	-0,0008	0,0166	-0,047	0,963
Skillnad T/E (2025)	-0,0032	0,0240	-0,134	0,893

Varken populationstillhörighet, år eller interaktionen mellan population och år visade någon statistiskt signifikant effekt (Tabell 4). Populationernas kroppskondition och utvecklingen av den är alltså likvärdig under åren 2023–2025. Den negativa skattningen för ”Skillnad T/E (2023)” indikerar att de etablerade Göl 19a-grodorna i genomsnitt hade en något lägre kroppskondition än de translokerade Göl 12-grodorna redan från projektets start år 2023, men skillnaden var liten (Estimat = $-0,0062$) och icke-signifikant ($p = 0,465$). Även förändringarna från 2023 till 2024 respektive 2025 är små och ej statistiskt signifikanta, och inga skillnader över samtliga år kan påvisas mellan populationerna.

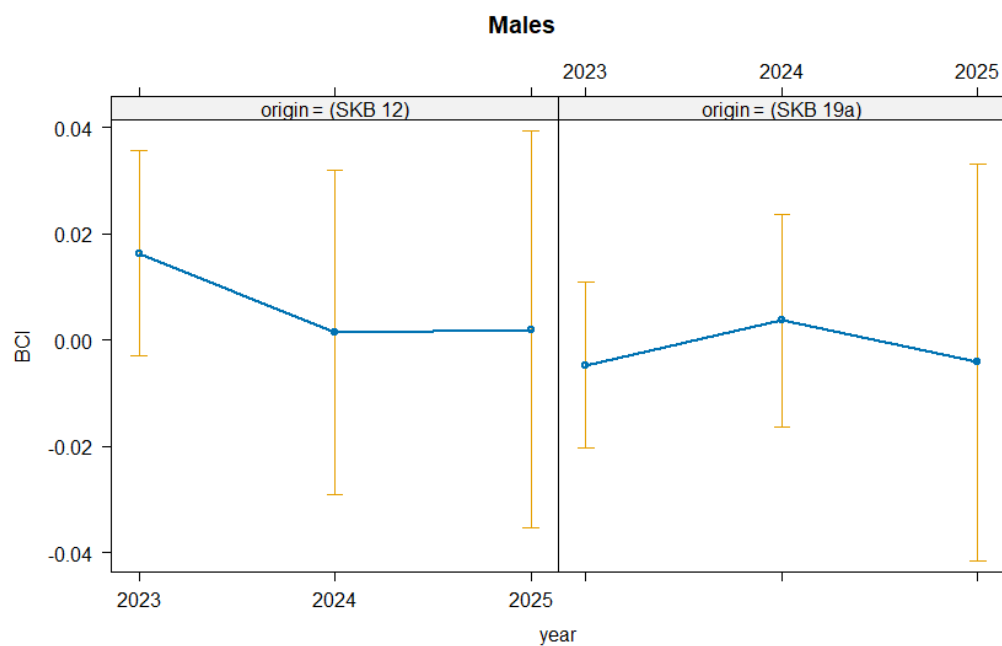
Tabell 5. Regressionsanalys av längd-vikt-relationen hos honor och hanar.

Parameter	Estimat	Std. fel	t-värde	p-värde
Intercept	38,12597	0,74776	50,987	<0,001
Kroppsvikt	0,89072	0,03893	22,883	<0,001
Kön (hane vs hona)	0,11723	1,21809	0,096	0,923
Könsskillnad vikt-längd-samband	-0,02120	0,06726	-0,315	0,753

Tabell 5 visar resultaten från den linjära modell som undersökte sambandet mellan kroppsvikt och kroppslängd samt skillnader mellan könen. Varken kön i sig ($p = 0,923$) eller interaktionen mellan kön och vikt ($p = 0,753$) visade någon signifikant skillnad, vilket indikerar att längd-vikt-sambandet inte skiljer sig mellan honor och hanar. Grafer från den linjära modellen illustrerar förändringen över tid (Fig. 8 & 9).



Figur 8. Linjära modellens prediktion av honornas förändring i kroppscondition i respektive population under perioden 2023–2025. Felstaplarna visar konfidensintervall (95%).



Figur 9. Linjära modellens prediktion av hanarnas förändring i kroppscondition i respektive population under perioden 2023–2025. Felstaplarna visar konfidensintervall (95%).

4. Diskussion

Resultaten visar att det efter tre år av translokeringar inte finns någon signifikant statistisk skillnad mellan den translokerade Göl 12-populationens och den redan etablerade Göl 19a-populationens kroppskondition. Detta gäller både vid jämförelsen av populationerna, mellan respektive år samt utvecklingen över tid (Tabell 5). Likt studien från 2023 kunde inte någon skillnad påvisas mellan hanar och honor vilket gjort att de kunnat analyseras gemensamt i respektive population.

Resultaten ligger i linje med tidigare resultat i Forsmark och tyder på att translokeringen fortfarande inte haft någon synbar påverkan på kroppskonditionen hos de grodor som ingått i studien sedan 2023, vilket kan tolkas som att de inte direkt lidit av åtgärden. Dataunderlaget har dock minskat under den studerade perioden, ungefär 23 respektive 11 procent av grodorna från 2023 återfanns under 2025.

Det minskade dataunderlaget

Minskningen av grodorna som translokerades 2023 är sannolikt en följd av ett flertal samverkande faktorer.

I enstaka fall kan gölgrodor nå en ålder på upp till åtta år, men den genomsnittliga livslängden är endast omkring 2,5 år (Sjögren 1991a) och fältstudier från 1980-talet har visat att den årliga överlevnaden för uppländska gölgrodor är relativt låg och varierande (mellan 11 och 45 procent) (Sjögren 1991b). Det innebär att den minskning av återfångade individer som noterats mellan 2023 och 2025 ligger inom det spann som tidigare dokumenterats för arten, och därmed finns det inget som direkt tyder på att translokeringen i sig lett till en onormalt hög dödlighet. Att antalet återfångade individer sjunkit i båda populationerna visar dessutom att minskningen inte är unik för den translokerade populationen (Tabell 2).

Eftersom driftstaketet runt Göl 19a öppnas upp under de perioder av året som grodorna vandrar till och från sina övervintringsplatser innebär det att även migration, alternativt hemvändarbeteende, kan ha bidragit till minskningen. Under 2024 återfanns 36 procent av de translokerade Göl 12-grodorna och året därpå var andelen nere på 23 procent. Motsvarande siffror för de redan etablerade Göl 19a-grodorna var 51 respektive 11 procent. Eftersom Göl 19a är tre gånger mindre än Göl 12 kan den ökade densiteten lett till en ökad konkurrens (Bowman & Hacker 2023) som gjort grodorna mer benägna att söka sig till nya habitat – mindre än 500 meter från Göl 19a finns sex andra gölar, vilket är inom det avstånd som grodorna vanligtvis vandrar för övervintring eller vid migration (Sjögren-Gulve 1998; Wikström 2018). I studien från 2023 noterades det att enstaka translokerade

grodor försökte ta sig bort från Göl 19a (Johansson 2023) men inga av de translokerade grodorna har återfunnits i Göl 12, möjligen på grund av att avståndet på 1,5 kilometer är över gränsen för hur långt gölgrodor vanligtvis vandrar (Sjögren 1988). Det är alltså möjligt att den observerade minskningen åtminstone delvis kan förklaras även av naturlig migration. För att tillförlitligt kunna särskilja den påverkan som mortalitet respektive emigration haft på bortfallet av grodor hade det dock krävts en mer avancerad fångst-återfångst-analys, vilket låg utanför denna studies syfte och omfattning.

Det bör ej uteslutas att även andra faktorer kan ha bidragit till det observerade bortfallet. Tidigare studier har visat att translokering innebär förhöjda stressnivåer hos djuren och att detta i sin tur kan leda till en större utsatthet för exempelvis predation och sjukdom (Dickens et al. 2010). Den patogena svampen *B. dendrobatidis* har noterats i Forsmark (Kärvemo et al. 2020) och skulle rent teoretiskt kunna spela en roll även här. Som Bowman och Hacker (2023) belyser är det ofta svårt att särskilja enskilda förklaringar till amfibiers mortalitet, eftersom de inte sällan går hand i hand och förstärker varandra på ibland oväntade och svårstuderade sätt. Å andra sidan antyder den stabila utvecklingen av populationernas kroppskondition över tid att eventuella effekter av stress eller sjukdom i detta fall inte varit tillräckligt starka för att faktiskt påverka grodornas hull och överlevnad. Om bortfallet av grodor från 2023 till 2025 hade skett till följd av försämrad kroppskondition bör detta rimligtvis ha indikerats även hos de grodor som återfunnits.

Den relativt kalla försommaren under 2025 (genomsnitt av maj och junis medeltemperaturer var 11,7°C) jämfört med 2023 (13,8°C) och 2024 (14,4°C) kan också ha påverkat antalet grodor som återfanns. Under fältarbetet var det enbart vid de första två tillfällena som ”nya” grodor återfångades – vid det sista tillfället (30 juni) återfångades endast grodor som fångats vid de två första tillfällena (4 juni och 26 juni). Grodors aktivitetsnivå och utveckling är starkt beroende av temperatur och inte minst gäller detta gölgrodan som har särskilt specifika krav innan de påbörjar sin lek (Andrén 2020; Sjögren et al. 1994). Detta förklarar med största sannolikhet varför grodorna i Forsmark under 2025 kom i gång sent med sitt spel (pers. kommentar M. Johansson), och kan alltså också ha bidragit till det låga antalet fångade grodor. Eftersom kalla temperaturer både kan förskjuta och minska deras aktivitet och därmed göra dem mindre benägna att delta i lek, kan detta leda till att de är mindre exponerade och mer svårångade under inventering. Att enbart 23 respektive 11 procent av grodorna återfanns under 2025 skulle alltså delvis kunna förklaras även av denna faktor, men för att dra några säkrare slutsatser skulle jämförelser från fler år krävas.

Kroppskonditionen

Det finns ingen statistisk signifikant skillnad mellan de två populationernas kroppskondition, men precis som vid studiens start är den redan etablerade Göl 19a-populationens kroppskondition i genomsnitt något lägre än hos den translokerade Göl 12-populationen även år 2024 och 2025. I den tidigare studien från Forsmark (Johansson 2023) diskuteras möjligheten att detta beror på en större inom- och mellanartskonkurrens i Göl 19a än i Göl 12 till följd av en större groddjursdensitet. Eftersom kroppskonditionens utveckling över tid mellan respektive population ej är statistiskt skild från varandra så antyder det dock att den eventuella påverkan som detta haft på grodorna är likvärdig i bägge populationer under den studerade perioden.

På samma sätt kan den icke-signifikanta skillnaden i kroppskonditionens förändring över tid tänkas indikera att den stress som grodorna utsatts för i och med translokering också varit likvärdig i bägge populationer. Förutom skillnaden i storlek skiljer sig Göl 19a inte nämnvärt från Göl 12, vilket skulle kunna vara en faktor som underlättat acklimatiseringen för de translokerade Göl 12-individerna – att antalet återfunna grodor endast minskade marginellt mellan 2024 och 2025 (från 8 till 5 grodor) kan tyda på att de som väl stannat i gölen har acklimatiserat sig väl. Det faktum att den redan etablerade Göl 19a-populationen dessutom funnits på lokalen i över tio år skulle också kunna antyda att miljön i Göl 19a erbjuder goda förutsättningar för överlevnad. Tidigare studier har annars visat att translokering ofta misslyckas när mottagarlokalen inte uppfyller artens ekologiska behov (Dodd & Seigel 1991; Germano & Bishop 2009). I ljuset av detta framstår SKB:s translokeringsprojekt som ett möjligt exempel på då det nya habitatet haft tillräckligt goda ekologiska förutsättningar för att en försämring av grodornas kroppskondition – orsakad av just bristande habitatkvalitet – kunnat undvikas.

Det är också viktigt att beakta studiens begränsade tidsram. För att kunna utvärdera utfallet av translokeringsprojekt och dra säkra slutsatser krävs i regel långsiktiga uppföljningar (Dodd & Seigel 1991). Samtidigt innebär gölgrodans relativt korta medellivslängd på cirka 2,5 år och den låga årliga överlevnaden (Sjögren 1991a; 1991b) att studier av kroppskondition inte kan förväntas sträcka sig mycket längre än tre år utan att ett betydande bortfall av individer sker. Det är därför rimligt att anta att eventuella effekter på kroppskonditionen skulle visat sig inom den tidsram som här undersökts. Det stöds även av tidigare forskning, där en försämring i kroppskondition hos *Rana muscosa* noterades redan inom 30 dagar efter translokering (Matthews 2003). Detta talar därmed också för att translokeringen i Forsmark inte haft någon påtagligt negativ effekt på gölgrodornas kroppskondition under åren 2023–2025.

Translokering som lindrande naturvårdsåtgärd

Som tidigare noterats leder translokeringar som används i lindrande syfte ofta till sämre resultat än translokeringar som sker i rent bevarandesyfte, inte sällan på grund av kortsiktiga mål och bristande hänsyn till artens behov och de ekosystemeffekter som åtgärden orsakar (Bradley et al. 2020; Germano & Bishop 2009). SKB:s gölgrodetranslokering definieras också som en lindrande åtgärd – projektet startade i och med beslutet om det nya slutförvarets placering – men skiljer sig ändå i flera avseenden: det har planerats under lång tid, det inkluderar en uppföljning på minst fyra år och vid anläggning av de nya gölarna har grodornas behov av en fungerande metapopulationsdynamik styrt utformningen med ett flertal mindre gölar med goda spridningsmöjligheter emellan, i stället för enstaka större och isolerade gölar.

Fokuset i Forsmark har alltså inte enbart legat på att rädda den enskilda Göl 12-populationen som translokerats, utan också på att stärka gölgradans överlevnadspotential i landskapet som helhet. På så vis uppvisar projektet flera drag som snarare påminner om de translokeringar som sker i rent bevarandesyfte, vilket visar att även lindrande translokeringar med tillräcklig planering och engagemang går att utforma på sådant vis att artens långsiktiga bevarande beaktas.

Studiens begränsningar och vidare forskning

En begränsning i denna studie är dataunderlagets begränsade storlek vilket gör resultaten mer känsliga för slumpvariation. Som diskuterats finns det ett flertal parametrar som kan ha bidragit till denna minskning av återfångade individer, men det faktum att 5 respektive 4 grodor i vardera populationer faktiskt återfunnits och att kroppsconditionen hos dessa inte skiljt sig signifikant från tidigare år antyder ändå att de grodor som finns kvar i Göl 19a ej tycks ha lidit av translokeringens effekter. Det är också tänkbart att fältmetodiken kan ha lett till en underskattning av antalet grodor, eftersom grodornas aktivitetsnivå som tidigare nämnts är starkt beroende av väder och temperatur. Trots att fältarbetet planerades för att maximera chanserna för återfångst går det inte att påverka att en sval försommar, som tidigare nämnts, kan ha lett till förskjuten aktivitet hos grodorna vilket gjort dem svårare att hitta.

Att kroppscondition och till viss del återfångst är de enda parametrar som undersökts innebär dessutom att studien enbart kan ge en begränsad bild av translokeringens effekter. Mer tillförlitliga slutsatser om förekomst och överlevnad skulle kräva att fler variabler studeras, vilket är värdefullt att ha i beaktande inför framtida studier. Att studera populationerna under en längre

tidsperiod och ur ett metapopulationsperspektiv med hjälp av exempelvis radiopejling är ett exempel på en metod som skulle kunna bidra med viktig kunskap om grodornas spridning. Analys av de prover av *B. dendrobatidis* som samlats in skulle också kunna ge ytterligare klarhet kring grodornas överlevnad. En klar styrka i SKB:s projekt är den gedigna dokumentation och datainsamling som gjorts redan sedan projektets start, vilket skapar goda förutsättningar för vidare studier samt är något som andra translokeringsprojekt kan dra lärdom av.

Slutsats

Studien visar att translokeringen av gölgrödor från Göl 12 till Göl 19a inte haft någon påtagligt negativ effekt på de två studerade populationernas kroppskondition under åren 2023–2025. För både den translokerade samt den redan etablerade populationen låg den observerade minskningen av återfångade individer inom spannet för gölgrödans tidigare dokumenterade årliga överlevnad och det är troligt att naturliga faktorer ligger bakom det observerade bortfallet. Det ska dock inte uteslutas att ytterligare faktorer kan ha påverkat överlevnaden, men ytterligare studier krävs för att dra mer tillförlitliga slutsatser kring detta. SKB:s projekt särskiljer sig från många andra lindrande translokeringar i och med långsiktig planering, ekologiskt anpassat habitat samt systematisk uppföljning, vilket är något framtida translokeringsprojekt kan dra lärdom av. Samtidigt begränsas studien av ett litet dataunderlag och få undersökta parametrar. Fortsatt uppföljning med fokus på överlevnad, migration och effekterna av eventuell sjukdomsförekomst är därför centralt vid vidare studier.

Referenser

- Almkvist, S. & Söderman, F. (2018). *Inventering av gölgroda (Rana lessonae) i Uppsala län 2016*. (2018:02). Länsstyrelsen i Uppsala län.
[https://www.lansstyrelsen.se/download/18.1b1d393819324610c374977d/1732517820758/Inventering%20av%20g%C3%B6lgroda%20\(Rana%20lessonae\)%20i%20Uppsala%20l%C3%A4n%202016.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.1b1d393819324610c374977d/1732517820758/Inventering%20av%20g%C3%B6lgroda%20(Rana%20lessonae)%20i%20Uppsala%20l%C3%A4n%202016.pdf)
- Andrén, C. (2020). *Sveriges amfibier – status och naturvård*. Flora & Fauna, 115:2.
<https://naturcentrum.se/wp-content/uploads/2021/05/FF-2020.2-amfibier.pdf>
- Băncilă, R.I., Hartel, T., Plăiașu, R., Smets, J. & Cogălniceanu, D. (2010). *Comparing three body condition indices in amphibians: a case study of yellow-bellied toad Bombina variegata*. Amphibia-Reptilia, 31 (4).
<https://doi.org/10.1163/017353710X518405>
- Berger-Tal, O., Blumstein, D.T. & Swaisgood, R.R. (2019). *Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions*. Animal Conservation, 23 (2), 121–131. <https://doi.org/10.1111/acv.12534>
- Bowman, W.D. & Hacker, S.D. (2023). *Ecology*. 6. uppl. Sinauer Associates.
- Bradley, H.S., Tomlinson, S., Craig, M.D., Cross, A.T. & Bateman, P.W. (2020). *Mitigation translocation as a management tool*. Conservation Biology, 36 (1).
<https://doi.org/10.1111/cobi.13667>
- Brondízio, E.S., Settele, J., Díaz, S. & Ngo, H.T. (red.) (2019). *The global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/inline/files/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf
- Bubac, C.M., Johnson, A.C., Fox, J.A. & Cullingham, C.I. (2019). *Conservation translocations and post-release monitoring: Identifying trends in failures, biases, and challenges from around the world*. Biological Conservation, 238, 108239.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108239>
- Castellón, T.D., Deyle, A.C., Farmer, A.L., Bauder, J.M., Roznik, E.A. & Johnson, S.A. (2022). *Effects of Translocation on Gopher Frog Survival and Movement*. Herpetologica, 78 (3), 161–168. <https://doi.org/10.1655/Herpetologica-D-20-00061>
- Dickens, M.J., Delehanty, D.J. & Michael Romero, L. (2010). *Stress: An inevitable component of animal translocation*. Biological Conservation, 143 (6).
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.032>
- Dodd, C.K. & Seigel, R.A. (1991). *Relocation, Repatriation, and Translocation of Amphibians and Reptiles: Are They Conservation Strategies That Work?* Herpetologica, 47 (3), 336–350. <http://www.jstor.org/stable/3892626>
- Finlands Artdatacenter (2025). *Gölgroda - Pelophylax lessonae*.
<https://laji.fi/sv/taxon/MX.201018> [2025-05-30]

- Fog, K., Schmedes, A. & Rosenørn de Lasson, D. (1997). *Nordens padder og krybdyr*. 1. uppl.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. 3. uppl.
- Germano, J., Harding, G., Dawson, J., Linhoff, L., Randall, L. & Griffiths, R.A. (2024). *Translocations: challenges and recommendations*. IUCN Amphibian Specialist Group. <https://www.iucn-amphibians.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/12/Chapter-14.pdf> [2025-05-30]
- Germano, J.M. & Bishop, P.J. (2009). *Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation*. *Conservation Biology*, 23 (1), 7–15. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01123.x>
- Germano, J.M., Field, K.J., Griffiths, R.A., Clulow, S., Foster, J., Harding, G. & Swaisgood, R.R. (2015). *Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction?* *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13 (2), 100–105. <https://doi.org/10.1890/140137>
- Gould, J., Callen, A., Knibb, G., Schmahl, K., Donnelly, R., Davies, B. & McHenry, C. (2023). *Moved frogs don't settle: Evaluating the impact of translocation on the movement behaviour of a threatened frog*. *Journal for Nature Conservation*, 76. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126512>
- Gustafson, D.H., Blicharska, M. & Mikusinski, G. (2016). *When development and amphibians meet: a case study of a translocation of great crested newts (Triturus cristatus) in Sweden*. *Herpetological Conservation and Biology*, 11 (3). <https://res.slu.se/id/publ/80372> [2025-08-20]
- Hedenberg, F. (2022). *Status of three great crested newt Triturus cristatus populations after translocation*. (Master). Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-17592>
- Hinderer, R.K., Hossack, B.R. & Eby, L.A. (2025). *The relationship between body condition, body composition, and growth in amphibians*. *PLOS One*, 20 (4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0320954>
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2022). *IUCN Red List of Threatened Species: Pelophylax lessonae*. <https://www.iucnredlist.org/ja/species/88416883/207983513> [2025-05-30]
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2024). *Amphibian conservation action plan: A status review and roadmap for global amphibian conservation*. Wren, S., Angulo, A., Borzée, A., & Marcec-Greaves, R. (red.) International Union for Conservation of Nature (IUCN). <https://doi.org/10.2305/QWVH2717>
- Janin, A., Léna, J.-P. & Joly, P. (2011). *Beyond occurrence: Body condition and stress hormone as integrative indicators of habitat availability and fragmentation in the common toad*. *Biological Conservation*, 144 (3), 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.009>
- Johansson, M. (2023). *Hur påverkas gölgröda (Pelophylax lessonae) av translokering? Undersökning av hemvändarbeteende och kroppskondition*. (Kandidat). Sveriges lantbruksuniversitet. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-19574>

- Johnson, M.L., Berger, L., Philips, L. & Speare, R. (2003). *Fungicidal effects of chemical disinfectants, UV light, desiccation and heat on the amphibian chytrid Batrachochytrium dendrobatidis*. Diseases of Aquatic Organisms, 57, 255–260. <https://doi.org/10.3354/dao057255>
- Kirkwood, J. (2013). *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. Animal Welfare, 22 (4), 489–490. <https://doi.org/10.1017/S0962728600005637>
- Kärvemo, S., Wikström, G., Widenfalk, L. a., Höglund, J. & Laurila, A. (2020). *Chytrid fungus dynamics and infections associated with movement distances in a red-listed amphibian*. Journal of Zoology, 311 (3), 164–174. <https://doi.org/10.1111/jzo.12773>
- Lindgren, B., Söderman, F. & Nilsson, J. (2014). *Åtgärdsprogram för gölgroda, 2014–2019 (Pelophylax lessonae): hotkategori: sårbar (VU)*. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac187/globalassets/media/publikationer-pdf/6600/978-91-620-6631-4.pdf>
- Linhoff, E.L.J., Soorae, P., Harding, G., Germano, J.M., Hunter, D.A., McFadden, M., Iii, M., Pessier, A.P., Sredl, M.J. & Eckstut, M.E. (2021). *IUCN Guidelines for amphibian reintroductions and other conservation translocations*. International Union for Conservation of Nature (IUCN). <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2021-017-En.pdf>
- Mark- och miljödomstolen vid Nacka tingsrätt. (2022). *M 4617–13 (deldom)*. Dom 16 december 2022
- Matthews, K.R. (2003). *Response of Mountain Yellow-Legged Frogs, Rana muscosa, to Short Distance Translocation*. Journal of Herpetology, 37 (3), 621–626. <https://www.jstor.org/stable/1566076>
- Naturvårdsverket (2016). *Ekologisk kompensation: En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac264/globalassets/media/publikationer-pdf/0100/978-91-620-0179-7.pdf>
- Naturvårdsverket (2020). *Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv: resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018*. (6904). Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac60f/globalassets/media/publikationer-pdf/6900/978-91-620-6914-8.pdf>
- Orizaola, G. & Laurila, A. (2009). *Microgeographic variation in the effects of larval temperature environment on juvenile morphology and locomotion in the pool frog*. Journal of Zoology, 277 (4), 267–274. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00530.x>
- Orizaola, G., Quintela, M. & Laurila, A. (2010). *Climatic adaptation in an isolated and genetically impoverished amphibian population*. Ecography, 33 (4), 730–737. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06033.x>

- Pessier, A.P., Nichols, D.K., Longcore, J.E. & Fuller, M.S. (1999). *Cutaneous Chytridiomycosis in Poison Dart Frogs (Dendrobates spp.) and White's Tree Frogs (Litoria Caerulea)*. Journal of Veterinary Diagnostic Investigation. https://doi.org/10.1177/104063879901100219open_in_new
- Posit Team (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (2024.09.1+394). English, Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>
- Pröjts, J. (2025). *Inventering av gölgroda och större vattensalamander i Forsmarksområdet 2024*. (SKB P-24-14). Svensk Kärnbränslehantering AB. <https://skb.se/publikation/2516341/P-24-14.pdf>
- Re:wild, Synchronicity Earth, & IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2023). *State of the World's Amphibians: The Second Global Amphibian Assessment*. https://nc.iucnredlist.org/redlist/resources/files/1696400756-SOTWA_GAA2_04Oct2023.pdf
- Scheele, B.C., Pasmans, F., Skerratt, L.F., Berger, L., Martel, A., Beukema, W., Acevedo, A.A., Burrowes, P.A., Carvalho, T., Catenazzi, A., De la Riva, I., Fisher, M.C., Flechas, S.V., Foster, C.N., Frias-Álvarez, P., Garner, T.W.J., Gratwicke, B., Guayasamin, J.M., Hirschfeld, M., Kolby, J.E., Kosch, T.A., La Marca, E., Lindenmayer, D.B., Lips, K.R., Longo, A.V., Maneyro, R., McDonald, C.A., Mendelson, J., Palacios-Rodriguez, P., Parra-Olea, G., Richards-Zawacki, C.L., Rödel, M.-O., Rovito, S.M., Soto-Azat, C., Toledo, L.F., Voyles, J., Weldon, C., Whitfield, S.M., Wilkinson, M., Zamudio, K.R. & Canessa, S. (2019). *Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity*. Science, 363 (6434), 1459–1463. <https://doi.org/10.1126/science.aav0379>
- Seddon, P.J., Armstrong, D.P. & Maloney, R.F. (2007). *Developing the Science of Reintroduction Biology*. Conservation Biology, 21 (2), 303–312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Sjögren, P. (1991a). *Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (Rana lessonae)*. Biological Journal of the Linnean Society, 42 (1–2), 135–147. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00556.x>
- Sjögren, P. (1991b). *Genetic variation in relation to demography of peripheral pool frog populations (Rana lessonae)*. Evolutionary Ecology, 5 (3), 248–271. <https://doi.org/10.1007/BF02214231>
- Sjögren, P., Elmberg, J. & Berglind, S.-Å. (1988). *Thermal preference in the pool frog Rana lessonae: impact on the reproductive behaviour of a northern fringe population*. Ecography, 11 (3), 178–184. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1988.tb00798.x>
- Sjögren-Gulve, P. (1994). *Distribution and Extinction Patterns within a Northern Metapopulation of the Pool Frog, Rana Lessonae*. Ecology, 75 (5), 1357–1367. <https://doi.org/10.2307/1937460>
- Sjögren-Gulve, P. (1998). *Spatial movement patterns in frogs: Differences between three Rana species*. Écoscience, 5 (2), 148–155. <https://www.jstor.org/stable/42902363>

- Sjögren-Gulve, P. & Tegelström, H. (2004). *Genetic differentiation among northern European pool frog (Rana lessonae) populations*. Herpetological Journal, 14 (4), 187–193. <https://www.thebhs.org/publications/the-herpetological-journal/volume-14-number-4-october-2004/1771-04-genetic-differentiation-among-northern-european-pool-frog-rana-lessonae-populations/file>
- SLU Artdatabanken (2020). *Gölgroda (Pelophylax lessonae)*. <https://artfakta.se/taxa/100119/information> [2025-05-30]
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2025). *Slutförvarets utveckling*. Strålsäkerhetsmyndigheten. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/radioaktivt-avfall/slutforvar/slutforvar-for-anvant-karnbransle/slutforvarets-utveckling/> [2025-08-09]
- Svensk Kärnbränslehantering AB (2023). *Nya hem åt gölgrodor*. SKB. <https://skb.se/det-har-ar-skb/hallbarhet/biologisk-mangfald/nya-hem-at-golgrodor/> [2025-08-09]
- Sveriges Radio (2023). *Groddjur i vägen för batterifabrik – nu görs Sveriges största flytt av salamandrar*. <https://www.sverigesradio.se/avsnitt/groddjur-i-vagen-for-batterifabrik-nu-gors-sveriges-storsta-flytt-av-salamandrar> [2025-08-17]
- Söderman, F. (2023). *Programredovisning av Åtgärdsprogram för gölgroda, 2014–2019 (Pelophylax lessonae): hotkategori: sårbar (VU)*. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/49b21d/contentassets/133b5bcebbd6418cb64ee85c4fc4fc4a/programredovisning-golgroda-2014-2019.pdf>
- Vackertvader.se (2025). *Klimat och temperatur för Forsmark, Uppsala*. <https://www.vackertvader.se/Forsmark/> [2025-08-20]
- Wells, K.D. (2007). *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press.
- Wikström, G. (2018). *Improving forest management for a red-listed anuran: movement and habitat use of pool frogs (Pelophylax lessonae) in Sweden*. (Master). Uppsala universitet. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-383595> [2025-06-06]
- Wise, S.E. & Jaeger, R.G. (2021). *Maternal Body Size and Condition Predict Measures of Reproductive Success and Future Reproductive Allocation in Territorial Eastern Red-Backed Salamanders*. Ichthyology & Herpetology, 109 (1), 55–63. <https://www.jstor.org/stable/48773088>
- Zeisset, I. & Beebee, T.J. (2001). *Determination of biogeographical range: an application of molecular phylogeography to the European pool frog Rana lessonae*. Proceedings. Biological Sciences, 268 (1470), 933–938. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1600>
- Zeisset, I. & Hoogesteger, T. (2018). *A reassessment of the biogeographic range of northern clade pool frogs (Pelophylax lessonae)*. Herpetological Journal, 28 (2). <https://www.thebhs.org/publications/the-herpetological-journal/volume-28-number-2-april-2018/1801-02-a-reassessment-of-the-biogeographic-range-of-northern-clade-pool-frogs-i-pelophylax-lessonae-i>

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

☒ JA, jag, Klara Tellebo, har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.