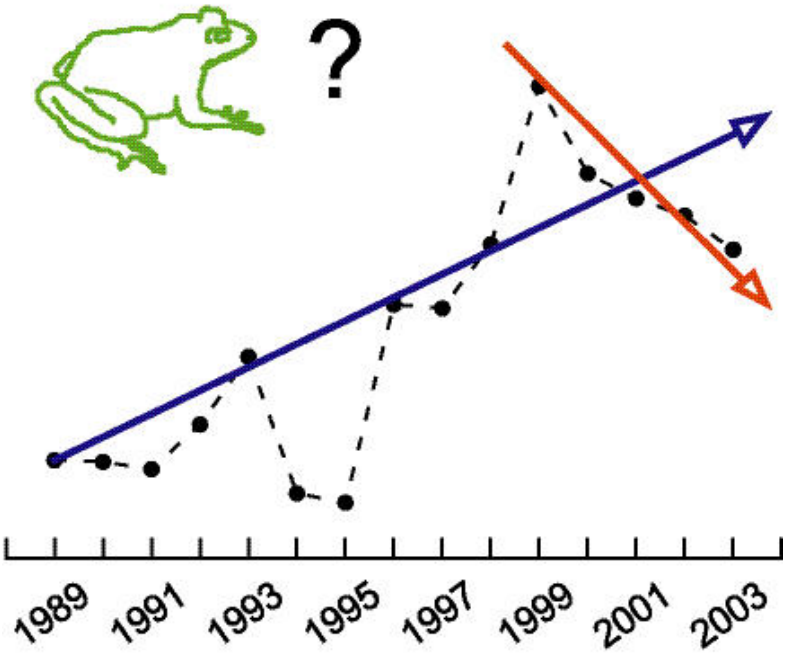
Inventering av åkergroda och vanlig groda i Skåne 1989 till 2003



Trender och utvärdering av metoder

www.m.lst.se

Miljö och kulturmiljö
Jon Loman, Rana Konsult

LÄNSSTYRELSEN
I SKÅNE LÄN

Inventering av åkergroda och vanlig groda i Skåne 1989 till 2003

Trender och utvärdering av metoder

Jon Loman
Rana KONSULT
www.rana.se

Titel: **Inventering av åkergroda och vanlig groda i Skåne 1989 till 2003. Trender och utvärdering av metoder.**

Utgiven av: Länsstyrelsen i Skåne län

Författare: Jon Loman
Rana Konsult

Beställningsadress: Länsstyrelsen i Skåne län
Miljöenheten
205 15 Malmö
Tfn: 040-25 20 17

Copyright: Innehållet i denna rapport får gärna citeras eller refereras med uppgivande av källa.

Upplaga: 200 ex

ISBN: 91-85363-22-7

Tryckeri: Länsstyrelsen i Skåne län

Omslagsbild: Jon Loman

Förord

Grodorna är en populär djurgrupp och goda ambassadörer för naturvården. I Skåne finns tolv olika arter groddjur – fler än någon annanstans i landet. Fyra arter finns enbart i Skåne. Flera av grodorna har gått starkt tillbaka i takt med att våtmarker dikats ut och vattnet i sjöar och dammar förorenats, och Länsstyrelsen arbetar numera med att försöka rädda de arter som räknas som utrotningshotade.

Men alla grodor är inte ovanliga. Länsstyrelsen bedriver miljöövervakning av två av våra vanligaste groddjur, åkergrodan och vanlig groda, sedan mitten av 1990-talet. Grodor kan användas som värdemätare på hur det står till i miljön, och för att se ifall länet närmar sej nationella och regionala miljömål, exempelvis målen ”Ett rikt odlingslandskap” och ”Myllrande våtmarker”. Den här rapporten ger oss en detaljerad redovisning av hur det gått för dessa arter i Skåne under de senaste 15 åren, och försöker förklara orsaken till de ökningar och minskningar som skett. I rapporten ges också riktlinjer för hur övervakningsprogrammet kan förbättras i framtiden, så att man ännu bättre kan upptäcka ifall groddjuren minskar.

Rapporten vänder sej i första hand till lite mer specialintresserade grodmän och -kvinnor, miljöövervakare på kommuner och länsstyrelser, andra naturvårdare, forskare m fl. Även om den innehåller mycket statistiska analyser och diagram hoppas vi att även mer allmänt grod-intresserade ska kunna hitta nåt matnyttigt i rapporten.
Övervakningen och utvärderingen har bekostats med medel för regional miljöövervakning.
Rapporten har skrivits av Jon Loman, Rana Konsult. Författaren svarar själv för innehållet, som alltså inte innebär något ställningstagande från Länsstyrelsens sida.

Malmö, april 2004

Jonas Grahn
Länsstyrelsen i Skåne län

Sammanfattning

Dammar med lekande vanlig groda och åkergroda har inventerats sedan 1989 genom att antalet lagda romklumpar räknats. Långsiktigt har åkergroda ökat medan det inte finns någon generell trend för vanlig groda, dock har den minskat något i dammar på åkermark. Sedan 1999 har däremot båda arterna visat en vikande trend. Vissa år med varm och torr försommar har uppemot 40% av ynglen förlorats genom att lekdammar torkat ut. Detta är en naturlig process men kan i viss mån förklara de senaste årens nedgång. Det finns tendenser till att kalla vintrar kan påverka populationerna, i alla fall av vanlig groda, negativt. Även detta kan ha bidragit till det sista årets nedgång. Även om nedgången av allt att döma faller inom ramen för en naturlig variation ger den anledning till fortsatt uppmärksamhet. Den vanliga grodan är den av arterna som har det bredaste valet av lekdammar. Det är den enda som leker i dammar i ren åkermark och den utnyttjar även små, beskuggade skogsdammar som också skys av åkergrodan.

Inledning

Länstyrelsen i Skåne (tidigare Malmöhus) har sedan 1994 genomfört inventeringar av vanlig groda (*Rana temporaria*) och åkergroda (*Rana arvalis*) i delar av Skåne. Dessa har utgjort en fortsättning på inventeringar som gjort samband med forskningsprojekt vid Lunds universitet sedan 1989. Fältarbetet har fortlöpande rapporterats i länstyrelsens rapportserie (Loman 2003, och tidigare rapporter). Inventeringarna har genomförts som räkning av romklumpar i ett antal provdammar. Antalet har utökats och har under senare år varit ungefär 120 st. Föreliggande rapport utgör en utvärdering av de data som samlats in. Syftet är dels att utnyttja inventeringarna för att dra slutsatser om de båda arternas status och biologi i Skåne, dels att utvärdera använda metoder för att ge underlag för eventuella modifikationer inför framtida monitoringarbeten.

Båda arterna är att betrakta som vanliga i Sverige, åkergrodan är dock upptagen i EUs habitatdirektiv, annex IV. Något generellt hot tycks dock inte föreligga mot någon av arterna. Däremot är båda viktiga som nyckel- och indikatorarter. Betydelsen som nyckelarter bygger på att de är viktiga bytesdjur för en lång rad rovdjur, både ryggradsdjur och ryggradslösa. Vuxna grodor är byten för exempelvis grävling, iller, kattuggla, ormvråk, häger, stork och snok. Grodyngel är en viktig näringsbas i många dammekosystem där de utgör näring för vattenödlor, vattenskinnbaggar, larver av dykarskalbaggar och trollsländor. Om de skulle minska regionalt eller lokalt kan detta få negativ betydelse för många andra arter. Deras betydelse som indikatorarter bygger på att de är vitt spridda, både geografiskt och med avseende på utnyttjade biotoper.

Monitoringarbetet har inte startats som svar på någon upplevd akut hotbild. Det betyder att de första årens inventeringar ger en grundnivå från vilken eventuella framtida förändringar kan bedömas. Globalt har man under senare år tycks sig uppleva att allt fler groddjurspopulationer minskat och har identiferat fler möjliga hot (Blaustein m.fl. 1994, Alford & Richards 1999, Houlahan m.fl. 2000). Detta är inte platsen för en utvärdering av dem men till de som bör nämnas hör sjukdomsspridning (Green 1994, Berger m.fl. 1998), införda predatorer (Kupferberg 1997), ökad UVstrålning (Licht & Grant 1997), försurning (Räsänen m.fl. 2002), kemiska föroreningar (Sparling & Lowe 1996) och biotopförstöring (Delis m.fl. 1996).

Material

Data tillgängliga för analysen utgörs av antalet lagda romklumpar i olika dammar. Dammarna är dels ensamma, dels sådana som ingår i komplex av närliggande dammar. Antalet dammar har ökat under projektets löptid från 1989 (16 dammar) men har sedan 1996 legat tämligen konstant vid ca 120 dammar (Tab. 1). I en del dammar har inventeringen upphört, bl.a. därför att de dikats ut eller på annat sätt blivit otillgängliga för inventering. Dammarna representerar således ett antal lokaler, sedan 1995 minst 55 stycken. Varje lokal utgörs av en ensam damm eller en grupp av närliggande dammar med högst 500 meters inbördes avstånd. Ensamma dammar ligger normalt minst 500 meter från närmsta granndamm. Dammarna är spridda över stora delar av Skåne med undantag av de norra och östra delarna (Fig. 1). Eftersom man kan misstänka att lokala faktorer som påverkar en population får effekter för lekbeståndet i alla närbelägna dammar kan de inte i statistisk mening betraktas som oberoende observationer. I de fortsatt analysen kommer därför all rom som räknats i dammarna på en lokal att behandlas som en datapunkt.

I texten förekommer en del interna dammnamn. Dessa förklaras och deras koordinater anges i årsrapporterna för inventeringarna.

Tabell 1. Förekomst av grodrom i de inventerade dammarna resp lokalerna. En "lokal" består av 1 eller flera (upp till 10) dammar som ligger mindre än 500 m från varandra.

År	Ingen rom	Enbart åkergroda	Enbart vanlig groda	Båda arterna	Ej artbest.	Totalt
Dammar						
1989	1	0	10	3	0	14
1990	2	1	18	7	0	28
1991	3	1	21	6	0	31
1992	3	0	22	8	0	33
1993	3	2	20	8	0	33
,1994	5	1	43	24	0	73
1995	24	4	42	20	10	100
1996	45	1	42	28	3	119
1997	38	2	49	30	0	119
1998	34	5	42	38	0	119
1999	33	0	46	40	0	119
2000	32	4	45	38	0	119
2001	32	7	41	39	0	120
2002	34	5	43	39	0	121
2003	46	5	40	29	0	120
Lokaler						
1989	0	0	4	3	0	7
1990	0	0	7	4	0	11
1991	0	0	9	4	0	13
1992	0	0	10	4	0	14
1993	0	0	9	5	0	14
1994	0	0	30	12	0	42
1995	7	1	29	12	6	55
1996	11	1	29	18	2	61
1997	10	0	31	19	0	60
1998	7	1	28	23	0	59
1999	9	0	27	22	0	58
2000	7	2	26	23	0	58
2001	9	2	23	24	0	58
2002	9	3	26	20	0	58
2003	16	1	20	10	0	57

Figur 1. Inventerade dammar år 2003.

I de fall dammar dikats ut kan man naturligtvis fråga sig om de efteråt ska betraktas som "noll" eller som "uppgift saknas". Eftersom utgångspunkten inte varit att inventera ett stickprov av alla, vid undersökningens början befintliga dammar i Skåne, utan att följa förändringar i dammar med befintlig lek har jag valt det senare synsättet.

Ett annat val är huruvida man ska följa förändringar i lekpopulationen (romklumpar) för dess egen skull eller om man skall betrakta romklumparna som ett index på den verkliga grodpopulationen. Detta påverkar hur man ska hantera dammar som varit uttorkade under extremt torra vårar. I det förra fallet tas de med och antalet romklumpar sätts till 0. i det senare fallet betraktas de som "uppgift saknas" och hanteras som om de inte alls inventerats respektive år. Det är ju troligt att populationen trots allt lever vid god hälsa men tvingas ställa in leken (eller hittat någon närbelägen damm) detta år. Det senare alternativet har valts vid de analyser där jag undersökt förekomsten av populationstrender och vädereffekter.

Dammarna representerar olika typer, främst med avseende på torkbenägenhet. Jag har klassificerat dem i 4 grupper (Tab. 2). Denna klassifikation har utgått från de kontroller av dammarna som gjordes somrarna (i samband med metamorfosen) 1994 till 2001 samt i augusti 1997, som var i slutet av en extrem torrperiod. Om dammarna på en lokal har olika tendens att torka har klassificeringen styrts av lokalens minst torkbenägna damm, förutsatt att där normalt leker minst 10% av grodorna. Dammarna har även klassificerats med avseende på omgivande vegetation (Tab. 2). Förekomsten av trender har analyserats separat för de olika kategorierna. För analysen av trender har antalet torkkategorier reducerats till 2. "Torkar aldrig" och "Kan torka extrema år" betecknas som "Permanenta" medan "Torkar ofta" och "Torkar nästan alltid" som "Temporära". De två kategoriindelningarna är inte helt oberoende, dammar som omges av åker är nästan alltid sådana som aldrig torkar ut (gruppen domineras av gamla märgelgravar) medan sådana permanenta dammar saknas i skogar och är ovanliga på betesmark. Detta gör att det inte är möjligt att göra en analys av de två faktorerna, oberoende av varandra.

Tabell 2. Fördelning av lokaler på olika tork- och biotoptyper. De två nedre avsnitten tabellerar enbart de lokaler som inventerats samtliga år under tiden 1989-2003 respektive 1994-2003.

	Skog	Betesmark	Åker	Övrigt	**Totalt**
Alla lokaler					
Torkar aldrig	2	4	6	5	**17**
Kan torka extrema år	2	10	2	10	**24**
Torkar ofta	6	10	0	2	**18**
Torkar nästan alltid	0	1	1	1	**3**
Totalt	**10**	**25**	**9**	**18**	**62**
Lokaler 1989-2003					
Torkar aldrig	0	1	3	1	**5**
Kan torka extrema år	1	1	0	0	**2**
Torkar ofta	0	1	0	0	**1**
Torkar nästan alltid	0	0	0	0	**0**
Totalt	**1**	**3**	**3**	**1**	**8**
Lokaler 1994-2003					
Torkar aldrig	0	4	4	4	**12**
Kan torka extrema år	1	6	1	5	**13**
Torkar ofta	4	8	0	1	**13**
Torkar nästan alltid	0	1	0	1	**2**
Totalt	**5**	**19**	**5**	**11**	**40**

Trender

Det övergripande uppdraget för monitoringprojektet har således varit att detektera eventuella förändringar i grodpopulationernas status, i synnerhet sådana som kan tyda på oönskad miljöpåverkan. *Har populationerna visat en ökande eller minskande trend sedan arbetets början?* Observera att detta är en annan fråga, och generellt sett intressantare, än huruvida det fanns flest grodor vid undersökningens början eller slut. Förutom den allmänna frågan om upp- eller nedgång kommer några mer specialiserade frågeställningar att analyseras.[1]

När man mer i detalj ser på mellanårsfluktuationerna finner man ett ganska oregelbundet mönster; upp- och nedgångar i populationerna blandas, ibland sker nedgång under en följd av år och v.v. *Vilka av de mellanårsförändringar som indikeras är egentligen statistiskt säkerställda?*

De undersökta dammarna representerar olika typer, både med avseende på dammarna själva och omgivande vegetation. *Föreligger skilda trender för olika grupper av dammar?*

Statistiska metoder

För analyserna används ett statistikpaket som speciellt tagits fram för analyser av monitoringdata. Paketet heter "Trends and indices for monitoring data" (TRIM) och har utvecklats av ett holländskt regeringsorgan; "Statistics Netherlands" (Pannekoek & van Strien 2003). Ursprungligen har det utnyttjats för att analysera fågelinventeringar. Det har två huvudsyften, att analysera trender och att göra uppskattningar av total population. För att utnyttja inventeringsdata har det speciella funktioner för att kunna utnyttja flera icke fullständiga dataserier och skapa en sammantagen bild av populationer och populationstrender. Programmet tar dessutom hänsyn till och korrigerar för två vanliga fördelningsproblem hos denna typ av dataserier. Det ena är "overdispersion". Det innebär att spridningen i siffervärden är stor och ej normalfördelad. Det kan inträffa om väderförhållanden gör att det vissa år finns extremt få lekande (torra dammar) eller levande (kall vinter) grodor medan en god reproduktion slår igenom andra år. Det andra fenomenet är "serial correlation". Det innebär att siffervärden två på varandra följande år inte är oberoende. Det är ju fallet om överlevnaden är god och en stor population ett år normalt följs av en stor även nästa. Programmet kan således visa huruvida det sammantaget, under hela undersökningsperioden, finns en linjär trend, ökande eller minskande. Det kan även visa om det inom perioden finns signifikanta brytpunkter, dvs ett år om vilket man kan säga att trenderna före och efter säkert skilde sig åt. Om de enskilda dataserierna grupperas, t.ex. efter biotop, kan det även visa om trenderna för sådana grupper skiljer sig åt. Man kan även vikta de enskilda serierna. En sådan stratifiering gör det möjligt att beräkna en total population även om olika biotoper inte är lika representerade. Detta är dock inte aktuellt i denna sammanställning eftersom kännedom om totalt antal dammar och deras biotoper i Skåne saknas.

---

1 En varning rörande tolkningen av figurerna! De olika trenderna, som de beräknats vid den statistiska analysen illustreras av figurer. Dessa måste tolkas med stor försiktighet. Varje populationslinje utgår från ett basår. Valet av detta är godtyckligt men får följder för det intryck diagrammet ger. Väljer man ett "bra" basår ser ger diagrammet ett intryck av att populationen ligger lågt, och tvärtom. Särskilt förvirrande kan det bli om man jämför två grupper av lokaler. I diagrammet för populationsutveckling i permanenta och temporära dammar får man intrycket att det under senare gått betydligt sämre för de populationer som lever i temporära dammar. Hade 1996 valts till basår (i st.f. 1989) hade intrycket varit ett helt annat! Situationen påminner inte så lite om hur man kan få vilket intryck man vill av aktiekurser genom att välja basår! De statistiska analyser som görs avser trender. Här är man på säkrare mark.

Trender

Den enklaste modellen bygger på antagandet att det skett en linjär ökning eller minskning av populationerna (Fig. 5). Om data saknas för en lokal ett år så används denna genomsnittstrend för att interpolera. Detta är naturligtvis en mycket förenklad modell. Den mest komplicerade modellen utgår i stället från att varje observerad förändring från ett år till nästa ger en korrekt bild av situationen i hela materialet och kan användas för att uppskatta populationen på de lokaler data där saknas. Den bild som då erhålls är omotiverat detaljerad. Varje årsmedeltrend är visserligen på sitt sätt den bästa uppskattningen men osäkerheten är alltför stor för att man ska kunna dra helt meningsfulla slutsatser. En mer balanserad modell tar hänsyn till möjligheten att olika trender kan föreligga under olika perioder men accepterar bara sådana trendbrott som är statistiskt säkerställda. En relativt jämn uppgång under några år behandlas av modellen som **en** trend medan tydliga kast kan leda till att nya trender accepteras varje år (Fig. 6) . De trender som används i en sådan modell är alla signifikant skilda från varandra. Däremot är de inte säkert skilda från 0, dvs ökningen eller minskningen i populationen behöver inte vara signifikant. Programmet kan ta fram en sådan balanserad modell. Även denna modell kan användas för att ge en indexserie för den totala populationen olika år.

Populationsindex

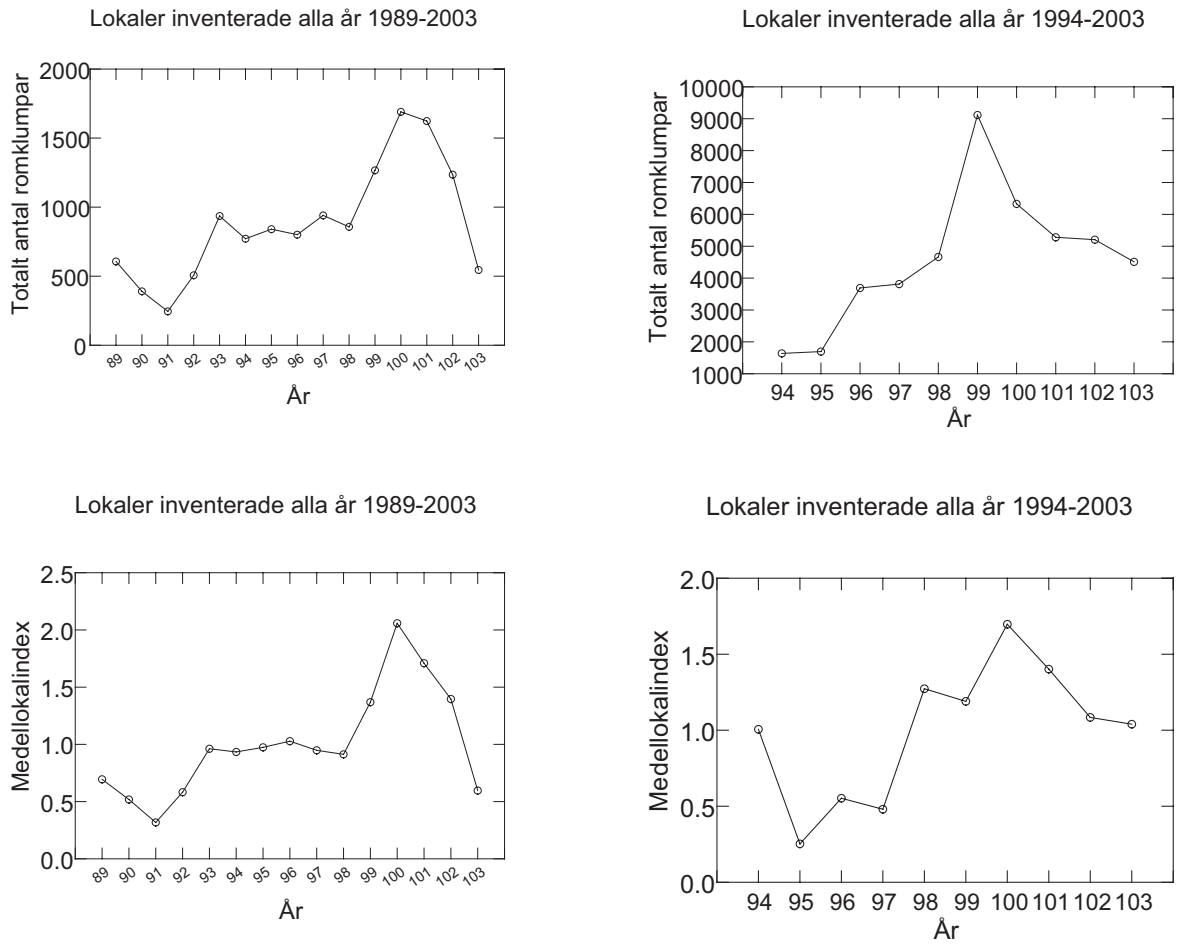
Når man åskådliggör en populations fluktuationer i ett diagram önskar man ett genomsnittsmått som kan användas för alla år, oberoende av brott i analysen av de enskilda lokalerna. Även här kan det använda programmet ge hjälp. Analyserna ger upphov till två sorters dataserier. En "modell" är den bästa uppskattningen när man ålagt sig vissa begränsningar. Ett exempel på en sådan är antagandet att populationen ökat eller minskat linjärt. Det ger en rak linje som enligt en given beräkningsmetod utgör ett "genomsnittsvärde" för alla observationer. Det är uppenbart att denna begränsning leder till en orealistisk förenkling av observerade data under enskilda år. Man kan exempelvis visa att dessa skiljer sig signifikant från modellens uppskattning. Ändå är en sådan linje ett bra sätt att beskriva **en** generell trend, om man önskar en extrem sammanfattning. Denna modell kan ligga till grund för indexberäkningar där det finns luckor i dataserien. Denna dataserie baseras på "imputed values". Datapunkter (år*lokal) representeras då i första hand av observerat värde (antal romklumpar) för en lokal. Om det inte finns så används modellen (i detta fall den generella lutningen) till att extrapolera befintliga serier till hela tidsperioden. Används en mer komplex modell (som i Fig. 6) baseras interpolationer som ger "imputed values" på denna.

I tidigare rapporter användes ett enklare förfarande. För varje år beräknades, baserat på just de dammar som inventerats det året och föregående år, ett mått på förändringen. Med hjälp av dessa successiva trendmått "syddes en tänkt standardpopulation ihop" (Fig. 4) . Detta förfarande ger för varje år det bästa måttet på förändringen men ger inget tillförlitligt mått på flerårstrender, en ettårig trend som av slumpen blir avvikande kan ju få stora återverkningar på framräknade populationsvärden längre fram. Inga trendmått ger riktigt bra värden för den absoluta populationen enskilda år. Säkrast år då att jämföra dammar eller lokaler som inventerats alla de år man vill jämföra (Fig. 2 o 4).

Resultat

Total trend

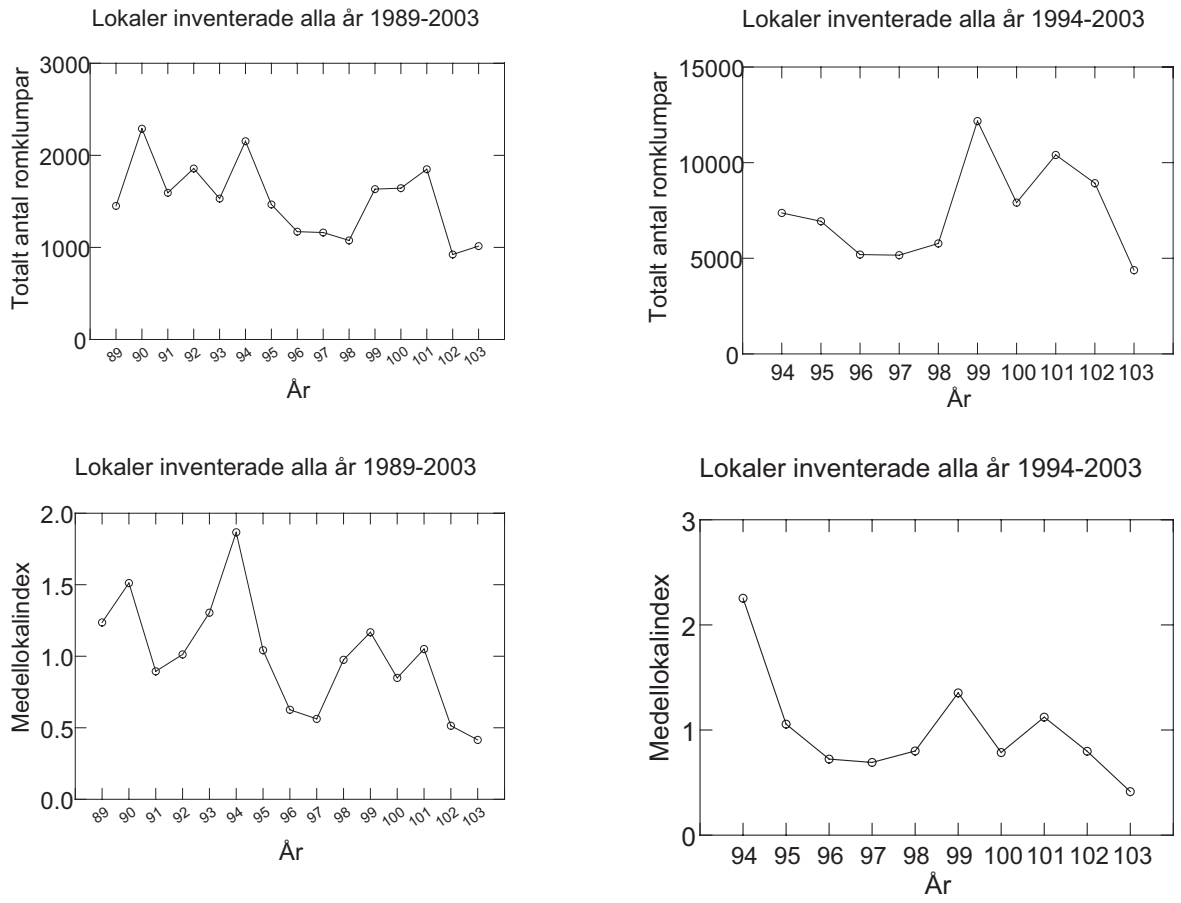
De kurvor som bygger direkt på primärdata ger för åkergroda en bild av en population som ökat fram till år 1999 och därefter minskat (Fig. 2).



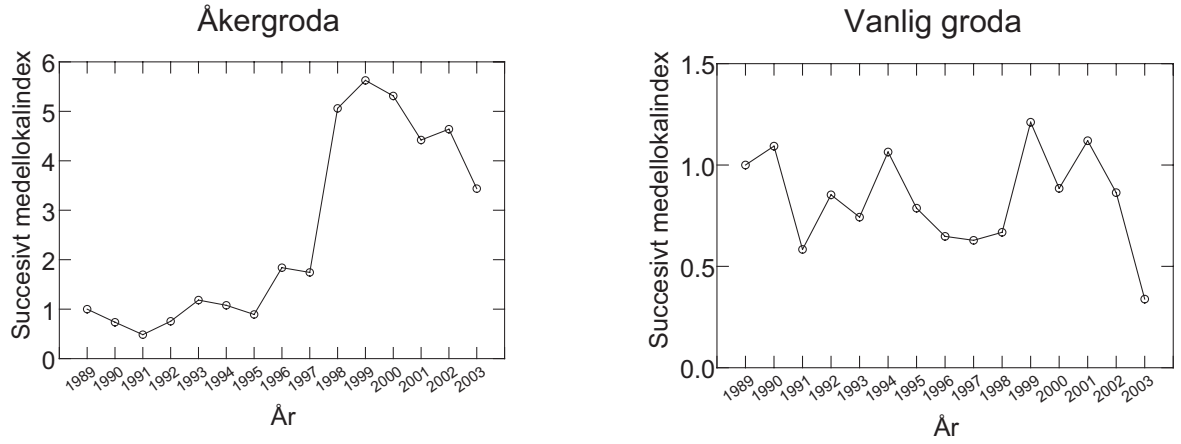
Figur 2. Populationsfluktuationer för åkergroda. Figurerna till vänster baseras på 3 lokaler (Arups mosse, Måryd och Tvedöra). De högra baseras på data från 18 lokaler. Totalt antal romklumpar (övre raden) ger större tyngd åt lokaler med många lekande grodor än medellokalindex (nedre raden).

För vanlig groda är bilden mer splittrad (Fig. 3). Populationstoppen år 1994 är mer påtaglig för de 8 lokaler som inventerats under hela undersökningsperioden än för de 31 som inventerats från 1994 och till 2003. Man slås också av att toppen 1999 bara framträder om man räknar på totalt antal romklumpar, inte om man ser på medelvärdet av de enskilda lokalernas populationsutveckling. Det beror på att det framför allt var lokaler med många romklumpar som visade en topp år 1999. Dessa lokaler visade ingen speciell topp 1994, vilket däremot ett antal "små" lokaler gjorde.

De kurvor för populationen som dessa beräkningar ger skiljer sig inte alltför mycket från de som tidigare visats i tidigare årsrapporter (Loman 2003 och tidigare, Fig. 4).

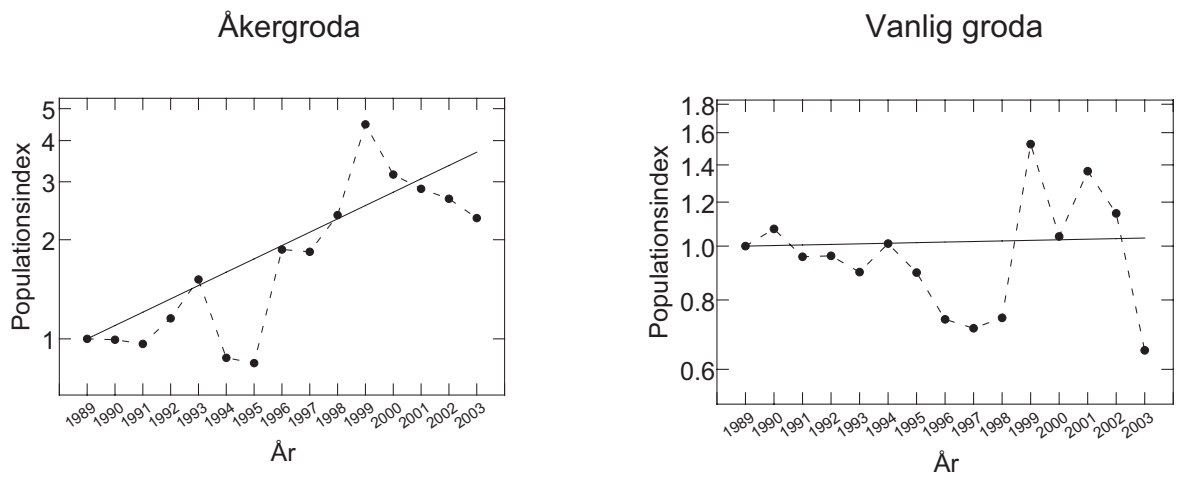


Figur 3. Populationsfluktuationer för vanlig groda. Figurerna till vänster baseras på 8 lokaler. De högra baseras på data från 31 lokaler. Totalt antal romklumpar (övre raden) ger större tyngd åt lokaler med många lekande grodor än medellokalindex (nedre raden).



Figur 4. Populationsfluktuationer beräknade genom successivt applicerande av funna ettårstrender.

För att testa den statistiska signifikansen av de observerade trenderna används de modeller och beräkningsmetoder som ges av programmet TRIM. Generellt sett (Fig. 5) finns det inte någon signifikant trend för vanlig groda (Walds test=0.07, d.f.=1, P=0,80) sedan 1989 medan den ökande trenden för åkergroda är signifikant (Walds test=33,5, d.f.=1, P<0.001).

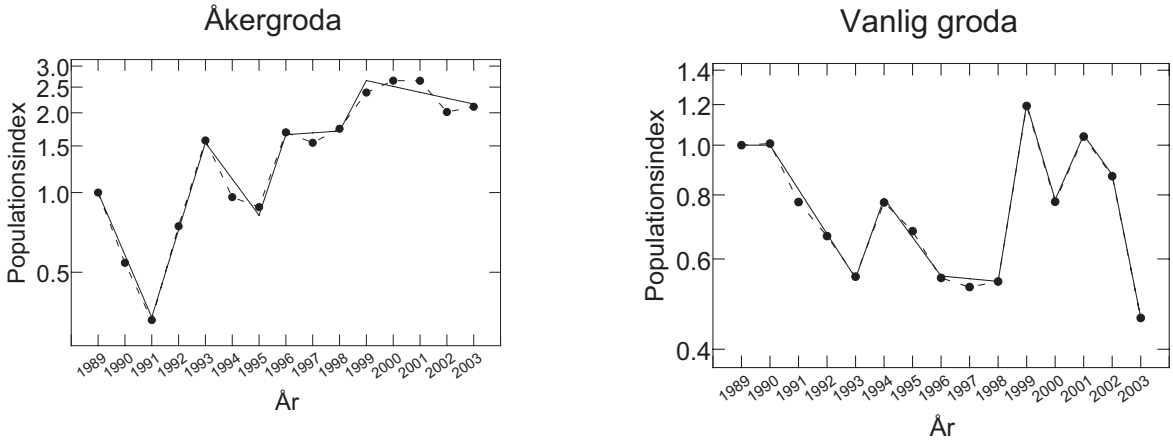


Figur 5. Linjär modell för populationernas dynamik. Det antas att samma trend härskat under hela undersökningperioden. De heldragna linjerna visar en anpassad linjär modell. Den streckade linjen förbinder populationsindex så som de uppskattats med hjälp av modellen. **Dessa figurer visar de mest väldokumenterade långsiktiga trenderna.**

Hur detaljerad information om mellanårsvariation ger inventeringarna?

En mer detaljerad modell som tar hänsyn till varierande trender visar att båda arterna har fluktuerat under undersökningsperioden (Fig. 6). Båda arterna har under de senaste åren visat en signifikant vikande trend (Tab. 3). Om man bara analyserar data sedan 1999 med en linjär modell (motsvarande den för hela perioden 1989-2003 så som den visas på Fig. 5) finner man för båda arterna att nedgången under de senaste fyra åren varit signifikant (Vanlig groda: Walds test=50.61, d.f.=1, P<0.001; Åkergroda: Walds test=16.1, d.f.= 1, P<0.001).

HASSL1. En permanent damm på åkermark där enbart vanlig groda lekt. Det är en gammal märgelgrav med branta kanter men i hitre delen, där kärrorna kört ner för att hämta märgel, är stranden flackare. Här lägger grodorna rommen.

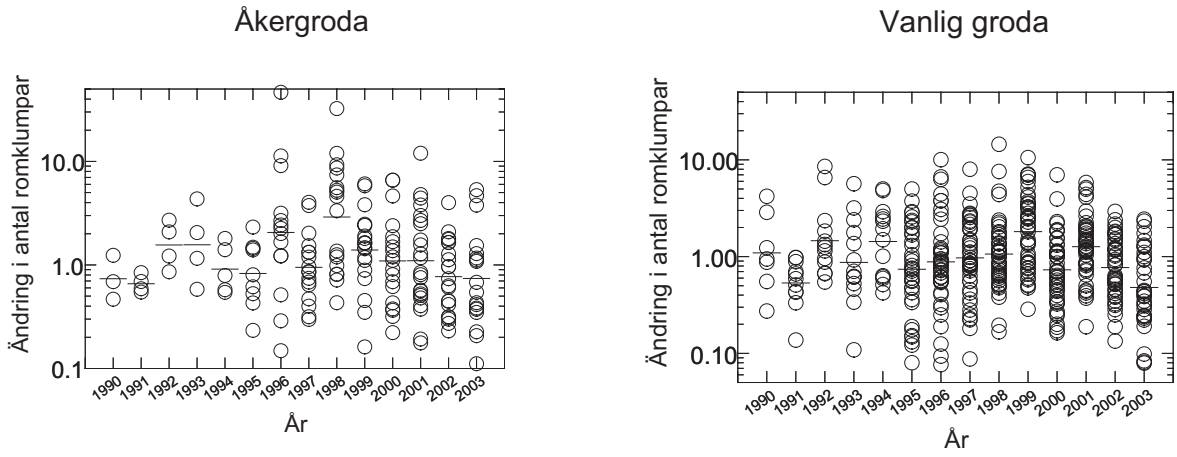


Figur 6. Linjär modell för populationernas dynamik. Det antas att olika trender kunnat råda under undersökningperiodens olika år. De heldragna linjerna visar en anpassad linjär modell där likartade trender polats. Den streckade linjen förbinder populationsindex så som de uppskattats med hjälp av modellen. Till skillnad från figurerna 2 och 3 utnyttjar denna figur data från alla inventerade lokaler. **Dessa figurer visar statistiskt säkerställda kortsiktiga trender.**

Tabell 3. Trender och signifikans. År då trender inte kunnat särskiljas lämnas blanka förutom de sista då uppgifter för hela årsserien anges. Signifikanta trender (P<0.05) anges med *, tendenser (0.10>P>0.05) med (*), icke signifikanta (P>=.10) med -.

	Vanlig groda		Åkergroda	
	Trend	Sign.	Trend	Sign.
1989				
1990	0	-		
1991			Neg.	*
1992				
1993	Neg	*	Pos.	*
1994	Pos	(*)		
1995			Neg.	*
1996	Neg	-	Pos.	(*)
1997				
1998	Neg	-	Pos.	-
1999	Pos	*	Pos.	(*)
2000	Neg.	*		
2001	Pos.	*		
2002	Neg.	(*)		
2003	Neg.	*	Neg..	-

Osäkerheten vid analysen av trender beror till stor del på de stora variationerna mellan olika områdena. Under alla år har det funnits gott om både områden med en ökande och en minskande trend (Fig. 7). Som framgår av Fig. 7 har det vissa år skett en minskning till under 5% av föregående års värde. Det handlar då om stora lekplatser (>20 romklumpar år t-1) där leken nästa år (t) helt uteblivit.

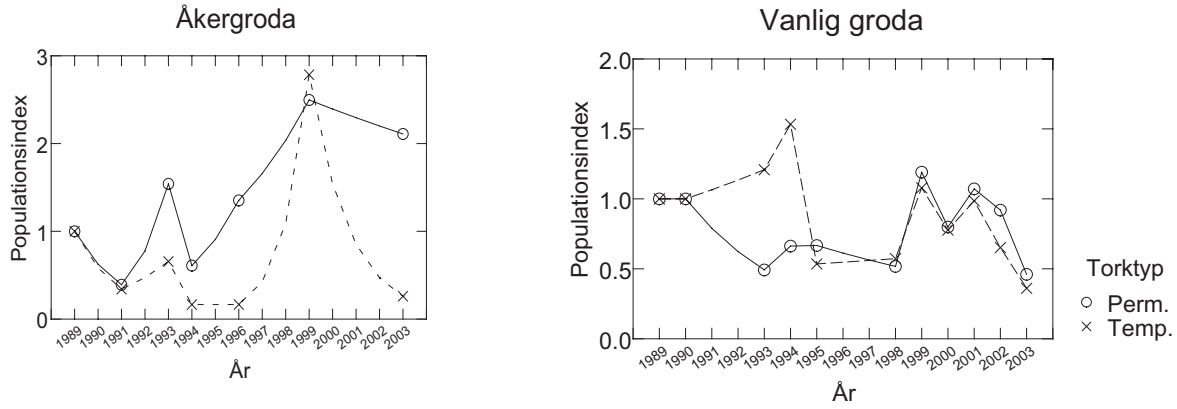


Figur 7. Populationsförändringar i enskilda lokaler. Värdena anges på en log10-skala där 1 betyder att populationen varit oförändrad sedan föregående år, 10 att den tiofaldigats, etc. Till alla romklumpsantal har värdet 1adderats. Därigenom definieras ett intuitivt mått även för år då en lokal tillfälligt saknat som.

Skillnad mellan olika typer av dammar

Permanenta och temporära dammar

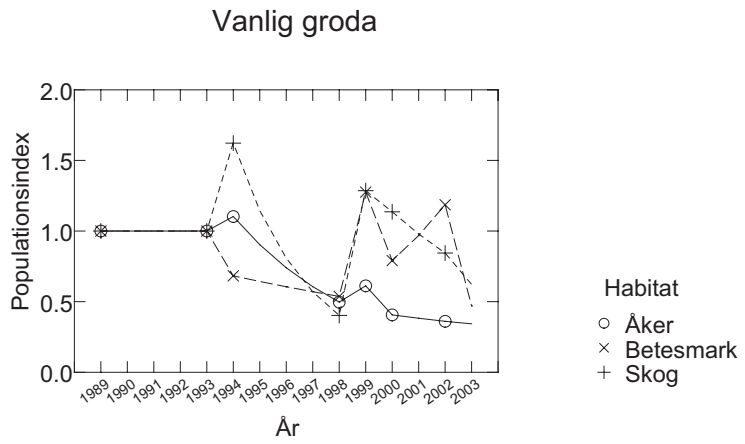
Om man jämför lokaler med permanenta dammar (inklusive sådana som har torkat någon enstaka gång) och lokaler med temporära dammar (sådan som alltid eller ofta torkar ut före ynglens metamorfos) finner man för åkergroda inga påtagliga skillnader (Fig. 8). Om man jämför alla 6 olika signifikanta tidsseriepar finner man inte för något par en signifikant skillnad i lutning. För vanlig groda var skillnaden signifikant för trenden mellan 1994 och 1995 (Fig. 8), då minskade populationerna i temporära lokaler kraftigt medan den förblev oförändrad på lokaler med permanenta dammar.



Figur 8. Populationsförändringar baserat på en linjär modell och uppdelat på lokaler med olika tendens till uttorkning.

Habitat

Enbart för vanlig groda är det meningsfullt att särskilja olika habitat eftersom åkergrodan nästan bara hittats i dammar på betesmark.



Figur 9. Populationsförändringar baserat på en linjär modell och uppdelat på lokaler med olika omgivande habitat.

Här finner man att lokaler med skogsdammar hade en avvikande trend från de med betesmark 1993-94 (bättre), 1994-98 (sämre) och 2002-03 (sämre). 1998-99 hade skogsdammslokalerna en bättre trend är de på åkermark (Fig. 9). Allmänt sett var fluktuationerna minst i dammar på åkermark. Sett över hela perioden från 1989 fanns en negativ trend för dessa lokaler. Den var signifikant (Walds test=17,7, d.f=1, P<0.001).

Diskussion, trender

Långsiktigt tycks åkergrodan ökat i antal medan det inte finns någon sådan trend för vanlig groda. Under de senaste åren har däremot båda arterna tydligt minskat. Någon orsak till detta är inte uppenbar men i nästa avsnitt diskuteras möjligheten att det beror på väderfaktorer. Andra tänkbara förklaringar för de sista årens nedgång är sjukdomar, ökad predation, eller förändringar i den abiotiska miljön. Några mätningar av dessa faktorer har inte skett varför några välgrundade hypoteser knappast kan anges. Dock har inga observationer gjorts som uppenbart medfört några specifika misstankar. Anmärkningsvärt är även att det tycks finnas en långsiktigt trend till minskning för vanlig groda i dammar på åkermark. Denna är dock inte särskilt dramatisk.

Det finns ytterligare några motsvarande monitoringstudier av de två arterna (Tab. 4). Dessa har i allmänhet omfattat ett fåtal (men mycket individrika) dammar eller lokaler. Endast på en lokal förelåg en signifikant trend. Det gäller en av de schweiziska lokalerna (Meyer m.fl. 1997) där en signifikant nedgång ansågs bero på att fisk introducerats i dammen.

Tabell 4. Publicerade monitoringstudier över åkergroda och vanlig groda med minst 10 års data.

Art	Plats	År	Antal	Metod	Ref.
Åkergroda	Holland	1968-1984	50-1313	Rom	van Gelder & Wijnands 1987
Åkergroda	Ural	1983-1993	1794-11477	Rom	Ishchenko 1994
		1983-1993	1785-3907		
		1983-1993	6727-16200		
Vanlig groda	England	1971-1983	49-358	Rom	Cooke 1972
Vanlig groda	Schweiz	1970-1997	350-1200	Rom	Meyer m.fl. 1998
		1973-1997	350-2100		
		1975-1997	1100-8100		
Vanlig groda	Västerbotten	1979-1988	44-115	Vuxna	Elmberg 1990

Vädereffekter

Inledning

Det finns många faktorer som kan ha inflytande på grodornas överlevnad och populationsstorlek. Bland de mer uppenbara är vädret. Här kommer jag att testa om det finns något samband mellan en del väderfaktorer och populationernas fluktuationer.

Vintertemperaturer

Metod

För varje år beräknas förändringen av antalet romklumpar sedan föregående år som en kvot, (antal år t)/(antal år t-1). För att normalisera fördelningen används vid analyser 10log av denna kvot. Det innebär att 0 står för oförändrat antal, negativa värden för en minskning och positiva för en ökning. Lokaler där en art ny- eller återkoloniserat får med denna ansats en kvot som är odefinerad eftersom nämnaren är 0. Lokaler där en art försvunnit sedan föregående år får kvoten 0, vars logaritm är odefinierad. För att kunna använda dessa lokaler och år i analysen läggs värdet 1 till alla romklumpsantal, även de där det ursprungligen var 0. Detta gör det möjligt att i en analys använda alla observationer. Dessa logaritmer kallas fortsättningsvis för lokalens trend ett år. De lokaler där åkergroda aldrig hittats används inte för analyser (trots att trenden med ovanstående definition alltid blir 0).

För att analysera effekten av vintertemperatur skapades två alternativa mått. Det ena utgjordes av summa dygnsmedeltemperatur för de 4 månaderna december till mars medan det andra enbart baserades på januari till februari. Man kan se det som att det första betonar vinterns längd och det senare hur sträng den varit under de kallaste månaderna. Temperaturuppgifterna avser SMHI:s mätstation i Lund men kan, på denna nivå anses ge ett representativt mått för den generella tendensen i hela Skåne.

Resultat

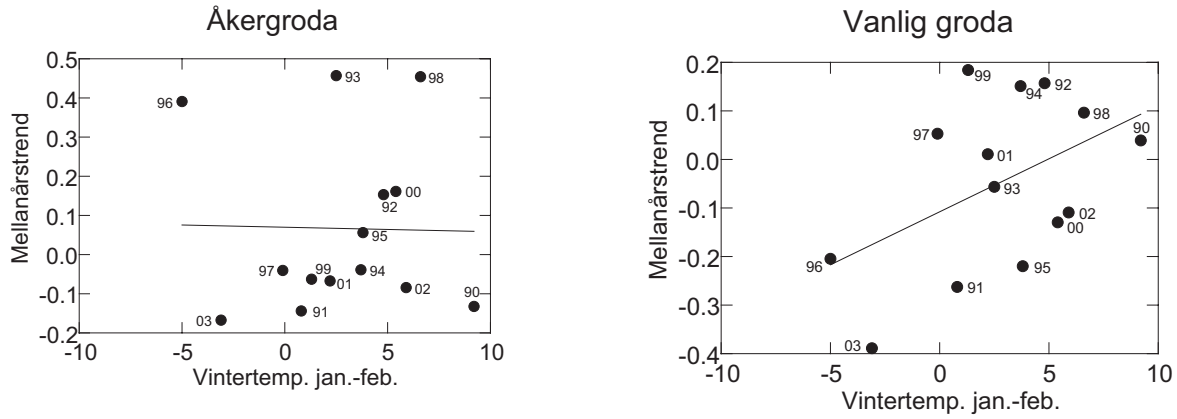
Det fanns en tendens att populationerna av vanlig groda minskade efter en kall vinter (Fig. 10). För det ena måttet skilde sig denna effekt mellan olika lokaler (Tab. 5), dvs för i alla fall en del dammar påverkade vintertemperaturen populationstrenden. För åkergroda kunde ingen effekt påvisas.

Tabell 5. Test (ANCOVA) av effekten av vintertemperatur (två alternativ) på populationsförändringar. D.f. står för frihetsgrader. Signifikanta P-värden står i fetstil. "Vinter" avser mått på vinterns stränghet enligt endera av två mått (redovisat i spalt 1 och 3 resp 2 och 4). Tabellen redovisar 3 (4) olika test. Överst testas effekten av vinterkyla och lokal. I de (3) fall interaktionen ej är signifikant (den återges då i kursiv) görs testet om med enbart hänsyn till huvudfaktorerna. Värdena för det testet återfinns då på de sex översta raderna. Längre ner redovisas två test där hänsyn även tagits till lokalernas torktyp respektive habitattyp. Bara dessa effekter redovisas i tabellen. Dessa test utförs endast med interaktionen med "Vinter" inkluderad. Här är det ju förekomsten av denna interaktion som är själva frågeställningen.

		Vanlig groda		Åkergroda	
		Dec-mars	Jan-feb	Dec-mars	Jan-feb
Vinter	F	0,00	9,44	0,24	0,93
	d.f.	1:423	1:481	1:230	1:230
	P	0,98	**0,002**	0,62	0,34
Lokal	F	1,01	0,37	0,52	0,53
	d.f.	58:423	59:481	28:230	28:230
	P	0,47	1,00	0,98	0,98
Lokal*	F	1,41	*1,35*	*1,45*	*0,03*
Vinter	d.f.	1:423	*59:423*	*1:202*	*1:202*
	P	**0,030**	*0,051*	*0,29*	*0,87*
Torktyp	F	0,00	0,01	0,20	0,15
	d.f.	1:480	1:480	1:170	1:170
	P	0,99	0,93	0,72	0,70
Torktyp*	F	0,00	0,02	0,20	0,47
Vinter	d.f.	1:480	1:480	1:170	1:170
	P	0,98	0,89	0,65	0,49
Habtyp	F	1,39	1,18	1,93	2,06
	d.f.	2:346	2:346	2:102	2:102
	P	0,25	0,31	0,15	0,13
Habtyp*	F	0,551	0,23	0,83	0,80
Vinter	d.f.	2:346	2:346	2:102	2:102
	P	0.58	0,79	0,44	0,45

Det tycks inte som effekten av vintertemperatur är beroende av dammens typ. Vare sig om man vid kovariansanalysen dessutom tog med effekten av dammens torktyp (2 typer) eller habitattyp (3 typer) gav denna faktor någon effekt.

Katastrofala nedgångar skedde särskilt ofta efter de kalla vintrarna 1996 och 2003 (Fig. 7). Vid fem tillfällen uteblev lek helt i dammar där föregående år rom från mer än 50 vanliga grodor hittats. Ett motsvarande fall förelåg för åkergroda. Tre resp två av fallen inträffade efter de kalla vintrarna 1996 och 2003.



Figur 10. Förhållande mellan vinterns stränghet och populationstrender. Mellanårstrenden motsvarar de kvoter som kan utläsas ur figurerna 2 och 3. Värdena är inte helt överensstämmande eftersom de i figur 10 för varje år baseras på alla då tillgängliga lokaler.

Vårtorka

Vårtorka kan drabba grodorna på två olika sätt. Efter en torr vinter och vår kan i extrema fall en lekdamm vara helt torr när grodorna ska leka. Leken uteblir då i denna damm. Ett annat problem är att grodorna lägger gärna rommen på grunt vatten invid stranden. Om det blir torrt och varmt direkt efter leken händer det i en del dammar att vattnet sjunker så snabbt så att rommen blir kvar på land före kläckningen där den torkar och äggen dör. Rom tål genom sin egen fuktighet att kortare tid överleva på land och kan vid kläckning ibland "rinna" ner i vattnet men särskilt i samband med frost är dödligheten hög. Nedan undersöker jag i vilken omfattning dessa problem har förekommit.

Vårtorra dammar

Metod

I samband med lekinventeringen antecknades från år 1994 huruvida dammar var torra vid den tid leken normalt äger rum. I en del fall fanns visserligen vatten kvar men så lite att man kan ifrågasätta om detta inte omöjliggjorde eller begränsade leken. I några fall berodde vattenbristen tydligt på dikning eller annan mänsklig aktivitet. Det senare gällde dammarna i Måryd som torrlades 1996 efter att ett närbeläget stenbrott fördjupades. Sedan detta uppmärksammats upprätthålls vattennivån delvis genom att vatten pumpas till en av de drabbade dammarna.

Resultat

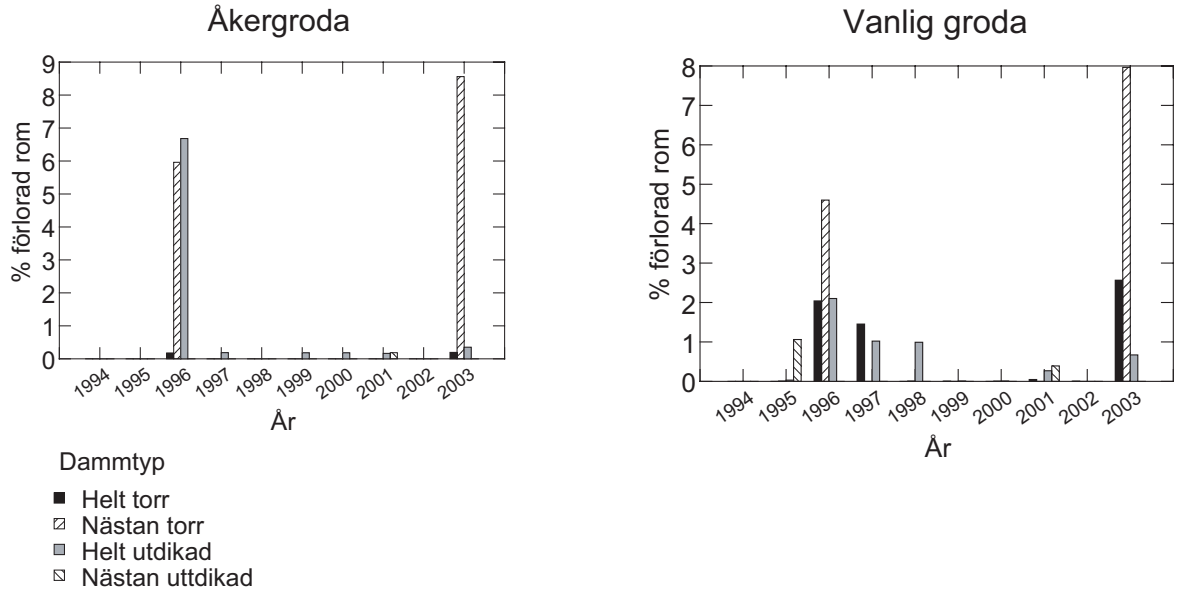
Bedömningen att extremt lågt vattenstånd (och inte bara total uttorkning) hindrar lek fick stöd av data för vanlig groda. I 20 (19 olika dammar) fall där jag klassificerat nivån som så låg

att lek kunde påverkas negativt (och vattenståndet varit normal föregående år) var den genomsittliga rommängden 21% av föregående års. För åkergroda fanns 9 sådana exempel (8 olika dammar). Där var motsvarande kvot däremot 140%, alltså en ökning.

Tabell 6. Dammarnas vattenstatus på våren. Denna tabell avser endast dammar där grodor lekt någon gång under undersökningsperioden.

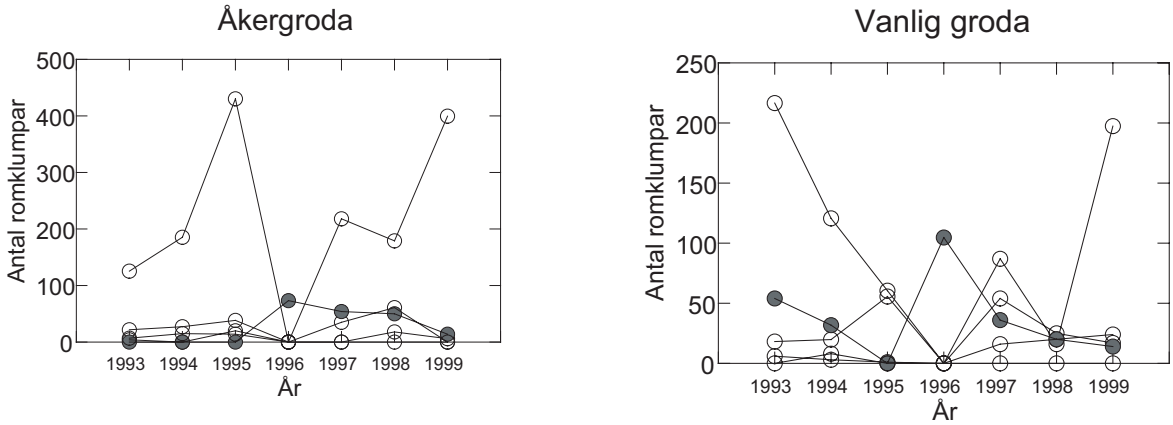
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Normalt vattenstånd	71	84	80	96	102	103	103	103	104	79
Vattenstånd starkt reducerat	0	1	7	0	1	0	1	0	0	13
Uttorkad	0	0	9	5	1	1	0	2	1	10
Utdikad, starkt red. vattenstånd	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
Utdikad, helt torr	0	1	6	4	1	1	1	1	0	2
Uppgift saknas	0	1	4	0	0	0	0	0	2	2
Totalt kontrollerat	71	89	106	105	105	105	105	107	107	106

Sedan 1994 har vårtorka nästan enbart inträffat åren 1996, 1997 och 2003 (Tab. 6). För att göra en uppskattning av vad det kan ha betytt för grodpopulationen i stort har jag för drabbade dammar beräknat deras genomsnittliga rommängd under hela undersökningsperioden och jämfört den med samma värde för alla dammar, respektive år. Detta tyder på att helt uttorkade dammar i värsta fall (om de drabbade grodorna inte hittat någon alternativ damm) motsvarat upp till 2% av årsleken för vanlig groda (Fig. 11). I dammar där jag misstänker att leken hämmats av lågt vattenstånd kan upp till 8% av årsleken drabbats. För i varje fall vanlig groda var nog denna högre siffra den bästa uppskattningen av totalförlusterna.



Figur 11. Potentiell lek i de dammar som under vissa år varit m.l.m. uttorkade.

Händelserna kring de av utdikning drabbade Mårydsdammarna medförde ett "naturligt" experiment (Fig. 12). Åren före dräneringen lekte, med varierande tätheter, båda arterna i de tre dammar som låg närmast stenbrottet och som kom att drabbas av total uttorkning 1996. I en rätt stor damm som ligger mellan 100 och 200 meter längre bort lekte åkergroda inte alls medan vanlig groda lekte i måttliga (och minskande antal). När de tre dammarna våren 1996 var helt torra lekte för först gången åkergroda i den bortre dammen. De 73 romklumpar som hittades var dock klart färre än de total 488 som föregående år hittades i de tre torrlagda dammarna. 1996 lekte fler vanliga grodor i den bortre dammen än tidigare, där hittades 104 romklumpar. Det var i närheten av de 116 som år 1995 hittades i de tre senare torrlagda dammarna. Sedan de tre dammarna 1997 åter, i varierande grad, försetts med uppumpat vatten återvände båda arterna medan leken i den bortre dammen minskade.



Figur 12. Romklumpar hittade i fyra dammar i Måryd. De dammar som representeras av öppna cirklar var våren 1996 helt torrlagda. Den damm som representeras av fyllda cirklar höll under alla år gott om vatten.

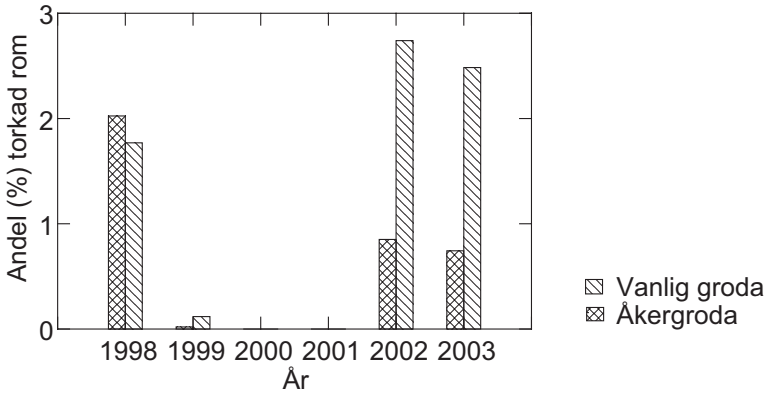
Äggförluster pga vårtorka

Metod

Från 1997 registrerades om ägg torkat pga sjunkande vattennivå under lektiden. Dessutom gjordes en grov uppskattning av hur stor andel av äggen i varje damm som drabbats.

Resultat

Sådan uttorkning kunde drabba äggen på tre sätt. I 13 fall sjönk vatten undan och alla eller en del av äggen i en damm blev kvar på stranden där de torkade. I 10 fall la grodorna rom i en del av damm som vid sjunkande vattenstånd snördes av från huvud delen av dammen. Om denna del var grund torkade äggen, eller, i något fall, ynglen. En gång förekom det dessutom att en hel damm torkade redan innan äggen kläckt. Några år drabbades upp till 2,5 % av äggen av sådan uttorkning (Fig. 13). Totalt sett har knappast dessa fenomen någon betydelse för populationerna.



Figur 13. Mängden rom som förlorats genom uttorkning på våren.

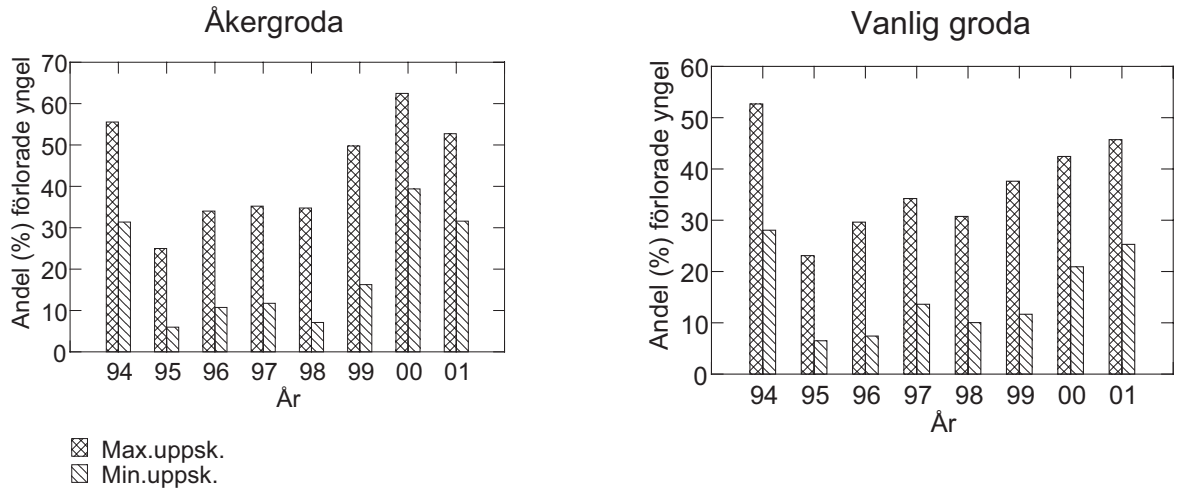
Sommartorka

Beräkning av torkrelaterad yngelmortalitet

Somrarna 1994 till 2001 kontrollerades alla dammar vid tiden för ynglens metamorfos. En del dammar var då torra och det var tydligt att samtliga yngel omkommit. Eftersom metamorfosen sträcker sig över en månadslång period och det dessutom ibland förekom att en hotande uttorkning uteblev genom ett räddande skyfall var det i andra fall svårt att numeriskt noga uppskatta omfattningen av torkförluster. Bedömningen försvåras ytterligare av att alla dammar inte har en jämnt sluttande strand med det djupaste partiet på mitten utan är oregelbundet formade med gott om möjligheter för obetänksamma yngel att bli kvar i uttorkande, avsnörda vikar, trots att dammen fortfarande har gott om vatten. Därför klassificerades dammarna grovt som: Säkert totalförlust (0% överlevnad); Möjlighet att några tidigt metamorfoserande yngel klarat sig (<5% överlevnad); Troligen väsentlig yngelförluster (5-50% överlevnad); Inga eller måttliga förluster (50-100% överlevnad) och Inga förluster (100% överlevnad). För de analyser där ett numeriskt mått på överlevnad efter sommartorka använts har för varje damm använts medelvärdet i det uppskattade intervallet; för kategori "Troligen väsentliga yngelförluster" används exempelvis (5%+50%)/2=27.5%, etc). Dessa värden multiplicerades med antalet lagda romklumpar i enskilda dammar. Därifrån beräknas antalet och andelen "överlevande" ägg från respektive lokal.

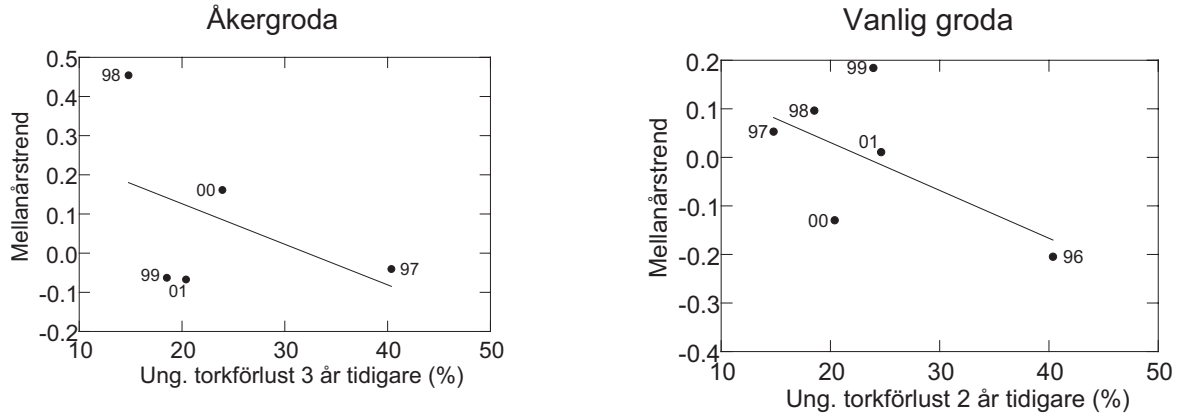
Resultat

De år då sommartorkan var mest allvarlig kan så mycket som drygt 50%, eller i alla fall minst 40% av alla yngel förlorats genom torka (Fig. 14). Mindre torra år förlorades högst 30%, kanske bara 5%. På det hela taget var åkergrodan något mer drabbad än den vanliga grodan.



Figur 14. Effekt av sommartorka på rekryteringen. För varje damm har två alternativa uppskattningar av yngel förluster pga torka gjorts, enligt en schablon. De två extrema utfallen redovisas.

Det finns en antydan till samband mellan torkförlusterna en sommar och populationstrenden för vanlig groda två år senare (Fig. 15). Sambandet var dock inte signifikant (Tab. 7). Ett motsvarande, och än svagare, förhållande gällde effekten av sommartorka på åkergroda och populationstrenden 3 år senare.



Figur 15. Effekt av sommartorka på lekpopulationens förändring två eller tre år senare.

För båda arterna är det möjligt (men långt ifrån bevisat) att sommartorkan 1994 orsakade den relativt svaga trenden det år då 1994 års rekrytering borde lekt första gången, för vanlig groda 1996 och för åkergroda 1997.

Tabell 7. Test av sommartorka på årsnivå. Varje datapunkt utgör medelvärdet för alla lokaler ett år. "N" avser alltså antalet år som analysen omfattar. Under "Trend" anges "Korr" om trenden (romklumpar år t)/(romklumpar år t-1) korrigerats för motsvarande trend två år tidigare. Detta har bara ansetts meningsfullt för vanlig groda där säkert större delen av djuren blir könsmogna vid 2 års ålder. "Okorr" anger att okorrigerad trend använts direkt. Under "Tidsförsk." anges om effekten av sommartorka 2 eller 3 år före den beräknade trenden testats. De fall som visas i Figur 15 anges i fetstil.

Art	Trend	Tidsförsk.	r	N	P
Vanlig groda	Okorr	-2	-0,61	6	0,20
		-3	-0,21	5	0,73
	Korr	**-2**	**-0,77**	**6**	**0.075**
		-3	0,21	5	0,74
Åkergroda	Okorr	-2	0,37	6	0,48
		-3	**-0,46**	**5**	**0,27**

Analys med multipla korrelationer.

För att analysera sommartorkans betydelse för populationsdynamiken formuleras även multipla regressionsmodeller.

Data och variabler

Analysen görs på lokalnivå. Varje år och damm utgör en datapunkt. Den beroende variabeln var antalet lagda romklumpar ett år. Det antas utgöra ett mått på lekpopulationen (L) detta år. De oberoende variablerna är antalet lagda romklumpar under föregående (2 eller 3 år tidigare) år (L2, L3) eller ett index på rekryteringen dessa år (R2, R3). Rekrytering efter sommartorka beräknas som anges i avsnittet "Beräkning av torkrelaterad yngelmortalitet" ovan. Samtliga modeller inkluderar lokal och år som faktorer.

Analys 1. I det enklaste fallet reproducerar sig alla djur första gången vid en given ålder (t.ex. två år) och dör sedan. Då är det intressant att fråga om lekpopulationen (L2) (uppskattat som antalet romklumpar år t-2) **gånger** den uppskattade överlevnaden efter torka, dvs rekryteringen (R2) är en bättre prediktor av lekpopulationen L (uppskattad som äggproduktionen år t), än vad enbart L2 är.

Analys 2. Om en del honor blir könsmogna första (och enda) gången vid en annan ålder (t.ex 3 år) måste man dessutom ta med L3 och R3 i analysen. Detta kan vara speciellt viktigt för åkergroda där troligen bara en mindre del leker vid två års ålder.

Analys 3. Än mer komplicerad blir analysen om man tar hänsyn till att honorna kan överleva och lägga ägg flera säsonger. En förenklad modell utgår från att andelen honor som överlever från ett år till nästa är konstant över alla år. Publicerade uppgifter anger överlevnadsvärden på ungefär 50% men analysen av vinterns betydelse tyder på att detta kan variera betydligt. I denna modell inkluderas även förra årets lekpopulation (L1), som en uppskattning av antalet äldre honor i lekpopulationen.

Vinterkyla. Det vore frestande att även ta med vinterkyla i dessa modeller. Emellertid finns inget lokalspecifikt värde för denna. Det generella måttet på vinterkyla som beräknats kan inte särskiljas från en generell årseffekt som ju redan finns med i modellerna. Den var alltid starkt signifikant och det är möjligt att häri låg en effekt av vinterkyla.

Resultat

Analysen av modellerna på lokalnivå ger föga stöd för att sommartorkan har någon större direkt betydelse för populationsdynamiken i enskilda dammar (Tab. 8). På vissa lokaler fanns ett samband mellan antalet lagda ägg av vanlig groda och antalet två år tidigare (Tab. 8, Interaktion=ja). Detta blev inte starkare av att man korrigerade det lagda äggantalet första året för beräknade överlevnad med hänsyn till sommartorka. Det fanns inte alls någon motsvarande effekt av rekryteringen (antalet ägg) tre år tidigare. Om hänsyn togs även till antalet lagda ägg året före, som mått på äldre honor, visade sig detta vara starkt kopplat till årets lek. I denna modell visades inget självständigt samband med leken eller rekryteringen två år tidigare. Det ska betonas att denna form av analys har en svag styrka när de olika oberoende variablerna är sinsemellan korrelerade. I detta fall är ju leken förra och förrförra året antagligen korrelerad. Det P-värde som anges visar varje faktors betydelse, självständigt från alla andra faktorer. Den blir svår att urskilja i ett deskriptivt material med interkorrelerade faktorer. Mer anmärkningsvärt är kanske att förklaringsgraden (r^2) ökade enbart med en till två procent när i modellerna antalet lekpopulationen (antalet romklumpar) två och tre år tidigare ersattes med rekryteringen (romklumpar * beräknad sommaröverlevnad). Man måste också tänka på att en stor del av den generella effekten av sommartorka fångas upp av den generella årsvariabeln som även ingår i analysen. Att utesluta en generell årseffekt hade inte heller varit lyckat, årspecifika faktorer som inte ingår i analysen hade då kunnat slå igenom och falskt tillskrivas torka.

DALBYH3. En grund skogsdamm som ofta torkar ut helt på sommaren, med katastrofalt resultat för ynglen. Här har bara vanlig groda lekt.

Tabell 8. Test (multipla regressioner) av tidsfördröjningar och sommartorkans betydelse för lekpopulationen ett givet år (L). L1, L2 och L1 står för lekpopulationen 1, 2 ,resp. 3 år tidigare. T2 och T3 står för beräknad andel av yngelproduktionen som undkommit sommartorka. L2*T2 och L3*T3 är således mått på rekryteringen. I all modellerna tas även effekten av år och lokal med. Den är i samtliga fall signifikant, P<0,001. Interaktionen med lokal testades även. Endast i ett fall var den signifikant. Det anges med "Ja" och i den raden avser värdena under Lag2 i själva verket dess interaktion med lokal. Under Lag2, Lag3 anges värden för L2 resp L3 eller L2*T2 resp L3*T3, beroende av vilken modell som anges i den vänstra spalten.

Art	Modell	Interaktion	r^2	Lag1			Lag2			Lag3		
				F	d.f.	P	F	d.f.	P	F	d.f.	P
Åkerg.	L=L2	Nej	0,850				0,10	1:171	0,75			
	L=L2*T2	Nej	0.848				0,89	1:112	0,35			
	L=L3	Nej	0,845							0,037	1:150	0,85
	L=L3*T3	Nej	0,861							0,00	1:92	0,99
	L=L2+L3	Nej	0,848				0,51	1:148	0,48	0,23	1:148	0,64
	L=L2*T2+L3*T3	Nej	0,865				1,03	1:79	0,31	0,13	1:79	0,73
	L=L1+L2+L3	Nej	0,849	0,24	1:146	0,63	0,36	1:146	0,55	0,29	1:146	0,59
	L=L1+L2*T2+L3*T3	Nej	0,866	0,18	1:78	0,68	1,02	1:78	0,32	0,16	1:78	0,69
Vanlig g.	L=L2	Ja	0,811				1,46	55:305	**0,026**			
	L=L2*T2	Nej	0,782				2,17	1:276	0,14			
	L=L3	Nej	0,782							0,62	1:322	0,44
	L=L3*T3	Nej	0,808							0,27	1:236	0,59
	L=L2+L3	Nej	0,774				0,72	1:317	0,38	0,47	1:317	0,50
	L=L2*T2+L3*T3	Nej	0,797				0,30	1:213	0,59	0,018	1:213	0,89
	L=L1+L2+L3	Nej	0,796	38,7	1:313	**<0,001**	0,37	1:313	0,54	1,15	1:313	0,28
	L=L1+L2*T2+L3*T3	Nej	0,805	13,2	1:212	**<0,001**	0,17	1:212	0,68	0,06	1:212	0,81

Sammanfattning, vädereffekter

Effekterna av väder var inte helt tydliga. Dock tycks i alla fall vintertemperarturen på en del lokaler påverka överlevnaden för i alla fall vanlig groda. Överlevnaden har rimligen ett samband med de övervintringsplatser som använts. Dessa är förvånansvärt dåligt kända för dessa grodor. Dock är för vanlig groda övervintring både i dammar, i rinnande vatten och på land känt (Ashby 1969, Koskela & Pasanen 10974, Elmberg 1990, Pasanen & Sorjonen 1994, egna obs.). Sannolikt är överlevnad i rinnande vatten säkrast medan övervintring på land (i exempelvis sorkgångar) kan vara farligt vid djup tjäle. Å andra sidan är grodor fullt mobila även vid fryspunkten varför de har möjlighet att söka sig djupare ner om de inte hamnat i någon form av återvändsgränd eller grävt ner sig direkt i hårt packad jord. Övervintring i dammar kan bli ett problem under extremt kalla vintrar med bottenfrysning men även ett långvarigt istäcke med åtföljande syrebrist kan leda till vintermortalitet. Det är därför kanske inte så konstigt att utfallet varierade mellan olika lokaler. Gerlach & Bally (1993) och Akeret & Stossel (1994) (båda i Schweiz) har dokumenterat omfattande vintermortalitet efter en kall vinter pga syrebrist i dammar som använts som övervintringsplatser. De fall där en dramatisk minskning i populationer efter en kall vinter konstaterats i den nuvarande undersökningen kan bero på en motsvarande situation med syrebrist i övervintringsdammar. Några döda grodor hittades dock inte i de aktuella dammarna.

På lokalnivå fanns inga tydliga effekter av sommartorka på följande års populationsutveckling. Sådana effekter borde slagit genom i de multipla regressionsmodellerna. Det är ytligt sett ganska förvånande eftersom det dokumenterades att sommartorka under en del år var orsak till kraftigt minskad rekrytering i vissa dammar och lokaler. Det kan tyda på att ungdjurens spridning är så lång att de lokaler jag definierat inte är några självständiga enheter. Om en damm torkat ut en sommar så kommer då leken i den två år senare kanske inte att påverkas alltför mycket därför att en stor del av de djur som då leker för första gången utgörs av djur som immigrerat från andra närbelägna lokaler, där torka kanske inte förekommit. Effekterna jämnas även ut om en stor del av de vuxna djuren överlever och reproducerar sig under flera år. Genomslaget hade omvänt blivit som störst om majoriteten av honorna bara överlevt och reproducerat sig en gång, t.ex. vid två års ålder. Den tydliga effekten av förra årets lekpopulation som visades i de multipla regressionsmodellerna tyder dock på att äldre honor utgör en väsentlig del av lekpopulationen. Sammantaget bidrar nog dessa faktorer till att genomslaget av sommartorka på populationsdynamiken på enskilda lokaler är svagt. Det kan dock inte uteslutas att den sammantagna effekten av sommartorka 1999-2001 (som var mer omfattande än 1995-1998, Fig. 14) har bidragit till den nedåtgående populationstrenden för båda arter under senare år. Effekten under inventeringens senaste år kan dessutom ha förstärkts av den kalla vintern 2003.

Få andra studier har relaterat grodor dynamik till väderförhållanden. Meyer m.fl. (1998). undersökte om det kunde visas något samband mellan regniga somrar och antalet lekande honor nästa vår men fann inget. Regn antogs gynna honors tillväxt och reproduktionsbenägenhet, något som kanske inte är helt självklart, kanske är temperatur och hög insektsaktivitet viktigare.

Samvariation inom område

Inledning

Inventerade dammar har antingen legat isolerade från andra dammar eller ingått i komplex av dammar. I det förra fallet har inga andra dammar legat inom 500 meter från den inventerade

dammen. I det andra fallet har samtliga, eller i alla fall ett flertal, dammar inventerats. Det finns några undantag till den senare regeln. I Frihult och Skoghuset har bara 7 respektive 11 dammar inventerats trots att det finns ytterligare dammar inom 500 meter.

Skälet till att flera närliggande dammar inventerats har varit att man skulle kunna tänka sig att grodor växlar lekplats mellan närliggande dammar år från år, beroende på vad som för tillfället i något avseende uppfattas som förmånligt. I så fall skulle inventeringen av endast en damm kunna ge en överdriven bild av mellanårsfluktuationernas storlek. Å andra sidan, om sådana rörelser inte förekommer och det även i övrigt är så att mellanårsfluktuationerna inom ett område sker synkront mellan dammar, så innebär den valda metoden ett onödigt arbete. Man kan nämligen aldrig komma ifrån misstanken att fluktuationerna för närliggande dammar påverkas av lokala faktorer och därför är mer eller mindre korrelerade. Dessa datapunkter är då i statistisk mening inte oberoende och vid analyser där insamlade data ses som stickprov måste man aggregera data från alla dammar inom en lokal. Flera dammar ger alltså statistiskt inte mer information än en enda. Dock kan flera inventerade dammar ge ett säkrare (mindre slumpfel) mått för den aktuella lokalen. Det ska dock betonas att en enda damm per komplex alltid ger ett statistiskt full korrekt material för att besvara den grundläggande frågan rörande långsiktiga trender i hela området. Den fråga det här gäller är huruvida **en** damm ger en bra bild av mellanårsfluktuationerna i det aktuella komplexet. För att få en säkrare grund för valet av urvalsprincip testas därför nedan om årsfluktuationerna hos enskilda dammar på en lokal skiljer sig signifikant åt.

Metod

Vid den följande analysen utgår man från förändringar mellan år ("trender") i enskilda dammar. Förändringar mellan år beräknas med samma metod som användes för lokaler i analysen av vinterkylans betydelse. Först testats med en tvåvägs ANOVA om dammtrender skiljer sig mellan komplex (lokaler), sedan hänsyn tagits till år. Eftersom alla dammar inte inventerats alla år (framför allt har ju en hel del tillkommit under senare år) görs detta test på ett reducerat urval av år (från 1996) och lokaler (sådana där dammar inte tillkommit eller försvunnit, nygrävda eller uttorkade). Det visar sig då föreligga en signifikant interaktion mellan år och lokal, dvs vissa år skilde sig dammarnas trender mellan lokaler. Därför gjordes också test årsvis på hela materialet med envägs ANOVor.

Jag jämförde även mellanårsvariationens magnitud mellan ensamma dammar och dammar i komplex. Om grodor har en tendens att, ifall tillfälle ges, byta damm, borde det ju vara större romantalsvariation mellan år i de dammar där det fanns alternativa dammar på nära håll. För varje damm och år beräknades, såsom i väderanalyserna, årstrenden som en logaritm av mellanårskvoten i romantal. Även här gjordes först tillägg av värdet 1 för att kunna utnyttja dammar med tillfällig avsaknad av lek i analysen. Vid analysen användes vidare det absoluta värdet, en uppgång (t.ex. +0.5) fick således samma värde som motsvarande nedgång (-0.5 sattes till +0.5). För varje damm beräknades sedan genomsnittet av dessa trender, över alla år dammen inventerats. Observera att användandet av logaritmer gör att en fluktuation från 50 till 100 får samma magnitud som en från 5 till 10.

Resultat

För båda arter gäller att det finns en signifikant interaktion mellan år och lokal för mellanårstrender (Åkergroda: d.f=48:101, F=1.831, P=0.006; Vanlig groda: d.f.=84:270, F=1.786, P< 0.001) Det betyder att vissa år skiljer sig lokalerna åt, dvs alla dammar på en lokal visar en likartad trend (Tabell 9).

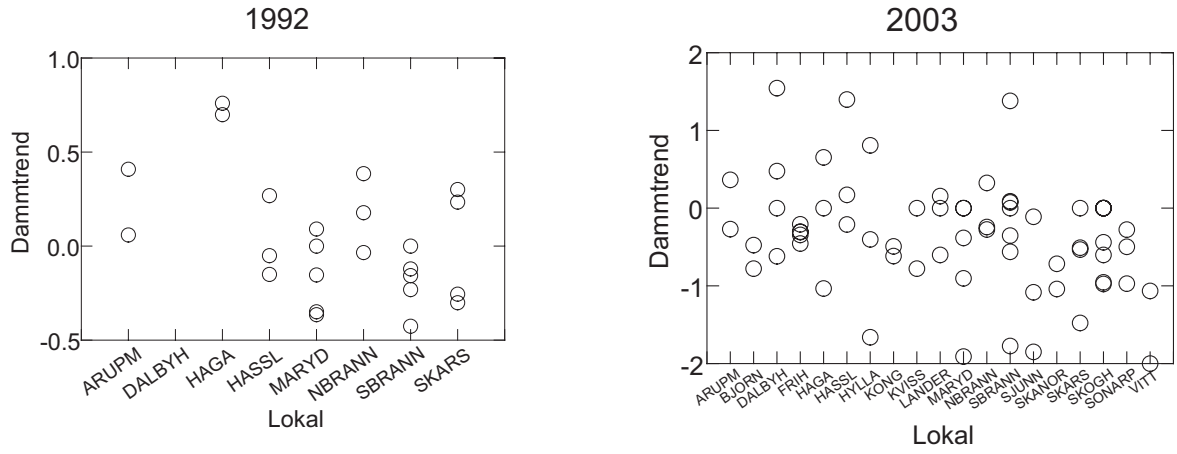
Tabell 9. Test (ANOVA) av samvariation mellan dammar inom komplex. I tabellen visas effekten av lokal på årstrender för dammar. -1990 avser populationstrenden från 1989 till 1990, etc. En signifikant effekt visar att det finns en genomsnittlig skillnad mellan dammar på olika lokaler.

	Vanlig groda			Åkergroda		
	d.f.	F	P	d.f.	F	P
-1990	3:7	1.28	0.35	1:2	0.00	0.95
-1991	6:17	2.51	0.063	2:5	1.63	0.28
-1992	6:17	5.36	0.003	2:5	0.37	0.71
-1993	7:18	3.08	0.026	3:6	1.25	0.37
-1994	7:15	0.37	0.91	3:5	1:68	0.91
-1995	13:25	0.72	0.73	6:12	1.12	0.41
-1996	15:34	2.14	0.33	7:12	3.17	0.038
-1997	19:41	1.28	0.25	9:12	1.72	0.19
-1998	19:42	2.95	0.002	11:14	1.82	0.15
-1999	18:43	1.97	0.035	11:16	0.79	0.65
-2000	18:45	1.44	0.16	12:17	1.82	0.13
-2001	18:46	2.16	0.018	13:19	2.23	0.055
-2002	18:46	0.91	0.58	13:16	0.94	0.53
-2003	18:49	1.32	0.22	11:21	0.59	0.81

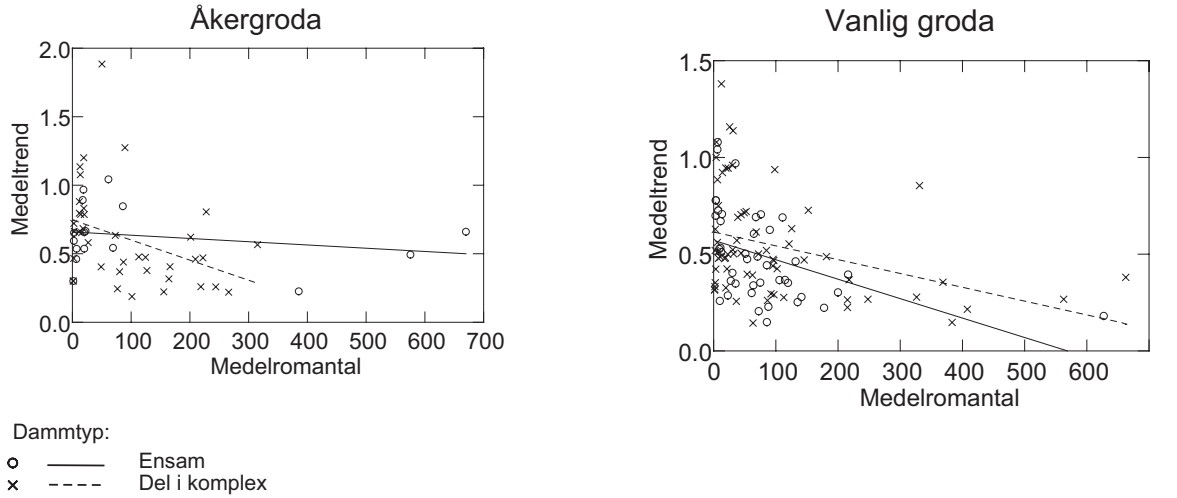
Ett sådant år, t.ex 1992 för vanlig groda (Fig. 16) skulle ett stickprov på lokalen, dvs trenden i **en** damm, i genomsnitt skilja sig från den för dammar på andra lokaler. Det talar för att man kunnat nöja sig med enstaka dammar ur komplexa lokaler. Andra år fanns ingen sådan effekt (t.ex. 2003 för vanlig groda (Fig. 16)). Sådana år kan ett stickprov ge vad som helst; spridningen inom lokala komplex är lika stor som den totala spridningen mellan dammar. Det är naturligtvis helt i sin ordning om man bara vill undersöka trender i hela materialet. Däremot kan det ge ett falskt intryck att skillnader mellan lokaler, av en slump kan man ju välja en (både totalt och inom komplexet) damm med positiv trend i ett komplex och en med negativ i ett annat.

För båda arterna fanns en tendens att mellanårsfluktuationerna var mindre i dammar med genomsnittligt mycket rom (Fig. 17). För vanlig groda fanns även en svag tendens (dock inte statistiskt säkerställd) att fluktuationerna var mindre i ensamma dammar (ANCOVA, effekt av dammtyp: d.f. = 1:107, F=2.35, P=0.16). För åkergroda fanns en interaktion mellan dammstorlek och dammtyp som omöjliggjorde vidare tolkningar.

MARYD1. En stor damm på öppen betesmark som håller vatten hela sommaren (med undantag av år 1996 då den var helt dränerad). Här leker gott om både åkergroda och vanlig groda.



Figur 16. Jämförelse mellan trender för vanlig groda i enskilda dammar och på lokaler med komplex av dammar. Varje symbol utgör värdet för en damm. Dammar på samma lokal har grupperats ovan varandra. Enbart dammar som ingår i komplex har tagits med i figurerna.



Figur 17. Jämförelse mellan medeltrender i dammar som ligger enskilt och sådana som hör till ett komplex av dammar. Hänsyn tas även till den enskilda dammens storlek (medeltal romklumpar under alla år den inventerats).

Diskussion, samvariation

Metodproblemet

Även om det enstaka år finns en tendens att närliggande dammar samvarierar är spridningen stor även dessa år (Fig. 16). Eftersom man inte i förväg kan veta om en sådan tendens över huvud taget föreligger är det uppenbart att man inte kan ta trender i enstaka dammar som generellt giltiga ens för det lokal komplexet. Detta resultat är i sig en viktig del av den hittills genomförda undersökningen. Den biologiska bakgrunden diskuteras nedan. Mina rekommendationer för fortsatta inventeringar är följande.

Om syftet som nu är att klarlägga generella trender inom ett större område, (t.ex. Skåne) inklusive regional variation inom detta (t.ex. västra Skånes jordbruksområden) så bör större dammkomplex undvikas och om man tar med dem är det inget fel att bara ta med en eller två lättinventerade dammar i arbetet.

Om den nuvarande serien inventeringar fortsätter utan modifikationer är det dock rimligt att även forsättningsvis inventera alla dammar som hittills använts. Kommande utvärderingar blir hopplöst komplexa om man arbetat med olika metoder under olika år. Om man däremot beslutar om en omläggning av monitoringprogrammet gäller rekommendationer ovan.

Om man startar ett monitoringprogram för att följa **lokala** förändringar bör samtliga, eller i alla fall ett större antal, dammar inventeras. Enstaka dammar i ett komplex utgör som här visats ett oprecist mått på lokala förändringar.

Tolkning

Det påtagliga intrycket är att trenderna för olika dammar på en lokal skiljer sig åt inom ett år, även för de år det finns en viss statistisk samvariation (Fig. 16). En extrem tolkning vore att skilda dammar verkligen har "skild" dynamik, oberoende av varandra. Det skulle vara fallet om juvenil spridningen från "yngeldammen" är liten och vuxna grodor är extremt lekplatstrogna. Mycket talar dock för att så inte är fallet (Tramontano 1996). Troligare är att den relativa attraktionskraften hos närbelägna dammar varierar mellan olika år, kanske delvis av rena slumpfaktorer. Det test som gjordes (Fig. 17) gav dock inte något starkt stöd för sådana fenomen. Ett parallellt fenomen gäller lekplatser inom en damm. Det är inte ovanligt att majoriteten av grodorna ett år leker i en del av en damm för att nästa år etablera den största lekplatsen i en annan del av dammen. Vad som styr etableringen av lekplatser är föga känt men mitt intryck är att en lekplats lätt etableras där spel av någon anledning påbörjats. Platsen för detta är en balans mellan tradition och slump.

Habitatval

Metod

Dammarna har inte valts på ett sådant sätt att man kan använda dem för att dra slutsatser om de två arternas generella biotopval. En del dammtyper, t.ex. laggkärr och sjöar, är orepresenterade. Däremot kan man inom ramen för studerade dammar jämföra de två arterna.

Resultat

Vanlig groda var den enda av arterna som utnyttjade dammar i åkermark (Tab 10-13, Fig. 18). I dammar omgivna av betesmark var arterna ungefär lika vanliga medan bilden var mer splittrad i skogsmark. Små dammar, som ofta var djupt beskuggade, utnyttjades nästan enbart av vanlig groda medan större dammar omgivna av skog utnyttjades ungefär lika mycket av båda arterna. Detta var speciellt tydligt om man jämförde total rom (Tab. 12 och 13), snarare än antal olika dammar. En jämförelse med dammar på betesmark tyder på att det snarare är beskuggningen än den höga risken för uttorkning som gör att åkergrodan skyr de minsta dammarna på skogsmark.

Tabell 10. Dammar med lek av åkergroda, fördelat på olika tork- och biotoptyper. Dammar där arten lekt minst ett år har inkluderats.

	Skog	Betesmark	Åker	Övrigt	Totalt
Torkar aldrig	1	5	0	3	10
Kan torka extrema år	6	14	0	4	22
Torkar ofta	4	12	0	2	19
Torkar nästan alltid	0	4	0	0	4
Totalt	11	35	0	9	55

Tabell 11. Dammar med lek av vanlig groda, fördelat på olika tork- och biotoptyper. Dammar där arten lekt minst ett år har inkluderats.

	Skog	Betesmark	Åker	Övrigt	Totalt
Torkar aldrig	2	7	11	7	27
Kan torka extrema år	8	17	2	7	34
Torkar ofta	12	21	1	5	39
Torkar nästan alltid	1	5	1	3	11
Totalt	24	50	15	22	111

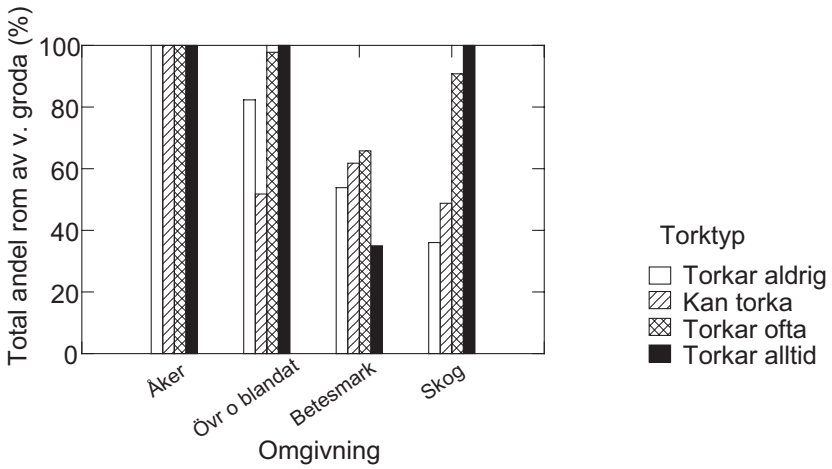
Tabell 12. Rom av åkergroda i dammar av olika typ. Totalt antal romklumpar av arten som registrerats i olika dammar anges.

	Skog	Betesmark	Åker	Övrigt	Totalt
Torkar aldrig	180	10870	0	2356	13542
Kan torka extrema år	15076	15775	0	4338	29036
Torkar ofta	753	6807	0	199	13778
Torkar nästan alltid	0	507	0	0	507
Totalt	16010	33959	0	6893	56863

MARYD2. En liten damm på öppen betesmark. Dammen torkar ofta ut före ynglens metamorfos. Här har både vanlig groda och åkergroda lekt.

Tabell 13. Rom av vanlig groda i dammar av olika typ. Totalt antal romklumpar av arten som registrerats i olika dammar anges.

	Skog	Betesmark	Åker	Övrigt	Totalt
Torkar aldrig	105	12685	5690	10968	29448
Kan torka extrema år	12585	25511	576	4659	43331
Torkar ofta	9174	13086	89	8648	30997
Torkar nästan alltid	1204	273	11	247	1735
Totalt	23068	51555	6366	24522	105511



Figur 18. Fördelning av rom i dammar av olika typ. Staplarna anger andel vanlig groda av all rom (vanlig groda plus åkergroda) som lagts i dammar av respektive typ.

Slutsatser, habitatval

Den vanliga grodan breda biotopval gör den mer robust mot miljöförändringar än åkergrodan. Även om den senare inte kan betraktas som på något sätt hotat i Skåne så gör dess relativa bundenhet till grunda och väl solbelysta dammar, företrädesvis på betesmark, att den är mer beroende av biotopvårdande åtgärder.

Tack

Det fältarbete som ligger till grund för denna sammanställning har finansierats av Skogs- och Jordbrukets forskningsråd samt av länstyrelsen i Malmöhus och Skåne län. Jag har haft hjälp med fältarbetet av Gunilla Andersson, Björn Lardner, Ingegärd Ljungblom, Jonatan Loman, Torkel Loman, Gunilla Lundh, Elsa Månsson, Håkan Sandsten, Herman van Steenwijk och Ralph Tramontano. Jonas Grahn har med kritiska synpunkter hjälpt till att göra presentationen något klarare. Tack också till alla markägare på vars leriga åkrar grodinventerare klafsat under vårarna!

Referenser

Akeret B and Stossel F. 1994. Amphibian mortalities in a shallow peat-bog water in Zürich (Switzerland). Salamandra 30:260-264.

Alford R.A and Richards S.J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. Ann. Rev. Ecol. Syst. 30:133-165.

Ashby K.R. 1969. The population ecology of a self-maintaining colony of the common frog (Rana temporaria). J. Zool. 158:453-474.

Berger L, Spearea R, Daszak P, Green D.E, Andrew A, Cunningham A.A, Gogging C, Louise, Slocombe R, Ragani M.A, Hyatt A.D, McDonald K.R, Hines H.B, Lips K.L and Marantelli G.P.H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. Proc. Natl. Acad. Sci. 95:9031-9036.

Blaustein A.R, Wake D.B and Sousa W.P. 1994. Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conserv. Biol. 8:60-71.

Cooke A.S. 1985. The deposition and fate of spawn clumps of the common frog Rana temporaria at a site in Cambridgeshire 1971-1983. Biol. Conserv. 32:165-187.

Delis P.R, Mushinsky H.R and McCoy E.D. 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. Biodiv. Conserv. 5:1579-1595.

Elmberg J. 1990. Long-term survival, length of breeding season, and operational sex ratio in a boreal population of common frogs, Rana temporaria L. Can. J. Zool. 68:121-127.

Gerlach G and Bally A. 1993. Mass mortality in Switzerland. Froglog 6:2.

Green D.E. 1994. Are virus infections contributiong to amphibian declines? Froglog 9:3.

Houlahan J.E, Findlay C.S, Schmodt B.R, Meyer A.H and Kuzmin S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. Nature 404:752-755.

Ishchenko V.G. 1994. Ecological mechanisms determining stability of color polymorphism in the population of moor frog, Rana arvalis Nilss. Russ. J. Herp. 1:117-120.

Koskela P and Pasanen S. 1974. The wintering of the common frog, Rana temporaria L., in northern Finland. Aquilo Ser. Zool. 15:1-17.

Kupferberg S.J. 1997. Bullfrog (Rana catesbeiana) invasion of a California river: The role of larval competition. Ecology 78:1736-1751.

Licht L.E and Grant K.P. 1997. The effects of Ultraviolet radiation on the biology of amphibians. Amer. Zool. 37:137-145.

Loman J. 2003. Inventering av vanlig groda och åkergroda i Skåne 2002. Skåne i utveckling 2003:19:1-26.

Meyer A.H, Schmidt B.R and Grossenbacher K. 1998. Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. Proc. R. Soc. Lond. 265:523-528.

Pannekoek J, van S and A. 2003. TRIM 3 manual (Trends & Indices for Monitoring data.). Statistics Netherlands, Voorburg.

Pasanen S and Sorjonen J. 1994. Partial terrestrial wintering in a northern common frog population (Rana temporaria L.). Ann. Zool. Fennici 31:275-278.

Räsänen K, Laurila A and Merilä J. 2002. Carry-over effects of emryonic acid conditions on development and growth of Rana temporaria tadpoles. Freshw. Biol. 47:19-30.

Sparling D.W and Lowe T.P. 1996. Metal concentrations of tadpoles in experimental ponds. Envir. Poll. 91:149-159.

Tramontano R. 1996. Dispersal and migration in terrestrial amphibian populations. Dept. of Animal Ecology, Lund Unversity, Lund.

van Gelder J.J and Wijnands H.E.J. 1987. Twenty years of ecological investigations on the moor frog (Rana arvalis Nilsson). Beih. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 19:141-145.

Länsstyrelsen i Skåne län har under en följd av år låtit räkna lekande grodor som en del i miljöövervakningen. Inventeringarna utgör också en uppföljning av huruvida vi når de nationella miljökvalitetsmålen, bland annat ”Ett rikt odlingslandskap” och ”Myllrande våtmarker”. Räkningarna under 2003 avslöjade en kraftig nedgång för vanlig groda, medan åkergrodan klarat sig något bättre. Eftersom nedgången skett i alla typer av dammar över hela undersökningsområdet kan den kalla vintern 2002–2003 och en ovanligt torr vår vara viktiga orsaker, och det finns för närvarande ingen anledning till oro på längre sikt.

LÄNSSTYRELSEN
I SKÅNE LÄN

Östra Boulevarden 62 A, 291 86 Kristianstad
Kungsgatan 13, 205 15 Malmö
Tel 044/040-25 20 00, Fax 044/040-25 21 10
Epost lansstyrelsen@m.lst.se
www.m.lst.se

www.m.lst.se