UPPSALA
UNIVERSITET

Åtgärder för att bevara hotade amfibiepopulationer

Annika Müllern-Aspegren

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2011
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Åtgärder för att bevara hotade amfibiepopulationer

Annika Müllern-Aspegren

Självständigt arbete i biologi 2011

Sammandrag

En stor andel av världens amfibier är idag hotade. De bakomliggande orsakerna anses vara föroreningar, ökad UV-B-strålning, habitatförstörelse, sjukdomar samt klimatförändringar. Medan arbete pågår för att på global nivå åtgärda dessa problem, kan de vara nödvändigt att vidta åtgärder på lokal nivå för att rädda enskilda populationer och arter från utrotning. Den här uppsatsen presenterar ett urval av exempel på hur dessa åtgärder kan se ut. Habitatförstörelse kan motverkas med hjälp av skydd av lämpliga biotoper samt genom restaurering av habitat. I vissa fall kan detta göras genom att anpassa redan existerande våtmarkskonstruktioner, så som fiskodlingar och dagvattendammar, till amfibiers behov. Vägar som ligger nära våtmarker kan ha en betydande inverkan på populationer, men denna kan begränsas genom byggnad av spridningskorridorer. Invasiva arter kan medföra problem för inhemska amfibiearter. Att hitta någon universallösning på detta är svårt då förutsättningarna är olika för olika arter, men det finns försök som tyder på att det finns möjligheter att hitta biologiska metoder för bekämpning av dem, till exempel genom att använda sig av artspecifika varningssubstanser. Ett ytterligare stort hot mot många amfibier är svampinfektionen chytridiomycos, som kan leda till massdöd hos smittade populationer. Det finns dock exempel på lyckade försök att dels höja motståndskraften hos amfibier med hjälp av symbiotiska mikroorganismer, dels att bota drabbade individer med medicinering. För att rädda en hotad amfibiepopulation är det därför viktigt att först och främst definiera hotbilden mot den, därefter undersöka vilka möjliga lösningar på dessa hot som går att applicera på populationen.

Inledning

Amfibier är en klass ryggradsdjur som delas in i ordningarna stjärtlösa groddjur (*Anura*), stjärtgroddjur (*Urodela*) och maskgroddjur (*Gymnophiona*). Det finns ca 6000 amfibiearter och av dem anses 32% vara hotade, vilket är en mycket större andel än hos till exempel fåglar och däggdjur (Gascon *et al*. 2007). Man har konstaterat att utdöendetakten är högre än den förväntade naturliga (Alford & Richards 1999). Det finns en rad föreslagna anledningar till varför amfibierna är hotade i så hög grad och för att förstå dessa kan det vara viktigt att veta vad som skiljer amfibier från andra ryggradsdjur.

Gemensamt för alla amfibier är att de har en delvis akvatisk livscykel. Ofta lever de under yngelstadiet helt i vatten, för att sedan efter metamorfosen i högre grad hålla till i terrestra miljöer (Campbell & Reece 2008). En anpassning till denna livscykel är att de har tunn hud med hög permeabilitet, som låter dem ta upp ämnen från omgivningen genom diffussion. Detta gör dem dock också känsliga för uttorkning samt medför att de påverkas i hög grad av förändrad ämnessammansättning och kemikalieutsläpp i vattendrag. De kommer således

reagera på föroreningar långt innan andra ryggradsdjur gör det (Vitt *et al.* 1990).

Miljöföroreningar är en av många föreslagna orsaker bakom förlusten av amfibier (Stuart *et al*. 2004). Förutom att de kan ha en direkt toxisk effekt på amfibier, kan föroreningarna också samverka med och amplifiera andra faktorer, till exempel UV-B-strålning (som ökat till följd av uttunning av ozonlagret), och på så sätt orsaka amfibierna skada (Bridges & Boone 2003). En annan viktig orsak till amfibiernas försvinnande är habitatförstörelse. I takt med att regnskogar, våtmarker och andra viktiga miljöer exploateras trängs amfibier undan, vilket leder till fragmenterade och sårbara populationer (Stuart *et al*. 2004). Invasiva arter kan också vara orsaken till att vissa amfibier trängs undan från sina habitat (Stuart *et al*. 2004). Amfibierna hotas också av sjukdomar, framförallt de vittspridda patogenerna ranavirus samt *Batrachochytrium dendrobatidis*, som orsakar chytridiomycos (Schloegel *et al*. 2010). Klimatförändringar tros kunna förvärra många av de här problemen, man har till exempel kunnat se att den globala uppvärmningen tycks ligga bakom den snabba spridningen av *B. dendrobatidis* (Pounds *et al*. 2006).

Många av anledningarna till amfibiernas hotade situation grundas på globala problem, och måste därför också åtgärdas på den nivån om den nedåtgående trenden ska vändas. Det rör sig dock för det mesta om stora och komplicerade frågor som kan ta oerhört lång tid att lösa. De arter som är hotade idag kommer försvinna i väntan på att internationella överenskommelser ska eliminera källorna till problemen, om man inte under tiden vidtar åtgärder på regional nivå för att underlätta deras överlevnad. Det är denna typ av åtgärder den här uppsatsen kommer fokusera på. Syftet är att, genom att belysa en rad exempel på åtgärder, svara på frågan: Hur kan man på regional nivå agera för att bevara en hotad amfibiepopulation?

Begreppsförklaringar

Kanteffekter
Kanteffekter innebär att den del av en biotop som gränsar till en annan biotop påverkas av denna och därför inte är likvärdig med biotopen i övrigt. Det kan exempelvis vara en skog som gränsar till ett öppet fält, där träden i skogsbrynet i utsätts för större påfrestningar av bland annat vind och solljus än träden längre in i skogen (Ricklefs 2007).

Sorce-sink
Modell för att beskriva ett förhållande där skillnader i habitatkvalitet har inverkan på populationsdynamiken. Source-habitatet är av hög kvalitet vilket tillåter populationstillväxt, medan sink-habitatet har för låg kvalitet för att på egen hand upprätthålla en population. Sink-populationen fortlever genom ett ständigt tillskott av individer från source-populationen. (Ricklefs 2007)

Öbiogeografi
En teori som innebär att artdiversiteten på en ö är beroende av öns storlek och isolation. På en

liten och väl isolerad ö kommer det finnas färre arter än på en större eller mindre isolerad (McArthur & Wilson 1967). Med öar menar man i det här sammanhanget inte endast sådana som är omgivna av vatten, utan det kan lika gärna handla om till exempel hällkar eller parker i städer.

Efemära våtmarker
Våtmarker som någon gång under en säsong torkar ut. Storlek, utformning och längd på torrperioden kan variera.

Habitatförlust och habitatfragmentering

Enligt Stuart *et al.* (2004) är förlust av habitat ett av de största hoten mot amfibier idag. Medan mycket av denna habitatförlust är ett direkt resultat av medveten förstörelse (till exempel avverkning av skogar och dränering av våtmarker), består en stor del också av mer oförutsägbara följder av dessa handlingar, vilket försvårar bevarandet av arter. Om man vid avverkningen av en skog vill bevara ett habitat för någon art, och därför lämnar kvar några delar av skogen, är detta inte en garanti för att populationen ska fortleva. Dels medför kanteffekter att den faktiska ytan bevarad biotop är mindre än det område man lämnat kvar, vilket innebär en ytterligare begränsning av populationsstorleken (Ricklefs 2007). Dels kan denna sorts fragmentering av habitat innebära att det som tidigare var en stor population eller en metapopulation nu blivit ett antal små populationer utan något större utbyte, vilket innebär ökad sårbarhet och risk för genetisk drift (Johansson *et al.* 2007).

Hur bör man gå till väga för att undvika dessa problem? Vad gäller kanteffekter kommer de oundvikligen vara aktuella i gränserna mellan biotoper, vilket betyder att man måste räkna med dem när man bevarar ett område. Kantzoner bör inte räknas till den bevarade ytan. Strojny & Hunter (2010) föreslår att ett skogsbruk som strävar att efterlikna naturlig trädfällning kan användas för att minska störningen i habitat. Vid en jämförelse av amfibietätheten mellan naturliga gläntor och stora (1215-1441 m^2) och små (609-739 m^2) avverkade områden, fann man att mindre avverkad yta i allmänhet innebar mindre avvikelse från arttätheten i jämförbara naturliga gläntor. Ett skogsbruk som innebär små och spridda avverkade områden torde således ha mindre negativ inverkan på arttätheten än ett skogsbruk som lämnar stora hyggen, och kan vara en viktig anpassning ur bevarandesynpunkt (Strojny & Hunter 2010) .

En anledning till att habitatfragmentering är ett stort problem för amfibier är att många arter förekommer som metapopulationer (Rannap *et al.* 2009). Medan man vid bevarandeåtgärder främst fokuserar på att bevara större vattendrag, missar man de mindre vattensamlingarna, som kan ha stor betydelse för vissa arter (Hamer & Mahony 2010). Dels kan dessa vattensamlingar innehålla färre hot mot yngel och således förse populationerna i de större vattendragen med juveniler, dels är de viktiga för att underlätta förflyttning mellan populationer, till exempel under source-sinkförhållanden (Hamer & Mahony 2010). Det är därför viktigt att ha ett landskapsperspektiv vid bevarandet av habitat för amfibier. Detta

handlar inte bara om att vara uppmärksam på mindre vattensamlingar, utan kan också handla om att säkerställa att landvägar som används för förflyttning mellan populationer inte hindras. Enligt Grant *et al.* (2010) kan stabiliteten i populationer av de bäcklevande salamanderarterna *Desmognathus fuscus* och *D. monticola* förklaras av deras frekventa utbyte mellan populationer via landvägar.

Det finns som synes flera anledningar att ta hänsyn inte bara till själva våtmarken man vill bevara, utan också till dess omgivningar. Garcia-Muñoz *et al.* (2010) undersökte 28 våtmarker i södra Spanien som ansågs representativa för olika våtmarkstyper i Medelhavsområdet. Man fann att de våtmarker som verkade lämpa sig bäst för amfibier (det vill säga där man fann störst artdiversitet) var de som omgavs av skogs- och buskmark och där den mänskliga påverkan var liten.

Efemära våtmarker är också viktiga för många amfibier, bland annat utgör de för många arter lämpliga äggläggningsplatser (Pechmann *et al.* 1991). Trots detta åtnjuter de sällan något särskilt skydd (Burne & Griffin 2005, Calhoun *et al.* 2005). En plats där man dock upprättat förutsättningar för att skydda efemära våtmarker är Massachusetts. Burne & Griffin (2005) har utvärderat den modell man använt sig av där, som innebär att efemära våtmarker skyddas när de certifierats, vilket görs efter utvärdering av deras biologiska status. Metoden har bidragit till skydd av många viktiga våtmaker, men Burne & Griffin (2005) noterar dock att som en följd av att modellen bygger på frivillig anmälan av våtmarkerna, är vissa områden, där det ideella engagemanget varit stort, välinventerade, medan andra områden inte överhuvud taget undersökts. Man menar att detta resulterar i svårigheter att samordna och utforma långsiktiga bevaringsplaner. Det största problemet anser man dock vara att skyddet endast innefattar själva våtmarkerna och inte deras omgivning, trots att denna, som tidigare nämnts, är betydelsefull för amfibier. Burne & Griffin (2005) anser att den främsta framgången för Massachusettsmodellen är att den lyckats uppmärksamma och skapa intresse för bevarandet av arter och livsmiljöer.

En annan modell som föreslagits för bevarandet av efemära våtmarker är "Best Development Practices" (BDP) (Calhoun *et al.* 2005). Denna bygger på tanken att det inte är möjligt att bevara alla skyddsvärda områden, utan att man bör upprätta en prioritetsordning utefter vissa kriterier och skydda där det gör mest nytta. Calhoun *et al.* (2005) anser att prioriteringen bör utgå dels från biologiska kriterier, till exempel artdiversitet och betydelse för parningsbeteenden, samt tillgången på lämpliga terrestra habitat i omgivningen.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att en av de viktigaste aspekterna, och en som ofta tycks förbises, när det gäller att bevara habitat för amfibier, är betydelsen av markanvändningen kring de våtmarker man vill skydda. För att lyckas med bevarandeåtgärder krävs det att kunskapen om detta i högre grad inkorporeras i arbetet.

Restaurering av våtmarker
Även om man på flera håll börjat skydda våtmarker i större utsträckning, finns det många områden där en stor andel av dem redan försvunnit. Genom att återställa gamla våtmarker och konstruera nya finns det en möjlighet att motverka artutdöende på grund av habitatförlust. Ofta handlar det inte ens om nybyggen, utan om att anpassa redan existerande mänskliga konstruktioner för att bättre passa amfibier.

Dagvattendammar byggs i områden med mänsklig aktivitet för att ta upp en del av överskottsnäringen och föroreningarna från omgivande marker (Brand & Snodgrass 2010). Eftersom användningen av dessa dammar innebär risk för höga halter av skadliga ämnen, finns en oro att de är ekologiska fällor, det vill säga att de framstår som lämpliga habitat för amfibier som leker i dammar, men i själva verket kommer påverka ynglen negativt i sådan utsträckning att populationen missgynnas. För att undersöka om detta var fallet genomförde Brand & Snodgrass (2010) en studie över dagvattendammar i urbana miljöer i Maryland, USA. Man fann att antropogena konstruktioner av det här slaget snarare än att vara fällor för amfibierna i vissa fall tycktes essentiella för deras fortlevnad. I miljöerna man undersökte fanns ytterst få naturliga våtmarker kvar, vilket gjorde dagvattendammar, som var den vanligast förekommande vattensamlingen, till ett av de få återstående alternativen för amfibier som lägger sina ägg i dammar (Brand & Snodgrass 2010). Simon *et al.* (2009) fann också att dammar i urbana miljöer har större artrikedom om det finns närliggande grönområden, dels genom att erbjuda habitat under andra perioder än den reproduktiva fasen, dels genom att de bidrar till viss vattenrening.

En liknande slutsats drogs vid en undersökning av förekomsten av amfibier i Rom, Italien. I en studie av 62 grönområden på mellan 1-1000 ha i staden fann man totalt 10 amfibiearter (Vignoli *et al.* 2009). Den viktigaste aspekten när de gällde fördelningen av amfibier var närvaron av vattensamlingar, men i övrigt stämde fördelningen överens med öbiogeografiska teorin, det vill säga att antalet arter i ett grönområde ökade med storleken på området (Vignoli *et al.* 2009). Man drog därför slutsatsen att för att underlätta för amfibiefaunan i en stad är det är av vikt att bevara och utöka vattendrag och stora sammanhängande grönytor (Vignoli *et al.* 2009). Samma slutsats drog Noël & Lapointe (2010) som vid en undersökning av den genetiska variationen hos salamandrar i Montreal, Kanada, fann att de urbana populationerna förvisso inte var inavlade, men var små och hade liten genetisk variation, vilket innebär större känslighet för förändringar. Man understryker därför vikten av att i städer ha stora grönområden som kan härbärgera större och därmed förhoppningsvis mer genetiskt varierade populationer.

När våtmarker byggs för att ersätta förstörda habitat är det viktigt att dessa anpassas för de arter man främst vill skydda. Lesbarrères *et al.* (2010) undersökte dammar som byggts för att ersätta våtmarker som förstördes vid ett vägbygge. Efter en initial nedgång började populationerna återhämta sig i de nya dammarna, men inte helt utan förlust i biodiversitet. Den ovanligaste av arterna som funnits i de ursprungliga våtmarkerna, *Alytes obstetricians*,

återfanns inte i ersättningsdammarna (Lesbarrères *et al.* 2010). Detta visar betydelsen av ta hänsyn till enskilda arters behov vid restaurering av våtmarker.

Vid en studie på 49 konstruerade våtmarker i Missouri, USA, återfanns 16 av 22 av områdets kända amfibiearter (Shulse *et al.* 2010). Olika arter uppvisade preferens för olika utformningar och arter med ungefär likvärdiga habitatpreferenser påverkades av varandra. Till exempel verkade leopardgrodor, *Lithobates blairi/spenocephalus*, undvika oxgrodan, *Rana catesbeiana*, vilket möjligen kunde bero på oxgrodans predation på leopardgrodornas yngel (Shulse *et al.* 2010). Många dammar var konstruerade på ett sätt som lämpade sig för oxgrodan, som inte kräver mycket växtlighet och även är relativt okänsliga för närvaron av fisk. Förutom att de klarar dessa förutsättningar, som innebär ett hinder för många andra amfibier, kan de dessutom etablera sig i habitat som lämpar sig för andra arter (Shulse *et al.* 2010). Risken finns därför att de gynnas på ett sådant sätt att de kan börja tränga undan dessa arter. Salamandrar (*Salamandridae*) och lövgrodor (*Hylidae*) påträffades endast i liten utsträckning under studien, vilket kunde kopplas till våtmarkernas direkta omgivning. De förekom inte i dammar som placerats i områden med mycket antropogen störning, till exempel jordbruksmarker (Shulse *et al.* 2010). Då många av dessa arter är ovanliga och skyddsvärda, borde dammarna ha konstruerats på ett sådant sätt att det främst gynnar dem, det vill säga att de är fria från fisk, innehåller mycket växtlighet och grunda zoner samt är placerade i områden där antropogena störningar är få.

Det är dock inte enbart den enskilda dammens utformning som avgör om restaurering kan rädda en art. Rannap *et al.* (2009) studerade återhämtningen hos två hotade arter i Estland till följd av restaurering av lämpliga habitat. Man hävdar att det som gjort dessa restaureringar framgångsrika är att de gjorts med ett landskapsperspektiv. Dammar av olika typ (till exempel olika storlek, olika långa torra perioder, olika mängd växtlighet, olika djup) har anlagts nära varandra och på ett sådan sätt att det bildats ett nätverk av vattendrag som underlättar spridning och rörelse över stora avlstånd i landskapet (Rannap *et al.* 2009).

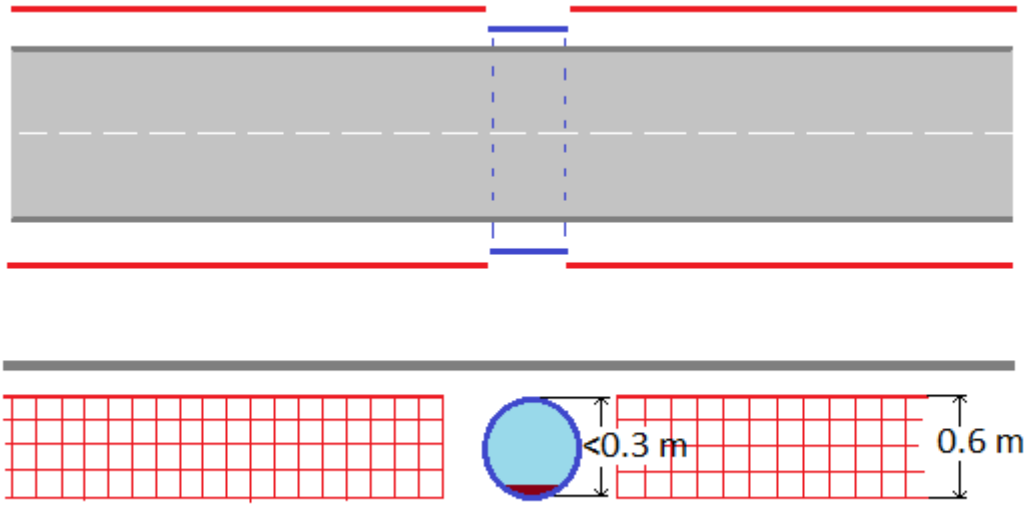
Vägar

Många amfibier migrerar, ofta för att ta sig till och från de dammar där de leker (Gibbs & Shriver 2005). Om en bilväg korsar migrationsvägen tvingas djuren ta sig över vägbanan, och utsätts således för en risk att bli överkörda. En undersökning gjord på gulfläckig mullvadssalamander, *Ambystoma maculatum*, fastställde att antalet trafikdödade individer vid en sådan migration var stort nog för att begränsa populationens storlek (Gibbs & Shriver 2005). Om endast ett fåtal individer dör vid korsandet av vägen kan denna förlust kompenseras av att yngelkonkurrensen i lekdammen blir mindre, så att populationsstorleken ändå blir lika stor. Om däremot så många vuxna individer dör på vägen att dammens hela yngelkapacitet inte utnyttjas, begränsas populationen av bilvägen.

Langen *et al.* (2009) undersökte amfibiedödligheten på vägsträckor med respektive utan våtmarker inom 100 m från vägen, och fann att mortaliteten var störst där det finns våtmarker

nära vägen. Fanns det våtmarker på båda sidor av vägen var dödligheten ännu högre (Langen *et al.* 2009). Dödligheten var inte endast kopplad till den sorts migrationer Gibbs & Shriver (2005) beskriver, utan kan även vara ett resultat av individers slumpmässiga spridning mellan våtmarker (Langen *et al.* 2009). Med hjälp av denna information kan man förutsäga var åtgärder behövs för att minska en bilvägs negativa inverkan på en eller flera amfibiepopulationer.

Det som främst kan göras för att minska antalet amfibier som blir dödade på en väg är att bygga tunnlar så att de kan passera under vägen (Figur 1). Hur dessa tunnlar bör utformas för att de ska användas i så hög utsträckning som möjligt skiftar något beroende på vilken art de är avsedda för (Woltz *et al.* 2008, Patrick *et al.* 2010). I många fall kan man använda redan existerande konstruktioner, till exempel dräneringstunnlar, men svårigheter kan uppstå för amfibierna om vattenflödet genom dem är stort, och de kommer då hellre ta en annan väg (Patrick *et al.* 2010). Tunnelns storlek kan i viss mån inverka på dess användning. Woltz *et al.* (2008) studerade såväl tunnelns diameter som substratets inverkan på två grodarters (grön groda, *Rana clamitans*, samt leopardgroda, *Rana pipiens*) vägval. Av tunnlar med diameter på 0,3 m, 0,5 m, 0,6 m samt 0,8 m såg man hos grön groda ett signifikant undvikande av den minsta tunneln, medan ingen preferens kunde ses för någon av de övriga tre tunnlarna. Vad gällde olika substrat (betong, grus, jord eller PVC) gjorde leopardgrodor till synes slumpmässiga val, medan grön groda uppvisade en preferens för grus och jord. En anledning till detta föreslogs vara att grön groda är mer akvatisk än leopardgroda, och att den därför väljer substrat som gör det lättare att undvika uttorkning (Woltz *et al.* 2008). Utöver den eventuella betydelsen av tunnelns storlek och substrat, konstaterar Patrick *et al.* (2010) att ett 0,6 m högt stängsel längs vägen som öppnas vid tunnlarna hjälper till att leda amfibierna rätt (Figur 1).



Figur 1. Lämplig utforming på strukturer för amfibiepassager under vägar. Tunneln (blå) bör inte vara mindre än 0,3 m i diameter, och substratet (brunt) bör kunna hålla viss fukt. Stängsel (rött) längs vägen leder amfibierna till tunneln.

Justering av redan existerande konstruktioner
Medan en av de viktigaste åtgärderna för att minska förlusten av amfibiearter är att bevara deras habitat, finns det också många möjligheter att anpassa miljöer som är hårt präglade av mänsklig aktivitet för att bättre lämpa sig för amfibier. Många platser som är byggda endast med människor i åtanke härbärgerar ändå amfibiepopulationer, och dessa skulle kunna bli fler och mer välmående om deras behov prioriteras i den fortsatta utvecklingen.

Golfbanor
Golfbanor har visat sig härbärgera en hel del amfibiearter. På grund av deras hårda skötsel och den frekventa användningen av olika gödnings- och bekämpningsmedel har man antagit att de dammar som anläggs på dem inte borde lämpa sig för känsliga amfibier, men en studie som gjorts på golfbanor i Stockholmsområdet har visat att detta inte stämmer (Colding *et al.* 2009). Man jämförde 12 dammar belägna på golfbanor med 12 dammar på annan sorts mark. Fem olika amfibiearter hittades under studien, varav de två i området förekommande salamanderarterna, större vattensalamander, *Triturus cristatus*, samt mindre vattensalamander, *Lissotriton vulgaris*, visade preferens för dammar på golfbanor, medan ingen signifikant skillnad mellan de olika dammtyperna kunde ses hos de tre stjärtlösa groddjurarterna vanlig padda, *Bufo bufo*, åkergroda, *Rana arvalis*, samt vanlig groda, *Rana temporaria*. De egenskaper hos dammar på golfbanor som man antog är anledningen till att de lämpar sig för salamandrar är att de är fiskfria, vilket betyder att predationen på yngel är mindre, samt att de sköts på ett sådant sätt att de inte växer igen, vilket gynnar salamandrar eftersom de behöver öppet vatten vid parning (Colding *et al.* 2009). Det problem som gödnings- och bekämpningsmedel antogs utgöra verkade vara ytterst begränsat, vilket man antog delvis kunde vara tack vare att golfbanorna är täckta av växtlighet som tar upp majoriteten av allt gödningsmedel som används innan det når vattendragen, så att den aldrig når skadliga halter (Colding *et al.* 2009). Detta kan jämföras med vattendrag i jordbruksmarker, som är betydligt mer utsatta, då marken under stor del av året saknar växtlighet. Vad gäller bekämpningsmedel finns det studier som tyder på att insektsmedel kan gynna amfibier, då insekter konkurrerar med dem om födan samt prederar på ägg och yngel (Semlitsch *et al.* 2007).

Vattentråg för boskap
I många traditionella landsbygdsområden finns gamla modifikationer av landskapet kvar, trots att de inte längre är den del av jordbruket. En del av dem kan fortfarande fylla en viktig funktion i ekosystemet. På Iberiska halvön finns på flera ställen traditionella vattentråg för boskap, som har bildats genom att vatten avletts från en bäck. Dessa tråg har blivit viktiga platser för vissa amfibiers fortplantning (Garcia-Gonzalez & Garcia-Vazquez 2011). Tyvärr förstörs denna funktion i många tråg idag genom att de rensas och görs om till dekorativa fontäner. Garcia-Gonzalez & Garcia-Vazquez (2011) konstaterade efter en undersökning av 21 tråg att deras funktion som habitat för amfibier bäst behölls genom låg skötselnivå, så att de innehöll sediment och en del vattenväxter, men hölls efter tillräckligt för att inte växa igen.

Fiskodlingar
Fiskodlingar som är landbaserade utgörs av sötvattensdammar. Dessa konstruerade våtmarker kan förstås utgöra ett habitat för amfibier som inte är känsliga för närvaron av fisk. Kloskowski (2010) fann dock att om de sköts på rätt sätt, kan de också vara viktiga habitat för betydligt känsligare arter. Då problemet med fiskar i en damm för amfibier huvudsakligen består i att de prederar på amfibiernas yngel, är det detta som måste undvikas för att de ska kunna befinna sig i samma damm. I fiskodlingar kan detta uppnås genom att fiskarna separeras på ett sådant sätt att det i vissa dammar endast finns årsyngel, som själva är för små för att utgöra ett hot mot amfibieyngel. Kloskowski (2010) hittade i den här sortens dammar ett flertal arter, varav några hotade, som är känsliga för fisk, medan det i dammarna med äldre fisk endast fanns vanligt förekommande amfibiarter.

Risfält
Risfält utgör våtmarker som flera amfibiearter kan använda som komplementära habitat, det vill säga att de antingen använder dem för att förflytta sig mellan våtmarker, eller att leken äger rum på risfälten (Semlitsch & Bodie 2003). Medan de flesta risfält sköts ungefär likadant under odlingsperioden, finns det en skillnad mellan dem under tiden då ingen odling sker. De kan då antingen fortfarande ligga under vatten, eller så kan de sakna ytvatten. Machado & Maltchik (2010) fann i en studie av amfibier på risfält i Brasilien att det inte fanns någon skillnad mellan dessa två alternativ när det gällde mängden amfibier, men att artsammansättningen såg olika ut. De föreslog därför att man i bevarandesyfte borde se till att ha båda fälttyperna inom samma område. Som påpekades inledningsvis rör det sig dock om komplementära habitat, vilket betyder att användningen av omgivande mark också kan ha betydelse för amfibiernas användning av risfälten.

Invasiva arter
I ett område i Sierra Nevada-bergen i Californien, USA, finns ett system av sjöar som bildats när glaciärer smält, och som på grund av sitt avskiljda läge länge till stor del varit fria från fisk (Finlay & Vredenburg 2007). Området innehåller både små och stora vattendrag, totalt 81 st på en yta av 32 km^2. I denna miljö har den gulbenta bergsgrodan, *Rana muscosa*, utvecklats utan anpassningar till selektionstryck från fiskar (Vredenburg 2004). I området har det i olika omgångar skett utplanteringar av fiskar i tidigare fiskfria sjöar för att gynna fritidsfisket (Vredenburg 2004). Finlay & Vredenburg (2007) har i en studie av sjöar med respektive utan introducerade fiskar inom ett område (Sixty Lake Basin, Figur 2) kunnat konstatera att närvaron av fisk i en sjö har en betydande inverkan på grodpopulationen i den sjön, inte bara genom fiskarnas predation på grodyngel, utan även genom konkurrens om föda med vuxna individer.

En majoritet av sjöarna inom *R. muscosas* utbredningsområde innehåller idag fisk som antingen är direkt utplanterad eller som spridit sig från sjöar med utplanterade bestånd (Vredenburg 2004). Detta har resulterat i en betydande minskning av grodpopulationerna i dessa sjöar (Finlay & Vredenburg 2007). Det verkar dock finnas en möjlighet att vända

utvecklingen. Försök har visat att om man avlägsnar fisken från en sjö, kan grodpopulationen återhämta sig, förutsatt att det antingen finns en liten population kvar i sjön, eller att arten förekommer i en metapopulation, och således kan spridaa sig till sjön (Vredenburg 2004, Knapp et al 2007).

Figur 2. Studerat område (ca ca 6 km^2) i Sixty Lake Basin, Californien. Cirklar indikerar fiskfria sjöar, trianglar sjöar med introducerad fisk. Fyrkanter indikerar sjöar där fiskar avlägsnats. Utformad efter förebild från Vredenburg (2004).

En amfibiepopulation som hotas av en invasiv art kan således gå att rädda genom att avlägsna den invasiva arten. Detta är dock lättare sagt än gjort, eftersom åtgärder för att begränsa deras utbredning riskerar att drabba även de inhemska arter man vill skydda. En välstuderad invasiv art är agapaddan, *Bufo marinus*, som förkommer naturligt i Nord- och Sydamerika men har planterats in i bland annat Australien för att motverka skadedjur på sockerrörsplantage (Lever 2001). Dess framgång beror till viss del på att den är giftig, vilket gör att den undviks av predatorer i de områden den koloniserat (Lever 2001). Ett förslag på hur man skulle kunna begränsa artens spridning är genom biologisk kontroll med hjälp av inhemska grodarter. Cabrera-Guzmán *et al*. (2011) undersökte vilken effekt yngel av åtta inhemska australiensiska grodarter hade på agapaddans yngel. Ynglen planterades in i artificiella behållare och man undersökte deras utveckling. Man fann att närvaron av inhemska yngel minskade agapaddynglens överlevnad och storlek vid metamorfos samt förlängde deras yngelperiod, effekter som antogs minska deras fitness (Cabrera-Guzmán *et al.* 2011). Störst negativ effekt hade yngel av korallfingergroda, *Litoria caerulea*, och man konstaterade därför att ytterligare studier bör genomföras för att undersöka huruvida det går att använda sig av denna art för att kontrollera agapaddan (Cabrera-Guzmán *et al.* 2011).

Ett annat förslag för kontroll är genom att använda sig av ett larmferomon som agapaddans yngel utsöndrar om de blir skadade. Upprepad exponering för detta feromon i naturliga dammar resulterar i avsevärt minskad överlevnad hos yngel av agapadda samt mindre kroppsstorlek vid metamorfos (Hagman & Shine 2009a). Feromonet påverkar dock inte inhemska australiensiska grodarter (Hagman & Shine 2009b), vilket gör att en eventuell använding av det för att kontrollera agapaddan i Australien inte bör medföra problem för andra amfibier. Hagman & Shine (2009b) menar dock att det kan påverka andra arter inom *Bufo*-släktet, varför ytterligare undersökningar bör genomföras innan feromonet används i

områden där det finns inhemska *Bufo*-arter.

Chytridiomycos

Chytridiomycos är en sjukdom som orsakas av svampen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Schloegel *et al.* 2010). Den sprids med zoosporer och angriper amfibiernas hud vilket så småningom leder till bland annat sårbildningar och blödningar, och tillslut döden (Daszak *et al.* 1999). Sjukdomen orsakar ofta massdöd i drabbade populationer (Berger *et al.* 1998).

Symbiotiska mikroorganismer

Medan chytridiomycos ännu framstår som ett svårlöst problem på global nivå, börjar man hitta metoder för att hjälpa enskilda populationer. Hos amfibier utgör symbiotiska mikroorganismer på huden en viktig del av deras immunförsvar (Woodhams *et al.* 2007). Hos vissa arter har man funnit bakterier som tycks skydda mot *B. dendrobatidis*. Woohdams *et al.* (2007) jämförde närvaron av *B. dendrobatidis*-hämmande bakterier hos två närliggande populationer av *R. muscosa*, varav den ena levt i närvaro av *B. dendrobatidis* i 6 år, medan den andra hade smittats nyligen. Hos populationen som exponerats för *B. dendrobatidis* längst fann man att ca 85% av individerna hade *B. dendrobatidis*-hämmande bakterier på huden, medan motsvarande siffra för den andra popultionen var ca 64%. Denna nyligen exponerade population drabbades av massdöd efter att studien var avslutad, och man föreslog att detta kan bero på att en hög andel av populationen måste ha dessa skyddande bakterier för att chytridiomycosis ska kunna hindras effektivt. Det ledde också till slutsatsen att det är möjligt att *B. dendrobatidis* initialt slår hårt mot en population på ett sådant sätt att individer med skyddande symbiotiska mikroorganismer gynnas, vilket förklarar den högra andelen av dessa individer hos den population som exponerats under längst tid (Woodhams *et al.* 2007).

Harris *et al.* (2009) genomförde labexperiment med *R. muscosa* och *Janthinobacterium lividum*, en bakterieart som återfunnits hos *R. muscosa* och som i tidigare försök (Harris *et al.* 2006) visats inhibera *B. dendrobatidis in vitro*. Efter att den redan existerande mikrobiotiska floran på grodornas hud reducerats introducerades *J. lividum*, som sedan fick tid att etablera sig på huden innan zoosporer från *B. dendrobatidis* introducerades (Harris *et al.* 2009). Försöket pågick i totalt 139 dagar, med första undersökningen av grodornas tillstånd på dag 19. Medan en kontrollgrupp som endast exponerats för *B. dendrobatidis* utvecklade allvarliga symptom på chytridiomycos som i de flesta fall ledde till döden, fortsatte grodorna som behandlats med *J. lividum* att vara friska. Man kunde heller inte under provtagningstiden finna några zoosporer från *B. dendrobatidis* hos de behandlade grodorna, medan mängden ökade exponentiellt hos de obehandlade individerna (Harris *et al.* 2009). Detta resultat tyder på att den symbiotiska bakterier skulle kunna vara värdefulla för att hindra spridningen av chytridiomycos. Harris *et al.* (2009) föreslår främst att individer som ska planteras ut genomgår behandlingar för att gynna *B. dendrobatidis*-hämmande bakterier.

Medicinering

Det finns en möjlighet att amfibiepopulationer kan behandlas med antimyokotikum

(svampdödande medel) för att befrias från chytridiomycos. Martel *et al.* (2011) testade hur två antimyokotika, amphotericin B och voriconazole, som tidigare uppvisat effektivitet mot *B. dendrobatidis in vitro* påverkar levande amfibier. Man testade preparaten dels på infekterade vuxna amfibier, dels på yngel och fann att amphotericin B förvisso botade infektionen, men var direkt toxisk för ynglen, vilket gör det olämpligt för användning under naturliga förhållanden. Voriconazolebehandling resulterade också i att infektionen försvann och tycktes dessutom inte ha några negativa effekter. Man konstaterade därför att voriconazole, men inte amphotericin B, borde kunna användas för att behandla chytridiomycosdrabbade amfibier (Martel *et al.* 2011).

Lyckade försök att behandla vilda amfibiepopulationer med antibiotika har genomförts. *Leiopelma archeyi* är en utrotningshotad groda som finns på Nya Zeeland, och som har drabbats hårt av chytridiomycos (Bishop *et al.* 2009). I ett försök fångade man in 12 infekterade individer av denna art och behandlades med antibiotika. Totalt 11 av dem tillfrisknade inom försökstidens 3 månader. Inga negativa bieffekter observerades (Bishop *et al.* 2009).

Diskussion

Den snabba utdöendetakten som konstaterats hos amfibier har många orsaker, varav många är problem på en global skala. Åtgärder som motverkar grunderna till dessa problem är vad som krävs för att på lång sikt minska förlusten av artdiversitet inom amfibiegruppen och återgå till den naturliga utdöendetakten. Dessa åtgärder tycks dock ännu ligga långt fram i tiden, och i väntan på dem kan många av de arter som idag är hotade hinna försvinna. Därför är det viktigt att insatser görs för att bevara enskilda arter och populationer, och dessa planeras och genomförs lämpligast på regional nivå.

I den här uppsatsen presenteras en rad förslag på hur man kan gå till väga för att skydda och stärka en population av amfibier. En del av dem är väl beprövade medan andra ännu befinner sig på ett experimentstadium, men sammantaget ger de ändå en bild av hur många möjligheter som finns. De potentiella hoten mot en amfibiepopulation är många, men för varje problem finns också exempel på åtgärder som minskar eller till och med eliminerar deras negativa inverkan.

Detta betyder dock på intet sätt att bevarandeåtgärder är lätta att vare sig planera eller genomföra. De metoder som här tas upp är endast ämnade att främst tjäna som exempel, inte som en grund för åtgärdsprogram. I de flesta fall rör det sig om åtgärder som visat sig vara framgångsrika under vissa förutsättningar, men ännu inte testats under andra förhållanden. Man kan därför inte anta att de direkt går att applicera på en population man vill bevara. Utgångspunkten bör vara att man vidtar en åtgärd först när man har kunskap nog om arten den riktar sig mot samt hur den fungerar för att det ska vara rimligt att anta att den får den önskade effekten. Detta gäller i synnerhet om åtgärden har potentiell skadlig verkan.

De metoder som rör avlägsnandet av invasiva arter kan tjäna som exempel för att belysa vikten av att inte blint kopiera en åtgärd som fungerar i ett ekosystem för att lösa ett likvärdigt problem i ett annat. Där har man redan från forskarvärldens sida flaggat för att även om användandet av varningsferomon mot agapaddan inte tycks ha någon negativ inverkan på andra arter i Australien, måste man, innan man använder metoden på andra platser, försäkra sig om att den inte heller är skadlig för de arter som finns där. Liknande varningar gäller för många av de metoder som här beskrivs.

För åtgärder under rubriken "Habitatförlust" skulle en eventuell varning inte främst röra sig om risken för skador på ekosystem, eftersom dessa ingrepp inte handlar om att introducera främmande element. I stället skulle jag vilja hävda att varningen här handlar om att åtgärderna riskerar att bli ett slag i luften om man inte har tillräcklig kunskap om den art man vill hjälpa. För att bevarande eller restaurering av habitat ska fungera, krävs att man känner till artens behov och hur populationen fungerar. Flera exempel i den här uppsatsen tyder på att bristande insikt i arters ekologi har lett till att vissa amfibiepopulationer dött ut, trots välmenade fösök att skydda och återställa habitat.

Att motverka habitatförlust kräver således ofta mycket resurser, något som det inte alltid finns gott om när det gäller bevarandet av biodiversitet. Därför vill jag särskilt lyfta fram de exempel på justeringar av redan existerande konstruktioner som tas upp i den här uppsatsen. Även om dessa åtgärder kanske inte på egen hand kan förväntas rädda särskilt många arter, framstår de som de relativt kostnadseffektiva och lätthanterliga sätt att förbättra situationen för en hel del amfibiepopulationer.

Så hur kan man agera på regional nivå för att bevara en hotad amfibiepopulation? Svaret på den frågan beror av vilka förutsättningar man har. Först och främst handlar det förstås om vad som hotar populationen, och när man väl fastställt det kan man börja undersöka vilka möjligheter man har att vidta åtgärder mot det. Man bör börja med att söka efter åtgärder som testats med framgång under förhållanden som ligger nära de man själv handskas med. Hittar man inga sådana får man försöka utröna hur metoder som fungerat under andra förutsättningar kan anpassas till den aktuella situationen. Det som återstår efter man sorterat bort irrelevanta, ineffektiva och riskabla åtgärder utgör svaret på frågan om hur man kan agera för att hjälpa en amfibepopulation.

Tack

Tack till min handledare Katariina Kiviniemi Birgersson samt min seminariegrupp bestående av Johan Andersson, Dennis Larsson och Charlotta Öhnfeldt för hjälp och synpunkter under arbetets gång. Bilden på framsidan är tagen av Henrik Sandgren.

Referenser

Alford RA, Richards SJ. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. Annual Review of Ecology and Systematics **30**: 133-165.

Berger L, Speare R, Daszak P, Green DE, Cunningham AA, Goggin CL, Slocombe R, Ragan MA, Hyatt AD, McDonald KR, Hines HB, Lips KR, Marantelli G, Parkes H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **95**: 9031-9036.

Bishop PJ, Speare R, Poulter R, Butler M, Speare BJ, Hyatt A, Olsen V, Haigh A. 2009. Elimination of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* by Archey's frog Leiopelma archeyi. Diseases of Aquatic Organisms **84**: 9-15.

Brand AB, Snodgrass JW. 2010. Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. Conservation Biology **24**: 295-301.

Bridges CM, Boone MD. 2003. The interactive effects of UV-B and insecticide exposure on tadpole survival, growth and development. Biological Conservation **113**:49-54.

Burne MR, Griffin CR. 2005. Protecting vernal pools: a model from Massachusetts, USA. Wetlands Ecology and Management **13**: 367-375.

Cabrera-Guzmán E, Crossland M, Shine R. 2011. Can we use the tadpoles of Australian frogs to reduce recruitment of invasive cane toads? Journal of Applied Ecology **48**: 462-470.

Calhoun AJK, Miller NA, Klemens MW. 2005. Conserving pool-breeding amphibians in human-dominated landscapes through local implementation of Best Development Practices. Wetlands Ecology and Management **13**: 291-304.

Campbell NA, Reece JB. 2008. Biology. 8:e uppl. Pearson Education. San Fransisco.

Colding J, Lundberg J, Lundberg S, Andersson E. 2009. Golf courses and wetland fauna. Ecological Applications **19**: 1481-1491.

Daszak P, Berger L, Cunningham AA, Hyatt AD, Green DE, Speare R. 1999. Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. Emerging Infectious Diseases **5**: 735-748.

Davis AK, Maerz JC. 2011. Assessing stress levels of captive-reared amphibians with hematological data: implications for conservation initiatives. Journal of Herpetology **45**: 40-44.

Finlay JC, Vredenburg VT. 2007. Introduced trout sever trophic connections in watersheds: consequenses for a declining amphibian. Ecology **88**: 2187-2198.

Frías-Alvarez P, Vredenburg VT, Familiar-López M, Longcore JE, González-Bernal E, Santos-Barrera G, Zambrano L, Parra-Olea G. 2008. Chytridiomycosis survey in wild and captive Mexican amphibians. Ecohealth **5**: 18-26

Garcia-Gonzalez C, Garcia-Vazquez E. 2011. The value of traditional troughs as freshwater shelters for amphibian diversity. Aquatic Conservation **21**: 74-81.

García-Muñoz E, Gilbert JD, Parra G, Guerrero F. 2010. Wetland classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. Biodiversity & Conservation **19**:

901-911.
Gascon C, Collins JP, Moore RD, Church DR, McKay J, Mendelson III J. 2007. Amphibian Conservation Action Plan. The World Conservation Union (IUCN), Largo.
Gibbs JP, Shriver WG. 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians? Wetlands Ecology and Management **13**: 281-289.
Grant EHC, Nichols JD, Lowe WH, Fagan WF. 2010. Use of multiple dispersal pathways facilitates amphibian persistence in stream networks. PNAS **107**: 6936-6940
Hagman M, Shine R. 2009a. Larval alarm pheromones as a potential control for invasive cane toads (*Bufo marinus*) in tropical Australia. Chemoecology **19**: 211-217.
Hagman M, Shine R. 2009b. Species-specific communication systems in an introduced toad compared with native frogs in Australia. Aquatic Conservation **19**: 724–728
Hamer AJ, Mahony MJ. 2010. Rapid turnover in site occupancy of a pond-breeding frog demonstrates the need for landscape-level management. Wetlands **30**; 287-299.
Harris RN, Brucker RM, Walke JB, Becker MH, Schwantes CR, Flaherty DC, Lam BA, Woodhams DC, Briggs CJ, Vredenburg VT, Minbiole KPC. 2009. Skin microbes on frogs prevent morbidity and mortality caused by a lethal skin fungus. The ISME Journal **3**: 818-824.
Harris RN, James TY, Lauer A, Simon MA, Patel A. 2006. Amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* is inhibited by the cutaneous bacteria of amphibian species. EcoHealth **3**: 53–56.
Johansson M, Primmer CR, Merila J. 2007. Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (Rana temporaria). Molecular Ecology **16**: 2693–2700
Kloskowski J. 2010 Fish farms as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. Environmental Conservation **37**: 187-194.
Knapp RA, Boiano DM, Vredenburg VT. 2007. Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). Biological Conservation **135**: 11-20.
Langen TA, Ogden KM, Schwarting LL. 2009. Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. Journal of Wildlife Management **73**: 104-114.
Lesbarrères D, Fowler MS, Pagano A, Lodé T. 2010. Recovery of anuran community diversity following habitat replacement. Journal of Applied Ecology **47**: 148-156.
Lever C. 2001. The cane toad. The history and ecology of a successful colonist. Westbury Academic and Scientific Publishing. Otley. West Yorkshire.
Machado IF, Maltchik L. 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? Aquatic Conservation **20**: 39-46.
Martel A, Van Rooij P, Vercauteren G, Baert K, Van Waeyenberghe L, Debacker P, Garner TWJ, Woeltjes T, Ducatelle R, Haesebrouck F, Pasmans F. 2011. Developing a safe antifungal treatment protocol to eliminate Batrachochytrium dendrobatidis from amphibians. Medical Mycology **49**: 143–149
McArthur RH, Wilson EO. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University

Press, Princeton.
Patrick DA, Schalk CM, Gibbs JP, Woltz HW. 2010. Effective culvert placement and design to facilitate passage of amphibians across roads. Journal of Herpetology **44**: 618-626.
Pechmann J.H.K., Scott D.E., Semlitsch R.D., Caldwell J.P., Vitt L.J. and Gibbons J.W. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. Science **253**: 892–895.
Rannap R, Lõhmus A, Briggs L. 2009 Restoring ponds for amphibians: a success story. Hydrobiologia **634**: 87-95.
Ricklefs RE. 2007. The Economy of Nature. 5:e uppl. W.H. Freeman and Company, New York.
Schloegel LM, Daszak P, Cunningham AA, Speare R, Hill B. 2010. Two amphibian diseases, chytridiomycosis and ranaviral disease, are now globally notifiable to the World Organization for Animal Health (OIE): an assessment. Diseases of Aquatic Organisms **92**: 101-108.
Semlitsch RD, Bodie JR. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. Conservation Biology **17**: 1219–1228.
Semlitsch RD, Boone MD, Bodie JR. 2007. Golf courses could bolster amphibian communities. USGA Turfgrass and Environmental Research Online **6**: 1-16.
Shulse CD, Semlitsch RD, Trauth KM, Williams AD. 2010. Influences of design and landscape placement parameters on amphibian abundance in constructed wetlands. Wetlands **30**: 915-928.
Simon JA, Snodgrass JW, Casey RE, Sparling DW. 2009. Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. Landscape Ecology **24**: 361-373.
Stice MJ, Briggs CJ. 2010. Immunization is ineffective at preventing infection and mortality due to the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. Journal of Wildlife Diseases **46**: 70-77.
Strojny CA, Hunter ML. 2010. Relative abundance of amphibians in forest canopy gaps of natural origin vs. timber harvest origin. Animal Biodiversity & Conservation **33**: 1-13.
Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrı ´guez ASL, Fischman DL, Waller RW. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science **306**:1783–1786
Vignoli L, Mocaer I, Luiselli L, Bologna MA. 2009. Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. Animal Conservation **12**: 456-466.
Vitt LJ, Caldwell JP, Wilbur HM, Smith DC. 1990. Amphibians as harbingers of decay. BioScience **40**:418-18
Vredenburg VT. 2004. Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. PNAS **101**: 7646-7650.
Woltz HW, Gibbs JP, Ducey PK. 2008. Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. Biological Conservation **141**: 2745-2750.
Woodhams DC, Vredenburg VT, Simon MA, Billheimer D, Shakhtour B, Shyr Y, Briggs CJ, Rollins-Smith LA, Harris RN. 2007. Symbiotic bacteria contribute to innate immune

defenses of the threatened mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*. Biological Conservation **138**: 390-398.