

TRANSLOKATION AV STÖRRE VATTENSALAMANDER

BEVARANDESTRATEGI ELLER RISKÅTGÄRD?



CAMILLA PALMÉR

Examensarbete avancerad nivå
Biogeovetenskap, 30 hp

Master's thesis
Biology-Earth Science, 30 HECs

BA 4
2010

Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi
Stockholms universitet

Förord

Denna uppsats utgör Camilla Palmérs examensarbete i Biogeovetenskap på avancerad nivå vid Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng (ca 20 veckors heltidsstudier).Handledare har varit Bo Eknert, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet. Examinator för examensarbetet har varit Ingrid Stjernquist, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet.

Författaren är ensam ansvarig för uppsatsens innehåll.

Stockholm, den 17 maj 2010

Clas Hättstrand
Studierektor

1	<u>SAMMANFATTNING</u>	5
1	<u>ABSTRACT</u>	5
2	<u>INTRODUKTION</u>	7
2.1	SYFTE	7
2.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	8
2.3	EXEMPEL PÅ TRANSLOKATIONER	8
2.3.1	TRANSLOKATIONER I SVERIGE	8
2.3.2	INTERNATIONELLA EXEMPEL	8
3	<u>BAKGRUND</u>	9
3.1	KOMPENSATIONSÅTGÄRDER	9
3.2	OM STÖRRE VATTENSALAMANDER	10
3.2.1	UTSEENDE OCH KÖNSKARAKTÄRER	10
3.2.2	UTBREDNING	10
3.2.3	LIVSCYKEL	10
3.2.4	FÖDA	11
3.2.5	PREDATION	11
3.2.6	MORTALITET	11
3.2.7	POPULATIONSTORLEK	12
3.2.8	LIVSMILJÖ	12
3.2.9	METAPOPULATIONER OCH HABITATFÖRLUST	13
3.2.10	INDIKATORART	14
3.2.11	SKYDDSTATUS	14
3.3	TRANSLOKATIONER I ÖREBRO	14
3.3.1	FLYTT TILL OSET	14
3.3.2	FLYTT TILL VATTENPARKEN 2007-2008	15
3.4	OMRÅDESBESKRIVNING	16
3.4.1	UPPFÖLJNING 2008	17
3.5	INVENTERINGSMETODER	17
3.5.1	INVENTERING MED DRIFTSTAKET	18
3.5.2	HÅVNING	18
3.5.3	VISUELL OBSERVATION MED HJÄLP AV LAMPA	18
3.5.4	FLASKFÄLLEINVENTERING	18
4	<u>GENOMFÖRANDE OCH METOD</u>	19
4.1	INVENTERING MED DRIFTSTAKET	19

4.2	INVENTERING MED LAMPA FÖR ATT UNDERSÖKA SPRIDNING	21
4.3	HÅVNING FÖR ATT UNDERSÖKA REPRODUKTION	21
5	RESULTAT	22
6	DISKUSSION	25
6.1	UPPFÖLJNING	25
6.1.1	INVENTERING MED DRIFTSTAKET 2009	25
6.1.2	FÖRÄNDRINGAR I ÅLDERSFÖRDELNING	26
6.1.3	LÄNGDMÄTNING	26
6.1.4	HÅVNING	27
6.1.5	FRAMTID OCH ÅTGÄRDER	27
6.2	FELKÄLLOR OCH FÖRBÄTTRINGAR	29
6.2.1	STAKETETS EFFEKTIVITET	29
6.2.2	FOTODOKUMENTATION	29
6.2.3	LÄNGDMÄTNING	29
6.2.4	INVENTERING MED LAMPA	30
6.2.5	HÅVNING	30
6.3	TRANSLOKATION AV STÖRRE VATTENSALAMANDER	30
6.3.1	TRANSLOKATIONENS GENOMFÖRANDE	30
6.3.2	JÄMFÖRELSE MOT LIKNANDE TRANSLOKATIONER	32
6.3.3	DRIFTSTAKET SOM INSAMLINGSMETOD VID TRANSLOKATION	32
6.3.4	PEDAGOGISKA EFFEKTER	32
6.3.5	GENERELLA PROBLEM MED TRANSLOKATION	32
6.4	EKOLOGISK LÖNSAMHET	33
7	SLUTSATS	34
8	TACKORD	35
9	REFERENSER	35
9.1	TRYCKTA KÄLLOR	35
9.2	ÖVRIGA KÄLLOR	38
10	BILAGOR	40
10.1	BILAGA 1	40
10.2	BILAGA 2	41
10.3	BILAGA 3	42

1 Sammanfattning

Translokationer av skyddade arter till följd exploatering är ett utbrett fenomen internationellt. Det syftar till att undanröja hinder för exploateringen, genom den till synes enkla lösningen att en population av en juridiskt skyddad art förflyttas (translokeras). Således kan projektet fortgå. Metoden tillämpas nu även i Sverige trots att diskussionerna om dess utfall pågår och saknar tillförlitliga data. Två år efter att Sveriges hittills största translokation av närmare 800 större vattensalamandrar genomförts i Örebro, återfanns 181 individer vid inventering av mottagardammen. Ytterligare 43 djur påträffades i intilliggande vatten, och vid en översiktlig undersökning av en vidare omgivning syntes enstaka djur. Det resterande stora flertalet individer bedöms i denna delrapport som förlorade till följd av otillräckliga insatser under translokationen. Vidare undersöktes 2009 års reproduktion vilket gav ett nedslående negativt utfall. Orsaken till detta härleds till bristande kommunikation i naturvårdsarbetet. I framtida markanvändningskonflikter bör alternativa lösningar efterfrågas. Och som sista alternativ bör genomförandet av dylika translokationer planeras noggrant och kompromisslöst utifrån senaste tillgängliga information om liknande erfarenheter och utfall. Så att ytterligare förluster av en strängt skyddad art till varje pris undviks.

1 Abstract

Translocations of protected species following exploitation is a widespread phenomenon internationally. The aim is to get rid of obstacles, through the ostensibly simple solution of translocating the population of the legally protected species. Thus the project can be carried out without harming the protected species. The method is now practiced in Sweden despite the lack of reliable data and amidst ongoing discussions about the method's effectiveness. Two years after the biggest translocation in Sweden so far, translocating upwards of 800 crested newts in Örebro, investigations of the receiving area resulted in 181 found individuals. An additional 43 animals were found in the adjacent waters, and a few individuals were seen in an overview of the wider surroundings. The evaluation of this report is that the population sustained heavy losses through dispersion due to inadequate efforts during the translocation. Furthermore, the reproduction of 2009 was examined, with a discouragingly negative result. This is deduced to faulty communication within the administration of the preservation effort. In future exploitation conflicts alternative solutions are requested, and translocations should be considered as a last resort only. In those instances, the translocations must be carefully and uncompromisingly planned based on the latest research result and experiences. This is to avoid further losses of a highly protected species.

2 Introduktion

Det senaste århundradet har en genomgående landskapsförändring svept över Sverige såväl som Europa. Målet har varit rationaliseringar inom jord- och skogsbruk och konsekvensen i många fall fragmentering och minskad förekomst av olika typer av småbiotoper (Ihse 1995). Följden av utglesningen har blivit att arter som beror av dessa naturtyper blivit mer sällsynta. För att skydda de mest utsatta arterna förses de och deras habitat med juridiska skydd mot exploatering.

Om exploatering av dessa skyddade miljöer ter sig oundvikligt kan krav på kompensation ställas av tillståndsgivande myndighet. En typ av kompensationsåtgärd är populationsförflyttningar, så kallade *translokeringar*¹. De tillämpas även i andra sammanhang som exempelvis återintroduktioner, dit arten ifråga utrotats eller blivit sällsynt, eller förflyttningar till följd av konflikter mellan människa och djur (Dodd & Seigel 1991, Edgar et al. 2004). En i sammanhanget återkommande frågeställning är dock om det kan säkerställas att kompensationsåtgärderna fungerar, om de kan följas upp (Edgar et al. 2005), och i vilka fall de kan säkra en hållbar utveckling (Morris et al. 2006).

En art som allt oftare drabbas av kompensationsåtgärder i form av translokationer är **större vattensalamander** (*Triturus cristatus*) eftersom arten omfattas av ett lagligt skydd i många länder. Studier av genomförda translokationer av *T. cristatus* visar på utbredda brister i, eller avsaknad av uppföljningsarbete (Oldham & Humphries 2000, Edgar et al. 2005). Det förs diskussioner kring hur resultatet efter en translokation eller annan kompensationsåtgärd ska bedömas (Dodd & Seigel 1991, 2002, Oldham & Humphries 2000, Morris et al. 2006, Germano & Bishop 2008). För långlivade arter måste uppföljningen fortgå under lång tid innan någon utvärdering kan ske (Dodd & Seigel 1991, Germano & Bishop 2008). Tidsaspekten, otillräckliga bedömningsgrunder och ovilja att publicera negativa utfall kan ha lett till en ogrundad tilltro till metoden (Ibid.).

I Sverige samt övriga Europa fortgår förflyttningarna ändå av denna strängt skyddade art. I Örebro län har två sådana förflyttningar genomförts från samma habitat. Dessa åtgärder har gjorts från en före detta grustäkt på grund av exploateringshot vid två separata tillfällen. Den senare av dessa förflyttningar genomfördes 2007-2008 då populationen utplacerades i en konstgjord damm i "Vattenparken" inom "Oset-Rynningeviken" naturreservat. Detta utgör den största translokationen hittills i Sverige, och är i fokus för detta examensarbete, som utförts på uppdrag av Örebro kommun. Förhoppningen är att erfarenheter från detta projekt skall spridas och komma till nytta inför liknande situationer.

2.1 Syfte

Detta examensarbete syftar till att fortsätta, komplettera och bredda uppföljningen av translokationen i Örebro län 2007-2008. Avsikten är att bedöma statusen för

¹ I denna rapport används benämningen *translokering/translokation* anammat av Malmgren 2003, en direktöversättning från det engelska - i sammanhanget vedertagna - begreppet *translocation*. Med translokering avses här "[...] förflyttning av en hel population vuxna individer från en befintlig lokal till ny lokal." (Malmgren 2003, s.3)

populationen i dess nya lekdamm, två år efter att translokationen genomfördes. Som komplement har även två intilliggande dammar studerats. Denna rapport är en delrapport i en pågående uppföljning. Slutlig utvärdering bör göras först 2012 (Malmgren, pers. komm.).

2.2 Frågeställningar

Den huvudsakliga frågeställningen för detta examensarbete är: *Har den translokerade populationen etablerat sig i sitt nya habitat och finns där förutsättningar för en hållbar utveckling genom spridning och genetiskt utbyte med andra populationer?* Denna frågeställning kommer att bearbetas med hjälp av följande delfrågor:

- Hur stor andel av den flyttade populationen återfinns i mottagardammen idag, är resultatet av translokationen tillfredställande?
- Har den translokerade populationen spridit sig i närområdet?
- Har den translokerade populationen etablerat sig i mottagardammen, dvs. sker en förökning på plats?
- Hur ser populationens framtida förutsättningar ut och vilka hot, svagheter och möjligheter till spridning hyser habitatet och dess omgivningar?
- Är translokation av större vattensalamander en ekologiskt lönsam bevarandeåtgärd, i detta och i liknande fall?

2.3 Exempel på translokationer

2.3.1 Translokationer i Sverige

Förutom de två translokationer av *T. cristatus* i Örebro län som beskrivs nedan har ytterligare en translokation av samma slag genomförts i Sverige (Malmgren, pers. komm.). Den genomfördes 2002 ifrån Sätra i Gävle, och omfattade 216 större vattensalamandrar samt 830 mindre vattensalamandrar. Dessa samlades in under en säsong med hjälp av driftstaket, flaskfällor och håvning. Samtliga individer dokumenterades via bukbildsfotografering. Mottagardammen omgärdades av ett driftstaket under parningssäsongen för att tvinga djuren att leka i denna. Detta resulterade i 1369 årsungar den första säsongen. Med hjälp av staketet noterades en stark tendens för salamandrarna att försöka återvända till ursprungshabitatet, med tyngdpunkten den första månaden. Efter uppvandringen från dammen monterades driftstaketet ner. En årlig uppföljning genomförs med hjälp av flaskfällor och lampinventering (se avsnitt 3.6 för beskrivning). En slutlig utvärdering kommer att göras efter en utförlig inventering 2010 (Malmgren 2003).

I Judarskogens naturreservat i Stockholms län har en återetablering genomförts. Eftersom reservatet avsattes som Natura 2000-område tack vare sin förekomst av större vattensalamander var syftet att åter berika området med denna art. Återetableringen genomfördes som en translokation genom att 100 aduler hämtades från ett närliggande habitat med hög individtäthet, vilka tvingades leka av sig i Judardammen för att sedan återföras efter avslutad lek. Resultatet av detta första utbyte blev över 400 uppvandrande juveniler. Efter avslutad lek samlades adulterna framgångsrikt in och 96 av de 100 adulterna återfördes till ursprungshabitatet. (Kiibus 2009)

2.3.2 Internationella exempel

Internationellt sett är förflyttning en vanligt förekommande metod. I Storbritannien har flera hundratal sådana förflyttningar genomförts sedan kravet på licensiering infördes till följd av att arten skyddades 1982 (Oldham & Humphries 2000). Trots denna till synes etablerade tillämpning av metoden saknas tillfredställande uppföljningsdata som

bekräftat metodens tillförlitlighet. Oldham & Humphries (2000) har sammanfattat resultaten från 178 translokationer av större vattensalamander genomförda i Storbritannien mellan 1985 och 1994. Deras slutsats är att den bristande uppföljningen (31 % saknar uppföljning och 12 % saknar helt data) gör det svårt att göra en rättvis utvärdering av metoden. Trots det generösa kriteriet för framgång "närvaro ett år efter translokation", bedöms enbart 37 % av det totala antalet som lyckade. En liknande uppföljning gjordes av Edgar et al. 2004), baserad på information från tillståndsgivande myndighet (English Nature 2001) kompletterad med enkäter. I de fall en uppföljning har gjorts rapporteras närvaro ett år efter translokationen i 87,5 % av fallen. Men även i detta fall visar sig en stor andel (36 %) sakna uppföljning. Dessutom har de uppföljda fallen enbart rapporterats med närvaro/frånvaro och inte populationsstorlek, vilket gör det omöjligt att bedöma hurvida närvaron består av en hållbar population eller ej. (Edgar et al. 2005).

Dodd & Seigel 1991 utvärderar de tre metoderna *relocation* (förflyttning till följd av hot/habitatförlust), *repatriation* (förflyttning till plats med en historisk population, återetablering) och *translocation* (förflyttning till plats utan tidigare förekomst) (tillsammans benämnda RRT), tillämpade på 25 arter av amfibier och reptiler. Större vattensalamander ingår inte i studien, däremot två andra salamanderarter. Deras definition av en lyckad RRT åtgärd är en bekräftat stabil och självförsörjande population. Utifrån det kriteriet är fem (19 %) av de 25 studerade fallen lyckade, vilket jämförs med siffran 44 % för fåglar och däggdjur i en tidigare studie. En av deras slutsatser är, i likhet med ovan nämnda studier, total frånvaro av -, eller otillräcklig, uppföljning. Hela 15 (58 %) av fallen saknar tillräckliga data för bedömning. Deras slutsats är att dessa metoder bör betraktas som experimentella snarare än som etablerade verktyg inom bevarandebiologin.

Sedan Dodd & Seigels studie har en liknande uppföljning gjorts av Germano & Bishop 2008, vilka har utvärderat 91 translokationer av amfibier & reptiler utförda mellan 1991 och 2006. Deras resultat (42 % lyckade) visar en fördubbling av antalet lyckade translokationer jämfört med den tidigare studien av Dodd & Seigel (1991). De konstaterar att den vanligaste orsaken vid misslyckade translokationer är att djuren försöker återvända till ursprungshabitatet (Ibid.).

3 Bakgrund

3.1 Kompensationsåtgärder

I miljöbalken (1998:808) finns regler om kompensation då intrång i naturvärden av allmänt intresse inte kan undvikas. Prövningsmyndigheten, i detta fall länsstyrelsen, kan pröva ett ärende för att bevilja tillstånd eller dispens enligt samma balk. I 16 kap. 9 § anges att: "Tillstånd eller dispens och upphävande av tillstånd eller dispens får förenas med skyldighet att utföra eller bekosta särskilda åtgärder för att kompensera det intrång i allmänna intressen som verksamheten medför." En kompensationsåtgärd ska alltid vara en sista utväg för att kompensera för ett miljömässigt ogynnsamt beslut. Kompensationsåtgärder kan till exempel utgöras av nybildande eller restaurering av likvärdiga habitat och kan bidra till bevarad biologisk mångfald (Morris et al. 2006). Translokationer är också en tillämpning av begreppet kompensationsåtgärder.

3.2 Om större vattensalamander

Större vattensalamander (*Triturus cristatus*) är en av de två arter i Sverige som representerar släktet Vattensalamandrar (*Triturus*), som är i sin tur det enda i Sverige förekommande släktet ur familjen Salamandrar (*Salamandridae*). Arten skiljer sig som namnet antyder från sin mer allmänna släkting mindre vattensalamander (*Triturus vulgaris*) genom storlek. *T. cristatus* blir upp till 17 cm total kroppslängd jämfört med *T. vulgaris* omkring 11 cm. Skillnaden består även i morfologiska karaktärer och i viss mån habitatpreferenser (Journath-Pettersson 2008). Namnet på de båda arterna är något vilseledande då de i första hand lever på land, men likt de flesta andra groddjur (*Amphibia*) är beroende av en vattenmiljö (härefter kallat lekvatten) för att kunna föröka sig.

3.2.1 Utseende och könskaraktärer

Den större vattensalamandern är brun-svart med vårtig hud och längs sidorna uppträder små vita prickar. Magen är gul med distinkta svarta fläckar, vars mönster är individuellt. Hanarna har vanligen förstorad svartfärgad kloak och svart svans, medan honornas kloak är gul/ofärgad och svansens undersida gul. Könsmogna hanar utvecklar inför leksången en rygg- och svanskam, och längs svansen framträder en silverrand. Honorna har istället en fördjupning längs ryggraden.

3.2.2 Utbredning

Den större vattensalamandern (*T. cristatus*) förekommer över stora delar av Europa. Utbredningsområdet sträcker sig västerut till och med Storbritannien, söderut till mellersta Frankrike och fortsätter österut genom mellersta Ryssland. I Skandinavien förekommer den i Danmark och Syd- och Mellansverige, men hyser även fläckvisa förekomster i västra och centrala Norge och sydöstra Finland. Trots det stora utbredningsområdet rapporteras minskande och isolerade populationer i så gott som alla länder. (Edgar & Bird 2006). Även i Sverige är områden med täta förekomster sällsynta även om arten är vitt spridd, främst i Göta- och Svealands låglandsområden (Malmgren 2007).

3.2.3 Livscykel

Den större vattensalamandern är under den landlevande delen av säsongen främst nattaktiv, vilket minskar risken för predation och uttorkning (English Nature 2001). Den spenderar vintern i dvala på land och vaknar under de första frostfria vårnätterna (Malmgren 2007, Langton et al. 2001). Under fuktiga och milda nätter påbörjar de vuxna djuren vandringen mot lekvattnet, som de återvänder till år efter år (Oldham & Humphries 2000). I vuxen ålder är lokaltroheten mot lekvattnet så hög som 99 % (Kupfer & Kneitz 2000). Juveniler och sub-adulter söker sig i högre grad till omgivande dammar (Kinne 2006, Kupfer & Kneitz 2000).

Den komplicerade och utdragna lekproceduren påbörjas när vattentemperaturen överstiger 10°C och utspelar sig nattetid under april-maj (Malmgren 2007). Honorna parar sig flera gånger under säsongen (Malmgren 2002, 2007) och befruktningen sker i honans kropp. Under en säsong lägger varje hona i genomsnitt 200-300 ägg vilka placeras ut individuellt på undervattensvegetation, varefter bladet viks över ägget som skydd (Langton et al. 2001, English Nature 2001, Malmgren 2002, 2007.).

På grund av en genetisk defekt (Developmental Arrest Syndrome) kommer enbart hälften av äggen att utvecklas till larver (Malmgren 2007). Två till tre veckor efter äggläggningen kläcks den resterande hälften av äggen till rolevande larver. Uppvandringen till land påbörjas av adulterna i juni-juli, medan årsungarna kan följa

efter först när gälarna har omvandlats till lungor (Ibid.). Det sker ungefär fyra månader efter kläckning, varför denna migration kan fortgå ända in i november (Ibid.). Juvenilerna lever sedan i huvudsak på land tills könsmognad uppnås vid två till fyra års ålder (Ibid.).

3.2.4 Föda

Såväl i vatten som på land äter den större vattensalamandern huvudsakligen ryggradslösa djur. Exempel på bytesdjur på land är diverse insekter, daggmaskar, sniglar och spindlar (Edgar & Bird 2006, Malmgren 2007). Under den vattenlevande fasen blir födan ofta vatteninsekter men även större byten som grodyngel. Fullvuxna större vattensalamandrar prederar även mindre vattensalamander (Edgar & Bird 2006, Malmgren 2007).

3.2.5 Predation

Predationen på avkomman är hög, framförallt under de första levnads månaderna i vattenhabitatet (Malmgren 2002, Langton et al. 2001). Äggen prederas av vattenlevande insekter som exempelvis trollsländelarver (Langton et al. 2001) liksom iglar (Kinne 2006), samt ett fåtal vadande och dykande fåglar (Langton et al. 2001). Ett akvarie-experiment av Miaud (1993) visar att dykare av släktena *Dytiscus* och *Acilius* prederar salamanderägg i hög utsträckning. Försöken berörde närbesläktade Bergvattensalamander (*Triturus alpestris*) samt Trådsalamander (*Triturus helveticus*), och det finns anledning att anta att detsamma skulle gälla för *T. cristatus*.

I mottagarområdets omgivande dammar finns det gott om rovlevande vatteninsekter, t.ex. gulbrämad dykarbagge, klodyvel och trollsländelarver (Jarl, pers. komm.). Flera av dessa arter spelar en viktig roll i *T. cristatus* ekologi då de fungerar som såväl bytesdjur som predatorer under olika tillväxtstadier (Malmgren 2007).

Observationer tyder på att så kallad "Parental control" (fritt översatt föräldra-kontroll) skulle förekomma hos *T. cristatus*. Företeelsen innebär att förutsättningarna för lyckad reproduktion kan höjas inför kommande säsong genom adulternas närvaro, i detta fall genom att effektivt decimera mängden potentiella ägg-/larvpredatorer. Resultatet av detta antyder större förökningsframgång andra året efter en etablering. (Kinne 2006)

Större vattensalamander kan inte samexistera med rovfisk (Langton et al. 2001), då fisken snabbt utraderar populationen (Kinne 2006, Malmgren 2007). Arter som småspigg (*Pungitius pungitius*), karp (*Cyprinus carpio*) och gräskarp (*Ctenopharyngodon idella*) livnär sig på salamanderägg och larver (Malmgren 2007). Karpfiskar utövar även en kraftig påverkan på habitatet genom att beta vegetationen (Malmgren 2007). Snok (*Natrix natrix*) är en känd predator på vuxna salamandrar (Hagström 1979, Jehle & Arntzen 2000).

Kombinationen vattensalamandrar och stora mängder fåglar är problematisk, då fåglarna påverkar habitatet genom att beta sjögräs (Langton et al. 2001) samtidigt som de riskerar att införa fiskägg (Kinne 2006).

3.2.6 Mortalitet

Flera studier har genom att identifiera individer från tidigare år beräknat årlig överlevnad. Arntzen & Teunis (1993) har under sex år studerat kolonisationen av en restaurerad damm i Frankrike och har beräknat en årlig överlevnadsgrad på 49 % hos vuxna och 22 % hos juveniler. Oldham & Humphries (2000) kom fram till ett liknande resultat, 45 % årlig överlevnad för adulta hanar, vid en uppföljning av en translokation i

England 1991-1992. En undersökning av Hagström (1979) avviker med betydligt högre överlevnad, 70-80% för adulter i en svensk populationsekologisk studie genomförd under fem år i Göteborgsområdet. Baker (1999) rapporterar från en sexårig studie i en damm i England om stora årliga variationer i beräknad överlevnad med ett minimum på 31 % och ett maxvärde på 100 %.

3.2.7 Populationsstorlek

En grupp individer av en art som lever i samma miljö betraktas vanligen som en population (Hanski 1999). För att bestämma populationsstorleken måste betraktaren först besluta var den enskilda populationen avgränsas mot omgivningen. Bland groddjur med förökning i en damm brukar vuxna individer som återvänder till denna vanligen betraktas som en population (Beebee & Griffiths 2005). Detta synsätt tillämpas även för studier av större vattensalamander, av inventeringspraktiska skäl (Malmgren 2007). En population av större vattensalamandrar kan bestå av några tiotal upp till flera hundratal djur (Arntzen & Teunis 1993, Baker 1999, Kupfer & Kneitz 2000, Karlsson et al. 2007). Bland groddjur uppträder ofta naturliga variationer i populationsstorlek (Sjögren 1988, Langton et al. 2001, Beebee & Griffiths 2005). Sådana variationer är vanligare hos groddjur vars förökning är beroende av en damm än hos andra groddjursgrupper (Green 2003). Populationsförändringar uppträder även hos *T. cristatus* (Langton et al. 2001), de beskrivs dock som "relativt måttliga" i sammanhanget av Malmgren (2007). Ett flertal tidigare studier rapporterar dock om stora variationer i såväl förökningsframgång som populationsstorlek hos arten (Arntzen & Teunis 1993, Cooke 1995, Baker 1999, Kupfer & Kneitz 2000,). Det har även visat sig att just större vattensalamander är kapabel till snabba ökningar i populationsstorlek vid gynnsamma förhållanden (Arntzen & Teunis 1993, Cooke 1995, Baker 1999, Niesel & Berglind 2003, Kiibus 2009) vilket tyder på en förmåga till återhämtning.

3.2.8 Livsmiljö

Ett gynnsamt lekvatten är en fiskfri damm eller annat småvatten med god vattenkvalitet (Skei et al. 2006). Reproduktionen gynnas av att vattnet är solbelyst och således uppnår högre vattentemperatur, samt djupt nog för att hålla vatten hela säsongen (Oldham et al. 2000, Journath-Pettersson 2008). Lekvattnet ska vara åtminstone delvis omgivet av öppna marker och ligga i nära anslutning (< 300 m) till lämpligt landhabitat (Skei et al. 2006, Malmgren 2007). Vatten med alltför låga pH-värden undviks liksom låg alkalinitet (Niesel & Berglind 2003, Skei et al. 2006). Förväntad förekomst är också tydligt kopplad till altitud (Skei et al. 2006) då arten i de nordligare delarna av sitt utbredningsområde främst återfinns på låglandet (Malmgren 2007).

De vuxna salamandrarna är tåliga mot näringsrika förhållanden med lägre syrenivåer eftersom de andas med lungor, men för låga syrenivåer är letala för larverna som andas med gälar (Oldham et al. 2000). Hög täthet av fåglar i dammen kan orsaka missgynnsamma övergödningsproblem. Det kan även leda till grumlighet till följd av intensivt bete av vattenvegetation och dess rötter (Malmgren, pers. kom). Större vattensalamander gynnas av vegetation i lekvattnet genom att den föder evertebrater och minskar predationsrisken (Oldham et al. 2000). Lämpliga arter fungerar även som äggläggningssubstrat (Ibid., Malmgren 2007). Landmiljön ska tillhandahålla föda, skydd och övervintringsplats. Större vattensalamander återfinns därför under landfasen i fuktiga, varma ängs- och hagmarker och fuktiga lövdominerade skogar. Där bidrar inslag av lövhögar, död ved, stenrösen och tjocka förnalager och hålor från andra djur med såväl föda, som fukt och skydd (Malmgren 1991, Jehle & Arntzen 2000, Langton 2001,

Hellberg et al. 2004.) . Arten förekommer även i skogslandskap i tjärnar som omges av barrskog (Niesel & Berglind 2003).

3.2.9 Metapopulationer och habitatförlust

Större vattensalamander lever i metapopulationer (Langton et al. 2001). Teorin bakom metapopulationsstudier bygger på att landskapet ur en arts perspektiv är uppbyggt av fläckar med lämpliga habitat, omgivna av ett sammanhang av olämpliga habitat (Hanski 1999). Groddjur med förökning knuten till ett lekvatten är uppenbart enkla att tillämpa denna teori på, även om det bygger på ett förenklat förhållningssätt till gruppen (Marsh & Trenham 2000). Vidare bygger metapopulationsteorin på antagandet att ekologiska samspel existerar på två nivåer (lokal- och metapopulationsnivå), och att interaktioner mellan lokala populationer agerar på metapopulationsnivå genom migration, vilken kompenserar för lokala utdöenden (Ibid.). En fungerande metapopulation är därmed av stor betydelse, särskilt för små populationer med hög utdöenderisk (Ibid.).

Habitatförlust beskrivs som den främsta orsaken till minskningen av större vattensalamander (Malmgren 2007). På metapopulationsnivå kan andra avgörande effekter uppträda, innan ett habitat har förstörts helt. Hanski (1999) beskriver *fragmentering* och *kvalitetsförsämring av habitat* som delkomponenter utöver *direkt habitatförlust*. Habitatfragmentering är ett resultat av minskande tätheter av lämpliga habitat (Ibid.). Antal migranter till och från ett habitat definierar graden av isolering och låg isolering är därmed detsamma som konnektivitet (Ibid.).

Sveriges landskap har genomgått stora förändringar under det senaste seklet. Generellt sett har många småbiotoper fått lämna plats för det rationella storskaliga produktionslandskapet (Ihse 1995). Priset för större sammanhängande åkerarealer och granplantager har visat sig vara förluster i biologisk mångfald, till följd av direkta habitatförluster för många arter som varit beroende av småbiotoper. Särskilt hårt drabbade är olika typer av våtmarker som dikats ur för att ge plats åt nya landskap. Och gräsmarker, som antingen har plöjts till åker eller planterats med skog (Ihse 1995). Såväl våtmarker som gräsmarker utgör, som tidigare nämnts, betydelsefulla habitat för större vattensalamander. En annan konsekvens av landskapsförändringen är försämrad konnektivitet då linjeelement som stenmurar, ägogränser, alléer och kantzoner har försvunnit (Ihse 1995). Amfibier med förökning i en damm löper större risk för lokala utdöenden, men återhämtar sig även lättare, än amfibier med andra levnadsmönster (Green 2003). Återhämtningsfunktionen bygger på immigration från närliggande populationer. Därmed slår habitatfragmentering och försämrad konnektivitet extra hårt mot denna grupp (Ibid.).

Sänkning av sjöar och utdikningar av våtmarker har för groddjuren inneburit direkt habitatförlust. Utöver naturliga småvatten har många groddjur kunnat utnyttja olika typer av kulturbetingade vatten som kreatursdammar, branddammar, brott och tåkter (Langton et al. 2001, Malmgren 2007). Men i takt med att dessa småbiotoper, framförallt de jordbruksrelaterade, har förlorat sin funktion i samhället har många fyllts igen. I många av de kvarvarande småvattnen har fisk planterats in, vilket har resulterat i att många populationer har uttraderats (Malmgren 2007). Dessutom har flera miljöproblem inneburit såväl kvalitetsförsämringar av artens habitat som habitatförluster, exempelvis förurning, övergödning och andra kemiska föroreningar (Ibid.). Jämfört med närbesläktade arter ställer den större vattensalamandern högre krav på sina habitat, vilket gör att den generella hotbilden och minskningen bland groddjur även gäller den i hög grad (Arntzen & Teunis 1993, Hellberg et al. 2004).

3.2.10 Indikatorart

Indikatorarter kan användas för att indikera en särskild kvalitet i miljön. Inom skogsbruket används begreppet *signalart* på ett liknande sätt för att påvisa hög biologisk mångfald. En lämplig indikator- eller signalart påvisar en viss egenskap i miljön, är lätt att känna igen, och är inte alltför sällsynt (Nitare 2000). Större vattensalamanders lämplighet som indikatorart för biologisk mångfald i småvattenlandskap har diskuterats (Malmgren 2007). Större vattensalamander har högre habitatkrav än exempelvis sin mindre släkting (Langton et al. 2001) och dess habitat har potential att hysa många arter (Malmgren 2007). Kopplingar mellan förekomst av större vattensalamander och hög diversitet av vattenväxter har påvisats (Gustafson et al. 2006). Utredningar om den större vattensalamanderns indikatorvärde pågår (Malmgren 2007).

3.2.11 Skyddsstatus

Globalt sett minskar groddjuren (Green 2003). Nästan en tredjedel av världens groddjur räknas som hotade enligt The world conservation union, IUCN (Gascon 2007). I Europa klassas nästan en fjärdedel av groddjuren som hotade enligt samma källa, och den huvudsakliga orsaken tillskrivs habitatförstörelse (IUCN webb). Många av Sveriges groddjur har minskat kraftigt i förekomst. Bland de tretton arter som räknas till groddjuren i Sverige är sex, dvs. nästan hälften, upptagna på Artdatabankens rödlista i kategori Missgynnad (NT) eller högre hotkategorier (Artdatabanken 2009).

Den större vattensalamandern (*T. cristatus*) är en art som under 1900-talet har minskat i såväl Sverige som Europa (Malmgren 2007). Internationellt sett hyser arten och dess livsmiljö ett skydd i Bernkonventionens bilaga 2 över strikt skyddade djurarter. Arten ingår dessutom i EU:s art- och habitatdirektiv (bilaga 2 och 4) samt skyddas indirekt genom att flera av dess livsmiljöer omfattas av biotopskydd. I Sverige omfattas den även av ett direkt skydd genom fridlysning (Artskyddsförordningen 2007:845, samt NFS 1999:12). Trots detta minskar fortfarande dess biotoper (Malmgren 2007) och konsekvenserna av denna minskning kan visa sig i form av minskad diversitet bland groddjur flera decennier framåt i tiden (Löfvenhaft et al. 2004). Problemet med minskande populationer och förekomster av arten, trots ett legalt skydd, återfinns även i många andra länder (Kinne 2006).

Artens skyddsstatus innebär bland annat att åtgärder som planeras i dess livsmiljöer måste föregås av en särskild utredning och prövning. Om åtgärden bedöms orsaka "påtaglig skada för artens förutsättningar att upprätthålla gynnsam bevarandestatus" enligt miljöbalken (Artskyddsförordningen 2007:845, Rådets direktiv 92/43/EEG) är åtgärden förbjuden och kräver dispens av länsstyrelsen.

3.3 Translokationer i Örebro

3.3.1 Flytt till Oset

Söder om Örebro tätort, i Marieberg, ligger en avslutad grustäkt (Mosås 9:1 Örebro Kommun, figur 1). Sedan täktverksamheten avslutats har en population större vattensalamander etablerats i denna, vilket Örebro Terrarieklubb uppmärksammade. För att möjliggöra stadsutveckling i form av utökad industrimark påbörjades trots detta en igenfyllnad av täkten under den senare delen av 1980-talet, under terrarieklubbens protester (Ibid.). För att rädda populationen fick klubben tillstånd från länsstyrelsen att förflytta populationen till Osets Naturreservat där lämpligt habitat hade valts ut (Ibid.). Flytten omfattade 121 djur och genomfördes genom hävning under lekperioden (Ibid.). En översiktlig uppföljning 1990 visade att såväl yngel som vuxna befann sig i den

tidigare ej koloniserade lekdammen (Malmgren 1991). Någon mer ingående uppföljning gjordes inte, men populationen finns enligt uppgift fortfarande kvar i den nya lokalen (Malmgren, pers. komm.). Exploateringen och igenfyllnaden avstannade sedan flytten genomförts.

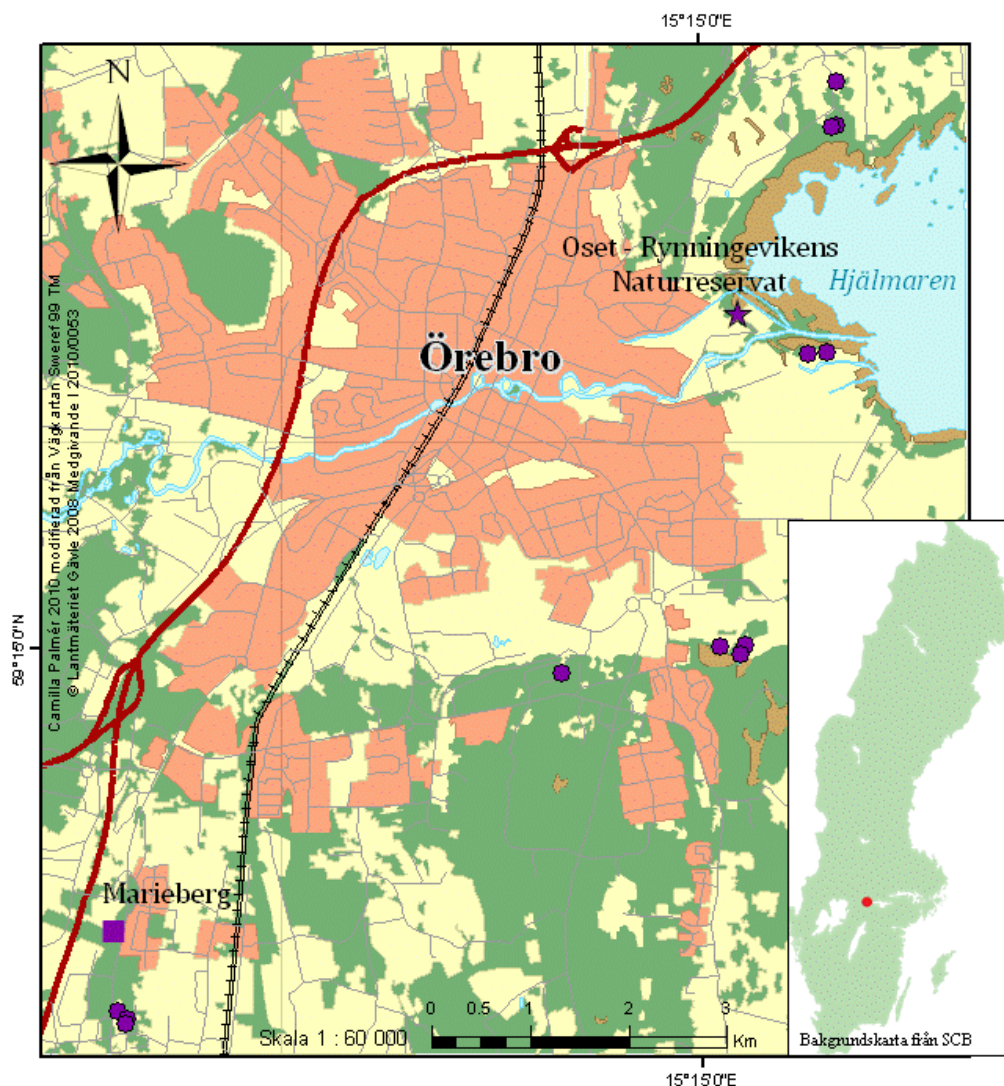
3.3.2 Flytt till Vattenparken 2007-2008

Under omkring 17 år lyckades de kvarvarande djuren på platsen åter etablera en population. Näringslivsintressen gjorde att Mariebergs-dammen under 2007 på nytt blev föremål för exploateringsplaner. Sedan den första flytten hade dock artskyddsförordningen trätt i kraft via miljöbalken 1999. Det medförde att Örebro kommun tvingades ansöka om dispens för att få genomföra translokationen och därmed exploateringen.

I den utredning (Gustafson 2007) som föregick dispensansökan tolkades vattenhabitatet som försvagat av igenväxning och delvis förstört till följd av igenfyllning. Landhabitatet utgjordes till största del av fuktig, ung triviallövskog som inramades av större vägar i två riktningar samt bebyggelse. Populationen bedömdes därför vara isolerad samt försvagad till följd av den tidigare flytten. Ingen noggrannare inventering eller bedömning av populationens storlek eller status genomfördes som underlag för beslutet.

I konsekvensbeskrivningen (Gustafson 2007) rekommenderades Vattenparken i Oset-Rynningevikens Naturreservat (figur 1) till nytt habitat. Lokalen åtskiljs från den föregående flyttens mottagarplats genom Svartån. Dammarna i området grävdes under arbetet med reservatets bildande och utformades i syfte att gynna biologisk mångfald (Rosenberg, pers. komm.) Ingen förekomst av större vattensalamander har påvisats i området vid tidigare inventeringar, varav den senaste utfördes 2005 (Gustafson 2008). För närmare beskrivning av mottagardammen, se avsnitt 3.5.

Länsstyrelsen beviljade dispens och gav därmed tillstånd till flytten som påbörjades den 3 april 2007. Den genomfördes med ett så kallat driftstaket med fallfällor (se avsnitt 3.6.1 för beskrivning). Populationen visade sig dock vara överraskande stor, vilket ledde till att flytten fortsatte under 2008. Totalt flyttades 789 individer av större vattensalamander. Även övriga infångade groddjur, inklusive mindre vattensalamander, flyttades. Upptäckten av den oväntat stora populationen ledde till att exploateringen avbröts. Platsen kommer istället att avsättas som grönområde i kommande detaljplan (Wallgren, pers. komm.) och habitat-förbättrande restaureringsåtgärder har genomförts. Germano & Bishop (2008) visar att förutsättningarna för en lyckad translokation av amfibier ökar signifikant med antalet frisläppta individer i mottagarområdet. Det stora individantalet gör det till den hittills största translokationen av större vattensalamander i Sverige. Det är sedan tidigare känt att större vattensalamander har en stark drift att återvända till samma lekvatten. Att flytta en population vuxna salamandrar innebär därför risk för förluster av delar av populationen som försöker återvända (Malmgren 2003, English Nature 2001, Oldham & Humphries 2000).



Figur 1 Karta över Örebro stad. Kvadraten markerar ursprungshabitatet i Marieberg, stjärnan markerar mottagardammen i Vattensparken. Punkterna visar förekomster av större vattensalamander från tidigare års inventeringar (Inventeringsdata från Hellberg et al. 2004).

3.4 Områdesbeskrivning

Mottagarområdet är beläget i den så kallade Vattensparken inom Oset-Rynningevikens naturreservat. Området avskiljs från omgivningen av Lillån i nordlig riktning och Svartån i sydlig riktning. I öst mynnar ytterligare våtmarker ut mot Hjälmararens strand och mot väst gränsar det mot CV-området (Centralverkstäderna, industrimark för järnvägsrelaterad verksamhet) och övrig stadsbebyggelse (figur 1 & 2).

Vattensparken är skapad under den landskapsrestaurering som hela området på hundratal hektar (numera Oset-Rynningevikens naturreservat) erfor från mitten av 90-talet och drygt tio år framåt. Platsen är belägen inom Oset-Rynningevikens naturreservat, vilket i huvudsak och av tradition är känt som en etablerad fågellokal. Själva Vattensparken karaktäriseras, som namnet antyder, av den mångfald av dammar och vattenspeglar som återfinns där. Mellan dammarna vilar böljande kullar och slätterängar. Planeringen av Vattensparken har liksom resten av området, till stor del styrts av platsens negativa förflutna. Placeringen av dammarna har delvis styrts av platsens markföroreningar, där de delar som varit förorenade av gifter har undvikits. Kullarna döljer effektivt fundament från gamla oljecisterner. Dammarna utformades och

skapades med biologisk mångfald i åtanke och ett flertal av dem är skraddarsyddas för att passa groddjur. De aktuella dammarna stod klara 1998, vartefter arbetet med vegetationen påbörjades. Målet var att så långt som möjligt använda den lokala genbanken. För att uppnå detta har material från lokala kärr, dikesrensningar och vassröjningar använts som grund för dammarnas vegetation. På samma sätt har omgivande ängsmarker delvis besåts med hjälp av hö från Garphyttans nationalpark. (Rosenberg, pers. komm.)

Mottagardammen (damm A, figur 2) är omkring 900 m², och omges av slåttade gräsmarker, vilka i NV och SV riktning gränsar till triviallövskog. I dammarnas närmaste omgivning dominerar olika ängsmarker, från fuktäng till kalktorräng, samt fuktig triviallövskog dominerad av al. Skogspartierna domineras av klibbal och gråal, med inslag av björk och asp i torrare partier. Skogen har utvecklats sedan sänkningen av Hjälmarén som stod färdig 1888. Grusbelagda gång- och cykelstigar genomkorsar delar av parken, medan andra delar är mer otillgängliga.

Ett fåtal av dammarna har kontakt med Svartån respektive Lillån och hyser därmed fisk, men det stora flertalet är isolerade ifrån övriga vattendrag. Före translokationen hade grodor och mindre vattensalamander etablerat sig i dammarna på naturlig väg (Rosenberg, pers. komm.). Dessa har sannolikt inte invandrat till dammarna, utan troligare är att de funnits i de våtmarker av trivialare slag som fanns redan innan restaureringen. I dammen finns även snok samt diverse smådjur och vatteninsekter som hästglar, troll- och flicksländelarver, dykarbaggar, klodyvlar med flera (Egna observationer, samt Jarl, pers. komm.). Närmaste bekräftade population av större vattensalamander är belägen söder om Svartån i Oset (mottagarplatsen för den föregående flytten, se ovan) samt norr om Lillån i Stora Hjortstorp, cirka 2 km NNW, (figur 1) (Hellberg et al. 2004).

Sedan salamanderflytten genomfördes har flera åtgärder vidtagits för att förbättra landhabitatet kring mottagarplatsen. I samband med ängsslåttern har komposthögar placerats ut, och vid ett flertal avverkningar i staden har död ved och ris tagits till vara för att förbättra förutsättningarna för födosök och övervintring (Rosenberg, pers. komm.).

3.4.1 Uppföljning 2008

Redan under fortgående flytt påbörjades en uppföljning av projektet, som pågick från den 16 april till 4 september 2008. Uppföljningen genomfördes med hjälp av driftstaket med fallfällor. Resultatet under vår och försommar 2008 blev 50 observerade individer som vandrade mot lekvattnet (7 % av 730 flyttade individer 2007). Under leksäsongen 2008 flyttades ytterligare 59 individer av större vattensalamander. Vid den fortsatta uppföljningen under sensommaren och hösten observerades 197 uppvandrande individer (25,6 % av 789, det totala antalet translokerade individer) (figur 6). Antalet vuxna individer motsvarar i princip de djur som observerades invandra till dammen plus antalet ditflyttade under säsongen 2008. Däremot var antalet observerade uppvandrande juveniler högre än antalet translokerade juveniler, något som tyder på att en föryngring ägde rum 2008 (Gustafson 2008).

3.5 Inventeringsmetoder

Nedan följer en beskrivning av de vanligast förekommande inventeringsmetoderna, deras funktioner och huvudsakliga användningsområden. Såväl driftstaket med fallfällor som hävning och flaskfälleinventering kräver tillstånd från länsstyrelsen eftersom större vattensalamander är fridlyst.

3.5.1 Inventering med driftstaket

Så kallade *driftstaket* syftar till att med hjälp av en barriär hindra vandrande djur och driva dem i önskad riktning. De används oftast i kombination med *fallfällor*, i vilka djuren fångas för att kunna räknas och därefter återfå friheten på andra sidan barriären. Driftstaket är särskilt användbara för inventering av djurarter med en riktad migration (Arntzen et al. 1995), exempelvis groddjur med förökning i särskilda lekvatten.

Uppfattningen om effektiviteten hos ett driftstaket skiljer sig kraftigt åt. Staketets effektivitet vid invandring till lekvattnet är beräknat till 45-61 % enligt Arntzen, Oldham & Latham (1995), jämfört med 65-100% enligt Kupfer & Kneitz (2000) studie. Resultatet av Arntzens et al. studie är förvånande lågt och skiljer sig från gängse uppfattning om metoden (Malmgren pers. komm., Gustafson, pers. komm.). Nämda studier har genomförts i Centraleuropa, varför en förklaring till deras låga effektivitet kan vara att en del av populationen övervintrar i dammen (Kupfer & Kneitz 2000) vilket beror på att klimatet är mildare än vårt. Risker finns även att enstaka individer lyckas passera staketet (Kupfer & Kneitz 2000, Oldham & Humphries 2000). Denna risk är sannolikt högre för juveniler enligt Oldham & Humphries (2000). Observationer som bekräftar detta har även gjorts av Kiibus (2009). Arntzen et al. (1995) menar att driftstaket med 100 % täckningsgrad har konstruerats, men dessa medför alltför höga drifts- och materialkostnader.

Inventering med driftstaket medför att den del av populationen som inte uppsöker lekvattnet inte heller fångas. Enligt Malmgren (pers. komm.) rör det sig om omkring 2/3 av populationen. Det är till största del icke köns mogna juveniler (Hagtröm 1979, Arntzen & Teunis 1993, English Nature 2001), men även en del adulter som inte förväntas söka sig till lekvattnet varje år (Gustafson, pers. komm.).

3.5.2 Håvning

Håvning med z-svep är den av Naturvårdsverkets handledning rekommenderade metoden för att påvisa reproduktion, se handledningen för närmare beskrivning av metoden. Metoden genomförs under juni-september med säkrast resultat under juli-augusti. Håvning bör dock undvikas i så stor utsträckning som möjligt då den medför en stor risk att larverna skadas allvarligt eller dör. (Malmgren et al. 2005)

3.5.3 Visuell observation med hjälp av lampa

Närvaro eller frånvaro av större vattensalamander kan påvisas genom visuell observation. Undersökningen genomförs nattetid under leksäsongen med hjälp av en stark pannlampa. Med denna genomlysas den grunda strandzonen genom att sakta gå runt dammen. Stopp för 30-sekunders observation görs med fem meters mellanrum. Observerade individer räknas och art och kön bestäms om så är möjligt. Partier med tät vegetation eller andra försvårande omständigheter undersöks inte. (Malmgren et al. 2005). Metoden kan även användas för att upptäcka större populationsförändringar då den är relaterad till det totala fångstantalet vid jämförelse med andra metoder (Cooke 1995). Som inventeringsmetod är den dock mest effektiv vid högre individtätheter (Ibid). Utgången av undersökningen kommer även att påverkas av andra faktorer än frekvens av större vattensalamander, som exempelvis vegetationstäckning, beteenden och turbulens eller grumlighet i vattnet (Ibid).

3.5.4 Flaskfällainventering

Inventering av vattensalamandrar med hjälp av så kallade flaskfällor utvecklades först av Griffiths 1985 men har sedan dess vidareutvecklats och standardiserats i sin nuvarande form (Niesel & Berglind 2003). Förekomst påvisas genom att ett antal fällor

placeras ut i dammen nattetid för att vittjas fyra till sex timmar senare. Flaskfällinventering rekommenderas främst i de fall visuell observation inte är möjlig (Malmgren et al. 2005). Beskrivning av metoden och konstruktion av fällorna beskrivs närmare i Naturvårdsverkets handledning (Ibid.).

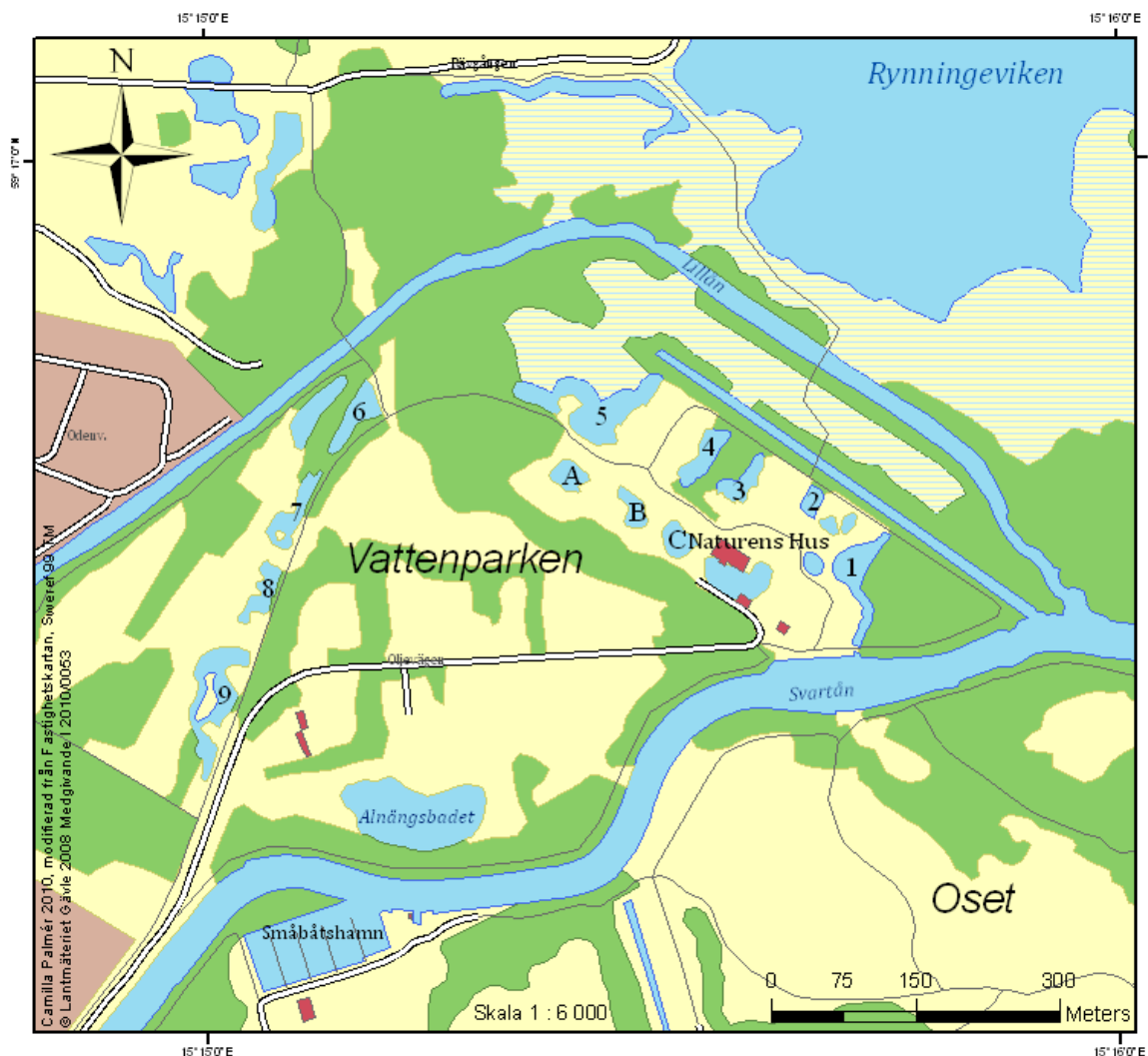
4 Genomförande och metod

För att underlätta jämförelser och följa utvecklingen valdes samma metod som användes vid uppföljningen 2008. Inventeringen har dock utökats jämfört med 2008 till att även omfatta två intilliggande dammar eftersom individer hade observerats där under 2008.

4.1 Inventering med driftstaket

För att undersöka immigrationen till lekvattnet och därmed den reproduktiva andelen av populationen inventerades mottagardammen med driftstaket under perioden 9 april till 3 juni. Monteringen av driftstaket med tillhörande fallfällor utfördes av Örebro kommuns naturvårdsarbetslag. Årets inventering skiljer sig från 2008 års inventering genom att även två intilliggande dammar inkluderades. Hur en population ska avskiljas när det gäller groddjur har diskuterats (Beebee & Griffiths 2005). Då avståndet mellan dessa tre dammar är litet (~20 meter) är det antagligen relevant att räkna samtliga infångade salamandrar som tillhörande samma population (Beebee & Griffiths 2005). Inventeringen i dessa dammar genomfördes under i stort sett samma period, men startade en vecka senare den 17 april. Inventeringen påbörjades strax efter att den sista isen smält från dammarna. Då äldre inventeringar inte påvisat någon förekomst i området förväntades samtliga infångade individer härstamma ifrån den flyttade populationen (Gustafson 2008). Den närmaste konstaterade förekomsten av större vattensalamander (Hellberg et al. 2004) skiljs ifrån mottagarområdet av Svartån, vilken med största sannolikhet utgör en spridningsbarriär för salamandrar (Malmgren, pers. komm. Gustafson, pers. komm.).

Driftstaket monterades kring hela dammen. Konstruktionen var byggplast som häftades och spändes upp på stakkäppar med några meters mellanrum. Byggplasten förstärktes med plastband där de häftades mot käpparna. Plasten grävdes även ned en dryg decimeter i marken för att förhindra passage under plasten. Staketet bildade således en knappt meterhög barriär. På utsidan av staketet grävdes 10-liters hinkar ned, dikt an mot staketet, i linje med markytan. Dessa fylldes med cirka tio centimeter vatten för att förhindra uttorkning, vilket byttes ut dagligen. I sankarpartier lades en sten som tyngd i botten för att förhindra att hinken lyftes upp. Damm A omslöt av driftsstaket med totalt sju fallfällor jämt fördelade. Damm B och C är under delar av säsongen förbundna, varför de omslöt av ett gemensamt staket med totalt tolv fallfällor. Dessa fördelades med en något högre täthet mot S-V som angränsar till lövskog och en något glesare fördelning mot N-Ö vilka angränsar mot öppna ytor som korsas av stigar (figur 2).



Figur 2 Karta över mottagarområdet, Damm A är mottagardammen. Damm A-C inkluderades i driftstaketsinventering samt hävning 2009. Damm 1-9 inventerades med lampa 2009, större vattensalamander påträffades då i damm 6 och 7.

Kontrollen av fallfällorna genomfördes dagligen på morgonen för att minimera tiden i fångenskap och minska risken för stress och predation. Förklaringen till den något senare monteringen i damm B och C är tidsbrist då projektets start till följd av meteorologiska förutsättningar kolliderade med påskhelgen.

Infångade större salamandrar fotograferades, könsbestämdes och räknades varefter de lyftes över staketet och släpptes. Fotograferingen syftade till att dokumentera bukmönstret, vilket är individuellt och därmed kan användas för identifiering av infångade individer. Salamandrarna fotograferades med hjälp av en så kallad salamanderklämma, vilken åstadkommer en tillfällig stabilisering av djuret mot en plexiglasskiva så att bukmönstret framträder mot glaset (figur 3). På plexiglassklämmen fanns ränder vilket bidrog med en relativ skala i fotografiet. Övrig fångst noterades. Salamandrarna könsbestämdes om distinkta sekundära könskaraktärer kunde urskiljas (se beskrivning i avsnitt 3.3.1), men klassades som juveniler om sekundära könskaraktärer saknades.



Figur 3 Större vattensalamander, adult hane i "salamanderklämman"

En längdmätning genomfördes utifrån fotografierna, med hjälp av den relativa skalan som den linjerade plexiglasskivan utgör. Skalan består av linjer med en centimeters mellanrum. Kroppslängden mättes från nos till kloak (SVL) i enlighet med Dolmen 1983. Mätningen genomfördes i Adobe Photoshop i antal pixlar per centimeter, för att längden sedan skulle kunna beräknas. Vid bearbetningen av data framträdde en felklassning av större juveniler och mindre honor, varför dessa omklassades i efterhand. Ett histogram över SVL-längden beräknades (One-Sample T-test) sedan i programmet Minitab.

Då området är väldigt välbesökt sattes informationsskyltar om inventeringen upp kring dammarna, se bilaga 2, figur 8.

4.2 Inventering med lampa för att undersöka spridning

De teoretiska förutsättningarna för spridning i området är goda, vilket bidrog till att platsen valdes. Ett stort antal dammar återfinns inom några hundra meter. För att kontrollera om någon spridning har skett har nattinventering med lampa utförts vid två tillfällen, den 9 och 16 juni. Nio dammar (figur 2) besöktes nattetid vid mildt väder med uppehåll och inventeringarna påbörjades efter midnatt. Med hjälp av en kraftig pannlampa (20 watt) avsöktes synlig yta från stranden under cirka en halv minut, omkring var femte meter. Ytor med obefintlig sikt på grund av tät vegetation undersöktes inte.

4.3 Håvning för att undersöka reproduktion

För att kontrollera om någon förökning har skett i de tre inventerade dammarna genomfördes håvning efter larver. Håven som användes var 25 cm i diameter, med håvhuvud i aluminium med tygpåse och galvaniserat nät med 1,5 mm maskstorlek. Håvningen genomfördes med så kallade Z-svep enligt Naturvårdsverkets handledning (Malmgren et al. 2005). Håvningen genomfördes den 19 augusti samt den 9 september, dagtid vid mildt väder med uppehåll, cirka var femte meter. Partier med mycket tät vegetation håvades inte. Efter varje håvning undersöktes fångsten noggrant, och funna salamanderlarver artbestämdes.

5 Resultat

Mellan den 9 april och den 3 juni inventerades totalt 224 större vattensalamandrar på väg från landhabitatet till de tre inhägnade dammarna, varav 146 klassades som adulter (figur 4). Inventeringen genomfördes under längst tid i den så kallade mottagardammen (damm A, figur 2) i vilken djuren placerats efter translokationen. Inventeringen i denna resulterade i 181 noterade individer. De andra två dammarna behandlades som en sammanhängande enhet och utfallet för dessa blev 43 observerade individer, vilka noterades under en något kortare inventeringsperiod än i mottagardammen (se Metod avsnitt 4.1 för detaljer). Totalt sett noterades även 167 mindre vattensalamandrar (*T. vulgaris*) i fallfällorna under inventeringen. Dessutom noterades 303 icke artbestämda grodor och 33 paddor. Detaljerade fångstdata redovisas i bilaga 3, tabell 1. Data saknas för samtliga fällor under perioden 11-13 samt 15-17 maj. 199 av de 224 inventerade djuren fotograferades, med undantag för de dagar då fällorna vittjades av medhjälpare samt vid kameraproblem. En större vattensalamander dog till följd av uttorkning efter att den hamnat under en av hinkarna innan glapp intill fallfällorna hunnit åtgärdas.

Resultatet av håvningen bekräftade inte någon föryngring av större vattensalamander 2009. Däremot resulterade den i omkring ett trettiotal bekräftade yngel av mindre vattensalamander (*T. vulgaris*).

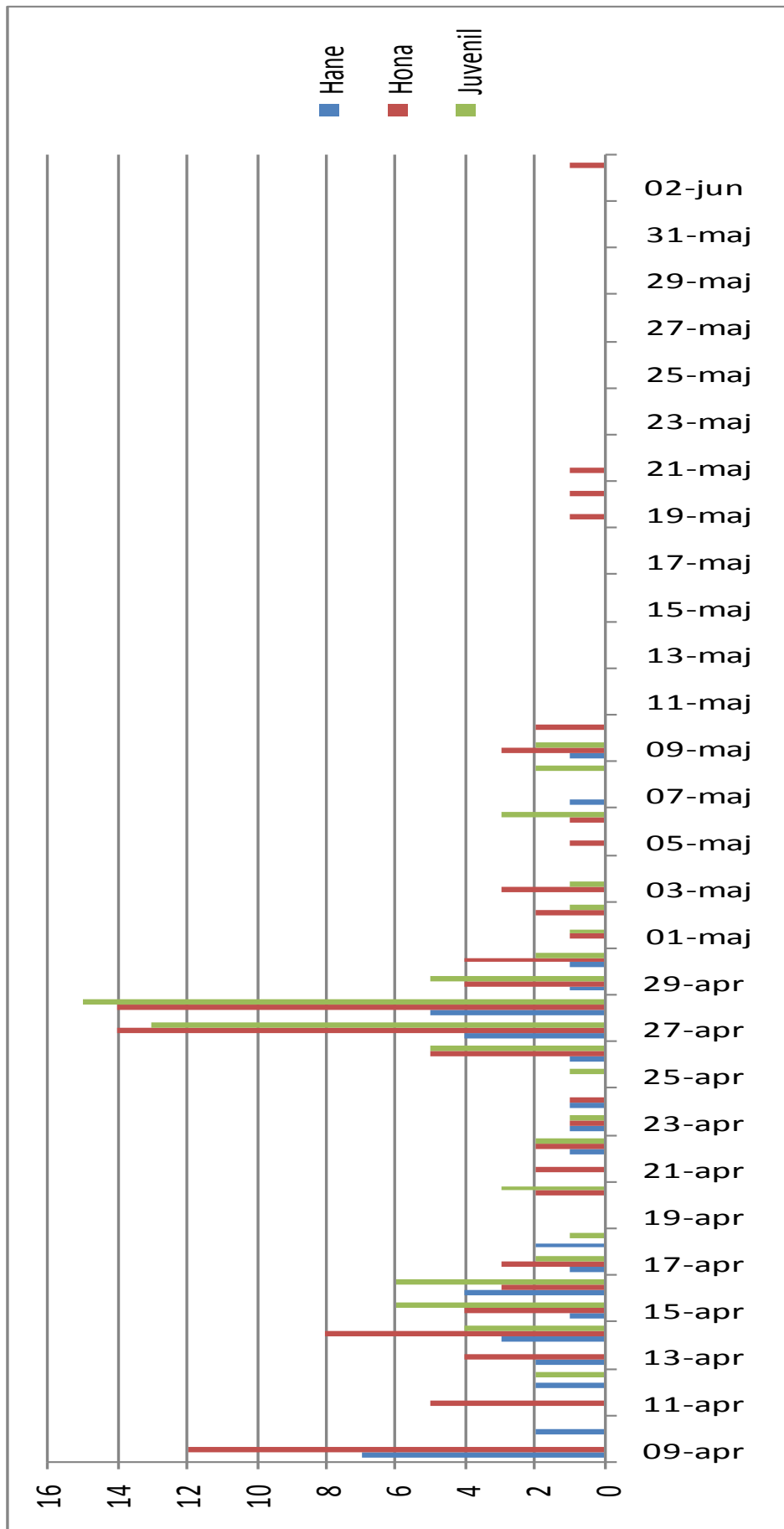
Lampinventeringen påvisade att spridning av större vattensalamander sannolikt har skett till ytterligare två dammar i området, damm 6 och 7 (figur 2). I ett flertal dammar kunde dock bara delar av strandlinjen undersökas på grund av tät vass.

Av de 224 inventerade djuren har 199 fotograferats. Fem av dessa fotografier hade för dålig skärpa för att skalan skulle kunna beräknas. Resultatet av längdmätningen, vilken utgick från fotografierna, har därför baserats på 194 individer. Ett T-test för kroppslängd genomfördes i Minitab på 194 längdvärden med ett 95 % konfidenceintervall. Medelvärde för SVL-längden beräknades till 5,2 cm med en standardavvikelse på 1,3 cm. Figur 5 visar en tydlig bimodal fördelning mellan adulter och juveniler.

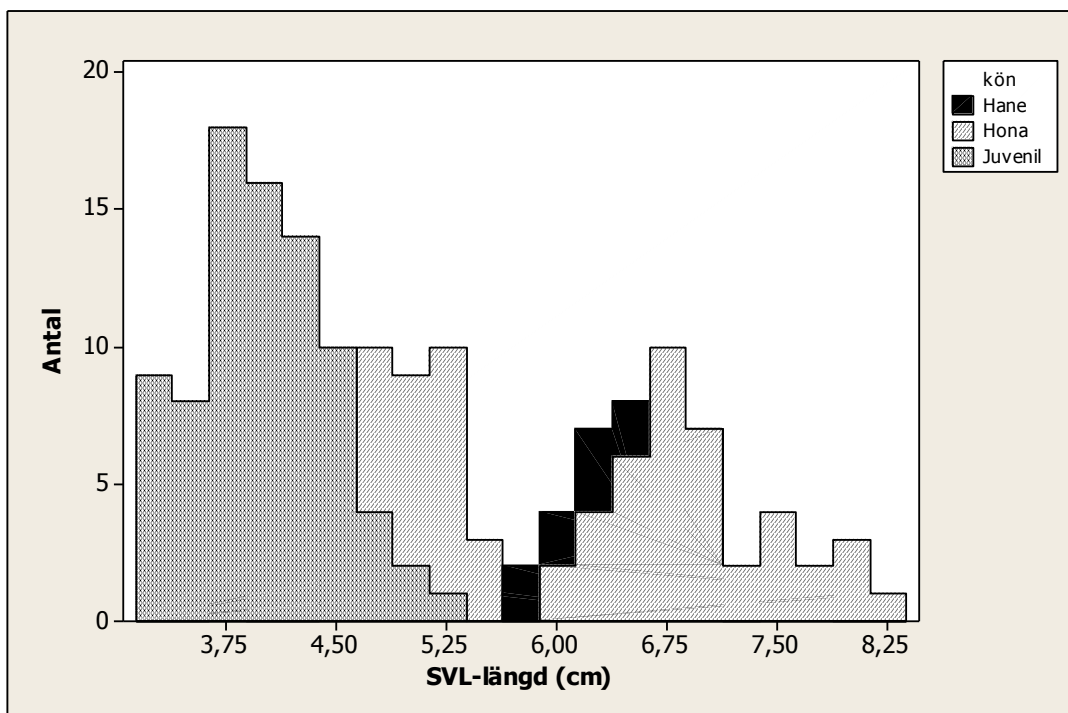
Nedan följer en kort resumé av projektets händelseförlopp, vilket till stor del även går att avläsa i figur 6.

- 2007 translokeras totalt 730 större vattensalamandrar till en damm utan driftstaket i ett område där inga större vattensalamandrar tidigare påträffats.
- Följande vår efter vinterdvalan (2008) återfinns enbart 50 djur genom inventering med driftstaket.
- Under sommaren 2008 translokeras ytterligare 59 individer. Dessa placeras då i dammen inom driftstaket under pågående uppföljning.
- Vid emmigrationen upp på land hösten 2008 noteras 198 djur vid inventeringen. Efter detta monteras driftstaketet ned.
- Våren 2009 inventeras 181 immigrerande individer till samma damm. Ytterligare 43 djur påträffas med hjälp av driftstaket i två intilliggande dammar.
- Utöver dessa syns ett fåtal individer i två dammar till inom området genom visuell observation.
- Ingen konstaterad förökning genom håvning i mottagardammen eller de två intilliggande dammarna.

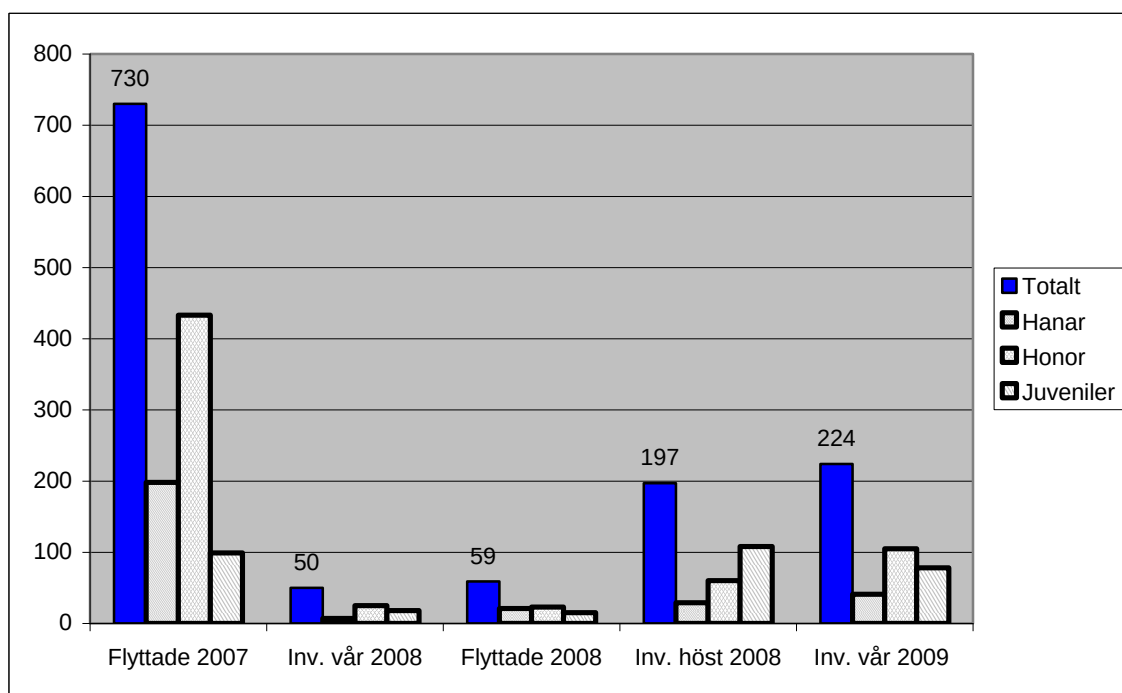
Translokation av Större vattensalamander



Figur 4 Statistik över inventerade immigranter, våren 2009



Figur 5 Längdfördelning bland inventerade immigranter våren 2009



Figur 6 Översikt över translokationen och de uppföljande inventeringarnas resultat. Data finns även i tabell 2 i bilaga 3.

6 Diskussion

Det stora antalet förflyttade individer (signifikant kopplat till framgång enligt Germano & Bishop 2008) gjorde att förväntningarna och förutsättningarna inför detta projekt var höga. Resultaten från de tidigare svenska translokationerna har visat snabba populationsökningar de första åren. I detta projekt var individantalet dessutom flera gånger större. Det nedslående resultatet av 2008 års uppföljning var därför oväntat. Nedan kommer 2009 års inventeringsresultat att diskuteras och jämföras med den tidigare uppföljningen 2008 samt med det totala antalet translokerade djur. Detta för att få en uppfattning om populationsutvecklingen, vilken analyseras och diskuteras nedan. Vidare kommer inkluderade inventeringsmetoder, populationens situation, translokationens genomförande och translokationer i en vidare mening att behandlas.

6.1 Uppföljning

6.1.1 Inventering med driftstaket 2009

Eftersom 2009 års utförande inkluderade tre dammar innebar det en större chans att få en mer heltäckande bild av situationen än vid 2008 års inventering då enbart mottagardammen studerades. På grund av det korta avståndet mellan dammarna torde denna bild överensstämma bättre med den faktiska populationen. Det sammanlagda antalet inventerade större vattensalamandrar var 224 stycken år 2009, eller 28 % av totalantalet translokerade individer. 2009 års inventering visade att minst 181 större vattensalamandrar invandrade till damm A (mottagardammen). Det motsvarar enbart 23 % av det totala translokerade antalet (789 st.). Detta kan jämföras med totalt 197 inventerade emigranter från mottagardammen hösten 2008. Därmed har sannolikt ingen större förändring skett under vinterhalvåret 2008-2009. Skillnaden består troligen i naturlig mortalitet samt att en del av emigranterna som utgjordes av årsungar återvänder först om något år.

Om effektiviteten hos driftstaket skulle vara så låga som vissa studier antyder vore inventeringsresultatet en grov underskattning av den totala populationsstorleken. På grund av inventeringsmetodens egenskaper finns det även en risk att resultatet inte speglar den totala populationen, främst till följd av juveniler som stannar i landhabitatet. Trots dessa eventualiteter är differensen mellan det translokerade och det inventerade antalet så stor att den måste förklaras med stora förluster inom populationen. De saknade individerna har med stor sannolikhet försökt återvända till sitt ursprungshabitat. Men då avståndet till detta är närmare en mil, vilken dessutom utgörs av vandringshinder som större vattendrag, urbana ytor och vägar är chansen att de lyckats med detta obefintlig. Istället har de i bästa fall spridits till potentiella habitat på vägen, men troligt är att de lidit stora förluster. Även om ingen identifiering av de infångade individerna har genomförts visar längduppskattningen att ett antal fullvuxna individer har etablerat sig. Dessa borde med största sannolikhet härstamma från flytten, förutsatt att ingen naturlig invandring har skett från omgivningen. Sannolikheten för detta bedöms som liten (se avsnitt 3.5 för områdesbeskrivning).

Troligt är att de flesta försökte återvända direkt under det första året efter translokationen, som i studien av Oldham & Humphries (2000). Då den övervägande majoriteten av djur flyttades 2007 bör de största förlusterna ha infallit då, vilket kan förklara de extremt låga inventeringstalen våren 2008. Eftersom uppföljningen med driftstaket påbörjades först 2008 fanns inget som hindrade de hemvändande individerna 2007. Potentialen för en kraftig reproduktion första året efter translokation

syns tydligt i utfallen av de tidigare svenska translokationsprojekten (Malmgren 2003, Niesel & Berglind 2003, Kiibus 2009,). Denna potential gick förlorad i frånvaro av hinder som kunnat tvinga adulterna att leka i mottagardammen. Se avsnitt 6.2.1 för vidare diskussion kring translokationen och dess genomförande.

6.1.2 Förändringar i åldersfördelning

Att dra slutsatser kring andelen juveniler utifrån inventering med driftstaket kring lekvattnet är något vanskligt, då en andel av dessa stannar i landhabitatet och på så vis riskerar att undgå upptäckt (Arntzen & Teunis 1993). Tidigare resultat antyder att andelen juveniler som uppsöker lekvattnet är något högre under en nyetableringsfas än i normalfallet (Malmgren, pers. komm.). Sannolikt är ändå det inventerade antalet juveniler en underskattning, särskilt med tanke på att de lättare lyckas passera driftstaketet än adulterna (Kiibus 2009).

Resultatet av årets (2009) inventering i mottagardammen antyder en liten ökning i antalet aduler (118 st.) jämfört med antalet inventerade emigrerande aduler 2008 (89 st.). Driftstaketet för uppföljning 2008 hindrade eventuella återvändande aduler under translokationen, så att förlusterna bland dessa inte blev lika höga som 2007 då driftstaket saknades. En del av förklaringen kan också vara att en del av juvenilerna sedan 2008 blivit köns mogna och därmed uppträder som aduler i 2009 års resultat. Det totala antalet inventerade juveniler blev kraftigt reducerat i mottagardammen 2009 jämfört med 2008 (63 jämfört med 108). Det förklaras sannolikt med uppvandrande årsungar vid emigrationen som inte återvänder förrän köns mognad uppnås. Tendensen kan även förklaras med tidigare studier kring mortalitet och stor benägenhet för spridning bland juveniler.

Juveniler utsätts för ett högre predationstryck än aduler samt uppnår med tiden köns mognad. Därför bör andelen juveniler sjunka med tiden i frånvaro av föryngring. Andelen inventerade juveniler är istället högre 2009 än vid translokationen 2007. Det skulle kunna förklaras med stora förluster bland adulterna till följd av att de försökt återvända i större utsträckning (35 % juveniler 2009 jämfört med 14 % 2007). Det skulle även kunna bero på framgång i föryngringen 2007-2008. Resultatet av 2008 års höstinventering (se avsnitt 3.5.1), styrker denna hypotes. Hösten 2008 lämnade 108 juveniler dammen, vilket är betydligt fler än summan av de 18 juveniler som vandrat till dammen under våren, samt de 15 som translokerades under sommaren 2008. Huruvida någon reproduktion ägde rum 2007 är okänt då ingen inventering genomfördes då.

6.1.3 Längdmätning

Resultatet av längdmätningen presenteras i figur 5, vilket överensstämmer väl med Arntzen & Teunis resultat (se Arntzen & Teunis 1993, figur 2). Resultaten är i båda fallen bimodalt fördelade med en tydlig separation mellan juveniler och aduler. Arntzen & Teunis längdmätning genomfördes tre år efter en restaurering av en damm där större vattensalamander tidigare saknats. Etableringen utgjordes i det fallet av naturlig invandring från närliggande populationer. Tidsaspekten sedan etablering är i stort sett jämförbar med denna studie, och kan förklara de likartade mönstren. De två särskilda grupperna, en större grupp med kortare -, samt en mindre grupper med längre individer i de båda studierna, skulle således kunna representera föryngring på plats och föräldradjuren (etablerarna).

Tillväxten är för individuell för att man ur resultatet skall kunna urskilja åldersklasser bland aduler (Dolmen 1983, Malmgren pers. komm.). Undersökningar visar att tillväxten kan variera betydligt med skillnader i klimat och lekvattnets näringsförhållanden (Dolmen 1983). Jämfört med tidigare längdmätningar som

kombinerats med metoder för ålderbestämning framgår ändå att en stor andel av populationen sannolikt är under två år och därmed har reproduktion skett sedan flytten genomfördes. I histogrammet syns en förväxling mellan större juveniler och mindre honor som förklaras med en feltolkning i fält. Felet kvarstår trots den mindre omklassning som därefter har gjorts i analysstadiet.

6.1.4 Håvning

Resultatet av håvningen (2009) påvisade ingen förökning av *T. cristatus*, då samtliga infångade larver artbestämdes till *T. vulgaris*. Detta trots att ägg av *T. cristatus* har observerats i dammen under sommaren (Gustafsson, pers. komm.). För att undvika för kraftig igenväxning slås vassen i dammen årligen. Rönningen som sker maskinellt syftar till att slå av vassen strax under vattenytan. Åtgärden utförs i detta fall med hjälp av en grävmaskin med ett slätterbalksaggregat fäst på skopan. Maskinen kör på land med slätterbalken i vattnet. Denna åtgärd sker optimalt under vinterhalvåret för att minimera störningen på salamandrarna (Langton et al. 2001). 2009 har dock rönningen utförts under juli månad till följd av ett missförstånd mellan beställare (Örebro kommun) och entreprenör. Denna period är av stor betydelse för de båda salamanderarterna vars kläckning och larvutveckling pågår för fullt. Att denna störning kan ha inverkat på årets reproduktion går inte att bortse ifrån. Trots störningen påträffades ett 30-tal mindre vattensalamanderlarver. Dessa är tåligare mot störning och lever i stor utsträckning nära botten, som en adaptering till predationsrisken från sin större släkting (Malmgren 2007). Därmed borde inte slättern ha vållat *T. vulgaris* lika betydande skada som *T. cristatus*, vilket bekräftas av resultatet.

Kupfer & Kneitz 2000 visar på stora variationer i förökningsframgång med ett rekordvärde på 53 juveniler/hona (antal emigrerande juveniler delat på antalet reproduktiva honor) i skarp kontrast till ett flertal år då reproduktionen var noll i flera undersökta dammar. Cooke rapporterar om misslyckad eller mycket svag reproduktion under tre år i rad utan märkbara långtidseffekter på populationen (Cooke 1995). I dessa studier verkar enstaka år av misslyckad reproduktion ha en mycket liten, om någon, inverkan på populationsutvecklingen. Samtidigt rapporterar en "Population Viability Analysis" (PVA) av Karlsson 2007 om att *fruktsamhet* (definierat som överlevnad sju månader efter befruktning) och *överlevnad bland juveniler* är de enskilt mest betydelsefulla parametrarna för en populations utdöenderisk (Karlsson et al. 2007).

6.1.5 Framtid och åtgärder

Trots denna mycket olyckliga decimering av en population så finns, vid väl riktad skötsel och övervakning, förutsättningar för återhämtning och en framtida stabil population. Lekvattnet och habitatet i övrigt är av god kvalitet. Antalet inventerade individer överskrider, trots förluster, flera andra exempel på etableringar, efter såväl translokationer som naturliga kolonisationer (Arntzen & Teunis 1993, Niesel & Berglind 2001). Den framtida utvecklingen av populationen är beroende av framgångsrik reproduktion och i frånvaro av ytterligare störning borde förutsättningarna för detta vara goda. Utifrån andra exempel kan en kraftig tillväxt förväntas de första åren efter en nyetablering, vilket antagligen redan har påbörjats, med tanke på det relativt stora antalet juveniler 2008. Årets misslyckade reproduktion innebär således en svacka i tillväxten, vilket kan förväntas leda till en populationsminskning 2011-2012 eftersom den årliga mortaliteten då inte balanseras upp med rekryterande aduler (Sjögren 1988). Dessförinnan förväntas avkomman från 2008 balansera tillväxten.

Exploateringen av ursprungshabitatet (Marieberg) har återigen avbrutits, varefter habitatförbättrande åtgärder påbörjats. I bästa fall kan de kvarvarande djuren ännu en gång lyckas bygga upp en population där.

Såväl ursprungshabitatet som mottagarplatsen är relativt isolerade från omgivande konstaterade populationer (figur 1), något som i små populationer riskerar leda till att den genetiska variationen minskar genom så kallad genetisk drift. En genetiskt utarmad population löper större risk att dö ut till följd av slumpmässiga händelser. Sårbarhetsanalyser och liknande modeller över populationsutveckling visar att fungerande metapopulationer minskar risken för lokala utdöenden särskilt när det gäller små populationer (Halley et al 1996, Ficetola & Bernardi 2004, Karlsson et al 2007). Beebee & Griffiths (2005) menar att amfibiers generella populationsstrukturer - med små effektiva populationsstorlekar - gör isolerade populationer extra sårbara för genetisk drift.

Hanski (1999) påpekar betydelsen av regional planering vid translokationer av arter som är beroende av metapopulationer. Mottagardammen måste skyddas och vårdas i sitt sammanhang. I Oset-Rynningevikens naturreservat finns potential för att genom spridningen etablera en metapopulation. Det är därför av stor betydelse att studera dessa populationer i ett landskapsperspektiv och arbeta för konnektivitet mellan närliggande populationer. I de fall avståndet är för stort mellan potentiella lekvatten bör nya dammar grävas för att skapa förutsättningar för en funktionell metapopulation. Mottagarplatsens närmaste konstaterade förekomst återfinns i Rynningeviken norr om Lillån, samt i Oset söder om Svartån (figur 1). Denna studie bekräftar att den hitflyttade populationen med stor sannolikhet har spridit sig till omgivande småvatten. Om såväl land- som vattenhabitat vårdas och utvecklas utifrån större vattensalamanderns behov inom reservatet, ökar chansen för att fler lokala populationer kan etableras. Det största hindret mot spridning och reella hotet i Vattenparken utgörs av spridning av fisk. Vid lampinventeringen påträffades fisk i flera dammar. Vissa av dessa har vid högt vattenstånd kontakt med omgivande vattendrag. Om fisk, exempelvis spigg, etableras i fler dammar kan detta tillintetgöra den spridning som skett.

Under 2009 har ett antal nya småvatten grävts omkring 600 meter från mottagardammen. Inom ett par år har även de potential att hysa större vattensalamander, om utveckling och skötsel styrs i rätt riktning. Dessa ligger på andra sidan Lillån. Således bygger möjlig interaktion på att salamandrarna klarar att korsa ån, alternativt lyckas korsa gång- och cykelbron över ån, vilket enligt observationer i en tidigare studie skulle kunna vara möjligt (Kinne 2006).

För att optimera skötsel och åtgärder bör noggrann uppföljning fortgå i området. Årliga inventeringar bör genomföras i samtliga dammar i Vattenparken (Malmgren, pers. komm.). De ska genomföras under lektiden nattetid med lampa (Ibid.). Dessutom bör eventuell föryngring undersökas genom visuell eftersökning efter larver dagtid under juli-augusti. Slutlig inventering bör genomföras 2010, vid immigrationen med hjälp av driftstaket kring alla dammar där arten påträffats (Ibid.). Ovan nämnda rekommendationer gäller även för ursprungshabitatet, då detta fortsättningsvis skall vårdas som grönområde, och vid konstaterad förekomst återigen omfattas av skydd genom artskyddsförordningen. Det lagliga skyddet innebär att vissa eventuella restaureringsåtgärder, såväl i land- som vattenhabitatet, kräver dispens från denna. Då habitatets isolering huvudsakligen beror på barriärer i form av vägar bör lösningar på detta problem övervägas om en population återigen etableras. Försök har gjorts kring groddjurspassager under vägar i form av tunnlar med tillhörande led- och fångstarmar. Utvärdering av dessas funktion pågår (Nilsson 2009).

6.2 Felkällor och förbättringar

6.2.1 Staketets effektivitet

Figur 4 redovisar immigrationsstatistiken för våren 2009, och synliggör höga fångstantal från dag 1 vilket tyder på att staketet antagligen monterades något sent. Gustafson 2008 rekommenderar en något tidigare montering av staketet, detta försvåras dock av tjäle i marken. Så länge risk för frost föreligger skall fallfällor undvikas för att undgå skadade eller döda djur enligt English Nature (2001), för svenska förhållanden innebär det i princip att metoden skulle vara olämplig, eftersom frost kan förekomma under hela vandringsäsongen. En lösning skulle vara att placera lock på fällorna inför köldnätter, men observationer i denna studie pekar mot att detta inte borde vara nödvändigt eftersom aktivitetsnivån hos salamandrarna är så gott som obefintlig under kalla nätter. För att kringgå problemet med tjäle kan driftstaketet och fallfällorna förberedas hösten innan de ska tas i bruk (Malmgren 2003).

Vidare var staketet i detta fall utsatt för stora påfrestningar från vind till följd av relativt öppna omgivningar. Detta ledde, särskilt i fuktiga partier, vid flera tillfällen till att käppar knäcktes eller lutade, i dessa fall kan utfallet ha blivit en icke fullgod barriär. I fall med liknande förutsättningar borde åtminstone en del av käpparna utgöras av kraftigare materiel, till exempel pålar, i sådant fall kan plasten även spännas hårdare och därmed minska antalet veck. För att minska risken för passage genom klättring över staketet kan det föras med hinder på utsidan och toppen, så kallade "under-lap" och "top-curl" (Kupfer & Kneitz 2000, English Nature 2001). En liten risk finns även att ett fåtal individer lyckas passera under staketet via gångar av gnagare eller andra smådjur (Arntzen, Oldham & Latham 1995) vilket är svårt att förhindra.

I detta fall har ingen uppskattning av staketets effektivitet gjorts. En sådan hade kunnat genomföras med fångst-återfångstmetoden för att få en närmare uppfattning om den verkliga populationsstorleken (Arntzen et al. 1995).

6.2.2 Fotodokumentation

Ett av skälen till att identifiering av individer aldrig genomfördes var att fotokvaliteten på delar av materialet inte var tillfredsställande. Det övervägande skälet var dock det stora antalet fotografier från flytten, 789 stycken, som skulle innebära en allför stor tidsåtgång (789*200 jämförelser). Försök har gjorts att använda automatiserad fotoanalys, men tillfredsställande programvara finns ännu inte att tillgå (Malmgren pers. komm.).

För att i liknande projekt förbättra förutsättningarna rekommenderas ett stativ för att åstadkomma en enhetlig skala på motivet. Salamanderklämman som används kan med fördel föras med skumgummi på ena sidan, enligt Malmgren 2003. I detta fall användes en salamanderklämma med plexiglas på båda sidor, vilket särskilt i fall med hanar med välutvecklad ryggkam resulterade i att djuret tenderade att hamna mer sidledes än önskvärt för att bukmönstringen skall kunna dokumenteras. Salamanderklämman bör även föras med en tillräcklig mätskala. Kameran som används bör ha stor skärm för att direkt i fält kunna upptäcka och åtgärda bristande foto-kvalitet som reflexer och bristande skärpa. I en tidigare studie av Baker (1999) utfördes fotodokumentation av bukmönster genom att varje individ sövdes, detta ter sig i mina ögon kostsamt, tidskrävande och riskabelt med tanke på eventuell påverkan på djuren.

6.2.3 Längdmätning

Längduppskattningarna har i detta fall gjorts utifrån fotografier av levande djur. Svårigheter uppstod därför i vissa fall då djuret låg krökt i bilden, vilket riskerar att

resultera i en underskattning av längden. För att få ett noggrannare resultat bör plexiglaset förses med en mer exakt skala, och omsorg om en utsträckt, rak position bör tas vid fotograferingen. Ett alternativ är att mäta djuren i fält, nackdelen är då att tiden för hantering, och därmed stressnivån hos djuren ökar.

6.2.4 Inventering med lampa

Närvaro av *T. cristatus* konstaterades i ytterligare två dammar. Huruvida dessa hyser en begynnande population eller förekomsten enbart utgjordes av tillfälligt besök för födosök är omöjligt att avgöra i dagsläget. För att närmare undersöka detta rekommenderas uppföljning kommande år, förslagsvis med flaskfällor och eftersök efter ägg. Om en lyckad reproduktion skedde 2007 och eller 2008 är det troligt att en del av dessa har försökt sprida sig i omgivningen, då det är ett beteende som återkommer hos årsungar (Kupfer & Kneitz 2000). En annan möjlighet är att det är en andel av de flyttade adulterna som har spridit sig till omgivningen. En inventering av denna sort kan omöjligen bevisa frånvaro. Faktorer som väder, erfarenhet hos inventeraren, vegetationstäthet med mera påverkar resultatet i hög grad (English Nature 2001). Det faktum att inventeringen enbart upprepades vid två tillfällen kan också ha haft stor betydelse för resultatet, English Nature (2001) rekommenderar minst fyra besök per inventerad säsong. Resultatet av nattlig inventering med lampa kan inte som enskild metod användas för att beräkna populationsstorlek (Cooke 1995).

6.2.5 Håvning

Håvningen utfördes i augusti och september, vilket enligt rekommendationer från naturvårdsverket (Malmgren et al. 2005) ska vara de månader som är lämpade (september något mindre framgångsrik). Studier utförda i närområdet (Lanna, cirka 15 km från Oset) av Malmgren visar att de sista metamorferna lämnar dammen först i slutet på oktober- början av november (Malmgren 2002). Detta visar att tiden för håvningen borde ha varit acceptabel, även om håvning vid fler tillfällen och över en längre period med tidigare start är att rekommendera för liknande studier. Väderförhållanden och slumpmässiga händelser kan ha bidragit till en lägre aktivitetsnivå just vid håvningstillfällena. Malmgren avråder i möjligaste mån från metoden, då larverna av *T. cristatus* är mycket känsliga och hanteringen vid håvningen enligt observationer leder till att larverna dör (Malmgren, pers.kom.).

6.3 Translokation av större vattensalamander

6.3.1 Translokationens genomförande

Med kännedom om större vattensalamanderns starka tendens att återvända till sitt ursprungshabitat, innebär translokation av adulter ett medvetet risktagande. Det är svårt att försvara genomförandet av en dylik åtgärd där en sådan risk föreligger, då målarten dessutom är strängt skyddad. Ett alternativ till translokation som verktyg för åter-introduktioner, där förluster inom naturliga populationer helt kan undvikas är att plantera ut djur uppfödda i fångenskap (Santos et al 2009). I Tyskland har ett lyckat exempel på detta genomförts, där ägg och juveniler uppfödda i akvarium placerades ut vilket resulterade i en lyckad åter-introduktion (Kinne 2006). Ett annat alternativ är att flytta ägg från en naturlig reproduktion i det fria (Germano & Bishop 2008), till exempel med hjälp av utplacering av artificiella "äggläggings-remsor" i ett habitat, vilka sedermera förflyttas (Langton et al 2001). Ytterligare ett alternativ är att samla in en del av adulterna i början av leksäsongen, låta dem leka i ett nytt habitat, och sedan återföra föräldradjuren till sitt ursprung (Kiibus 2009). På detta sätt kommer avkomman, som

kläcks i den nya dammen, att troget återvända till det nya habitatet. Fördelen med ovan nämnda metoder är i samtliga fall att inga adulter från naturliga populationer riskeras. Frånvaron av adulter gör dock att förutsättningarna för framgång kan vara sämre än vid normala translokationer enligt teorierna kring föräldra-kontroll framställda av Kinne (2006). Det bör understrykas att detta är förslag på metoder för just åter-introduktioner och nyetableringar, och inte alternativ då exploateringshot föreligger.

I de fall hela populationer, som i detta fall, ändå flyttas bör arbetsgången planeras noggrant efter råd i "Handlingsprogram för förflyttning av större vattensalamander" (Malmgren 2003) eller liknande guider (English Nature 2001). Det innebär till exempel att ett driftstaket monteras kring mottagardammen inför flytten, och på så vis tvingar emigranterna att leka i sitt nya hem (English Nature 2001, Malmgren 2003,). Ett sådant staket skulle även ha bidragit med relevant information om eventuell reproduktion redan 2007. Vidare krävs hänsyn till artens hemåtvärande egenskaper vid planering av arbetsgången, till exempel genom att *hela* mottagarlokalen omringas av ett driftstaket som hindrar salamandrarna från att lämna platsen även under resten av säsongen (Oldham & Humphries 2000, Malmgren 2003). I detta fall fanns svårigheter kring detta, i och med att platsen är mycket välbesökt samt till följd av brist på resurser och tid (Gustafson, pers. komm.). Detta är dock ett faktum som var väl känt vid konsekvensbeskrivningen, planeringen av translokationen och valet av mottagarplats.

Om ett staket ändå hade monterats skulle antagligen den stora förlusten (upp till 569 individer) till stor del ha kunnat undvikas. Nyttan av ett sådant staket hade i så fall vida överskuggat eventuella nackdelar i form av ändrade rörelsemönster och estetisk påverkan för de besökande människorna. I konsekvensbeskrivningen har fördelarna med en välbesökt mottagarplats i form av de pedagogiska vinsterna bedömts övervinna nackdelarna i form av risk för störning. I samma dokument finns ett förslag på genomförande, där någon lösning på risken för hemvändande individer inte presenteras eller berörs. Denna bedömning skiljer sig från gängse uppfattning. Mottagarplatser med stor publik tillgång bör generellt sett undvikas (English Nature 2001) med hänsyn till risken för olovlig inplantering av fisk, men även den störning det riskerar att innebära (Langton et al. 2001). Problemet kan minskas med hjälp av informationsskyltar, alternativt staket eller taggbuskar för att förhindra tillträde till delar av dammen (Langton et al. 2001, English Nature 2001). Då vissa dammar i det berörda närområdet hyser fisk finns risken för omedveten spridning av fiskägg, särskilt med Naturskolans verksamhet i åtanke. Dess dagliga verksamhet innefattar håvning och insamling av djur och vatten vilket innebär en potentiell risk om vatten blandas i akvarium och dylikt och sedan återförs. Naturskolan håvar inte i mottagardammen, men det är av stor vikt att även omgivande dammar förblir fiskfria om spridning skall kunna ske. Riskerna med håvning av salamanderyngel har berörts ovan. Ytterligare en risk med valet av en välbesökt och lättillgänglig mottagarplats är risken för vandalisering. Viss vandalisering exempelvis eldning och dumpning av föremål i dammar (dock ej i berörda dammar) har förekommit i området.

Hanski (1999) visar genom simuleringar att chanserna för en framgångsrik translokation i vissa fall kan ökas genom att dela upp de translokerade individerna i flera habitat. Detta gäller under vissa omständigheter, som stämmer väl överens med detta fall nämligen; stort individantal för introduktion, snabb ökning av populationsstorlek, begränsad spridningsförmåga och stokastiska populationsförändringar (Ibid.). Möjligen skulle denna metod för att sprida riskerna ha kunnat bidra till minskade förluster i detta projekt.

6.3.2 Jämförelse mot liknande translokationer

De svenska liknande projekten har ännu inte utvärderats, de står liksom detta i dagsläget under uppföljning. Men jämför man dessa första resultat med uppföljningarna som gjorts i andra fall visar detta projekt på stora brister (Malmgren, pers. komm.). Translokationen i Judardammen genomfördes med stor framgång, då en hög frekvens av de förflyttade adulterna återfanns, och reproduktionen det första året (2009) gav gott resultat. Under 2010 skall utfallet av translokationen i Gävle utvärderas. Uppgifterna från 2002, då translokationen i Gävle genomfördes visar dock på mycket framgångsrik reproduktion under den första leksäsongen. Det noterade antalet årsungar blev 1369, vilket motsvarar 4,9 juveniler per adult. Sedan dess har dock enbart visuell inventering samt flaskfällor används som årlig uppföljning, så uppgifter om total populationsstorlek återstår att se från utvärderingen 2010.

6.3.3 Driftstaket som insamlingsmetod vid translokation

Som tidigare nämnts medför metoden med driftstaket att enbart den del av populationen som uppsöker lekvattnet omfattas/insamlas, vilket innebär att stora delar av juvenilerna förbises. Oldham & Humphries (2000) skriver angående detta: "The only method of ensuring that this large component of the population is incorporated into the translocation is to continue trapping for at least three years." (s. 189). I detta fall pågick insamlandet på ursprungslokalen i två år. Det finns därför anledning att befara att delar av populationen undgick insamling och därmed blev kvar i ursprungshabitatet i Marieberg. En fullföljd exploatering skulle med stor sannolikhet ha riskerat dessa djurs tillvaro.

Användningen av driftstaket har i de fall Oldham & Humphries (2000) studerat främst syftat till att inom forskning uppskatta populationsstorlekar, varför fokus på 100 % täckningsgrad inte varit prioriterat. Driftstaket av samma typ av konstruktion används även för translokationsprojekt som detta, vilket, med tanke på täckningsgraden i de uppskattningar som gjorts, kanske inte är optimalt. Synpunkter på konstruktionen under den uppföljande inventeringen berörs närmare i avsnitt 6.1.3, där förslag på förbättringar ges. Till en liten extra material- och arbetskostnad kan fångstresultaten antagligen förbättras. "It is possible to provide efficient barriers, and during population rescue, it behoves the responsible parties to make adequate provision using robust barriers in this regard" uttrycker Oldham & Humphries angående användning av driftstaket i translokationer (2000, s. 188).

6.3.4 Pedagogiska effekter

En fördel med den genomförda flytten är, som Gustafson förutspådde, att uppmärksamhet och intresse har väckts kring projektet och arten. Vattenparken och Oset är mycket välbesökt och under arbetet med uppföljningen har ytterligare nyfikenhet väcks, och såväl en intresserad allmänhet som Naturskolan har (till glädje för inventeraren, tillika författaren) ställt frågor om arbetet och resultatet. Mötena har bekräftat att det finns en kännedom och framförallt ett stort intresse för projektet och arten.

6.3.5 Generella problem med translokation

Efter att ha studerat flertalet uppföljningar och utvärderingar, såväl av enstaka translokationer som metoden som helhet framträder frånvaron av standardiserade och förutbestämda uppföljningsmetoder och bedömningsgrunder som ett återkommande problem. Malmgrens (2003) *Handledning för populationsförflyttningar av större vattensalamander* och English Nature's (2001) *Great crested newt Mitigation guidelines*

utgör dock ett bra underlag för arbetsplaneringen. Med dessa som utgångspunkt för genomförandet och med en medvetenhet kring ansvarsfördelning och arbetets omfattning hos alla inblandade kan en försvarbar translokation genomföras (Dodd & Seigel 1991). Bara med välplanerade åtgärder och en noggrann uppföljning som offentliggörs kan utgångspunkten inför framtida translokationer förbättras, och lärdomar kring misslyckanden spridas och undvikas. Det är upp till tillståndsgivande myndighet (Länsstyrelsen) att se till att planerna är tillräckligt detaljerade och åtaganden kring uppföljning är fastställda, innan projektet godkänns.

6.4 Ekologisk lönsamhet

För att utreda den ekologiska lönsamheten med denna, och jämförbara åtgärder, måste först begreppet definieras. Liknande utvärderingar har diskuterat svårigheten i att klassa ett translokationsprojekt som framgångsrikt eller misslyckat. Oldham & Humphries (2000) använder sig av den mycket generösa klassningen "närvaro ett år efter flytt". För en långlivad art som större vattensalamander anser jag det olämpligt. Individer kan överleva och befinna sig i ett olämpligt habitat i årtal, även i frånvaro av lekvattnet, tills de naturliga dödstalen resulterar i ett utdöende. Även om det bevisligen räcker med ett fåtal individer för att etablera en ny population borde individtäthet vid uppföljningen på något sätt vara relaterat till antalet förflyttade individer för translokationen ska kunna bedömas som lyckad. Närvaro ett år efter translokation torde möjligen påvisa framgång i spridning, om ens detta. Vid en standardiserad uppföljning borde exempelvis en uppskattad populationsstorleks andel av det totala antalet translokerade djur samt en framgångsrik föryngring, definieras som lyckat. Men för detta krävs också att tiden för utvärdering standardiseras.

Huruvida samma translokation sedan bedöms som ekologisk lönsam eller ej kan diskuteras, och måste enligt mig kopplas till förutsättningarna före translokationen. Benämningen antyder att ekosystemet som helhet skulle tjäna på åtgärden och väcker därmed frågan – i relation till vad? - *I frånvaro av translokation men med fullföljd exploatering*, är inte en relevant jämförelse, då denna exploatering vore olaglig utan dispens för kompensationsåtgärd. I stället grundar sig själva dispensen på reglerna kring kompensationsåtgärder, som syftar till att ersätta förlorade värden. Då kompensationsåtgärden i detta fall rör den större vattensalamandern innebär det att det enbart är artens värden, och förutsättningar som skall ersättas. Lönsamheten bör istället bedömas utifrån de förutsättningar som gällde *innan translokationen, i frånvaro av exploatering*. Malmgren (2008, s.4) formulerar detta, i en handlingsplan för en translokation, som: "[...] populationen ska ha *bättre* förutsättningar till långsiktig fortlevnad på mottagarlokalen, jämfört med befintlig lokal i ett nollalternativ [...]". I detta fall förordade Gustafson (2007 s.19) i konsekvensbeskrivningen translokation av populationen, utifrån bedömningen att populationen är "redan i dagsläget hårt trängd i den befintliga lokalen" samt att det "troligen rör det sig om ett ganska litet antal individer" till följd av habitatets förutsättningar. Att hoppa över inventeringen i ursprungshabitatet var ett medvetet val för att spara tid åt exploatören. "Detta är egentligen inte att rekommendera, men för att påskynda processen är det ändå rimligt." (Ibid. s.20) Om populationsstorleken varit känd hade rekommendationen och beslutet med stor sannolikhet blivit annorlunda. Utifrån det rådande kunskapsläget då beslutet om translokation fattades, skulle translokationen till Vattenparken innebära förbättrade förutsättningar för populationen avseende habitatets kvalité, med reservation för

värderingen av riskerna kring besöksfrekvensen som diskuterats ovan. Villkoret för kompensationsåtgärden var därmed uppfyllt.

Det jag vill poängtera med diskussionen kring begreppet ekologisk lönsamhet i dessa sammanhang är dock att synsättet kring bedömningarna ter sig lite väl smala. När exploateringshot föreligger och lösningen blir att flytta *en* art som hyser ett skydd, innebär det i bästa fall att denna population, eller den enskilda artens bevarandestatus bevaras. En stor del av våra hotade arter befinner sig i en hotkategori just till följd av habitatförlust. Att därmed lösa en exploateringskonflikt kring dessa habitat med att flytta arten och således tillåta exploatering av habitatet ter sig ironiskt för mig. Arten och dess habitat måste ses i sitt sammanhang, i allra högsta grad när det rör sig om en art som föreslagits som indikatorart! Dessutom visar Edgar et al. (2005) i en utvärdering av brittiska translokationer att trots skydd och nyskapande av habitat som kompensation blir nettoresultatet förlust av habitat. En translokation kan därmed i mina ögon knappast, ens i de mest framgångrika exemplen, klassas som ekologiskt lönsam. Det är en nödlösning, under parollen "rädda det som räddas kan".

7 Slutsats

Det inventerade antalet 2009 blev 28 % av det sammanlagda antalet translokerade djur, vilket antagligen är en underskattning av det totala antalet, men ändå ger en hyfsad fingervisning om populationens storlek i dagsläget. Det innebär att populationen har lidit orimligt stora förluster, som med största sannolikhet kan härledas till translokationen. Förlusterna kan sannolikt härledas till otillräcklig utredning, planering och genomförande. Resultaten av inventeringarna 2008-2009 talar för att förökning har skett sedan translokationen, men 2009 års studie tyder på att reproduktionen gick till spillo till följd av felaktiga skötselåtgärder. Den inventerade populationen är av sådan storlek att den, under rådande förutsättningar och utan ytterligare störning bör ha goda förutsättningar att utvecklas på platsen. Spridning har konstaterats i området 2009. Med medvetna åtgärder och riktade skydd finns förutsättningar att utveckla en metapopulation, vilken skulle öka lokala populationers motståndskraft och förutsättningar för återhämtning efter störningar.

Resultatet av denna studie påvisar riskerna med translokationer, vilka är extra allvarliga då de som i detta fall berör en starkt skyddad art. Med facit i hand togs beslutet om förflyttningen på för svaga grunder, och det faktiska genomförandet hade kunnat planeras bättre utifrån den kunskap som fanns tillgänglig. Efter att flytten genomförts och skadan är skedd är nu exploateringen avblåst och marken planlagd som grönområde. I dagsläget krävs noggrann fortsatt uppföljning (se rekommendationer avsnitt 6.1.2) och stöd till de två kraftigt försvagade populationerna som translokationen gett upphov till. Om detta beslut hade tagits tidigare hade såväl ekonomiska som ekologiska förluster kunnat undvikas. Förhoppningsvis kan detta resultat fungera som ett förmanande exempel inför likande beslut. Vid framtida exploatering av salamanderhabitat måste samtliga möjliga alternativ till translokation övervägas noga. Genom att göra konsekvensanalysen i god tid i planeringsprocessen kan detaljplanen utformas i samförstånd och med större hänsyn till salamandrarnas förutsättningar, och misstag till följd av tidsbrist som i detta fall kan undvikas. Vidare krävs att problemet angrips i ett större perspektiv. Stor hänsyn måste tas till de landskapsförändringar och resulterande biotopförluster som fortgått under det senaste seklet. Att flytta en enskild population för att tillåta exploatering av ett lekvatten innebär på nationell nivå att mer

än att en population riskeras. Det innebär att utarmningen av landskapet fortsätter. Om nu arten dessutom visar sig indikera hög biologisk mångfald så är det ännu ett argument för att dess habitat så långt som möjligt bör skyddas i sin helhet. I de fall som beslut om translokation ändå fattas bör en noggrann handlingsplan framställas där genomförande och uppföljning planeras i detalj, denna bör även inkludera ekonomiska och ansvarsmässiga frågor. Jag delar åsikten att translokationer aldrig får betraktas som en enkel lösning, eller ett förstahandsval i exploateringskonflikter (Dodd & Seigel 1991, Malmgren 2003, Germano & Bishop 2008). En translokation av en art är en mycket förenklad lösning på ett komplext problem, varje art bör betraktas i sitt ekologiska sammanhang och sedermera behandlas i ett sådant.

8 Tackord

Tack till min handledare Bo Eknert, på institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet samt min externa handledare Daniel Gustafson på Örebro Länsstyrelse. Många tack även till Arbetslaget i Oset-Rynningeviken (Praktikcentrum Natur o miljö) för montering av driftstaket och fallfällor, utan er hade det inte gått! P-O Wallgren för hjälp materiel och vittjing av fällor mm. Jan Malmgren för värdefulla tips, hjälpsamma råd och givande diskussioner. Ulf Andersson, Örebro Kommun, som letat fram och lånat ut material och guidat mig runt Mariebergssdammen. Björn Morén för hjälp med statistik och allmänt trubbel och kaos. Och slutligen tusen tack till Maria Wegscheider, Kajsa Bråting, Anna Svensk, Elin Hardell & Hannah Edström för språkgranskning och allmänna synpunkter.

9 Referenser

9.1 Tryckta källor

- Arntzen, J. W., Teunis, S.F.M. (1993). A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological Journal*, 3: 99-110.
- Arntzen, J. W., Oldham, R. S., Latham, D.M. (1995). Cost effective drift fences for toads and newts. *Ambibia-Reptilia* 16: 137-145.
- Baker, J. M. R. (1999) Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England: Monitoring individuals. *Herpetological Journal* 9: 1-8.
- Beebee, T. J. C., Griffiths, R. (2005) The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125: 271-285.
- Cooke, A. S. (1995) A comparison of survey methods for crested newts (*Triturus cristatus*) and night count at a secure site, 1983-1993. *Herpetological Journal* 5: 221-228.

- Dodd, C. K. Jr., Seigel, R. A. (1991). Relocation, Repatriation, and Translocation of Amphibians and Reptiles: Are They Conservation Strategies That Work? *Herpetologica*, 47(3): 336-350.
- Dolmen, D. (1983). Growth and size of *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* (Amphibia) in different parts of Norway. *Holarctic Ecology*, 6: 356-371.
- Edgar, P. W., Griffiths, R. A., Foster, J. P. (2005). Evaluating of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990-2001. *Biological conservation* 122, 45-52.
- Edgar, P.W., Bird, D. R. (2006) *Action Plan for the Conservation of the Crested Newt Triturus cristatus Species Complex in Europe*. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. 26th meeting Strasbourg, 27-30 November 2006.
- English Nature. 2001. *Great crested newt mitigation guidelines*. English Nature, Peterborough.
- Ficetola, G.F., Bernardi, F.d. (2004). Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119: 219-230.
- Gascon, C., Collins, J. P., Moore, R. D., Church, D. R., McKay, J. E. and Mendelson, J. R. III (eds). 2007. *Amphibian Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Germano, J. M., Bishop, P. J. (2008). Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation. *Conservation Biology*, 23, (1): 7-15.
- Gustafson, D. (2007) *Konsekvensbeskrivning: Större vattensalamander i Marieberg*, Örebro Kommun. Örebro kommun, Stadsbyggnadskontoret.
- Gustafson, D. (2008). *Salamanderflytt Marieberg-Vattenparken 2007-2008. Rapport från flytt av en population större vattensalamander och efterföljande uppföljning i Örebro kommun*. Örebro kommun, Stadsbyggnadskontoret.
- Gustafson, D., Journath-Pettersson, C., Malmgren J. C. (2006). Great Crested Newts (*Triturus cristatus*) as indicators of aquatic plant diversity. *Herpetological Journal* 16:347-352
- Green, D. M. (2003). The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological conservation* 111: 331-343.
- Hagström, T. (1979). Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. *Holarctic Ecology* 2: 108-114.
- Halley, J.M., Oldham, R.S., Arntzen, J.W. (1996) Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of applied ecology* 33: 455-470.
- Hanski, I. 1999: *Metapopulation Ecology*. Bookcraft (Bath) Ltd. Midsomer Norton, 313 s.
- Hellberg, E., Gustafson, D., Malmgren, J. C., Rygne, H. (2004) *Större vattensalamander (Triturus cristatus) i Örebro län: Inventering 2003 och sammanställning av kända lokaler 1989-2003*. Länsstyrelsen i Örebro län, publ. Nr.2003:26
- Ihse, M. (1995). Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21-37.

- Jehle, R., Arntzen, J. W. (2000). Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology* 251:297-306.
- Journath-Pettersson, C. (2008) *Större vattensalamander, småvattnens hotade drake*. Åtgärdsprogram för hotade arter. Länsstyrelsen i Örebro län, publ.nr. 2008:12
- Karlsson, T., Betzholtz, P-E., Malmgren, J. C. (2007). Estimating viability and sensitivity of the great crested newt *Triturus cristatus* at a regional scale. *Web Ecology* 7: 63-76.
- Kiibus, M. (2009). *Återintroduktion av större vattensalamander i Judarskogen*. Calluna AB, Stockholm.
- Kinne, O. (2006). Succesful re-introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. *Endangered species research* 1: 25-40.
- Kupfer, A., Kneitz, S. (2000) Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal*, 10: 165-171.
- Langton, T., Beckett, C. and Foster, J. (2001): *Great crested newt conservation handbook*. Froglife, Suffolk.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S., Sjögren-Gulve, P. (2004). Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban lanscape planning. *Landscape and Urban planning* 68: 403-427.
- Malmgren, J. C. (1991) *Projekt större vattensalamander: Erfarenheter från ett förflyttningsförsök*. Rapport till Länsstyrelsen i Örebro län.
- Malmgren, J. C. (2002) *Triturus cristatus – Större vattensalamander*. Artfakta, rödlistade arter i Sverige. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Malmgren, J. C. (2003) *Handlingsprogram för populationsförflyttning (tranlokation) av Större vattensalamander (Triturus cristatus)- Förflyttning av större vattensalamander i Gävle kn*. JM Natur.
- Malmgren, J. C., Gustafson, D., Journath Pettersson, C. J., Grandin, U., Rygne, H. (2005). *Handledning för miljöövervakning, Undersökningstyp - Inventering och övervakning av större vattensalamander*. Version 1:0. Naturvårdsverket.
- Malmgren, J. C. (2007) *Åtgärdsprogram för bevarande av store vattensalamander och dess livsmiljöer (Triturus cristatus)*. Naturvårdsverket Rapport 5636.
- Marsh, D. M., Trenham, P. C., (2000). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*. Vol. 15, 1: 40-49.
- Miaud, C. (1993) Predation on newt eggs (*triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of oviposition behavior. *Journal of Zoology*, 231: 575-582.
- Morris, R. K. A., Alonso, I., Jefferson, R. G., Kirby, K. J. (2006). The creation of compensatory habitat – Can it secure sustainable development? *Journal for Nature Conservation* 14: 106-116.
- Niesel, J., Berglind, S-Å. (2003). Habitat och hotsituation för store vattensalamander (*Triturus cristatus*) – Sammanställning och utvärderingar av inventeringar i Värmlands län 1991 -2003. Länsstyrelsen i Värmland, Rapport 2003:16.
- Nilsson, M., Elmquist, K., Bolander, S.(2009) *Groddjursinventering 2009 vid konfliktpunkter i Stockholms län*. Ekologigruppen AB.

- Nitare, J. 2000: *Signalarter, Indikatorer på skyddsvärd skog, Flora över kryptogamer*. Skogsstyrelsens förlag. Tredje upplagan. Jönköping, 392 s.
- Oldham, R. S., Humphries, R. N. (2000) Evaluating the success of great crested newt (*Triturus cristatus*) translocation. *Herpetological Journal*, 10: 183-190.
- Oldham, R. S., Keeble, J., Swan, M. J. S., Jeffcote, M. (2000). Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal*, 10: 143-155.
- Santos, T., Pérez-Tris, J., Carbonell, R., Tellería, J., Díaz, J. (2009). Monitoring the performance of wild-born and introduced lizards in a fragmented landscape: Implications for ex situ conservation programmes. *Biological Conservation* 142: 2923–2930.
- Sjögren, P. (1988): *Metapopulation biology of Rana lessonae Camerano on the northern periphery of its range*. Dissertation at Department of Zoology, Uppsala University.
- Skei, J. K., Dolmen, D., Rønning, L., Ringsby, T. H. (2006). Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area. *Amphibia-Reptilia* 27: 309-324.

9.2 Övriga källor

Gustafson, D. Örebro länsstyrelse. Uppgifter via telefon samt personligt möte 2009.

Jarl, N. Naturpedagog Örebro kommun. Uppgifter via e-post 2009.

Malmgren, J. C., JM Natur. Uppgifter via telefon och e-post 2009 samt personligt möte 2010

Rosenberg, M. Kommunekolog, Stadsbyggnadskontoret, Örebro kommun. Uppgifter via telefon 2009.

Wallgren, P. O., Planingenjör, Stadsbyggnadskontoret, Örebro kommun. Uppgifter via e-post 2009-2010.

2010-01-04 IUCN:s officiella webbplats:

<http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/?3204/Europes-amphibians-and-reptiles-under-threat---IUCN>

10 Bilagor

10.1 Bilaga 1



Figur 7 Foto över driftstaketet kring damm B & C, taget framför damm B i riktning mot Naturens hus.

10.2 Bilaga 2

INVENTERING AV STÖRRE VATTENSALAMANDER



Under våren 2007 och 2008 flyttades en population av Större Vattensalamander, från Marieberg på grund av exploatering, till en av dammarna i Vattenparken. Sammanlagt flyttades 789 individer. Under uppföljningen juli-september 2008 återfanns 197 individer, på väg från lekvattnet till lövskogen.

Nu genomförs ytterliggare en inventering, förutom i mottagardammen undersöks även två närbelägna dammar för att se om arten har spridit sig i området. Djuren fångas på sin väg till vattnet, räknas, fotograferas och släpps sedan i dammen. Fällorna kontrolleras varje morgon då salamandrarna främst är nattaktiva.

Större Vattensalamander (*Triturus cristatus*) :

På våren vandrar salamandrarna från sin övervintringsplats i lövskogen till solbelysta småvatten. Där förökar de sig under sommarmånaderna för att sedan återvända till skogen. Den Större Vattensalamandern kan bli upp till 18 år gammal och är som vuxen 10-17 cm lång. Arten är upptagen i EU:s habitat-direktiv och Bernkonventionen är alla länder inom EU förbundna att bevara inte bara arten, utan också dess livsmiljö. Större Vattensalamander är fridlyst i Sverige, *det innebär att du aldrig får fånga, flytta, skada eller döda den.*

Arbetet utförs av Örebro kommun i samarbete med
Länsstyrelsen

För ytterliggare upplysningar är du välkommen att ringa 019-21 13 12



Figur8 Informationsskylt som sattes upp i samband med driftstaketsinventeringen 2009

10.3 Bilaga 3

Tabell 1 Data från inventering med driftstaket kring damm A, B & C 2009

Datum	Hane	Hona	Juvenil	Större tot.	Mindre	Övrigt
09-apr	7	12	0	19	3	19 grodor, 2 paddor
10-apr	2	0	0	2	4	
11-apr	0	5	0	5	20	1 padda
12-apr	2	0	2	4	7	4 grodor / paddor
13-apr	2	4	0	6	9	
14-apr	3	8	4	15	16	17 grodor, 12 paddor
15-apr	1	4	6	11	4	9 paddor, 2 grodor
16-apr	4	3	6	13	16	1 padda, 1 groda
17-apr	1	3	2	6	18	1 padda, Alla dammar hägnade
18-apr	2	0	1	3	1	1 padda, 1 groda
19-apr	0	0	0	0	0	
20-apr	0	2	3	5	5	2 paddor
21-apr	0	2	0	2	1	1 padda
22-apr	1	2	2	5	17	
23-apr	1	1	1	3	5	
24-apr	1	1	0	2	7	2 grodor, 1 död skogsmus
25-apr	0	0	1	1	0	1 groda
26-apr	1	5	5	11	4	21 grodor
27-apr	4	14	13	31	7	84 grodor, 1 padda
28-apr	5	14	15	34	9	43 grodor
29-apr	1	4	5	10	1	8 grodor
30-apr	1	4	2	7	0	1 padda, 1 groda
01-maj	0	1	1	2	0	
02-maj	0	2	1	3	0	
03-maj	0	3	1	4	0	
04-maj	0	0	0	0	0	
05-maj	0	1	0	1	1	2 grodor
06-maj	0	1	3	4	2	6 grodor
07-maj	1	0	0	1	0	
08-maj	0	0	2	2	2	1 groda
09-maj	1	3	2	6	1	49 grodor, 4 paddor
10-maj	0	2	0	2	2	2 grodor
11-maj				0		Data saknas
12-maj				0		Data saknas
13-maj				0		Data saknas
14-maj	0	0	0	0	0	4 grodor
15-maj				0		Data saknas
16-maj				0		Data saknas
17-maj				0		Data saknas
18-maj	0	0	0	0	0	

Translokation av Större vattensalamander

19-maj	0	1	0	1	2	24 grodor, 1 död skogsmus
20-maj	0	1	0	1	2	7 grodor, 1 död skogsmus, hägn 2 nedmonterad
21-maj	0	1	0	1	0	
22-maj	0	0	0	0	1	
23-maj	0	0	0	0	0	2 grodor, 1 död skogsmus
24-maj	0	0	0	0	0	
25-maj	0	0	0	0	0	
26-maj	0	0	0	0	0	
27-maj	0	0	0	0	0	2 grodor, 1 död skogsmus
28-maj	0	0	0	0	0	
29-maj	0	0	0	0	0	
30-maj	0	0	0	0	0	
31-maj	0	0	0	0	0	
01-jun	0	0	0	0	0	
02-jun	0	0	0	0	0	
03-jun	0	1	0	1	0	
Totalt	41	105	78	224	167	

Tabell 2 Översikt över translokationer och uppföljande inventeringar

	flytt 2007	Inv. vår 2008	flytt 2008	Inv. höst 2008	Vår 2009 mottagardamm	Vår 2009 totalt
Hanar	198	7	21	29	31	41
Honor	433	25	23	60	87	105
Juveniler	99	18	15	108	63	78
Totalt	730	50	59	197	181	224