

## Evaluering av registreringsmetoder for nasjonal overvåkning av stor- salamander *Triturus cristatus* i Norge

Jon Kristian Skei  
Børre K. Dervo  
Jeroen van der Kooij  
Morten Kraabøl



## NINAs publikasjoner

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

# Evaluering av registreringsmetoder for nasjonal overvåkning av storsalamander *Triturus cristatus* i Norge

Jon Kristian Skei  
Børre K. Dervo  
Jeroen van der Kooij  
Morten Kraabøl

Skei, J.K., Dervo, B., van der Kooij, J. og Kraabøl, M. J. 2010. Evaluering av registreringsmetoder for nasjonal overvåkning av storsalamander *Triturus cristatus* i Norge - NINA Rapport 589. 76 s + vedlegg.

Lillehammer juli 2010

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2166-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Børre K. Dervo

KVALITETSSIKRET AV

Jon Museth

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Fylkesmannen i Oslo og Akershus

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Liv Dervo

FORSIDEBILDE

Jeroen van der Kooij (skinn av storsalamander) og Børre K. Dervo (hunn og hann av storsalamander).

NØKKELOORD

- Norge - storsalamander - *Triturus cristatus*
- Overvåkningsprogram - registreringsmetoder
- Observasjon - bunnhåv - fellefangst

KEY WORDS

- Norway – great crested newt - *Triturus cristatus*
- Monitoring program - observational methods - active capture methods - passive capture methods
- nighttime spotting - daytime observations - video recordings, egg searching - funnel traps

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeldgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

## Sammendrag

Skei, J.K., Dervo, B., van der Kooij, J. og Kraabøl, M. 2010. Evaluering av registreringsmetoder for nasjonal overvåkning av storsalamander *Triturus cristatus* i Norge - NINA Rapport 589. 76 s + vedlegg.

Denne rapporten gir en oversikt og evaluering av ulike metoder for overvåkning av storsalamander *Triturus cristatus*. Den baserer seg dels på erfaringer fra ulike prosjekter gjennomført i Norge, dels på erfaringer med ulike overvåkningsprogrammer i andre europeiske land og dels på litteraturfunn. De ulike metodene beskrives, og deres styrker og svakheter diskuteres (**tabell 6.1** side 64). Dessuten presenteres resultater fra forfatterens egne felterfaringer med de ulike metoder.

Fangstmetodene er karakterisert i 3 hovedgrupper; 1) observasjon, 2) aktiv fangst og 3) passiv fangst. Observasjoner gjøres av dyr i vannet eller på land, enten på dagtid eller med lommelykt om natta. Sistnevnte metode gir som regel best resultat for voksne i yngletida om våren, mens observasjoner på dagtid er mest aktuelt for påvisning av larver. Eggleting praktiseres flere steder i utlandet, men metoden krever en del erfaring og har vært lite benyttet i Norge. Av metoder for fangst av salamandere er det lagt hovedvekt på bruk av bunnhåv og bruk av feller basert på ruseprinsippet. Dessuten er bruk av ledegjerder og fallfeller til fangst av voksne dyr på vandring til og fra dammen diskutert.

Bruk av bunnhåv er først og fremst en kvalitativ metode, som har vært mye benyttet under kartleggingen av utbredelsen til salamanderne i Norge. Metoden er egnet til å påvise larver, men har svakheter når det gjelder fangst av voksne. Dessuten er den lite egnet på lokaliteter med vanskelig tilgjengelighet og eller mye og tett vegetasjon. Metoden er heller ikke kvantitativ. Ulike felletyper gir kvantitative data i form av fangst per innsatsenhet. Fiskeruser har vist seg å være effektive til å fange voksen salamander, og rusefangst kan brukes til å gjøre bestandsestimater, for eksempel gjennom fangst og gjenfangst. Fiskeruserne har imidlertid sine begrensninger når det gjelder fangst av larver pga rømming. Tette feller av flaskefelle-prinsippet har mindre andel rømminger, og disse er trolig bedre egnet til å fange larver, kanskje spesielt Ortmanfellene med flere ruseåpninger. Denne felletypen er også svært egnet for fangst av voksne.

De ulike fangstmetodenes styrke og svakheter belyses med eksempler, bl a fra Buskerud (Lier), Akershus (Skedsmo og Nittedal), Oslo, Sør-Trøndelag (Malvik, Trondheim og Klæbu) og Hordaland (Geitaknottane Naturreservat). Ved siden av en vurdering av de ulike metodenes effektivitet når det gjelder å fange salamandere, vurderes også tidsbruk, ressursbehov, hvor stor erfaring som kreves og eventuelle negative effekter på miljøet.

Rapporten har også en gjennomgang av merkemetoder for bruk til bestandsestimater eller for kartlegging av habitatbruk. Metoder for å estimere bestandsstørrelse baserer seg på gruppemerking, i form av fargemerking eller haleklipping, eller individmerking i form av pit-tag, med påfølgende gjenfangst. Radiotelemetri og pit-tag, sammen med ledegjerder og fallfeller, er egnede metoder for detaljerte habitatstudier. Videoovervåking og bukfotografering er også egnede metoder for estimering av bestand. All fangst av storsalamander krever tillatelse av Direktoratet for naturforvaltning og all merking av dyr i tillegg tillatelse av Forsøksdyrutvalget.

For kartlegging av nye lokaliteter foreslås en skrittvis tilnærming med en fire-trins arbeidsprosess, med bruk av (1) pH måling, (2) observasjon (voksne eventuelt larver) og habitatbeskrivelse, (3) bunnhåv og eventuelt (4) felle eller ruse. Manglende påvisning av storsalamander kan først gjøres med tilstrekkelig grad av sikkerhet etter bruk av stor nok innsats med feller. Anslagsvis vil de si 10 feller eller ruser i 15 timer, til sammen 150 rusetimer. I lokaliteter som tidligere er undersøkt, men hvor det er mistanke om at det kan være storsalamander, bør feller brukes direkte.

For kartlegging av landhabitatet foreslås bruk av arealstatistikk sammen med etablering av kunnskap om hva som er viktige arealtyper i funksjonsområdet, størrelsen på funksjonsområdet og tålegrenser (terskelverdier) for ulike miljøpåvirkninger og for ulike arealtyper.

Målsetninger og økonomiske rammer må være klarlagt, før et norsk program kan skisseres. Innen for disse målsetningene og økonomiske rammer, vil viktige momenter ved valg av metode og omfang være:

- Undersøkelse av et tilstrekkelig antall lokaliteter (NB! statistisk holdbare konklusjoner).
- Innsamlingsdesign som sikrer statistiske holdbare data:
  - o Tilfeldige utvalgte lokaliteter innenfor regioner.
  - o Tilfeldig plassering av ruser/feller i lokalitetene.
  - o Fastsatt og synkronisert tid for fangst.
  - o Fangst av både voksne og larver.
  - o Vurdering av frekvens på undersøkelsene.
  - o Bruk av feller eller ruser for å få kvantitative data.
- Vurdering av gjennomførbarhet.
- Ekstensiv og intensiv overvåkning.
- Tiltak for å hindre spredning av sykdommer, planter og dyr.
- Sikre opplæring og godkjenning av personell.
- Etablere gode rutiner for prosedyrer ved søknad om fangstillatelse.

Jon Kristian Skei, Skei Biomangfold Konsult, Øvre Langstein, N-7510 Skatval, [krisskei@online.no](mailto:krisskei@online.no).

Børre K. Dervo, NINA Lillehammer, Fakkeltgården, 2624 Lillehammer, [borre.dervo@nina.no](mailto:borre.dervo@nina.no).

Jeroen van der Kooij, Naturformidling van der Kooij, Rudsteinveien 67, N-1480 Slattum, [jvdtkooij@online.no](mailto:jvdtkooij@online.no)

Morten Kraabøl, NINA Lillehammer, Fakkeltgården, 2624 Lillehammer, [morten.kraabol@nina.no](mailto:morten.kraabol@nina.no).

## Abstract

Skei, J.K., Dervo, B.K., van der Kooij, J. and Kraabøl, M. 2010. An evaluation of sampling methods relevant for a national monitoring program of the great crested newt *Triturus cristatus* in Norway. - NINA Report 589. 76 pp.

This technical report summarizes different methods for monitoring the great crested newt *Triturus cristatus* based on experiences from different projects in Norway and published literature from monitoring programs in other European countries. The main aim is to establish a scientific framework for a national monitoring program for the great crested newt. An array of methods are described and evaluated in terms of pros and cons. Following criteria have been considered in the evaluation of sampling methods; the quality of population data (quantitative or qualitative), vulnerability to patchy distribution of animals, which part of the life cycle is targeted, influence on the habitat, cost efficiency, resource requirements and animal welfare legislations relevant for research and monitoring programs.

The relevant methods can be categorized into three different groups; 1) Observational methods, 2) Active capture methods and 3) Passive capture methods. Observational methods include nighttime spotting with torch on the ground, daytime observations in the breeding pond, searching for eggs in the pond vegetation and video recordings at selected passage points. Active capture methods include gathering migrating or resting adults from the ground and actively netting for adults in the breeding pond by handheld equipment. Passive capture methods are done by a variety of traps made of bottles, mesh wire or leading fences towards a pitfall trap. The Ortmann trap is also commonly used as a passive capture method. All methods are discussed in a context of field experiences from Buskerud (Lier), Akershus (Skedsmo and Nitvedal), Oslo, Sør-Trøndelag (Malvik, Trondheim and Klæbu) and Hordaland (Geitaknottane Nature reserve), and evaluated in order of their suitability for a national monitoring program.

A monitoring program should also cover population estimates and mapping the terrestrial migration routes as well as hibernating sites. Methods for estimating population size are based on simple marking procedures as tail clipping or skin coloration followed by recapture during later sampling effort in the same pond. Radio telemetry, PIT-tagging, terrestrial drift fences and pitfall traps are suitable methods for detailed mapping of the habitat use during terrestrial phase. All marking methods that involves any kind of puncture of the animal body requires personnel qualified to perform animal experiments, and approval from Forsøksdyrutvalget. Any capture of the great crested newt also requires permission from the Direktoratet for Naturforvaltning. Video recordings of individual belly patterns of newts may represent an excellent refinement of traditional mark-recapture methods, and thus directly applies to animal welfare legislations.

Jon Kristian Skei, Skei Biomangfold Konsult, Øvre Langstein, NO-7510 Skatval, Norway, [krisskei@online.no](mailto:krisskei@online.no).

Børre K. Dervo, NINA Lillehammer, Fakkeltgården, NO-2624 Lillehammer, Norway, [borre.dervo@nina.no](mailto:borre.dervo@nina.no).

Jeroen van der Kooij, Naturformidling van der Kooij, Rudsteinveien 67, NO-1480 Slattum, Norway, [jvdkooij@online.no](mailto:jvdkooij@online.no)

Morten Kraabøl, NINA Lillehammer, Fakkeltgården, NO-2624 Lillehammer, Norway, [morten.kraabol@nina.no](mailto:morten.kraabol@nina.no).

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Abstract</b>	<b>5</b>
<b>Innhold</b>	<b>6</b>
<b>Forord</b>	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>9</b>
1.1 Oppdraget og organisering av rapporten	10
<b>2 Livssyklus hos storsalamander</b>	<b>11</b>
<b>3 Formål med undersøkelser</b>	<b>16</b>
3.1.1 Dokumentasjon av forekomst	16
3.1.2 Estimere bestandsstørrelse	16
3.1.3 Overvåking	17
3.1.4 Habitatbruk	18
3.1.5 Bestandsdynamikk og livshistorie	18
<b>4 Registreringsmetoder</b>	<b>19</b>
4.1 Observasjon	19
4.1.1 Nattobservasjon med lommelykt	19
4.1.2 Observasjon i dagslys	20
4.1.3 Observasjon av egg	21
4.1.4 Videoovervåking	22
4.2 Aktiv fangst	23
4.2.1 Plukking av dyr på land	23
4.2.2 Bunnhåv	23
4.3 Passiv fangst	24
4.3.1 Flaskefelle	25
4.3.2 Ortmannfelle	26
4.3.3 Fiskeruse	26
4.3.4 Ledegjerde og fallfelle	29
4.4 Spredning av sykdom, planter og dyr	30
<b>5 Merkemetoder</b>	<b>31</b>
5.1 Gruppemerking	31
5.1.1 Fargemerking	31
5.1.2 Tåklipping	31
5.1.3 Haleklipping	32
5.2 Individuell merking	32
5.2.1 Passive merker ("PIT tags")	32
5.2.2 Radiotelemetry	33
5.2.3 Manuell og digital gjenkjenning av bukmønster	33
<b>6 Eksempler på undersøkelser</b>	<b>35</b>
6.1 Observasjon i dagslys	35
6.1.1 Geitaknottane	35
6.2 Nattobservasjon med lommelykt	35
6.2.1 Dammer i Oslo og Akershus	35
6.2.2 Vandringsveier i Nittedal	36
6.2.3 Telling i vannet langs tjernets bredder	37



6.2.4	Sammenligning av lommelyktmetoden og Ortmannfeller.....	38
6.2.5	Vårvandring ved Lahell.....	39
6.3	Videoovervåkning .....	40
6.4	Leting etter egg.....	41
6.5	Erfaringer med håvslag .....	41
6.5.1	Z-sveip til overvåkning i Lier .....	41
6.5.2	Z-sveip i Midt Norge.....	42
6.6	Erfaring med feller .....	43
6.6.1	Fiskeruser i Lier .....	43
6.6.2	Ruser og bunnhåv i Lier.....	44
6.6.3	Variasjon i fangst for fiskeruser .....	47
6.6.4	Fangst med Ortmannfeller i Oslo og Akershus .....	50
6.7	Ledegjerder og fallfeller .....	54
<b>7</b>	<b>Overvåkningsprosjekter i EU .....</b>	<b>56</b>
7.1	Sverige.....	56
7.2	Tyskland.....	58
7.3	Nederland .....	61
7.4	De baltiske land .....	62
7.5	Storbritannia .....	63
<b>8</b>	<b>Samlet vurdering .....</b>	<b>64</b>
<b>9</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>67</b>
9.1	Oppsummering av metoder og erfaringer .....	67
9.2	Kartlegging av ynglehabitatet .....	68
9.2.1	Forekomst .....	68
9.2.2	Bestandsstørrelse.....	69
9.3	Kartlegging av landhabitatet.....	69
9.4	Overvåkningsprogram .....	70
<b>10</b>	<b>Litteratur .....</b>	<b>71</b>
<b>11</b>	<b>Vedlegg.....</b>	<b>77</b>

## Forord

Denne rapporten er del 1 av oppdraget "Utarbeidelse av landsomfattende overvåkingsprogram for stor salamander". Rapporten omhandler en vurdering av forskjellige metoder ved overvåking. Oppdraget er utført av Skei Biomangfold Konsult, Naturformidling van der Kooij og Norsk institutt for naturforskning (NINA) på oppdrag for Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Oppdraget inngår som et ledd i gjennomføringen av den nasjonale "Handlingsplan for stor salamander *Triturus cristatus*".

Rapporten inneholder en gjennomgang av aktuelle metoder for kartlegging og overvåking av storsalamander. Videre er det gitt en oppsummering av forfatterens erfaringer med bruk av ulike metoder ved kartlegging og overvåking av salamandere. Det er også gitt en presentasjon av overvåkingsprogram som ulike nasjoner har iverksatt for arten i Europa.

Vi takker Fylkesmannen i Oslo og Akershus for oppdraget. I tillegg til at Fylkesmannen i Oslo og Akershus har finansiert utarbeidelse av rapporten, har Jeroen van der Kooij og undertegnede bidratt med mye upubliserte data fra henholdsvis Oslo, Akershus og Buskerud som er brukt i rapporten. Bjørnar Dervo takkes for hjelp til utarbeidelse av illustrasjoner. En ekstra stor takk også til alle hjelperne som har bidratt i felt.

Lillehammer, juli 2010

Børre K. Dervo  
Prosjektleder

# 1 Innledning

Mange av verdens populasjoner av amfibier er avtakende som følge av både globale og lokale faktorer (Blaustein & Wake 1995; Stuart et al. 2004). Metodisk sett er det utfordrende å overvåke amfibiepopulasjoner fordi både direkte menneskelig aktivitet og stokastiske klimafaktorer som nedbørsmønster og/eller ekstremvær gir store årlige fluktuasjoner i bestandsstørrelse. Det kan derfor være vanskelig å avgjøre om variasjonene er indusert av menneskelig påvirkning eller et resultat av naturlige eller semi-naturlige forhold (Pechman et al. 1991; Banks et al. 1993; Woolbright 1996). I en bevaringsbiologisk sammenheng er derfor forståelsen av alle faktorer som påvirker populasjonsdynamikk helt sentralt for å kunne utvikle robuste overvåkningsprogrammer.

Overvåkning av amfibiepopulasjoner krever også en egnet metodikk som evner å kvantifisere utvalgte bestandskarakteristika (Kery 2004). Metodene som anvendes er varierte (Griffiths & Raper 1994) og bør tilpasses livsrytmene til den undersøkte arten for å sikre representativt datagrunnlag. Kunnskap om forløpet av vandringer mellom habitater, yngleforløp i dammer og utvandring til terrestriske habitater mot høsten er nødvendig for å sikre god kvalitet på innsamlede data. For eksempel må overvåkningsundersøkelser i utvalgte habitattyper (land eller vann) ta høyde for at populasjonene kan være i rask endring fra dag til dag som følge av kjønnsfordelingen i ynglelokalitetene eller værforhold som i løpet av kort tid påvirker vandringsintensiteten. Valg av tidspunkt for registreringer i felt må derfor gjøres ut ifra kunnskap om livshistorien til arten.

Overvåkningsundersøkelser av dammer med håvslag er mye benyttet som metode for å kvantifisere forekomst av larver og til dels voksne salamandere. Ofte gjennomføres de ved et årlig besøk i utvalgte dammer i yngletiden, og håvslagene skjer der hvor man erfaringsmessig vet at dyrene oppholder seg og er fangbare med håvslag. Men dersom slike undersøkelser ikke tar hensyn til de store variasjonene i tetthet av dyr gjennom sesongen som følge av operasjonell kjønnsratio og aggregering av hanner rundt aktive hunner, vil resultatene ha lav verdi for overvåkning av bestandsstatus. Dette er en relativt vanlig problemstilling ved all innsamling av dyr, men problemet antas å være særlig stort ved innsamling fra ynglelokaliteter hvor både tetthet av dyr og kjønnsfordeling endres i løpet av kort tid. En grunnleggende forståelse av biologisk funksjonalitet er derfor essensielt for å designe overvåkningsundersøkelser som fanger opp reelle variasjoner mellom år.

Salamanderpopulasjoner er som regel sårbare med lav og varierende populasjonsstørrelse (Cooke 1995). Fysiske og aktive undersøkelsesmetoder (håvslag) i slike lokaliteter kan i enkelte tilfeller medføre en viss skade på viktige habitatstrukturer, og i ytterste konsekvens kan omfattende og repeterte registreringer medvirke til noe habitatforringelse. Det er derfor behov for å evaluere alle kjente overvåkningsmetoder som innebærer aktiv eller passiv fangst, samt visuelle eller optiske observasjonsstudier. Dette vil danne et godt grunnlag for representative og skånsomme overvåkningsprogrammer.

Data på populasjonsstørrelse hos storsalamander *Triturus cristatus* fra flere lokaliteter i Europa ble oppsummert av Arntzen & Teunis (1993). Dette studiet viste stor variasjon i populasjonsdynamikk mellom lokalitetene, som gjør at det kan være vanskelig å generalisere. Estimert årlig overlevelse hos voksne dyr varierte fra 49 % til 78 %. I Frankrike var estimert årlig overlevelse hos voksne dyr mellom 33 % og 57 %. Kombinasjonen av relativt høy årlig overlevelse og lang levealder (14-17 år, Hagstrøm 1977; Dolmen 1983; Miaud et al. 1993) gir muligheter for ganske stabil populasjonsstørrelse over tid. Enkelte flerårige studier av populasjonsstørrelse hos storsalamander har også vist god stabilitet. Glandt (1982) viste for eksempel at estimert ynglepopulasjonen i en dam i Tyskland varierte fra 89 til 108 individer over en fireårsperiode. Tilsvarende viste Hedlund (1990) gjennom et femårig studium at estimert ynglebestand varierte fra 150 til 223 individer hvert år. I England gjennomførte Cooke (1995) et 11-årig studie på storsalamander og fant at det gjennomsnittlige årlige antall vandrende dyr til ynglelokaliteten varierte fra 3 til 183 individer, altså en variasjonsfaktor på over 60. Ved sammenligning av ulike be-

standstrender bør man ha svakheter og styrker med ulike metoder i mente. Nyere undersøkelser har f.eks. vist at effektiviteten av ledegjerder avtar med årene og at observerte bestandsnedganger ikke trenger å gjenspeile den faktiske bestandstrenden (Jehle et al. 1997; Baker 1999; Ortmann et al. 2005 og 2006; se også side 54).

Denne rapporten beskriver de mest vanlige metodene som brukes i overvåkningssammenheng både i Norge og i utvalgte land i Europa. Dette gjøres både ut i fra pågående metodeutvikling i Norge og erfaringer fra andre land med storsalamander. Bruk av fiskeruser som alternativ til håvslag evalueres nærmere som metode for overvåkning av storsalamander i Norge. I tillegg gjennomgås salamanderens livssyklus for å understreke betydningen av grunnleggende kunnskap om biologi og livshistorie.

## 1.1 Oppdraget og organisering av rapporten

Formålet med dette prosjektet er å utarbeide et faglig forankret rammeverk for et landsomfattende overvåkningsprogram for storsalamander. Bakgrunnen for prosjektet er forvaltningens ønske om å iverksette et målrettet tilsyn av ytterligere tap av bestander gjennom planmessig naturoppsyn og registrering av inngrep som truer leveområdene. Arbeidet er en oppfølging av NINA Oppdragsmelding 652; "Overvåkning av amfibier i Norge – Forslag til overvåkningsmetodikk, overvåkningsområder og deltakere i en atlasundersøkelse" (Hårsaker et al. 2000). Så langt er bare kartleggingsdelen delvis fulgt opp gjennom "Handlingsplanen for Stor salamander" (DN 2008).

Det foreliggende prosjektet består av to deler; 1) Et forprosjekt med vurdering av metodikk og 2) Selve overvåkningsprogrammet. Denne rapporten omhandler kun del 1.

Vi har i denne rapporten valgt å gi en generell beskrivelse av utfordringene med å kartlegge og overvåke fåtallige og sårbare arter (kapittel 1). Videre har vi gitt en grundig beskrivelse av livssyklusen til storsalamander. Valg av metode vil variere med hvilken livsfase i salamanderens liv som skal kartlegges. Valg av metode vil også være avhengig av formålet med en undersøkelse. Er målet kun å dokumentere forekomst, eller ønsker forvaltningen også å kartlegge både størrelsen og fluktuasjoner over tid i utvalgte bestander? Ønskes svar på årsakene til endringer over tid, kreves også kunnskap om habitatbruk, bestandsdynamikk og påvirkningsfaktorer.

I innledningen har vi gitt en beskrivelse hvilke krav som må stilles til valg av metoder ved ulike formål for en undersøkelse. Selve beskrivelsen av metodene blir gjort i kapitlene 4 og 5. Kapittel 4 omfatter metoder for observasjon og fangst, mens kapittel 5 omfatter merketmetoder. I kapittel 6 gis eksempler på egen erfaring med bruken av metodene beskrevet i kapittel 4 og 5. Spesielt erfaringer med bruk av bunnhåv og ulike typer ruser blir beskrevet. I kapittel 7 går vi gjennom internasjonale erfaringer med overvåkningsprogram. Til slutt gir vi en samlet vurdering av erfaringene i kapittel 8 og diskusjonen i kapittel 9.

Vi har i vår gjennomgang hatt hovedfokus på storsalamander. På grunn av store likheter i økologi mellom artene, vil mye av det som blir presentert i det foreliggende arbeidet også gjelde for småsalamander *Lissotriton vulgaris*. Vi har også i kapittel 6 presentert resultater for småsalamander der vi har manglet eksempler for storsalamander.

## 2 Livssyklus hos storsalamander

I likhet med de andre nordiske amfibier veksler storsalamanderen mellom et liv i vann og et liv på land, og kategoriseres derfor som semi-akvatisk. Egglegging og larveutvikling skjer i vann, mens arten tilbringer det meste av den øvrige tiden på land (Fog et al. 1997, se **figur 2.1**).

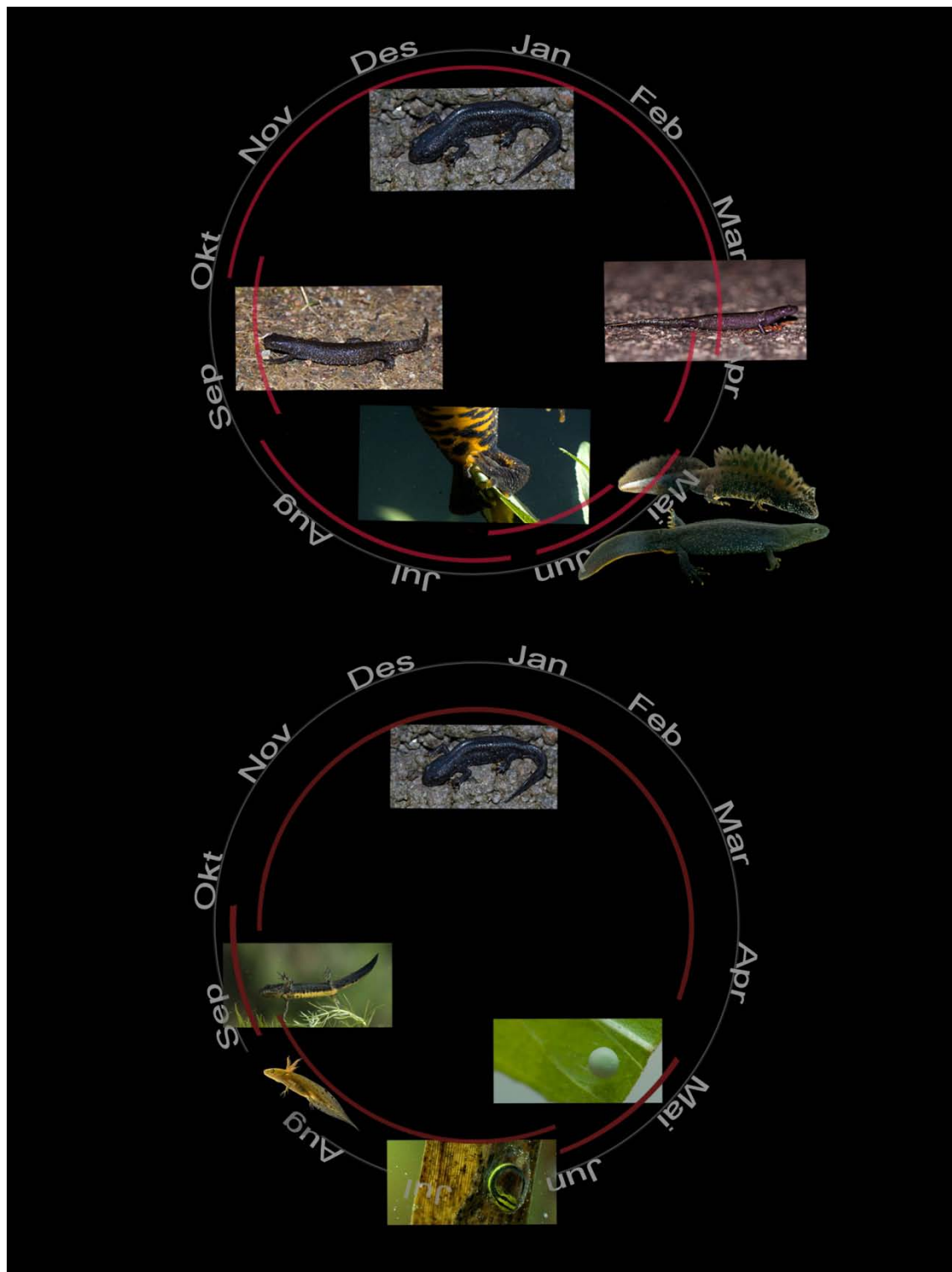
Om høsten og vinteren ligger storsalamanderen i vintersøvn. Typiske steder for overvintring er jordhuler for små pattedyr, andre hulrom i bakken i forbindelse med steinrøyser, vindfall av trær etc. Det er også kjent at overvintring skjer i bygningsstrukturer (Dervo pers. obs; Østvold pers. medd.). Det er særlig to miljøforhold som har drevet frem denne tilpasningen. For det første er det mangel på mat om høsten og vinteren, og metabolismen kan derfor ikke opprettholdes. For det andre er omgivelsestemperaturen så lav at den vekselvarme salamanderen ikke kan bevege seg. Vintersøvn er derfor en tilpasning til lang tids matmangel ved å redusere metabolismen til et minimum gjennom vinteren (Hillman et al. 2009).

Valg av overvintringssted er som regel ikke konsistent for amfibier generelt, og forsøk med frosk har vist at mellom 70 % og 90 % kan skifte mellom akvatisk og terrestrisk overvintring ved eksperimentelle malplasseringsforsøk. Dette var dels relatert til alder og allometrisk forhold mellom kroppsoverflate og kroppsvolum. Små individer har derfor større evne til overvintring i akvatisk miljø sammenlignet med større individer (Licht 1991; Pasanen & Sorjonen 1994; Laitinen & Pasanen 1998; Lamoureux & Madison 1999; Holenweg & Reyer 2000). Hvorvidt dette gjelder storsalamander er foreløpig ukjent, men det antas dette kan være en sannsynlig tilpasning til norsk klima for storsalamander.

Egenskaper ved selve overvintringsstedet vil sannsynligvis ha en stor betydning for både overlevelse og når vandringen initieres. Dyrets beliggenhet i dybde nede i jorda, om overvintringsstedet ligger i skygge eller er solekspontert og hvor lenge det er dekket av snø eller frossen jord har stor innvirkning på metabolismen, faren for dehydrering og dødelighet som følge av frostskafer. Slike forskjeller kan også påvirke trekkets intensitet og varighet ved at en andel av populasjonen må starte vandringene tidlig som følge av ugunstige overvintringsforhold og forbruk av energireserver (bl a Hillman et al. 2009).

Fordelen med å overvintre dypt nede i jorda er at temperaturen er relativt jevn sammenlignet med overvintring på bakken med vegetasjonsdekke. I tillegg er sannsynligheten for at temperaturen faller under skadelig nivå redusert, og fysiologisk stress som følge av dehydrering reduseres også ved dyp overvintring. Ulempen med dype huler er at gjennomsnittstemperaturen gjennom vintersøvnen vil bli høyere, og energireservene vil derfor også ta slutt på et tidligere tidspunkt (Hillman et al. 2009). Fylogenetisk sett er det forskjell på amfibier når det gjelder frysetoleranse. Salamandere tåler generelt sett lavere vintertemperaturer enn frosker (for eksempel Brattstrøm 1963; Feder et al. 1982), og enkelte arter kan overleve langsom nedkjøling til -6 grader (Schmid 1982). En langsom nedkjøling i kombinasjon med osmotisk trykk og glyserol i kroppsvæskene kan medføre kun ekstracellulær nedfrysning uten intracellulær dannelse av iskrystaller. I Sibir er det dokumentert en salamanderart (*Hynobius keyserlingi*) som overlevde nedfrysning i isblokk over en periode på 90 år (Shcherbak & Novalyukh 1973; Berman et al. 1984).

Utpå våren forlater de voksne sine overvintringsplasser og legger ut på vandring mot yngledammen. Oppstart for denne vandringen og hvor lang tid den tar, vil avhenge av en lang rekke faktorer. Normalt kan de første individer begynne vandringen straks frosten har gått ut av jorda, og vandringen stimuleres av regnvær (Malmgren 2007). Det årlige forløpet av vandringer hos salamandere er i stor grad styrt av temperatur. I England er det for eksempel vist at gytetiden hos frosk (*Rana esculenta*) og ankomsttidspunkt til gytelokaliteten hos storsalamander skjer 9-10 døgn tidligere for hver grad som omgivelsestemperaturen øker. Det antas derfor at klimaendringer allerede har en betydelig effekt på livssyklusen til amfibier (Beebee 1995; Hillman et al. 2009).



**Figur 2.1.** Salamanderåret illustrert med de ulike livsfasene til storsalamanderen. Voksenåret øverst med vinterdvale (okt-april), vårvandring (april-mai), parringsleik (mai-juni), egglegging (mai-juni) vann-landfase (juni-aug), høstvandring (aug-okt) og første leveår nederst med egg (mai-juni), larve (mai-sept), metamorfose og høstvandring (aug-okt) og vinterdvale (sept-mai). Foto Jeroen van der Kooij og Børre K. Dervo. Illustrasjon: Bjørnar Dervo.

Vårvandringen over land til yngledammen skjer hovedsakelig i døgnetts mørke timer. I begynnelsen av vandringsperioden ser kveldstemperaturen ut til å spille en viktig rolle for vandringsens omfang, mens det senere i vandringsperioden er større sammenheng mellom luftfuktighet og vandringsaktiviteten (Dervo et al. under utarb.). Det er generelt kjent at arten fortrinnsvis vandrer ved temperaturer over 4-5 °C og gjerne i kombinasjon med nedbør. Vandring ved temperaturer ned mot 0°C er imidlertid også påvist (Malmgren 2007).

For å belyse vårvandringen i Norge gis nedenfor noen data fra Lier i Buskerud våren 2010 (Dervo et al. under utarb.). Kveldsvandringene startet ca kl 21:30 først i perioden (fra 5. april) med forskyving mot kl 22:00 i slutten av telleperioden (ca 17. mai). Tidspunkt for solnedgang ved begynnelsen og slutten av telleperioden var hhv 20:10 og 21:53. Det var med andre ord i denne perioden, en forskyvning i salamandernes oppstart av kveldsvandringen med en halv time, mens skumringen ble forskjøvet med 1 time og 43 min. Det ble observert vandring helt ned mot 0 °C, men da måtte det være plussgrader helt fram til midnatt. På dager hvor temperaturen gikk ned mot 0 °C ved 22-tiden skjedde ingen vandring. Dette forekom flere ganger i løpet av våren 2010, hvorav den lengste perioden med ingen observert vandring, varte hele 5 døgn. Vandringene var mest intense ved temperaturer over 4 °C kombinert med fuktighet. Da var det flest dyr rundt kl. 24, men vandringene var omfattende helt fra kl 22. Hvis det hadde gått flere kvelder uten vandring, kunne enkelte dyr vandre selv om temperaturen ikke var høyere enn 2 til 3 °C ved 22 tiden. Det ble også observert at dyrene startet vandringene tidligere på kvelden enn 21:20 (observasjon av dyr ved 20-tiden), men lysintensiteten måtte ned i 1 til 5 lux før de turte passere åpne flater, som for eksempel den 5 m brede asfalterte vegen som ble brukt som registreringsområde rundt dammen.

Det ble funnet en liten forskyvning i kjønnsfordeling over tid, med flest hanner tidlig og flest hunner i siste halvdel av vandringsperioden. De juvenile kom til slutt. Forskjellene mellom kjønnene var imidlertid mindre enn forventet. Det er også mulig at tellingen ikke var god nok av de dyrene som lå nær dammen, og som i følge generell teori om operasjonell kjønnsratio i yngreperioden skal være hanner. Det ble imidlertid observert kun hanner i rusefangstene i dammen de to første ukene av vandringene. Det er tidligere rapportert kjønnsforskjeller i vandringsmønsteret, der hannene innleder vandringen noe tidligere enn hunnene (bl a Arntzen 2002). Verrell & Halliday (1985) fant imidlertid ingen forskjell i ankomsttidspunkt mellom hanner og hunner. På Holumskog er tidspunkt for ankomst tilnærmet synkront (van der Kooij & Redford 2009; **figur 4.18** side 54). I Tsjekkia ble det ikke funnet noen forskjell i lengden på vårvandringen mellom hanner og hunner. Maksimal avstand et individ ble funnet fra dammen var 249 m, og det ble estimert at 95 % av de voksne kunne forventes å bli funnet innenfor en radius på 274-303 m (Kovar et al. 2009).

Avstanden fra overvintringsplass til yngledam vil sammen med art og soleksponering av overvintringsplassen avgjøre hvor lang tid den enkelte salamander bruker på sin vårlige vandring. Generelt ser man at selve vårvandringen for hele bestanden i en dam kan strekke seg over en svært lang periode. Vandringene i Lier i 2010 strakte seg over 7 uker (Dervo et al. under utarb.), mens vårvandringen på Holumskog strakte seg over 4 uker (se **figur 4.16** side 65).

Tidspunktet for vandringen vil avhenge av breddegrad. I 2010 ble de første trekkende terrestriske storsalamandere publisert på nettstedet <http://www.artsobservasjoner.no/> funnet i Porsgrunn 1. april (Christian Wexels Riser, Jasmine Nahrang). Den 3. april rapportert de samme observatører om 1 individ i vann, også det i Porsgrunn. Kurtiserende hanner i vann ble registrert 8. april på Jeløya, Moss (Are Egeland). I en kjent forekomst ved Hamar var 5 hanner på plass 1. mai (Erlend Harstad) og i Geitaknottane Naturreservat i Hardanger (Kvinnherad og Kvam) ble det rapportert mellom 36 og 81 voksne i fire forskjellige dammer 5. mai (Ragni Nordås). I Trøndelag kan man i gode år finne de første salamanderne i vannet i begynnelsen av mai. Som eksempler fra [www.artsobservasjoner.no](http://www.artsobservasjoner.no) kan nevnes Malvik 1. mai 2009 (Stein Hoem) og Frosta 3. mai 2002 (Roar Pettersen). I tillegg fant Eva Tilseth storsalamander i to dammer (ca 300 m o.h.) i Trondheim 3. mai 2009 (Skei 2010).

Også juvenile dyr, som ikke skal delta i årets reproduksjon, vil etter hvert begynne å vandre til vannet. For disse vil dette først og fremst være en næringsvandring til jaktområder i vannet. Både i Lier, Buskerud og i Nittedal, Akershus ankom juvenile storsalamandre dammen senere enn de voksne (Dervo et al. under utarb.; van der Kooij upubl.).

Ved Lahelldammen i Lier var vårtrekket i full gang 12. april 2009, og utviklingen dag for dag til begynnelsen av mai er vist i **figur 6.3** side 40.

Etter ankomst til dammen, skjer en fysiologisk tilpasning til liv i vann. Huden blir glattere og mer velegnet for hudrespirasjon. I tillegg utvikles de sekundære kjønnskarakterer, i særdeleshet hannens rygg- og halekam (Fog et al. 1997; Malmgren 2007).

Kurtisen starter normalt ved en vanntemperatur på ca 10 °C (Malmgren 2007). Fra slutten av april til begynnelsen av juni, samles hannene i grupper på spillplasser i strandsonen på ca 20-60 cm dyp. Storsalamanderens kurtise kan beskrives som "ekte lek", som vi fra fugleverdenen bl a kjenner hos tiur og orrfugl (Hedlund 1990). Aktiviteten på leken er størst i skumringen og fram mot midnatt. Det er også vist at månesyklus kan påvirke aktivitetsmønsteret hos salamanderne (Deeming 2008). Hannene svømmer eller går omkring på bunnen, og hunnene oppsøker spillplassene (Malmgren 2007). Vanligvis er det omtrent like mange hanner og hunner i dammen (Arntzen 2002), men det er kjent at hunner kan stå over en reproduksjonssesong ved dårlige næringsforhold og dårlig kondisjon (Hedlund 1990).

En tid etter paringen starter eggleggingen. I motsetning til de haleløse amfibiene (frosk og padde) legger salamanderne sine egg enkeltvis, festet til vegetasjon under vann. Hunnen velger eggleggingssted og legger inntil 5-15 egg i døgnet og totalt 200-400 i løpet av sesongen (Fog et al. 1997; Malmgren 2007). Denne plasseringen av eggene gjør det noe vanskelig å finne salamanderegg, men med god erfaring, kan søk etter salamanderegg være en velegnet måte for å avgjøre om arten finnes på en lokalitet eller ikke. Et problem ved søk etter egg er faren for å forveksle egg av storsalamander og småsalamander. Begge arter bretter ofte blader som beskyttelse rundt eggene (Dolmen 2008), men storsalamander bruker større blader og limer dem tettere sammen enn det småsalamander gjør (Thiesmeier et al. 2009). Den spesielle eggleggingsatferden er tidkrevende, men fordelene er at eggene er godt beskyttet mot predatorene og skadelig påvirkning fra det ytre miljø for eksempel i form av UV-B stråling (Arntzen 2002; Hartel et al. 2007). Planter som ofte benyttes til egglegging er tjønnaks *Potamogeton* spp., piggeknope *Sparganium* spp., forglemmegei *Myosotis* spp. f.eks. engminneblom *M. scorpioides*, bekkeveronika *Veronica beccabunga*, mannasøtgras *Glyceria fluitans* og vasshår *Callitriche* spp. (Damm et al. 2007; Malmgren 2007). Både paringstiden og eggleggingsperioden kan strekke seg over et langt tidsrom (Arntzen 2002). Dette gjør at man kan finne egg over en forholdsvis lang periode.

Når eggleggingen er over, vil de voksne etter hvert gå på land. Men i motsetning til småsalamanderen, er storsalamanderen mer knyttet til vannet. Derfor vil det være en del voksne som forblir i dammen i lang tid etter endt reproduksjon, ofte ut juli. Når de går på land vil det ofte skje i mørke og regn (Malmgren 2007; van der Kooij upubl.). Det er stor individuell variasjon i tidspunkt for returvandringen, og det kan også forekomme variasjoner mellom ulike dammer og mellom ulike år (Arntzen 2002).

Larven frigjøres fra egget etter 2-3 uker, og utviklingstiden er temperaturavhengig (Fog et al. 1997). Storsalamanderen har 50% dødelighet under eggutviklingen på grunn av en letal homozygositet på det ene kromosomet (Macgregor et al. 1990). Den frittlevende larven ernærer seg som et aktivt rovdyr helt fra klekkingen (Malmgren 2007). Fram til metamorfosen vokser de til en størrelse på nærmere 70 mm. Store larver er dagaktive og henger gjerne lett synlig i de frie vannmasser. De er således lett å påvise i dammen ved visuell observasjon. På grunn av denne atferden er de imidlertid svært utsatt for predasjon fra fisk (Dolmen 1988; Damm et al. 2007; Malmgren 2007).



I løpet av august-september vil de fleste larver metamorfosere og gå på land. Gjellene erstattes etter hvert av lunger, og larvene orienterer seg mot land, særlig mot partier av dammen med gode muligheter for ilandstigning og med et gunstig terrestrisk miljø, bl a i form av skog og busker (Malmgren 2007). Varigheten av perioden med metamorfose kan variere i betydelig grad, parallelt med variasjoner i tidspunkt for egglegging. Naturlig nok vil det være geografiske forskjeller knyttet til breddegrad og høyde over havet også når det gjelder tidspunktet for metamorfose. I motsetning til hva som er tilfellet for frosk og padde, skjer det ingen synkronisert metamorfose hos salamanderne, som derfor går på land enkeltvis. Mange går på land på netter med regnvær, men mange kan også gå på land på våte høstdager (Malmgren 2007). De nymetamorfoserte salamanderne forflytter seg raskt til et beskyttende terrestrisk miljø med overvintringsmuligheter. Individuer som gjennomfører metamorfosen tidligere vil naturlig nok ha lengre tid på seg og større muligheter til å legge seg opp et fettforråd før vinteren og til å finne gode overvintringsplasser (Malmgren 2007). I noen situasjoner der vannmiljøet har rikere mattilgang enn landmiljøet vil det imidlertid være fordelaktig å utsette metamorfosen. Som juvenile tilbringer de mye av tiden på land, men mange oppsøker også vann om sommeren, dette til forskjell fra småsalamander der ungene ikke oppsøker vannet før de er kjønnsmodne (Thiesmeier et al. 2009). Hannene blir kjønnsmodne etter 3-4 år, hunnene etter 3-5 år (Fog et al. 1997).

Det synes som om de voksne beveger seg raskt og målrettet mot egnede terrestriske leveområder. Dette skjer trolig for å redusere farene for predasjon og uttørring under vandringen (Malmgren 2002). De fleste kan gjenfinnes mindre enn 300 m fra dammen, men individer er funnet inntil 1300 m unna vannet (Kupfer 1998; Jehle 2000; Jehle & Arntzen 2000; Malmgren 2002; Schabetsberger et al. 2004). Strand (2009) fant terrestriske storsalamandere 220 m unna Hovindammen i Oslo, og på Bygdøy 400 m unna dammen (Strand 2007). Hvor lang avstand salamanderne tilbakelegger over land vil være avhengig av landskapets struktur og forekomsten av velegnete vandringsruter og overvintringsområder. I sitt terrestriske miljø oppsøker den hulrom under steiner, røtter, løvfall, dødt treverk og museganger. Om dagen ligger den mest i skjul og kommer normalt fram på netter med regn eller høy luftfuktighet. Det er uvisst hvor sterkt bundet de enkelte individene er til sine vann- og landmiljøer (Malmgren 2007). Mesteparten av spredningen til nye områder skjer trolig hos juvenile (1-2 år gamle) individer. Kupfer & Kneitz (2000) fant for eksempel spredning av nymetamorfoserte salamandere opptil 860 m fra dammen, med gjennomsnittlig avstand på 254 m.

Det foreligger ingen indikasjoner på territoriell atferd i landfasen. Hunnene kan synes å ha en tendens til å samles på felles gjemmesteder. Overvintringsstedene vil være av samme type som dagskjulestedene, men omfatter også kjellere og andre åpninger i byggverk og konstruksjoner (Damm et al. 2007; Malmgren 2007).

Etter kjønnsmodning antas storsalamanderen å reprodusere årlig (men se ovenfor for hunner). Artens maksimale levetid i naturen kan være minst 16-18 år (Dolmen 1982), i fangenskap 27 år (Fog et al. 1997).

### 3 Formål med undersøkelser

Vi har i denne rapporten grovt delt formålene for undersøkelser av storsalamander inn i 5 hovedgrupper; 1) dokumentasjon av forekomst (tilstedeværelse eller fravær), 2) estimering av antall dyr i en bestand, 3) overvåkning, 4) å kartlegge habitatbruk og 5) å kartlegge bestandsdynamikk. I dette kapitlet blir de ulike formålene beskrevet nærmere og hvilken betydning dette har for valg av metode.

#### 3.1.1 Dokumentasjon av forekomst

I sin enkleste form er formålet med en undersøkelse av storsalamander å dokumentere forekomst, dvs. om arten er tilstede eller ikke i et område. Undersøkelser av denne typen er viktige for å øke kunnskapen om storsalamanderens utbredelsesområde. Kravet til presisjon ved kartlegging er avhengig av bruken av dataene. En type bruk av slike data er til databaser og nasjonale utbredelseskart (se f.eks. Dolmen & Strand 1997; [www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)). En annen kan være kartlegging av artens status, dvs. registrere endringer i antall populasjoner av storsalamander. For storsalamander velger man ofte å dokumentere ynglelokaliteter eller potensielle ynglelokaliteter, framfor å kartlegge en bestands totale leveområde. Aktuelle parametere som kartlegges vil være art, kjønn og stadium (egg, larve, juvenile og/eller adulte). Påvisning av egg eller larver dokumenterer rekruttering. I tillegg til kartleggingen av forekomst, er det vanlig ved slike undersøkelser å vurdere kvaliteten på ynglehabitatet gjennom f.eks. å beskrive vegetasjon i og rundt vannet, eventuell forekomst av fisk og ta en vannprøve for å vurdere vannkvalitet. Måling av pH er svært viktig pga storsalamanderens sårbarhet for surt vann (Strand 2002; Skei et al. 2006). I Norge er bunnhåv en mye brukt metode ved denne typen kartlegging, for å påvise om storsalamander er til stede eller ikke. Imidlertid har komparative studier med fiskeruser i Lier kommune vist at bunnhåven kan underestimere forekomst, og det er behov for å utvide metodikken ved kartleggingsstudier (Dervo et al. upubl.). Det er viktig for forvaltningen å ha tilgang til gode og presise data om forekomst.

For eksempel vil det være nødvendig med sikker påvisning eller dokumentasjon av fravær, hvis dataene skal være grunnlag for å pålegge enkelte tiltak, evaluere tiltak, vurdere effekter av inngrep eller prioritere mellom utbyggingsområder (konsekvensutredning) eller påvise endringer i antall populasjoner over tid (overvåkning). Ved slike formål vil det i tillegg til en sikker dokumentasjon av forekomst, ofte være behov for å kartlegge bestandsfluktasjoner over tid. For å oppnå dette må de anvendte metodene være kvantitative, dvs. fange opp relative endringer i bestandsstørrelse mellom ulike måletidspunkt.

#### 3.1.2 Estimere bestandsstørrelse

Estimering av bestandsstørrelse innebærer enten å telle eller beregne alle dyr i en bestand. Formålet med slike undersøkelser kan være å få et bedre grunnlag for å vurdere tilstanden, påvirkningsfaktorer eller som en mer presis overvåkning.

Storsalamanderens veksling mellom et liv på land og i vann gjør det nesten umulig å telle alle individer i en bestand. Dette innebærer at bestandsstørrelsen må beregnes indirekte, ofte ved bruk av flere metoder, eller angis som et relativt tall. Et enkelt mål på antall dyr i en bestand er relativ tetthet, dvs et mål som er proporsjonalt med den faktiske bestandsstørrelsen. Relativ tetthet blir ofte oppgitt som antall dyr observert eller fanget per innsatsenhet eller "catch per unit effort" (CPUE). Relativ tetthet for storsalamander kan være antall dyr observert per minutt ved lommelyktobservasjon ved eller i en ynglelokalitet, antall dyr observert i dagslys i en ynglelokalitet, antall dyr fanget per håvslag eller antall dyr fanget per time per felle. Dokumentasjon av relativ tetthet krever bruk av metoder som er kvantitative, dvs metoder som gjør det mulig å telle eller kvantifisere antall dyr.

Beregning av størrelsen på en bestand, dvs et bestandsestimat, bygger på kjennskap til proporsjonaliteten mellom antall dyr som fanges eller observeres og den faktiske bestandstørrelsen. Et eksempel på en slik beregning kan være bruk av feller til fangst av voksne dyr i en ynglelokalitet, hvor et antall dyr merkes (se side 31 for merketmetoder) i en fangstrunde med påfølgende runder med gjenfangst. Forholdet mellom antall dyr som er merket og umerket gir et anslag på størrelsen av den totale bestanden. Det finnes flere fremgangsmåter og utregningsmetoder for å beregne størrelsen av en bestand, alt etter hvilke fangstmetoder som brukes, hvor ofte man utfører fangsten, hvor stor andel gjenfangster man får og under hvilke betingelser metoden brukes. I Schlüpmann og Kupfer (2009) er det gitt en oversikt over slike beregninger for amfibier.

Metodene for å beregne den faktiske størrelsen på en bestand stiller ulike betingelser for å gi pålitelige bestandsestimat. En viktig forutsetning er at bestanden under telling er stabil. Det innebærer at omfanget av rekruttering, død, inn- eller utvandring under telling er relativt konstant mellom undersøkelsesårene. En annen forutsetning for mange metoder er at dyrene er homogent fordelt i habitatet. Det betyr for eksempel at storsalamanderen må være jevnt romlig fordelt i ynglehabitatet og at dyrene må ankomme og forlate ynglelokalitetene omtrent samtidig. Dette vet vi ofte ikke er tilfellet, men det er viktig å poengtere at det er et stort behov for å kalibrere slike studier etter livsforløpet i den enkelte lokalitet. Falske trender vil lett kunne fremkomme dersom estimatene gjøres i ulike faser av yngletiden ulike år.

Kravet til observasjons- og fangstmetodene er at sannsynligheten for å observere eller fange et individ må være tilnærmet like stor ved gjentatt prøvetaking. Metoden bør i så stor grad som mulig må være like effektiv på alle stasjonene i en lokalitet og uavhengig av personen som bruker den. Ved bruk av aktive metoder opparbeides erfaring over tid som kan medfører at man blir mer effektiv til å fange eller observere dyr. Bruk av passive metoder (fangstfeller) vil i mindre grad stille ferdighetskrav til prøvetakeren, noe som vil harmonisere datakvaliteten i et landsomfattende program. På generelt grunnlag anbefales at fangstinnsatsen legges til yngleperiodens maksimumsperiode, hvor både tettheten av dyr er høy og fordelingen av dyr mest mulig jevn i dammen. Dyr kan også endre adferd gjennom en fangstsesong som gjør at sannsynligheten for å fange dem endres. Forhold som er beskrevet i dette avsnittet må tas hensyn til ved valg av metode og design av undersøkelser for bestandsestimering.

### 3.1.3 Overvåkning

Overvåkning av storsalamander kan innebære å kartlegge forekomst (antall enkeltbestander og deres leveområde) eller total bestandstørrelse (ofte antall dyr i form av relativ tetthet eller estimert bestandstørrelse). Formålet med overvåkning er å se på eventuelle endringer over tid for å kunne iverksette tiltak, hvis utviklingen er negativ. Eventuelle endringer kan f.eks. korreleres til inngrep i omkringliggende landskap. Overvåkning innebærer et studiedesign som omfatter repeterte fangstperioder.

Metodikk, studiedesign og undersøkelsesområde må standardiseres ved overvåkningsundersøkelser. Begrensede ressurser fører ofte til at man må gjøre et utvalg av områder eller forekomster man velger å kartlegge. Ofte vil flere personer med ulik erfaring og kompetanse være involvert. Metodene må også være kostnadseffektive, slik at flest mulig lokaliteter overvåkes. Dette setter store krav til studiedesign. Ofte må det mange kompromisser til for å få et overvåkningsopplegg som er gjennomførbart. Overvåkning gir imidlertid lange tidsserier som fanger opp reelle variasjoner og trender. På denne måten blir overvåkingen målrettet både med hensyn til årsak og virkning.

### **3.1.4 Habitatbruk**

De to siste formålene med undersøkelser krever ofte mer omfattende og kostnadskrevende vitenskapelig baserte studier som stiller høye krav til valg av metode. Å kartlegge storsalamanderens habitatbruk innebærer å kartlegge bruken av yngleområder, sommerbeiteområdene, vandringsveiene og overvintringsområdene. Formålet med å kartlegge habitatbruken kan være å få mer kunnskap om hva som er terskelverdier (tålegrenser) for ulike miljøpåvirkninger og inngrep. Dette er kunnskap som er nødvendig, hvis man skal kunne definere storsalamanderens funksjonsområde og inngrep som kan tillates i et område. Det gjelder både type inngrep og omfanget av disse. Kunnskapen er også viktig for å designe effektive tiltak. Kartlegging av storsalamanderens habitatbruk krever anvendelse av ulike merkemetoder som pit-tag og radio-telemetry eller bruk av metoder som leting etter skjulesteder, observasjon av vandring eller ledegjerder med fallfeller.

### **3.1.5 Bestandsdynamikk og livshistorie**

Kartlegging av bestandsdynamikk og livshistorie vil inkludere studier av for eksempel alderssammensetning, vekst, dødelighet, rekruttering og vandring hos storsalamander. Formålet med å studere bestandsdynamikken kan være å forstå årsakene til eller predikere effekter av miljøpåvirkninger. Dette er kunnskap som er viktig for å få til en mest mulig effektiv og presis forvaltning av storsalamander.

## 4 Registreringsmetoder

I dette kapitlet beskrives de ulike metodene for observasjon og fangst nærmere. Beskrivelse av merkemetoder blir gjort i kapittel 5. I **tabell 4.1** er det gitt en oversikt over metoder for observasjon eller fangst av storsalamander. Metodene kan grovt deles i to; 1) observasjon og 2) fangst. Observasjon skjer ved å lete opp dyrene i felt og studere dem uten fysisk kontakt. Fangst kan grovt deles i to hovedkategorier 4.2) aktiv fangst og 4.3) passiv fangst. Ved fangst brukes hendene eller et fangstredskap til å fange storsalamander. Ved aktiv fangst oppsøkes dyrene og fanges. Ved passiv fangst er det dyrene selv som oppsøker fangstredskapet.

Ved fangst av salamander kreves det tillatelse hjemlet i viltlovens § 26 nr 4. Det er laget en egen forskrift om innfangning og innsamling av vilt for vitenskapelig eller andre særlige formål. Tillatelse kan gis etter søknad av miljømyndighetene (Fylkesmannen eller Direktoratet for naturforvaltning). Ved fangst er det krav om varsling av politi og grunneier, samt at eventuelle feller skal merkes.

**Tabell 4.1.** Oversikt over metoder for observasjon og fangst av storsalamander.

Kap.	Metode	Habitatstype	Referanse	Eksempler
4.1	Observasjon		Crump & Scott 1994	
4.1.1	Nattobservasjon med lommelykt	Vann og land	Cooke 1995; Kupfer 1996	s 35 til 40
4.1.2	Observasjon i dagslys	Vann og land	Hagen 1999; Müllner 1992; Jahn 1995; Paulsen & Tvedt 2007; Paulsen et al. 2008	s 35
4.1.3	Leting etter egg	Vann	Hayward et al. 2000; Briggs 2006	s 41
4.1.4	Videoovervåkning	Land		s 40
4.2	Aktiv fangst			
4.2.1	Plukking av dyr på land	land		s 22
4.2.2	Bunnhåv (Z-sveip eller overflatesveip)	Vann	Dolmen 1992; Strand 2006a; b; Strand, 2009a; b	s 41 til 43
4.3	Passiv fangst			
	Feller			
4.3.1	Flaskefelle	Vann	Griffiths 1985; Schlupmann & Kupfer 2009	s 46
4.3.2	Ortmannfelle	Vann	Ortmann 2009, Drechsler et al. 2010.	s 50 til s 53
4.3.3	Fiskeruser	Vann	Drechsler et al. 2010	s 43 til 50
4.3.4	Ledegjerder og fallfeller	Land	Dodd & Scott, 1994; Jenkins & Mcgarigal 2003.	s 54 til 55

### 4.1 Observasjon

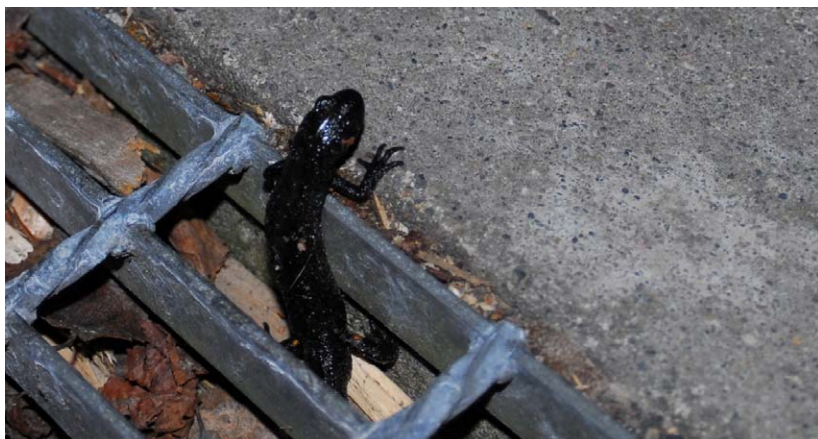
Observasjon eller visuell undersøkelse av amfibier går ut på at en person går gjennom et avgrenset område og leter systematisk etter amfibier (Crump & Scott 1994). Områder som egner seg for gjennomgang er de ulike deler av artenes funksjonsområde, for eksempel ynglelokaliteter, overvintringshabitater, skjulesteder om dagen, vandringsveier og næringshabitater.

#### 4.1.1 Nattobservasjon med lommelykt

Observasjon om natten med lommelykt kan brukes både i vann (Cooke 1995; Kupfer 1996) og på land (se eksempler side 35 til 40). Telling av storsalamander med lommelykt blir i det nasjonale overvåkningsprogrammene Sverige, Nederland og Storbritannia brukt som hovedmetode (Malmgren et al. 2005; Goverse et al. 2006a; b; National Amphibian Survey 2010), mens den i Danmark, Estland og Finland blir brukt for å utfylle andre kartleggingsmetoder (Briggs et al. 2006).

I vann går metoden ut på å bruke en kraftig lommelykt og gå rundt rundt dammen etter mørkets frembrudd. Salamanderne skyr lyset, derfor anbefales det å bruke en fokusert lysstråle, slik at man kan telle dyrene før de smetter unna. Alle voksne individer observert pr runde blir så talt. Av praktiske hensyn kan det være mest hensiktsmessig å kun telle de individene som befinner seg innenfor en på forhånd valgt avstand fra bredden, for eksempel 3 m. Området rundt dammen bør på forhånd deles inn i soner. For hver sone registreres antall individer og, om mulig, deres kjønn. Man bør fortrinnsvis gå flere runder per natt, for eksempel med en times mellomrom. På denne måten kan man få en relativ tetthet av dyr, som observasjoner pr natt eller et snitt pr observasjonsrunde. Observasjonene blir minimumsestimat av populasjonsstørrelsen i dammen. I undersøkelsen til Cooke (1995) ble 6-10 % av den estimerte populasjonsstørrelsen talt med lommelykt om natten. Mens Kupfer (1996) anslår 13 og 26 % i sine undersøkelser.

På land skjer tellingene på samme måte som i vann, men dyrene telles når de trekker ned til ynglelokaliteten. Man går rundt rundt dammen eller langs kjente vandringsruter i trekktiden om våren og registrerer antall salamandere på veg til dammen. Metoden forutsetter at det er områder hvor salamanderne er godt synlige langs vandringsruta, for eksempel på vei eller plen med kort gress. Ved å ha en observasjonsrunde med lik bredde rundt hele dammen, vil det ved landtelling også være mulig å estimere relativ tetthet av dyr i en ynglelokalitet.



**Figur 4.1.** Storsalamander i ferd med å starte på nattens vandring ved Lahelldammen 26.04. 2010. Dette individet satt og ventet lenge før det krysset den åpne gårdsplassen kl 21:35.

Observasjon om natten er en metode som er særlig velegnet for å telle aktive voksne på veg til dammen eller etter ankomsten til yngledammen om våren og i selve yngleperioden. Siden man teller voksne, vil man ikke få noen informasjon om vellykket reproduksjon i dammen. Metoden krever lite utstyr, men er tidkrevende hvis gode estimater skal oppnås. For dammer som er svært store (lav relativ tetthet av voksne dyr) eller dammer med liten bestand av salamander i forhold til vannvolumet, er telling med lommelykt dårlig egnet. Det samme gjelder hvis sikten i vannet er dårlig, hvis det er mye vannvegetasjon eller hvis terrenget rundt dammen er av en slik karakter at det er umulig å gå langs bredden rundt hele omkretsen.

#### 4.1.2 Observasjon i dagslys

Prinsippet for denne metoden er det samme som for observasjon med lommelykt beskrevet foran. Metoden er brukt både i vann (Hage 1999; Paulsen & Tvedt 2007; Paulsen et al. 2008) og på land (Müllner 1992; Jahn 1995; Kordges & Thiesmeier 2000). Metoden blir ikke brukt i de nasjonale kartleggings- og overvåkningsprogram til de landene som vi har undersøkt (se side 56). Observasjon av larver blir benyttet i Nederland (Goverse et al. 2006a; b), men ikke som hovedmetode.



En rekke faktorer påvirker hvor gode observasjoner det er mulig å gjøre på dagtid. For det første er voksen storsalamander mindre aktiv i dagslys enn om natta, en feilkilde man må ta hensyn til ved bruk av metoden. Siktedypet påvirker også hvor lett det er å påvise dyrene. Metoden krever klart vann for å kunne brukes. I tillegg vil mengden vegetasjon og andre skjulesteder i vannet, samt breddens beskaffenhet være viktige faktorer. I sollys vil overflaterreflekser kunne vanskeliggjøre observasjon. Når larvene til storsalamanderen er så store at de lett skilles fra småsalamander, kan metoden brukes til å påvise vellykket reproduksjon.

På land er visuell observasjon på dagtid mindre egnet fordi dyrene ligger i skjul og kan være vanskelige å finne. Metoden er her mest egnet til å kartlegge habitatbruken i landområdene. I områder med en stor bestand, kan det være aktuelt å søke bevisst etter salamandere ved å kontrollere under steiner, morkne trestammer og andre strukturer dyrene kan gjemme seg under om dagen. På slike fuktige steder kan man særlig finne unge, ikke-kjønnsmodne individer, men utover sommeren også voksne individer. Man bør utvise forsiktighet så man ikke skader dyrene eller ødelegger skjulestedene deres under kontrollen. Steiner og andre gjenstander skal plasseres tilbake på samme sted.



**Figur 4.2.** Observasjon av storsalamander på dagtid i Geiteknottane. © Foto Magnus Johan Steinsvåg..

### Kunstige skjulesteder

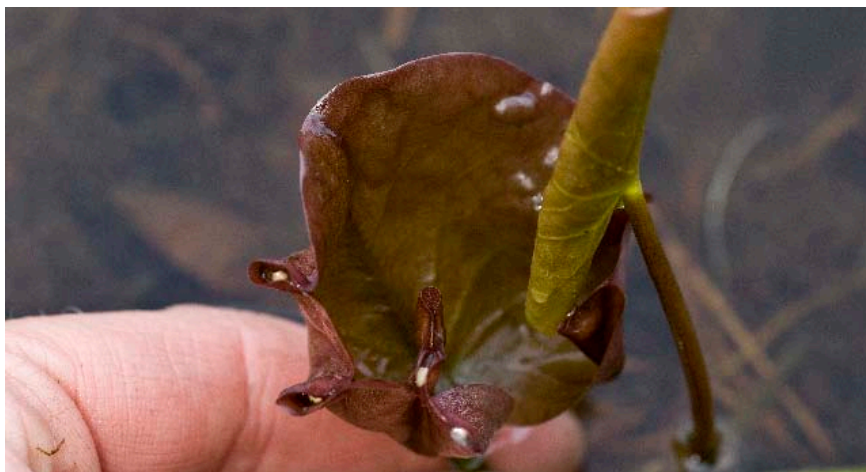
For å gjøre dagobservasjoner av salamander enklere og sikrere, kan det være aktuelt å legge ut kunstige gjemmesteder i form av plast-, metall- eller treplater. Platene sjekkes tidligst et par uker etter at de er lagt ut, og de kan ligge i terrenget gjennom hele sesongen. Metoden kommer mer og mer i bruk, særlig i Nord-Amerika og tropiske områder, men har også vært brukt for påvisning av salamandere i Tyskland (Müllner 1992; Jahn 1995; Kordges & Thiesmeier 2000) og England (Latham & Knowles 2008). Observasjoner i dagslys krever lite utstyr, men er tidkrevende hvis gode resultater skal oppnås. Kunstige gjemmesteder kan være kostbart å etablere.

### 4.1.3 Observasjon av egg

Denne metoden innebærer en grundig inspeksjon av undervannsvegetasjon for å søke etter egg og/eller de sammenfoldete, myke bladene som omgir salamandereggene (Hayward et al. 2000; Briggs 2006). Søk etter egg som overvåkningsmetode for storsalamander er en av hovedmetodene i Estland, Finland og Danmark (Briggs 2006). I Nederland (Goverse et al. 2006a; b) og Storbritannia (National Amphibian Survey 2010) er dette også en godt brukt metode.

I utgangspunktet må man gå rundt dammen og danne seg et bilde av mengden og artssammensetningen av vegetasjonen under vann. Vanlige eggleggingsplanter er tjønnaks *Potamogeton* spp., forglemmeiei *Myosotis* spp. og tusenblad *Myriophyllum* spp. (se side 14). Nøkkero-se *Nymphaea alba* blir også brukt. Også fjorårets blader fra for eksempel takrør *Phragmites australis* eller fra trær som står nær dammen kan benyttes (Jeroen van der Kooij upubl.).

Metoden kan være rask og velegnet til å påvise eventuell forekomst i dammer med forholdsvis lite vegetasjon, men den kan være tidkrevende i vegetasjonsrike dammer. Metoden vil ikke gi vesentlig informasjon om populasjonsstørrelsen, men den kan brukes som et supplement til andre metoder for å oppdage nye yngelokaliteter, gjerne i nærheten av andre kjente forekomster. Aktivt søk etter egg kan naturlig nok bare foregå i en begrenset periode av våren/forsommeren. Metoden krever en del erfaring, både når det gjelder hvilke planter og hvilke områder av dammen som er best egnet for egglegging. Videre må man lære seg å skille storsalamanderens egg fra eggene av småsalamander. Det er viktig at man ikke bretter ut de beskyttende bladene som omgir eggene i flere tilfeller enn nødvendig, ettersom dette gjør dem mer sårbare for predasjon fra voksne salamandere og invertebrat-predatorer og for skadelig UV-stråling (Briggs 2006).



**Figur 4.3.** Egg av storsalamander på blader av nøkkero i tjernet ved Holumskog. ©Foto: Jeroen van der Kooij.

### Plaststrimler

En variant av aktivt søk etter egg er å plassere ut 0,5 cm brede bøyelige og gjennomsiktige PVC-strimler i vegetasjonen. Salamanderne bruker gjerne disse strimlene til egglegging og ved en påfølgende visitt til dammen kan strimlene undersøkes for avsatte egg. Metoden ble utviklet av Hayward et al. (2000). Ortmann (2009) brukte metoden i Tyskland. Han utplasserte mellom fire og åtte sett med plasstrimler per dam og fant en signifikant positiv sammenheng mellom antall påviste egg og antall hunndyr estimert gjennom fangst og gjenfangst.

### 4.1.4 Videoovervåkning

Videoovervåkning er en ny lovende metode for overvåkning av trekkende salamander. Dataene fra videoovervåkningen er tenkt brukt til å estimere bestanden og til individgjenkjenning på bakgrunn av bukmønster. Videoovervåkning vil også kunne gi ny kunnskap om vandringsøkologien til amfibiene. Metoden er fortsatt under utvikling og et eksempel fra Lier er nærmere beskrevet på side 40.



## 4.2 Aktiv fangst

### 4.2.1 Plukking av dyr på land

Dette er i prinsippet samme metode som observasjon av salamander med lommelykt på land, men hvor dyrene samles inn og individdata kan registreres. Ved innsamling kreves det imidlertid tillatelse. Spesielt under trekket om våren er det mulig å samle mange individer (se eksempel s 39).



**Figur 4.4.** Stor- og småsalamander samlet inn under telling av vårvandringen ved Lahelldammen i Lier. Dyrene er samlet inn for fotografering av bukmønster og lengdemåling. Oppsamling i ulike bokser gjør det mulig å sette de ut i samme område som de ble samlet inn. Dyrene er i fangeskap i mindre enn en time. ©Foto: Børre K. Dervo.

### 4.2.2 Bunnhåv

Fangst med bunnhåv har vært den vanligste metoden for fangst av salamander i yngelokaliteter i Norge (Dolmen 1991; 1993; 1994; Dolmen & Strand 1997; Skei 1991, Skei et al. 2006; Strand 1994, 2009a; c). I det svenske overvåkningsprogrammet brukes håv som suppleringsmetode for å påvise yngling (Malmgren et al. 2005). I Danmark, Estland og Finland er bunnhåv en av to hovedmetoder i overvåkning av storsalamander (Briggs 2006), mens metoden kun unntaksvis blir brukt i Nederland og Storbritannia (Goverse et al. 2006a; b, National Amphibian Survey 2010). I det tyske overvåkningsprogrammet blir håv ikke brukt (Pan & Ilök 2009).

Metoden er forsøkt standardisert av Dolmen (1991) og kalt Z-sveip. Ved denne metoden benyttes en langskaffet bunnhåv, med åpning på ca 30 x 30 cm, og maskevidde 500 µm (**figur 4.5**). Håven føres i en rask bevegelse fra side til side tre ganger, like over bunnen i et Z-formatet mønster med utslag ca 1 m. Håven føres parallelt med bredden av dammen. Dyr fra substratet vil virvles opp av turbulensen som skapes og fanges i håvposen. Antall stasjoner for håving vil avhenge av lokalitetens størrelse, men det brukes ofte 10 håvslag i en middels stor dam. Stasjonene legges på representative habitatstyper i dammen, fortrinnsvis der det er egnet vegetasjon. Det er viktig å få med alle habitattyper (mesohabitater) i dammen.



**Figur 4.5.** Bunnhåv som kan brukes til fangst av salamander. ©Foto: Børre K. Dervo.

Det standardiserte Z-sveipet kan modifiseres på flere måter avhengig av for eksempel substrat og vegetasjon i dammen. En variant er overflatesveipet. Den utføres på samme måte som Z-sveipet, men gjøres raskere og mer i overflaten langs bredden av dammen. Metoden kombineres med visuell observasjon hvor dyr som observeres blir forsøkt fanget. Denne modifiseringen av Z-sveipet brukes først og fremst for å fange voksne dyr.

Bunnhåv er først og fremst en kvalitativ metode, dvs. den brukes til å påvise forekomst av larver eller voksne dyr. De kvantitative resultater man kan oppnå ved håving er totalt antall individer (voksne og/eller larver) fanget, gjennomsnittlig antall individer pr håvserie og antall håvserier der salamander blir funnet. Man bør også angi nummeret på den håvserien i rekken hvor man påviste den første salamanderen (Dolmen 1991).

Håvslag er en rask og billig metode som egner seg spesielt for fangst av storsalamanderlarver og for larver og voksne for småsalamander. For larvene til storsalamander er metoden primært brukbar i perioden fra begynnelsen av juli månedsskifte august/september. Fordi metoden er enkel og rask, kan mange lokaliteter undersøkes med liten arbeidsinnsats. Effektiv bruk krever god kunnskap om salamandernes atferdsmønster gjennom sesongen.

Hovedutfordringen ved bruk av metoden er at den underestimerer forekomster i lokaliteter med små bestander eller i lokaliteter med vanskelig prøvetaking (se beskrivelse side 41). Den er også lite egnet til å kvantifisere bestandsstørrelsen. Et annet problem med bruk av håv er forstyrrelse av miljøet i dammen. I forbindelse med prøvetaking observeres av og til skader på larver. Spesielt er de utvendige gjellene og halepartiet til larvene utsatt for fysisk skade i forbindelse med håvfangst. I tillegg er det viktig med en grundig rengjøring av håv og annet fangstutstyr etter avsluttet innsats i en dam så man kan forhindre spredning av fiskeegg, vannplanter (bl a andemat og vasspest) og invertebrater til andre dammer. For fangst av larver og voksne dyr med håv trenger man etter viltlovens bestemmelser en særskilt tillatelse fra myndighetene.

### 4.3 Passiv fangst

Til passiv fangst i vann har det blitt benyttet mange ulike fangstinnretninger, men de fleste bygger på ruseprinsippet, en veldig gammel konstruksjon som er mye brukt til fangst av fisk. Salamanderne går selv inn i fella. For de voksne skjer dette i forbindelse med vandringer (fallfelle) eller reprodutiv aktivitet (felle på yngelokaliteten). Fellene blir ikke agnet. Det er aktiviteten i forbindelse med parring, egglegging eller matsøk som fører dyrene inn i fellene. Dette

medfører ofte at flere dyr blir fanget samtidig i en felle. Larver går også inn i denne typen feller. Den enkleste salamanderfella er flaskefella med en inngang (Griffiths 1985). En mer utviklet variant er Ortmannfella, som består av en bøtte med flere innganger. En tredje variant er sammenleggbare nettingruser beregnet på små fisk. Det er særlig ruser beregnet på ørekyte som fanger salamandere godt.

Feller som brukes under vann (ikke tilgang til luft) må tømmes hyppig, spesielt i varmt vær. Tidlig om våren når det er kaldt i vannet, kan de stå over natten, men ved høyere vanntemperaturer bør de tømmes hver 4. time for å unngå at salamanderne drukner i fellene. Dette kan til en viss grad motvirkes ved at man lar det være en luftboble inne i fella, eller at deler av fella stikker opp av vannet. Ved vanntemperaturer godt over 10 °C, bør ikke salamanderne være inne-stengt i fella mer enn et par timer, og i skikkelig varmt vær bør metoden benyttes med stor forsiktighet (Briggs et al. 2006). Hvis dyrene har tilgang til luft er de vesentlig mindre sårbare ved fellefangst. Fellene som har kontakt med overflaten trenger vanligvis kun å bli sjekket en gang i døgnet ettersom de er mindre utsatt for høye temperaturer og de voksne dyrene har anledning til å puste i overflaten. Da er det forsvarlig å bruke fellefangst ved høyere vanntemperatur enn 15 °C, men fangsten må overvåkes nøye eller unngås ved høye vanntemperaturer. Det er svært viktig at det ikke blir stående igjen gjenglemte feller i dammen, da disse er dødsfeller for salamanderne. Ved plassering av fellene er det viktig å få med alle habitattyper (mesohabitater) i dammen. Dog fanger fellene som regel best i nærheten av vannvegetasjon. Avstand mellom fellene er ofte 5 til 10 meter. Som for bunnhåv, er det viktig å rense og desinfisere fellene for å hindre uønsket spredning av organismer. For fangst av larver og voksne dyr kreves det som for med håv, en egen tillatelse fra myndighetene.

#### 4.3.1 Flaskefelle

Flaskefeller ble allerede på 1960-tallet brukt til å fange vannbiller og ble første gang beskrevet for fangst av salamander av Griffiths (1985). Det finnes flere varianter av flaskefeller. Den enkleste er laget av 1,5 l klare plastflasker hvor tuten er kappet av, snudd og festet pekende innover i flasken. Diameteren på åpningen er 20 mm (**figur 4.6**). Hos en større variant (Schlupmann 2009) beholder man tuten på flasken og kutter av bunnen isteden. En avkappet tut fra en annen flaske blir så festet i denne åpningen. Fordelen med denne varianten er at den har et større volum og at den er svært enkel å tømme. Dette gjør man ved å skru av korken på flasken og helle innholdet ut i en plastsil.

Griffiths (1985) festet flaskefellene med gummistrikk til en ca 1,5 m lang og ca 1 cm tykk trepinne. Pinnen ble stilt på skrå ned i vannet slik at rusene sto i 45 ° med inngangen pekende oppover (tuten pekende nedover). Fellene ble plassert langs bredden, gjerne 20-30 cm over bunnen. Schlupmann (2009) plasserte flaskene på skrå øverst i vannsøylen, i grunne områder langs bredden eller midt i vegetasjonsbelter. Pinner på hver side av fella trykket den ned og holdt den på plass. En side av fella ble gjennomboet med små hull slik at dyrene hadde mulighet for å puste i overflaten. Det finnes dessuten flere varianter der flasken er utstyrt med flytelementer (se Schlupmann & Kupfer 2009 for en oversikt)



**Figur 4.6.** Enkel variant av flaskefelle for fangst av salamander. Dette er en 1,5 l brusflaske hvor toppen er kappet av, snudd og tapet fast. Fellen er festet til en 1,5 m lang pinne som settes skrått (ca 45 °) ned i vannet med felleinngangen pekende oppover. ©Foto: Børre K. Dervo.

Hvor mange flaskefeller man skal benytte vil avhenge av dammens størrelse. Avstanden mellom fellene anbefales til ca 5 m. For å bedre fangsten anbefales det å feste flere flasker sammen. Bruk av flaskefeller er en billig og effektiv fangstmetode. Mange feller kan fraktes i en bil eller ryggsekk. Fangst med undervannsfeller er imidlertid særlig arbeidskrevende i og med at den krever hyppig tømning og kontroll av fellene. Cooke (1985) fant at flaskefeller som sto tilstrekkelig lenge i vannet fanget 6-10 prosent av den totale salamanderbestanden i dammen. I Sverige brukes undervannsfeller (Malmgren et al. 2005) i dype dammer eller dammer med mye vegetasjon. I Tyskland brukes flaskefeller som plasseres i vannoverflaten til overvåkning av bestanden (Pan & Ilök 2009; Schlüpmann 2009).

### 4.3.2 Ortmannfelle

Ortmannfella er en videreutvikling av flaskefella, som første gang ble beskrevet og utprøvd av Daniel Ortmann (Schlüpmann 2007). Den har blitt utprøvd og fått positiv mottagelse i Tyskland, Østerrike, Nederland, Storbritannia og Norge (Ortmann 2009). En Ortmannfelle lages på følgende måte: Tuten på 1,5 l brusflasker kuttes av og toppene blir fjernet fra flaskene, som for flaskefeller. Tutene, som skal fungere som ruseinnganger, tres med åpningen inn gjennom veggene av et stort malingsspann eller bøtte med lokk og blir limt fast med limpistol. Fellene blir holdt flytende av isolasjonsrør eller halv-liters brusflasker som festes på utsiden av spannet. Dette skaper også et luftlag på innsiden av fella som sikrer de innfangede amfibiene luft til å puste i. Fellene kan lages i ulike størrelser med forskjellig antall åpninger, for eksempel 10-liters spannet med fem flasketuter (=ruseinnganger) og 15-liters spannet med sju flasketuter. I feltundersøkelsene i Oslo og Akershus (se eksempel s 50) ble gjennomslukte malingsspann benyttet, og isolasjonsrør ble festet på innsiden av spannet (**figur 4.7**). Fellene har vist seg å være svært effektive, både for fangst av voksne dyr og larver (Ortmann 2009; Drechsler et al. 2010). En ulempe med Ortmannfeller er deres store volum som ikke tillater transport av et større antall feller ut i terrenget (**figur 4.8**). Bruk av 5-liters spannet vil redusere transportulempen noe.

### 4.3.3 Fiskeruse

Sammenleggbare nettingruser har blitt tatt i bruk til fangst av salamander, ofte sammen med flaskefeller og Ortmannfeller (Drechsler et al. 2010). Rusene kan ha svært ulik utforming, men fungerer etter samme prinsipp. Rusene brukt i undersøkelsen i Lier (side 43) er beregnet på fangst av ørekyte. De er sylindriske og sammenleggbare og har to innganger (kalver). Lengden er 60 cm og diameteren 25 cm. Maskevidden i nettingen er 5 mm og åpningen i kalvene er 15 mm. (**figur 4.9**). Rusene fanger både voksne og larver. Maskevidden i nettingen er avgjørende for hvor store larvene må være for å bli fanget. Larvene til småsalamanderen slipper igjennom en netting med maskevidde 5 mm, mens larvene til storsalamanderen blir fanget fra de er ca 3 cm lange.

I Lier er rusene blitt plassert med ene inngangen pekende mot land og den andre inngangen ut i vannet. Toppen av rusen som står mot land bør stikke ca 5 cm over vann for å gi luft til dyrene. Et alternativ er å ha en flaske eller en ringformet flyte inne i rusa for å sikre lufttilgang. Da kan rusene også fungere flytende i overflaten. Når rusene er bunnsatte, står framenden på bunnen på ca 30 - 40 cm dybde. Rusa blir festet til land med tau. Det er en fordel å spenne de opp slik at ikke hele rusen går under vann. Vannvegetasjon har ofte en tendens til å gi etter over tid slik at rusa går under vann. Et alternativ til tau er å feste rusa til en pinne som festes i bunnen. Rusene står vanligvis ute et døgn (forutsetter tilstrekkelig lufttilgang for dyrene). For å kartlegge en lokalitet kreves fra 5 til 15 ruser avhengig av størrelsen på ungelelokaliteten og tettheten av dyr (se eksempel side 48). Rusene tømmes for dyr ved å åpne de og riste innholdet forsiktig ut i en balje. Da fjernes lett både amfibier, insekter og planterester.





**Figur 4.7.** Ortmannfellen utvendig (oppe tv), under (oppe th), innvendig (nede tv) og åpnet felle med sil (nede th). ©Foto: Jeroen van der Kooij.



**Figur 4.8.** Ortmannfeller er greie å bruke i dammer som ligger nær veier. Fangst i mange lokaliteter eller lokaliteter som ligger langt unna allfarvei byr imidlertid på utfordringer. 5 liters Ortmannfeller (i bildet på bakken) reduserer utfordringen. ©Foto: Jeroen van der Kooij.





**Figur 4.9.** Fiskeruse (60 cm x 20 cm, 5 mm maskevidde og inngang i kalven på 15 mm.) brukt ved fangst av salamander i Lier. Rusa er festet med tau til land slik at den ikke går under vann med den indre enden. ©Foto:Børre K. Dervo.

Fordelen med nettingrusene er at de er enkle og rimelige i bruk og det er lett å standardisere et innsamlingsprogram. Sammenpakket er de lett å transportere, og det antallet som er nødvendig for å kartlegge en lokalitet tar ikke stor plass (**figur 4.10**). De er også relativt lette å rense og desinfisere etter fangst. Fiskerusene kan fungere både til kvalitativ og kvantitativ prøvetaking av salamander. Kvantitativt fungerer de best på voksne salamander.



**Figur 4.10.** En balje på 20 liter rommer 20 fiskeruser, nok til kartlegging av to lokaliteter. ©Foto:Børre K. Dervo.

#### 4.3.4 Ledegjerde og fallfelle

På land kan man bruke fallfeller for fangst av storsalamander og andre amfibier. En forutsetning for at denne fangsten skal være effektiv er imidlertid at dyrene ledes mot fallfella. Dette kan man oppnå ved å sette opp ledegjerder rundt dammen (**figur 4.11**). Fellene kan plasseres langs gjerdene eller ved bestemte åpninger som dyra må gå gjennom for å passere (**figur 4.12**). Med denne metoden kan man fange store deler av bestanden i en bestemt dam.

Ledegjerder har siden 1970-tallet primært vært brukt for å hindre amfibier i å krysse trafikkerte veger til og fra yngledammen (Schlupmann & Kupfer 2009). Metoden har imidlertid også vært i utstrakt bruk for økologiske studier (se Dodd & Scott 1994; Jenkins & Mcgarigal 2003 for en oversikt). Metoden innebærer at det settes opp et ledegjerde rundt hele dammen eller deler av denne i god tid før vårvandringen starter opp. Gjerdet må være konstruert på en slik måte at salamanderne verken kan klatre over eller krype under gjerdet (se Schlupmann & Kupfer 2009 for utførlige beskrivelser). Med ca 10 m mellomrom blir det gravd ned fangstkar langs gjerdet (på den siden hvor dyrene treffer på ledegjerdet), med øvre kant i plan med bakken. Fangstkarene må ha et overheng som hindrer salamanderne fra å klatre opp og unnsnippe. Karene blir fylt med vann 7-10 cm slik at de innfangede dyrene holdes fuktig og angrep fra maur forhindres. Fangstkarene sjekkes en gang om dagen, helst om morgenen.



**Figur 4.11.** Ledegjerde rundt tjernet på Holumskog, Nittedal. ©Foto: Jeroen van der Kooij.



**Figur 4.12.** Ledegjerde med fallfelle på Holumskog, Nittedal. ©Foto: Jeroen van der Kooij.



Dette er en tidkrevende metode. Når den begrenses til vårvandringen (mot dammen), strekker den seg som regel over to til fire uker. Vårvandringen i Lier i 2010 varte imidlertid i 7 uker (Der-vo et al. under utarb.). Tilbakevandring av de voksne dyrene til land tar gjerne lengre tid. Dersom man ønsker å fange opp de nymetamorfoserte ungdyrenes vandring mot land stilles enda strengere krav til ledegjerdene ettersom ungdyrene er flinke til å klatre, selv på loddrette vegger. Metodens styrke ligger i at den gir gode kvantitative data om dyrenes vandringsatferd, både når det gjelder tidspunkt og antall, samt plassering av dyrenes landområder. Ved å montere fangstkar på begge sider av ledegjerdene får man på samme tid data om dyr som vandrer inn i dammen og dyr som vandrer ut av dammen, noe som gir viktige data om populasjonsdynamikken. Metoden gir også et tilnærmet realistisk anslag på bestandsstørrelsen til de ulike arter amfibier i en dam, og metoden kan også brukes til å evaluere bestandsestimat utregnet på grunnlag av annen fangstmetodikk. Ved utstrakt bruk av ledegjerder over flere år ved samme lokalitet ser det imidlertid ut til at amfibiene kan bli påvirket. Ved å sammenligne fangst-gjenfangst data fra ledegjerdefangst med rusefellefangst har man i flere studier vist at fangstefektiviteten avtar i årenes løp (Jehle et al. 1997; Baker 1999; Ortmann et al. 2005; 2006). Dette gjør at denne metoden er uegnet for en kontinuerlig overvåkning av populasjonsstørrelse.

Metoden er på grunn av den store arbeidsinnsatsen, for kostbar til å dokumentere forekomst av salamander. Landskapets topografi rundt dammen vil ha betydning for om det er praktisk mulig å sette opp et gjerde. Stedvis kan det være aktuelt å sette opp gjerde rundt bare en del av dammen (hvis man har indikasjoner på at vandringen bare skjer fra utvalgte retninger). Metoden kan også brukes til å lokalisere dyrenes landhabitat. Ved å sette opp parallelle gjerder med 30-50 m mellomrom kan man snevre inn søket etter viktige landoppholdssteder. Et slikt prosjekt ble utført på Gjelleråsen i Nittedal (se eksempel side 54) våren 2010. For fangst med ledegjerder og fallfeller kreves en tillatelse fra Direktoratet for naturforvaltning. Metoden krever imidlertid ingen tillatelse fra forsøksdyrutvalget eller tilstedeværelse av veterinær.

#### **Fangst på land med fallfeller**

For å påvise salamander i sommerhabitatet på land blir fallfeller også brukt. Fallfellene har den samme konstruksjon som fangstkarene ved ledegjerdene, med unntak at det her ikke brukes vann i fellene. For å øke fangbarheten blir gjerne segmenter av ledegjerder på et par meters lengde gravd ned i tilknytning til fella. Den mest effektive metoden er å sette ledegjerdene i et kors med fallfella i midten av korset (Hartung & Glandt 1988; Heyer et al. 1994; Glandt 2008).

## **4.4 Spredning av sykdom, planter og dyr**

Desinfeksjon av feller og annet feltutstyr er viktig for å hindre spredning mellom lokaliteter av sykdom som kan ramme amfibier og uønsket spredning av planter og dyr. Soppen *Batrachochytrium dendrobatidis* har skapt store problemer for amfibier i flere deler av verden. I de senere årene er den også påvist i Mellom-Europa og Storbritannia (Schmidt et al. 2009). Ranavirus (et DNA virus i Iridoviridae familien) er påvist og skaper problemer for amfibier i Storbritannia (Tom Langton, pers. medd.). Norge bør absolutt være oppmerksom på forekomst og spredning av disse patogenene. Spredning av planter som vasspest (*Elodea canadensis*), andemat (*Lemna* sp.), eller fisk (egg) eller invertebrater må unngås. Prøvetaking i mange lokaliteter per dag øker faren for uønsket spredning av organismer og sykdom gjennom støvler eller fangstutstyr. Program for kartlegging og overvåking av amfibier bør derfor inneholde tiltak for å hindre uønsket spredning.



## 5 Merkemeter

Flere metoder for merking av salamandere benyttes til ulike formål i Norge. Felles for alle merkemeter som medfører et større eller mindre fysisk inngrep er at de krever godkjenning fra Forsøksdyrutvalget. Selve inngrepene skal gjennomføres av personell som er kvalifisert med kurs i dyreforsøkslære. Grovt sett skilles det mellom to formål for merking av individer; 1) estimering av bestand og kartlegging av forflytninger ut fra merking-gjenfangstanalyser og 2) gjenkjenning av individer og kartlegging av detaljert habitatbruk. Bestandsestimering foregår ved ensartet gruppemerking av fangede dyr som gjenutsettes i lokaliteten. Senere foretas ny innsamling av dyr fra lokaliteten, og andelen av merkede individer danner utgangspunktet for bestandsestimering (Krebs 1999).

Gjenkjenning av individer er viktig ved kartlegging av vandringer og forflytninger på individnivå. Slike merkemeter er særlig relevante i forhold til populasjonsøkologiske studier, hvor både atferd og overlevelse/mortalitet hos individene skal undersøkes (Sutherland 1996). Sikker individgjenkjenning ved senere gjenfangster er derfor helt avgjørende. I tillegg er det avgjørende viktig at ikke merkemeter virker negativt inn på overlevelse/mortalitet, fysiologisk tilstand og atferd knyttet til reproduksjon og vandringer (Burnham et al. 1987; Lebreton et al. 1992). Merking av amfibier, og i særdeleshet salamandere, er krevende fordi det ikke lar seg gjøre å feste mekaniske merker på utsiden av kroppen (se f.eks. Dervo et al. 2010). De mest brukte metodene til individmerking er tåklipping (Donnelly et al. 1994), tatovering av individuelt mønster i huden (Joly & Miaud 1989) og blekkfarging i huden (Brown 1997). Hver av disse metodene innebærer imidlertid en viss risiko for komplikasjoner, som for eksempel betennelser, økt dødelighet eller tap/bortfall av påførte markeringer. Bruk av PIT-merker er derfor et meget interessant alternativ, fordi denne metoden oppfyller flere sentrale krav for populasjonsstudier. PIT-studier gir nøyaktig individgjenkjenning over tid, PIT-merkene er biologisk nøytrale og kan derfor planteres i dyret, noe som gir lavt merketap. I tillegg er det vist at PIT-merker har meget liten innvirkning på overlevelse/mortalitet (Elbin & Burger 1994).

### 5.1 Gruppemerking

#### 5.1.1 Fargemerking

Fargemerking foregår ved injisering av fargevæske i vevsstrukturer på dyret med nål eller høytrykk (Joly & Miaud 1989; Donnelly et al. 1994). Til en viss grad gir denne metoden rom for individgjenkjenning, men anses som mest egnet til gruppemerking ettersom de påførte fargestoffene forsvinner gradvis med hudskifter (Perret & Joly 2002). Metoden krever kvalifisert personell, anestesi (bedøvelse), spesialverktøy for fargepåføring og godkjenning fra Forsøksdyrutvalget. Trolig er den mindre aktuell for amfibier pga deres anatomi.

#### 5.1.2 Tåklipping

Tåklipping innebærer avklipping av ytre del av tærne hos salamandere. Dette kan gjøres med mange ulike kombinasjoner dersom tærne på både for- og bakbein klippes etter bestemt system. Metoden anses imidlertid som kontroversiell, og Forsøksdyrutvalget har signalisert at denne metoden anses som smertevoldende, skadelig og lite aktuell som merkemeter for amfibier, så lenge det fins gode alternativer. Kontrollerte forsøk med tåklipping av salamandere har imidlertid vist at metoden er godt egnet med hensyn til praktiske aspekter ved slike studier. Regenerering av tærne inntreffer først etter 30-40 uker, og vil først deretter gi tolkningsproblemer ved gjenfangster. De samme studiene viste også at individer med avklippede tær hadde noe lavere kondisjonsfaktor og redusert evne til å ta til seg føde sammenlignet med kontrollgrupper. Dette kan videre påvirke overlevelse/dødelighet ved at individene blir mindre robuste til å motstå ugunstige miljøforhold (Davis & Ovaska 2001).

### 5.1.3 Haleklipping

Hudkammen som omgir halen kan kuttes mens salamandrene er i den akvatiske fasen. Haleklipping innebærer først og fremst avklipping av ytre haleflik, men mer avanserte merkinger kan også påføres. Metodens svakhet er at hudkammen forsvinner i forbindelse med overgangen til terrestrisk fase, og gjenkjenning av haleklippede individer kan derfor bare skje mens hudkammen er synlig. Metoden krever kvalifisert personell, enkelt utstyr, anestesi og godkjenning fra Forsøksdyrutvalget.

Det er gjennomført kontrollerte forsøk for å studere effektene av haleklipping på storsalamander. Gjenfangstraten hos haleklippede grupper skilte seg ikke fra tåklippede grupper. Kondisjonsfaktoren til haleklippede individer var heller ikke forskjellig fra kontrollgrupper. Muligheten til å gjenkjenne haleklippede individer faller bort etter noen måneder, og avhenger av om det er selve kammen eller halen som klippes. Det er også stilt spørsmål om haleklipping kan påføre dyrene et handikap under matsøk og yngling. Arntzen et al. (1999) drøftet disse aspektene og konkluderte med at haleklipping er mest egnet som metode når vevsprøver inngår i studiets formål, mens tåklipping er mest egnet til populasjonsbiologiske studier av storsalamander.

## 5.2 Individuell merking

### 5.2.1 Passive merker ("PIT tags")

PIT-merker med adskilte frekvenser (unike nummer), kan innopereres i bukholen til salamandere. Metoden er mye brukt for å individmerke hunder og katter. Etter merking kan dyrene registreres ved bruk av skanner i umiddelbar nærhet av dyrene. Registrering av dyr på individnivå kan skje enten ved at antenner plasseres ut i terrenget ved passeringspunkter eller at personell søker aktivt i terrenget med håndholdt utstyr. Metoden krever godkjenning fra Forsøksdyrutvalget, kvalifisert personell som er trent i anestesi og kirurgi, samt bruk av spesialverktøy (se figur 5.1). Metoden kan gi kunnskap om habitatbruk.



**Figur 5.1.** Merking med Pit-tag. ©Foto:Børre K. Dervo.

Et engelsk studie av PIT-merkede storsalamandere under metamorfosen (kroppsvekter mellom 0,69 g til 1,57 g), viste en årlig overlevelse på 85 %. I tillegg var vekstforløpet tilnærmet likt den øvrige umerkede populasjonen over et gitt tidsrom. Ved bruk av PIT-merker kan man derfor utforme gode studier som kan belyse generelle populasjonsøkologiske problemstillinger så vel som spredningsmønstre, kolonisering av nye lokaliteter og derav metapopulasjonsdynamikk.

Studier har vist at gjenfangstratene av PIT-merkede salamandere (*T. dobragicus*) ikke var forskjellig fra kontrollgruppen (Jehle & Hodl 1998). Studier av merketap hos padde og salamandere har avdekket en tapsprosent på 1,7 % – 10,5 % (Sinsch 1992; Jehle & Hödl 1998). Bruksområdet til PIT-studier er relativt likt som radiotelemetri, men krever nærkontakt (10-15 cm) med merkede individer for posisjonering. Særlig interessant er det at PIT-merking også åpner for muligheten til å studere storsalamander i juvenil- og metamorfosestadiet, samt voksne dyrs bruk av terrestrisk habitat (Cummins & Swan 2000).

### 5.2.2 Radiotelemetri

Radiosendere med atskilte frekvenser kan innopereres i bukhulen til salamandere (Dervo et al. 2010). Etter merking kan dyrene radiopiles på flere titalls meters avstand med en relativt god presisjon. Økt presisjon kan oppnås ved bruk av antenner med lav rekkevidde. Metoden krever godkjenning fra Forsøksdyrutvalget, kvalifisert personell som er trent i anestesi og kirurgi, samt bruk av spesialverktøy. Metoden kan gi detaljert kunnskap om habitatbruk.

Radiomerking av salamandere har vært i bruk over flere år (Madison 1997; 1998; Jehle 2000). Den teknologiske utviklingen innen telemetriutstyr, og i særlig grad batterikapasitet har gjort det mulig å tilvirke små radiosendere (<0,5 g) med flere ukers varighet (for eksempel Advanced Telemetry Systems, USA). I tillegg har det blitt gjort ulike tilnærminger til festemetodikk for radiosendere på salamandere (for eksempel Naef-Daenzer et al. 2005; Dervo et al. 2010). Innoperering av sendere i bukhulen har vist seg å være den mest effektive metoden, og det er derfor få metodiske problemer som hindrer storskala studier av vandringer og habitatbruk hos storsalamander etter kjønnsmodning.

### 5.2.3 Manuell og digital gjenkjenning av bukmønster

Fangst/gjenfangst kan gi gode bestandsestimat under forutsetning av at individer kan gjenkjennes. Dette kan man oppnå ved å merke salamanderne eller ved å fotografere det individuelle flekkmønsteret på buken for senere gjenkjenning (**figur 5.2 og 5.3**). Metoden ble første gang beskrevet av Hagström (1973) og fotografering av bukmønster er senere brukt i flere populasjonsbiologiske studier av salamandere (for eksempel Bibelriether 2006; Ortmann et al. 2006).

Fordelen med bukfotografering er at metoden er skånsom mot dyrene og krever ingen godkjenning fra Forsøksdyrutvalget, med mindre dyrene må bedøves for fotografering. Bruken av scanner krever ofte at dyrene bedøves. Det er kun vårtrekket at dyrene er rolige nok til å la seg scanne uten bedøvelse. Vanlig fotografering vil ofte kunne skje uten bedøvelse.

Ved manuell gjenkjenning av individene er metoden arbeidskrevende. Da må man sammenligne hvert bilde av gjenfangede dyr med en bildebase som er bygd opp for alle dyr som er fanget i bestanden. Det kan gjøres ved at bildebasen deles opp i grupper etter flekkmønsteret (mengde og form av flekker). Arbeidet blir enklere ved automatisk gjenkjenning, dvs at bildene behandles av programvare som kan kjenne igjen bukmønsteret til dyrene. Denne programvaren er ofte bygd opp på samme måten som gjenkjenning fingeravtrykk for mennesker. Programmet vil varsle om dyret finnes i bildebasen fra før, eller om det er et helt nytt individ. For både manuell og automatisk gjenkjenning er det en utfordring for individer med svært mørk buk. Enkelte bestander kan ha en høy andel av neste svarte individer. I slike tilfeller er bukfotografering vanskelig å bruke (Dervo upubl.). Det gjenstår også en del utprøving for å teste begrensingene til metoden, bl a hvor stabilt bukmønsteret er over tid og hvor store kontrastene i mønsteret må være for at metoden kan anvendes.



**Figur 5.2.** Bukmønster hos en hunn av storsalamander fotografert med digitalt kamera (Nikon D200) og en 100 mm nærlinse. ©Foto: Børre K. Dervo.



**Figur 5.3.** Scanning av bukmønster hos storsalamander, skanner og PC til høyre og resultatet av scanningen til venstre. Scanneren er en ombygd passfotoscanner bygd sammen med en bærbar PC. Det er utviklet en database som gjør det mulig å lagre lengde, vekt, kjønn, bilde og funnsted (geografisk posisjon). Skjermen er trykkfølsom og gjør det enkelt å bruke scanneren i felt. Se side 40 for nærmere beskrivelse. ©Foto: Jan Mjåland (tv) og Børre K. Dervo (th).



## 6 Eksempler på undersøkelser

I dette kapitlet beskrives en del eksempler på bruken av de ulike metodene. Det blir gitt en beskrivelse av utførelsen, resultater og erfaringer. Beskrivelsen av lokalitetene (områdebeskrivelse med bilde) som metodene er prøvd ut i, er beskrevet som vedlegg til rapporten.

### 6.1 Observasjon i dagslys

#### 6.1.1 Geitaknottane

Siden 1996 har det blitt foretatt mer eller mindre regelmessige tellinger av bestanden av storsalamander i Geitaknottane Naturreservat (**vedlegg 2**). De fleste av de tidlige tellingene er imidlertid lite dekkende for hele området (Paulsen et al. 2008).

Overvåkingen av storsalamander i Geitaknottane er basert på direkte observasjon av voksne dyr i vannet om våren og forsommeren (**figur 6.1**). Denne metoden er valgt fordi den er minst ressurskrevende og kan gjennomføres med et trangt budsjett. En stor andel av dammene i Geitaknottane er imidlertid egnet for denne typen overvåking fordi vannet er klart, det er lite vegetasjon i dammene og bredden er av en slik beskaffenhet at man kan bevege seg rundt det meste av lokaliteten. Likevel er det også i dette området stor variasjon i dammenes tilgjengelighet, og flere er dårlig egnet for direkte observasjon. Dessuten viser tellingene av storsalamander store variasjoner i antall dyr i samme dam fra år til år, noe som kan skyldes bestandsvingninger, men som også kan skyldes metodiske svakheter (Naomi Paulsen pers. medd.).



**Figur 6.1.** Observasjon i vann på dagtid av voksen og larve (oppe i midten) av storsalamander. ©Foto: Jeroen van der Kooij.

### 6.2 Nattobservasjon med lommelykt

#### 6.2.1 Dammer i Oslo og Akershus

Nattlig befarings med kraftig lommelykt for å påvise forekomst av storsalamander ble i 2007, 2008 og 2009 foretatt i Oslo og Akershus. I alt ni vannforekomster ble undersøkt, hvorav fire i Skedsmo, fire i Nittedal og en i Oslo kommuner (**vedlegg 4**). Dammene hadde enten tidligere kjent forekomst av storsalamander eller de lå nær slike forekomster. I åtte av dammene ble både stor- og småsalamander påvist. I tre av disse var storsalamander ikke påvist tidligere.

I den store og vegetasjonsrike Hovindammen, Oslo, var det også mulig å påvise storsalamander om natten, men det tok litt lengre tid enn i de andre dammene. En dam (Skillebekkdammen), der arten ikke var påvist, hadde veldig dårlig siktedyp. Ved hjelp av Ortmannfeller var det imidlertid mulig å påvise en solid forekomst av begge salamanderartene der.

Nattobservasjon med lommelykt er godt egnet til å påvise salamandere. Særlig i vegetasjonsfattige dammer er metoden svært effektiv. Den er lite kostnadskrevende og lite arbeidsintensiv. Nattobservasjoner gir bedre resultater enn observasjoner i dagslys (når det er overskyet kommer dyrene tidligere i aktivitet). Både i dammen på Holumskog og i noen av de andre dammene har det ved flere befaringer på dagtid ikke vært mulig å påvise voksne dyr i vannet, mens det om kvelden ikke har vært problematisk å finne salamandere.

### **6.2.2 Vandringsveier i Nittedal**

Amfibene i tjernet på Holumskog (også kalt "Lille Mortetjern") i Nittedal kommune, Akershus har blitt nøye studert i 2009 og 2010. Tjernet er omringet av en bilvei (i sør) og en gangsti (i nord). Vei og sti, samt tjernets bredd har blitt delt inn i ulike soner. En av undersøkelsesmetodene har vært befaring av landområdene og tjernets bredder med kraftig lommelykt om natten. Påtrufne salamandere har blitt kjønns- og artsbestemt, storsalamanderne har i tillegg blitt veid og fotografert. Posisjon, vandringsretning og tidspunkt har blitt notert for hvert dyr (van der Kooij og Redford 2009). Målet med registreringene har vært å kartlegge vandringsveier.

#### **Telling på gangsti og bilvei**

Fire kvelder i slutten av april 2009 ble gangsti og vei sjekket. Hele storrunden rundt tjernet tok ca 50 minutter. Kun et titalls storsalamandere ble observert på stien eller gangveien, mens det ble observert ca fire ganger så mange småsalamandere. De få funnene av storsalamander, men også funnene av småsalamander, avviker fra ledegjerdefangstene som ble utført i området (se van der Kooij og Redford 2009). Forskjellen mellom metodene kan trolig forklares med at den 3,5 m brede og belyste bilveien i sør var mye mer oversiktlig enn den 1 m brede, vegetasjonsrike og mørke stien i nord. Dyrene var dermed lettere å oppdage på bilveien, og det ble derfor registrert betydelig mer vandring i sør (bilvei) enn i nord (stien).

Bare ved å gå nærmest daglige kontrollrunder om natten kan man oppnå et tilnærmet likt utbytte som ved bruk av ledegjerder (se også "vårvandring i Lahelldammen" side 39). Det forutsetter imidlertid at det er oversiktlig terreng i form av bilveier eller kortklipt plen nær dammen. Spora-diske nattlige befaringer kan lett føre til feilaktige konklusjoner om lokalisering og betydning av vandringsveier.

#### **Tellinger på land ved tjernets bredder**

I 2009 ble bredden av tjernet på Holumskogen undersøkt i løpet av seks kvelder. Etter mørkets frembrudd, ble hele bredden undersøkt i skrittgang med en kraftig lommelykt. Et belte på land (1-1,5 m) ble undersøkt samtidig med et belte i vann (3 m). De første to kveldene var det imidlertid kun fokus på landområdene. Bredden ble delt inn i åtte soner. En runde rundt tjernet tok mellom 20 og 45 minutter, avhengig av hvor mange dyr som ble observert. For hver sone ble kjønn og antall observerte stor- og småsalamander notert. Kun i begynnelsen av vandringsseongen (tre netter i overgangen april/mai) ble det funnet dyr på land. Storsalamander og småsalamander (rundt 20 individer av hver art) ble observert vandrende både til og fra tjernet. Det kan ikke utelukkes at tilstedeværelse av mort (*Rutilus rutilus*) hadde innvirkning på atferden. I 2010 (morten var da fjernet) ble ingen salamandere observert på land langs bredden. Funnene av storsalamander langs bredden er i samsvar med registreringene langs ledegjerdene, mens funnene av småsalamander ikke er det (van der Kooij & Redford 2009). Her spiller nok forskjell i synlighet mellom de to artene en viktig rolle. Småsalamandere går nesten i ett med vegetasjonen (lyng), mens de svarte storsalamandere er mye lettere å få øye på.

Når man vurderer arbeidsinnsats mot utbytte, anbefales ikke denne metoden, med mindre hele yngledammen er omgitt av en jevnbred vei, sti eller andre åpne og oversiktlige områder (se "vårvandring i Lahelldammen" side 39).

### 6.2.3 Tellinger i vannet langs tjernets bredder

Et 3 m bredt belte fra vannkanten og utover ble på fire ulike kvelder saumfart med lommelykt (se metodikk ovenfor) (**tabell 6.1**). Målet med registreringene i vannet var å studere den relative betydningen av ulike deler av tjernet gjennom vårsesongen. Den 10.05. ble det gjennomført to befaringer: en i skumringen og en i mørket. Den 19.05. ble det gjennomført to befaringer med en times mellomrom i mørket.

**Tabell 6.1.** Lommelyktregistreringer av storsalamander i vann ved tjernet på Holumskog våren 2009.

Dato	Tidsrom	Hunn	Hann	Ukjent	Sum	Dyr/min
28.04.2009	22:10-23:10	2	2		4	0,067
10.05.2009	22:25-23:05	5	7		12	0,300
10.05.2009	23:05-23:50	11	11		22	0,489
19.05.2009	22:00-22:16	1	1		2	0,125
19.05.2009	23:15-23:41	7	2		9	0,346
10.06.2009	00:45-1:05	1		1	2	0,100

Storsalamander ble påvist ved alle de fire nattlige befaringene (og ved alle seks befaringene i 2010). Registreringene varierte mellom 0,067 dyr/min og 0,489 dyr/min (**tabell 6.1**) (En verdi på hele 2,846 dyr/min ble imidlertid oppnådd 21.05. 2010). Det ble funnet færre dyr ved befaringen som ble utført i skumringen enn ved tellinger i mørket (10.05. 2009). Men også ved to påfølgende befaringer i mørket (19.05. 2009) ble det registrert flest dyr ved befaringen som ble utført senest på kvelden. Dette bildet var det samme også i 2010. Ved siste befaring (10.06. 2009) ble det funnet svært få dyr.

Ved de to siste befaringene ble de fleste dyr funnet på sørsiden av tjernet, mens det ved de to andre befaringene også ble påvist flere dyr på nordsiden (**tabell 6.2**).

**Tabell 6.2.** Lommelyktregistreringer av storsalamander i vann ved tjernet på Holumskog våren 2009. Tallene viser den prosentvise fordelingen langs åtte ulike soner av bredden. Registreringer som kan sammenlignes med fellefangsten (**tabell 6.3**) er skyggelagt.

Dato	Tidsrom	Observasjonstid	Antall dyr	Prosentvis fordeling per sone							
				Nord				Sør			
				W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
28.04.2009	22:10-23:10	60	4	0,0	0,0	50,0	25,0	0,0	25,0	0,0	0,0
10.05.2009	22:25-23:05	40	12	8,3	0,0	8,3	0,0	8,3	25,0	50,0	0,0
10.05.2009	23:05-23:50	45	22	18,2	0,0	0,0	18,2	13,6	31,8	18,2	0,0
19.05.2009	22:00-22:16	16	2	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0
19.05.2009	23:15-23:41	26	9	0,0	0	0	33,3	33,3	0,0	11,1	22,2
10.06.2009	00:45-1:05	20	2	0,0	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0

Lommelyktregistreringene fra 2009 (og 2010) viser at dyrene ved sesongens start befinner seg langs nordsiden av tjernet. Bredden skråner brått her, og det er svært lite vegetasjon på bunnen. Dyrene kurtiserer mye i denne fasen. Salamanderne oppsøker den grunne sørbredden for å legge egg. Denne har et jevnt lag med døde blader, men også spredt forekomst med levende vegetasjon. Utover i juni/juli befinner dyrene seg mer spredt over hele tjernet. (**tabell 6.1**).

Dersom man ønsker å finne ut hvilke deler av en dam salamanderne bruker og hvordan dette utvikler seg utover sesongen, er dammer med relativt sparsom vegetasjon godt egnet for tellingen fra bredden. Metoden krever en forholdsvis liten feltinnsats og forårsaker sannsynligvis ubetydelig forstyrrelse av dyrene.

#### 6.2.4 Sammenligning av lommelyktmetoden og Ortmannfeller

Våren 2009 ble det også fanget salamandere med Ortmannfeller på Holumskog. Tre av lommelyktbefaringene ble utført nær fellefangsten i tid og kan derfor sammenlignes: en befaring ble gjort midt i første fellefangstperiode (10.05.2009), en befaring dagen etter avsluttet første fellefangstperiode (19.05.2009) og en befaring tre dager etter avsluttet andre fellefangstperiode (10.06.2009).

Det ble observert flere storsalamandere ved den nattlige befaringen 10.05. (22 ind) enn ved fellefangsten påfølgende dag (3 ind) (**tabell 6.2** og **6.3**). Ortmannfellene var på dette tidspunkt plassert 20 m fra hverandre (lav tetthet). Etter at de fleste fellene ble flyttet til sørbredden og felleavstanden ble redusert til 4 m, var det større samsvar mellom de nattlige tellingene og fellefangstene. Begge metodene viser dessuten en nedgang i registreringer (hhv ind/min og CPUE) fra mai til juni.

**Tabell 6.3.** Registreringer av storsalamander med Ortmannfeller ved tjernet på Holumskog våren 2009. Tallene viser den prosentvise fordelingen langs åtte ulike soner av bredden. Registreringer som kan sammenlignes med lommelyktbefaringene (**tabell 6.2.**) er skyggelagt.

Dato	Antall ru-setimer	Antall dyr	Prosentvis fordeling per sone							
			Nord				Sør			
			W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
06.05.2009	144	7	0,0	0,0	0,0	0,0	28,6	14,3	0,0	57,1
07.05.2009	192	5	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	80,0
08.05.2009	192	1	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
09.05.2009	192	2	0,0	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	50,0
10.05.2009	192	2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11.05.2009	192	3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	66,7
12.05.2009	192	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
13.05.2009	192	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0
14.05.2009	336	8	0,0			25,0	25,0	50,0	0,0	0,0
15.05.2009	336	21	4,8			0,0	9,5	38,1	14,3	33,3
16.05.2009	336	11	0,0			45,5	0,0	9,1	18,2	27,3
17.05.2009	420	8	0,0			0,0	37,5	37,5	25,0	0,0
18.05.2009	252	11	0,0			18,2	0,0	27,3	9,1	45,5

Ved den nattlige befaringen 10.05. 2009 ble det dessuten registrert storsalamander flere steder langs bredden enn fellene viste påfølgende dag (**tabell 4.2** og **4.3**). Dette skyldes sannsynligvis den lave felle tettheten langs bredden. Fordeling av dyr langs bredden ved den nattlige befaringen 19.05 (etter at fellene var flyttet og tettheten var høyere) viste større samsvar med fellefangsten dagen før.



## 6.2.5 Vårvandring ved Lahell

Ved Lahelldammen i Lier kommune (**vedlegg 3**), Buskerud er små- og storsalamander talt med lommelykt om natta under vårtrekket i 2008, 2009 og 2010. De to siste årene er det talt daglig fra ca 10. april til ca 5. mai. De fleste nettene er det talt to ganger pr natt; kl 22.00 og 23.00. I tillegg til disse to faste rundene pr natt, er det i 2009 og 2010 hvert 3. til 5. døgn talt dyr fra solnedgang nesten til soloppgang, ca 12 ganger per natt (antallet ganger pr natt avhengig av om det er dyr som vandrer). Tellerunder er utført hver halvtime de første timene og hver time etter kl 23.00. En runde tar 10-30 min avhengig av mengden dyr. Hvert år har tellingene startet opp etter at første dyr er observert om våren og avsluttet når siste dyr er observert. Tellingene skjer på en veg som går rundt hele dammen (lengde 501 m). Vegen er ca 4 meter bred, asfaltert og med sanddekte skuldre på til sammen 1 m (**figur 6.2**). Den totale bredden som telles er 5 m. Avstanden mellom vegen og damkanten varierer fra ca 5 til 30 m.

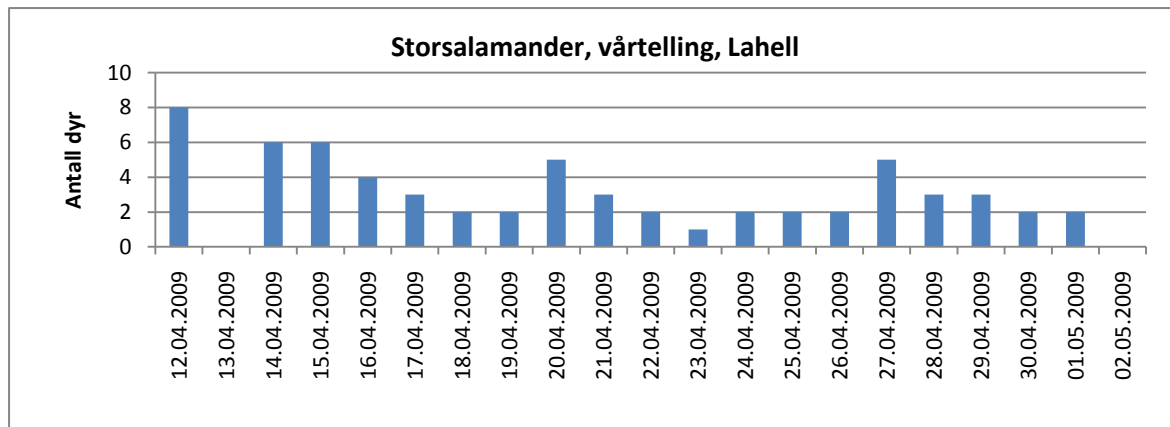


**Figur 6.2.** Den asfalterte vegen ved Lahelldammen som brukes til telling av salamander under vårtrekket. Vegen er 5 meter bred fordelt på 0,5 meter x 2 med skuldre av grus og 4 meter asfalt. ©Foto: Børre K. Dervo.

Under tellingene er dyrene bestemt til kjønn og art. Tid, geografisk posisjon og vandringsretning for observasjonen har blitt notert for hvert dyr. For storsalamander er lengde og vekt notert. I 2010 ble alle storsalamanderne samlet inn for fotografering av bukmønster. I tillegg er det målt temperatur på bakkenivå og lys langs de viktigste vandringsrutene. For et utvalg av dyr, er vandringshastighet (midlere vandringshastighet over strekninger på 10 til 30 m) målt ved ulike temperaturer.

Tellingene gir informasjon om en relativt stor del av bestandene. I 2010 ble ca 1 600 småsalamandere av en anslått bestand på 10 000 dyr talt, mens i overkant av 200 storsalamandere av en anslått bestand på mellom 1 000 og 1 500 dyr ble talt. Vandringene i 2010 strakte seg over hele 7 uker.

**Figur 6.3** viser antall individer talt kl 22 og 23 i perioden 12. april til 5. mai i 2009. I denne perioden var det to dager uten observert vandring. Første gang (13. april) var temperaturen lav (< 0 °C). Siste gang (2.mai) var mot slutten av vandringsperioden. Viktige faktorer som påvirker antall dyr som vandrer hvert døgn er temperaturen, om det er tidlig eller seint i sesongen og antall dyr som har vandret de siste døgn. Vandringene er mest intense ved temperaturer over 4 °C kombinert med fuktighet og hvis det har vært noen døgn uten vandring i forkant pga lav temperatur. Da observeres det flest dyr rundt kl. 24, men vandringene er omfattende helt fra kl. 22:00. Vandringene avtar etter kl. 01:00 og stopper opp når det begynner å lysne eller temperaturen går ned mot 0 °C. Den 12. april startet vandringene kl 21:25, mens første dyr ble observert kl 21:40 den 29. april.



**Figur 6.3.** Antall storsalamander observert per døgn i perioden 12. april til 2. mai 2009 ved Lahelldammen i Lier (n=63).

Tellingene av vandrende storsalamander om natten ved Lahelldammen kan brukes både til å kartlegge viktige vandringsveger, studere vandringsbiologien og til å gi et anslag på totalbestanden. Bestandsestimat gjøres ut fra vandringshastigheten til dyrene, antall observerte dyr, samt tid og sted for observasjonen. Erfaringene fra Lahelldammen viser at gode og presise tellinger er mulig fordi vegen går rundt hele dammen. Det er kun på vegen det er mulig å få gode tellinger. På plenen er dyrene vanskeligere og oppdage, spesielt småsalamanderen er vanskelig å se. På land i vegetasjonen nær dammen er dyrene svært vanskelig å oppdage. I lokaliteter uten veg omkring er trolig ledegjerder og fallfeller en bedre metode for å telle dyr under vårvandring. Telling av dyr med lommelykt er lite kostnadskrevende, men arbeidskrevende hvis man ønsker detaljert informasjon om vandringene.

### 6.3 Videoovervåkning

Et system for videoovervåkning av trekkende amfibier er prøvd ut ved Lahelldammen i Lier i 2010. Systemet er utviklet av firmaet Primerose ved Jan Mjåland. Et infrarødt web-kamera er brukt som overvåkningskamera. Kameraet er bygd inn i ei kasse som er gravd ned i bakken. Kameraet er montert nede i kassa og filmer dyrene fra undersiden gjennom ei plate av klart plexiglass (Se **figur 6.4**). Over kassen er det bygd en tunnel som dyrene passerer igjennom. Dyrene ledes fram til tunnelen med ledegjerder. Bildene i form av digitale videofiler overføres trådløst til en PC. Det er utviklet programvare til PCen som plukker ut de bildesekvensene som inneholder dyr i bevegelse. Det er også satt i gang utvikling av programvare som skal kjenne igjen individ på bakgrunn av bukmønster. I tillegg skal programvaren måle lengden på dyrene. Ved å bruke to kamera vil det også være mulig å måle vandringshastighet.

Erfaringen med denne metoden er god. Det er høstet erfaring på utformingen av tunnelen med kamerakassen og hva som eventuelt hindrer gjennomgang av både frosk, småsalamander og storsalamander. De ulike artene har litt ulik atferd i forhold til både lys og ulike materialer (metall, glass, plast, bark, etc.). Tunnel og kamerakasse er nå forbedret og fører i svært liten grad til at dyr blir forhindret eller skremt fra å passere. Fortsatt er bildekvaliteten litt for dårlig for automatisk gjenkjenning av art, kjønn og individuell gjenkjenning av bukmønster. Bildesekvensene kan i dag brukes manuelt til å bestemme art og kjønn på dyrene, samt vandringstidspunkt. Dataene fra videoovervåkingen kan også brukes til å estimere bestanden fordi tellinger med lommelykt om natta har gitt data om andelen av de observerte dyrene som passerer kameraet, i forhold til totalt antall observerte dyr i løpet av vårtrekket. Bedring av bildekvalitet og automatisering av individgjenkjenning vil trolig være løst i løpet av året (2010).



**Figur 6.4.** Bilde av hann av småsalamander fra videoboksen ved Lahelldammen i Lier. ©Foto: Jan Mjåland.

## 6.4 Leting etter egg

I forbindelse med overvåkingen av et fåtall dammer i Nittedal, Skedsmo og Oslo kommune ble det sett etter storsalamanderegg for å påvise reproduksjon. I det vegetasjonsfattige tjernet på Holumskog ble de fleste eggene funnet i ett års gamle takrørblader *Phragmites australis*. De fåtallige, ferske undervannsbladene til nøkkerose *Nympha alba* var også preferert. I en mer skyggefull dam i Skedsmo ("Skillebekkdammen") og i den vegetasjonsrike Hovindammen i Oslo ble både årets og fjorårets blader av starr *Carex* sp. brukt. I Skillebekkdammen ble også fjorårets blader av or *Alnus* sp. brukt til egglegging. Ved samtlige dammer tok det ved første forsøk mellom 10 og 15 minutter å finne de første eggene. Egg av småsalamander ble til tross for tilstedeværelse av arten ikke registrert i løpet av en halv times søk.

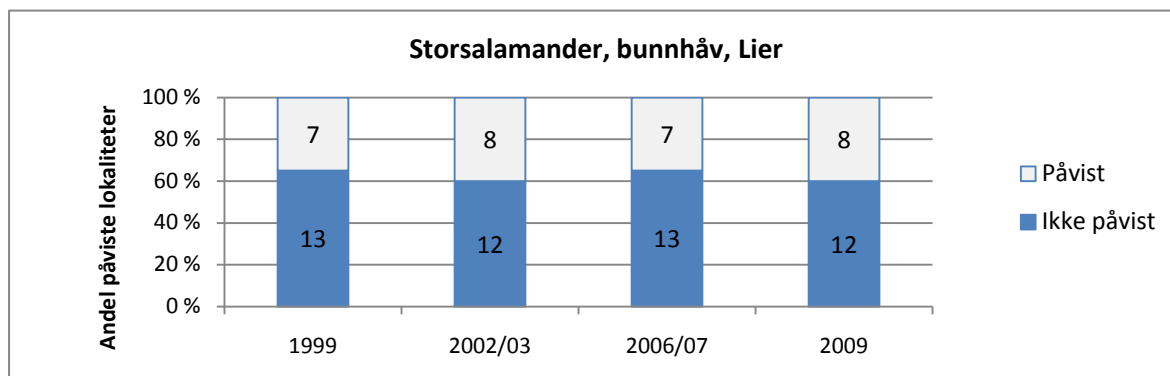
Under filmopptak utført for NRK brukte storsalamander i akvarium årets blader av starr *Carex*, bekkeveronika *Veronica beccabunga*, engforglemmegei *Myosotis scorpioides* og mjølke *Epilobium* sp. Småsalamanderen la eggene i blader av bekkeveronika, i halvoppløste planterester og i et ett år gammel seljeblad *Salix* sp. Sannsynligvis bruker småsalamanderne i tjernet på Holumskog også halvt oppløste planterester til egglegging (et forsøk på egglegging ble observert der), noe som gjør det vanskelig å finne egg der. Storsalamandereggene er ved tjernet i Holumskogen enkle å finne fra slutten av mai til slutten av juni (årene 2008-2010). I slutfasen er de uklekte larvene synlige i egget. På grunn av sin størrelse er disse lett å skille fra småsalamanderens uklekte larver.

## 6.5 Erfaringer med håvslag

### 6.5.1 Z-sveip til overvåking i Lier

I perioden 1999 til 2009 ble z-sveip brukt til overvåking av små- og storsalamander i Lier kommune, Buskerud (**vedlegg 3**). Totalt er det pr 2010 kjent 30 nåværende eller tidligere yngelokaliteter av storsalamander i kommunen. Tjue av disse har inngått i et overvåkningsopplegg siden 1999. Lokalitetene har vært undersøkt med z-sveip i månedsskiftet juli/august for fangst av larver. Undersøkelsene har skjedd med ca 3 års mellomrom; 1999, 2002-2003, 2006-2007 og 2009. Ved den årlige undersøkelsen ble lokalitetene besøkt fra 1 til 3 ganger pr sesong. I lokaliteter som ble besøkt bare en gang, ble det samlet dyr på 10 stasjoner. I lokaliteter som ble besøkt mer enn en gang per sesong, ble det samlet på 5 stasjoner hver gang.

**Figur 6.5** viser andelen av lokaliteter med påviste larver av storsalamander ved bruk av z-sveip i de fire periodene de ble undersøkt. Antall lokaliteter med påviste larver varierte mellom 7 og 8 av 20, og det var ingen signifikant forskjell i andelen lokaliteter hvor storsalamander ble påvist i denne perioden (logistisk regresjon;  $P > 0,05$ ). Dette til tross for at antall lokaliteter hvor storsalamander ble påvist har økt jevnt fra 1999 til 2008.



**Figur 6.5.** Andel av lokalitetene med kjent forekomst av storsalamander hvor larver ble påvist med bunnhåv i 1999, 2002-03, 2006-07 og 2009 i Lier kommune i Buskerud ( $n=20$ ).

Fem av lokalitetene er gjengangere når det gjelder manglende påvisning. I to eller tre av disse lokalitetene kan storsalamander ha blitt introdusert i løpet av overvåkningsperioden. Siste året undersøkelsen ble gjennomført, er eneste året vi med sikkerhet vet at storsalamander forekom i alle de undersøkte lokalitetene. I tre av disse lokalitetene er håv vanskelig å bruke effektivt pga en tett matte av andemat. Årsaken til den manglende påvisning av larver med z-sveip ser ut til å være en kombinasjon av vanskelige prøvetakingsforhold og at metoden er for lite effektiv til å påvise larver av storsalamander i denne type lokaliteter. Enkelte av lokalitetene har små bestander av storsalamander pga gjengroing. Utfordringen ved prøvetakingen for mange av lokalitetene i Lier er i tillegg til skog, en tett vegetasjonskant av sumpplanter rundt det meste av dammen. Dette gjør det vanskelig å komme til og håve effektivt. Det er med andre ord vanskelig mange steder å øke antall stasjoner. Dette er delvis kompensert ved å besøke hver lokalitet mer enn en gang. Se for øvrig sammenligningen av bunnhåv og ruser i de samme lokalitetene side 44.

### 6.5.2 Z-sveip i Midt Norge

Bruk av håv til kartlegging av storsalamander har lange tradisjoner i Norge (**vedlegg 1**). Metoden har vært tilnærmet enerådende, og det er som et resultat av håving i første rekke etter larver, at artens geografiske utbredelse er klarlagt og utbredelsesgrenser flyttet (Dolmen 1983, 1993; Dolmen & Strand 1997).

I perioden 2007-2009 ble 23 myrdammer i kommunene Malvik, Trondheim og Klæbu, Sør-Trøndelag undersøkt med håv (standard eller modifisert Z-sveip; Tilseth 2008; Skei 2010). Felles for alle disse dammene var at storsalamander var påvist der tidligere (Dolmen 1983) og senest i 1989 (Skei 1991). Undersøkelsen ble utført i juli-august, på den tiden hvor larvene har blitt velutviklet og er lette å påvise.

Storsalamander ble funnet i 22 av de 23 dammene. I den dammen hvor den ikke ble påvist var bestanden også i 1989 vurdert som liten. I 2009 ble dessuten arten funnet i tre nye dammer innenfor samme område. Dette var dammer som var undersøkt med negativt resultat i 1989. For den ene av disse dammene dreier det seg åpenbart om en nykolonisering. Arten ble første

gang påvist her i 2001 (Skei 2002). En annen dam hadde ørret i 1989, men i 2009 var den fisketom, og både voksne og larver av storsalamander ble tatt med håv i midten av juli. I den tredje av dammene var det muligens salamander også i 1989 uten at den ble påvist.

Erfaringene med bruk av håv i Midt-Norge er positive når det gjelder fangst av larver og når hensikten har vært å dokumentere forekomst. På tilsvarende måte har kombinasjonen bunnhåv og pH-måling i løpet av de siste tiår ført til en betydelig utvidelse av den kjente utbredelsen til storsalamander i Norge (Dolmen 1993; Strand 2006a; b; 2009a; b; c; d; Strand & Stornes 2006).

Alle kjente yngledammer for storsalamander i Trøndelag ligger spredt i myrområder omgitt av barskog, og med få unntak finnes de mellom 200 og 400 m oh. Ingen forekomster i kulturlandskapet er kjent fra denne delen av landet. Tidsforbruk pr dam avhenger av dammens størrelse, men som regel er det mulig å påvise forekomst med 15-30 min håv-innsats. Det store tidssluket på de trønderske skogsmyrene er de lange marsjene fra dam til dam.

## 6.6 Erfaring med feller

### 6.6.1 Fiskeruser i Lier

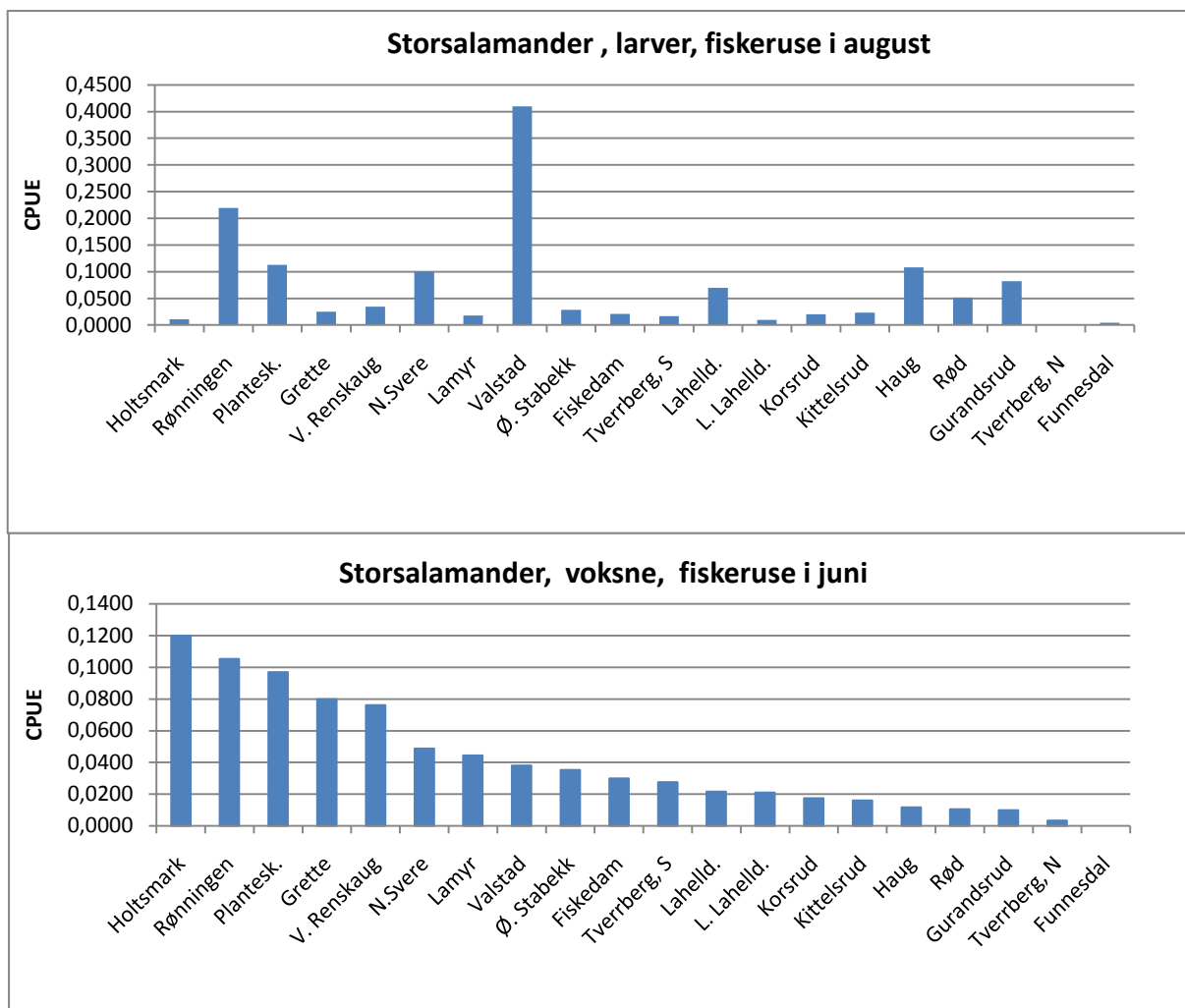
I juni 2009 ble det satt ut sammenleggbare fiskeruser i 44 lokaliteter med nåværende, tidligere eller sannsynlig forekomst av storsalamander og/eller småsalamander i Lier kommune, Buskerud (**vedlegg 3**). I 38 av lokalitetene ble det brukt 5 ruser, i 3 lokaliteter 8 ruser og i 2 lokaliteter 10 ruser. I en svært liten lokalitet var det bare plass til 3 ruser. Innsatsen ved de ulike lokalitetene varierte mellom 62,5 og 300 rusetimer med et gjennomsnitt på 111 rusetimer. Forsøket ble gjentatt i august, men da ble ruser kun brukt i de 24 lokalitetene hvor det ble påvist storsalamander på første runde.

**Figur 6.6** viser fangst pr innsats (CPUE) for henholdsvis voksen storsalamander i juni og larver av storsalamander i august for 20 av lokalitetene som er beskrevet foran. CPUE for voksne individer i juni varierte fra 0 til 0,12. For rusefangst av larver i august varierte CPUE fra 0 til 0,22 for fangst med ruse. Det var ingen signifikant sammenheng mellom fangst av voksne individer av storsalamander med ruse i juni og fangst av larver med ruse i august (Pearson  $r = 0,20$ ;  $P = 0,410$ )

Erfaringen med fiskeruser er at de med stor sikkerhet påviser både larver og voksne dyr av storsalamander. I forsøket i Lier ble det brukt 5 ruser og fanget i underkant av ett døgn. For de fleste lokalitetene gir dette en sikker påvisning, men i lokaliteter med liten bestand bør nok antall ruser økes til 10 stk pr døgn. Det gir en mer pålitelig dokumentasjon. For liten innsats var trolig årsaken til at det i en lokalitet (Funnesdal) ikke ble påvist storsalamander ved prøvetaking i juni og at fangsten av larver var liten i Holtmark i august. For å få gode tall for relativ tetthet (CPUE) bør nok innsatsen økes til 10 ruser i alle lokaliteter. I lokaliteter med middels til god bestand holder det med ett døgns fangst, mens det i lokaliteter med liten bestand bør fanges i to døgn for å få pålitelig tall for CPUE. Fangstene av larver er generelt lavere enn for voksne. Dette skyldes sannsynligvis en kombinasjon av at rusene er mindre effektive for larver og at larvene er mer flekkvis fordelt enn de voksne, noe som gir større rom for tilfeldigheter ved lav innsats.

Rusene er effektive i bruk og det går med ca 15 minutter til å sette ut rusene og 15 til 25 minutter for å ta dem opp avhengig av mengden dyr. Rusene er sammenleggbare og lette å transportere. Ulempen er at hver lokalitet må besøkes to ganger og er det langt mellom lokalitetene som skal undersøkes, vil det gå med en del tid til transport.



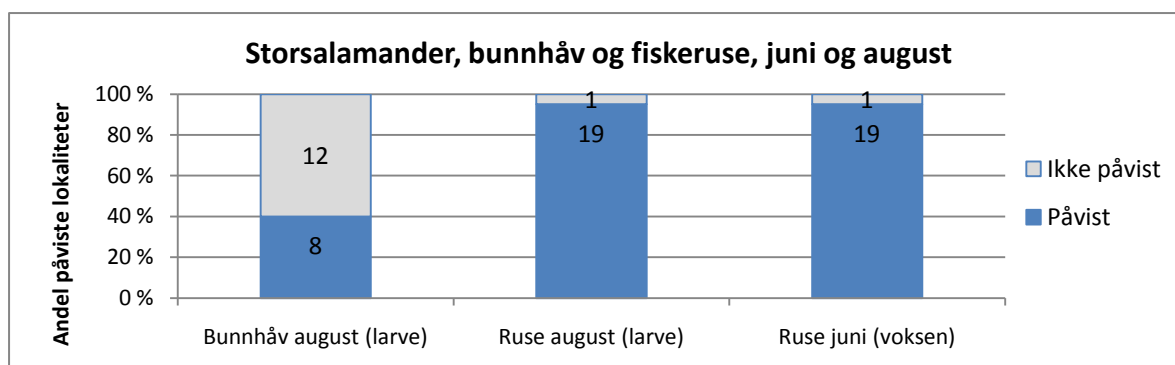


**Figur. 6.6.** Fangst pr innsats (CPUE) for storsalamander med fiskeruse i henholdsvis juni og august 2009 i 20 lokaliteter i Lier kommune, Buskerud. CPUE er oppgitt som antall individer pr rusetime. En rusetime er fangst med fiskeruse i en time. En CPUE på 0,1 tilsvarer 1 dyr pr time fangst med 10 ruser. (Fangst i 18 timer pr ruse med 5 ruser i en lokalitet gir 90 rusetimer. Det gir fangst av 9 individer i en lokalitet med en CPUE på 0,1).

### 6.6.2 Ruser og bunnhåv i Lier

**Figur 6.7** viser fangst av larver av storsalamander i juni og august Lier i 2009 med både z-sveip og fiskeruse. Fangsten skjedde i de samme 20 lokalitetene som i eksemplene beskrevet foran. Nærmere beskrivelse av metoder finnes i disse eksemplene.

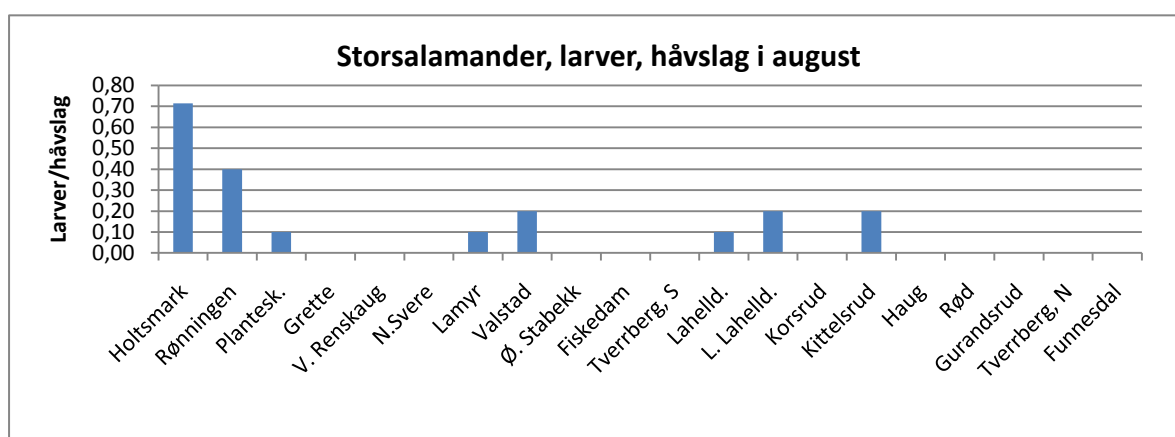
Ved bruk av ruse ble det i august påvist larver av storsalamander i 19 av 20 lokaliteter (95 %). Bruk av bunnhåv i de samme lokalitetene påviste kun storsalamander i 8 av 20 lokaliteter (40 %). Fangst av voksne individer med ruse i juni påviste storsalamander i 19 av 20 (95 %) lokaliteter. Bruk av ruse, uavhengig av om det ble fanget larver eller voksne individer, hadde signifikant høyere effektivitet når det gjaldt å påvise forekomst av storsalamander, enn bruk av bunnhåv (logistisk regresjon,  $Z = 3,66$ ;  $P < 0,001$ ). Den lokaliteten hvor det ikke ble fanget larve med ruse i august hadde trolig ikke rekruttering i 2009. Ett voksent individ ble påvist med rusefangst i juni med en innsats på hele 300 rusetimer. I den ene lokaliteten hvor det ikke ble påvist voksne i juni, ble det fanget larver i august. Lav fangstinnsats og tynn bestand var trolig årsaken til manglende funn i lokaliteten.



**Fig. 4.7.** Andel lokaliteter med kjent forekomst av storsalamander hvor henholdsvis fiskeruser og bunnhåv påviste voksne og larver i 2009 i Lier kommune, Buskerud (n=20).

I figur 6.8 er fangst pr innsats (CPUE) oppgitt for larver av storsalamander tatt med bunnhåv i de samme 20 lokalitetene i Lier som er beskrevet foran. For håvfangst av larver i august varierende CPUE fra 0 til 0,71 larver per håvslag. Det var ingen signifikant sammenheng mellom fangst av larver med ruse og bunnhåv i august (Pearson  $r = 0,20$ ;  $P = 0,392$ ). Det var imidlertid en moderat korrelasjon mellom fangst av voksne individer med ruse i juni og fangst av larver med bunnhåv i august (Pearson  $r = 0,63$ ;  $P = 0,004$ ). Denne korrelasjonen var imidlertid lite konsistent og ser ut til å være drevet av at det ble fanget mange individer med begge metoder i en bestemt lokalitet (Holtsmark). Dette er den lokaliteten hvor det ble fanget flest voksne individer (fiskeruse) og larver (bunnhåv) i denne undersøkelsen. Utelates denne lokaliteten var det ingen signifikant sammenheng mellom fangst av voksne individer med ruse og fangst av larver med bunnhåv (Pearson  $r = 0,41$ ;  $P > 0,05$ ).

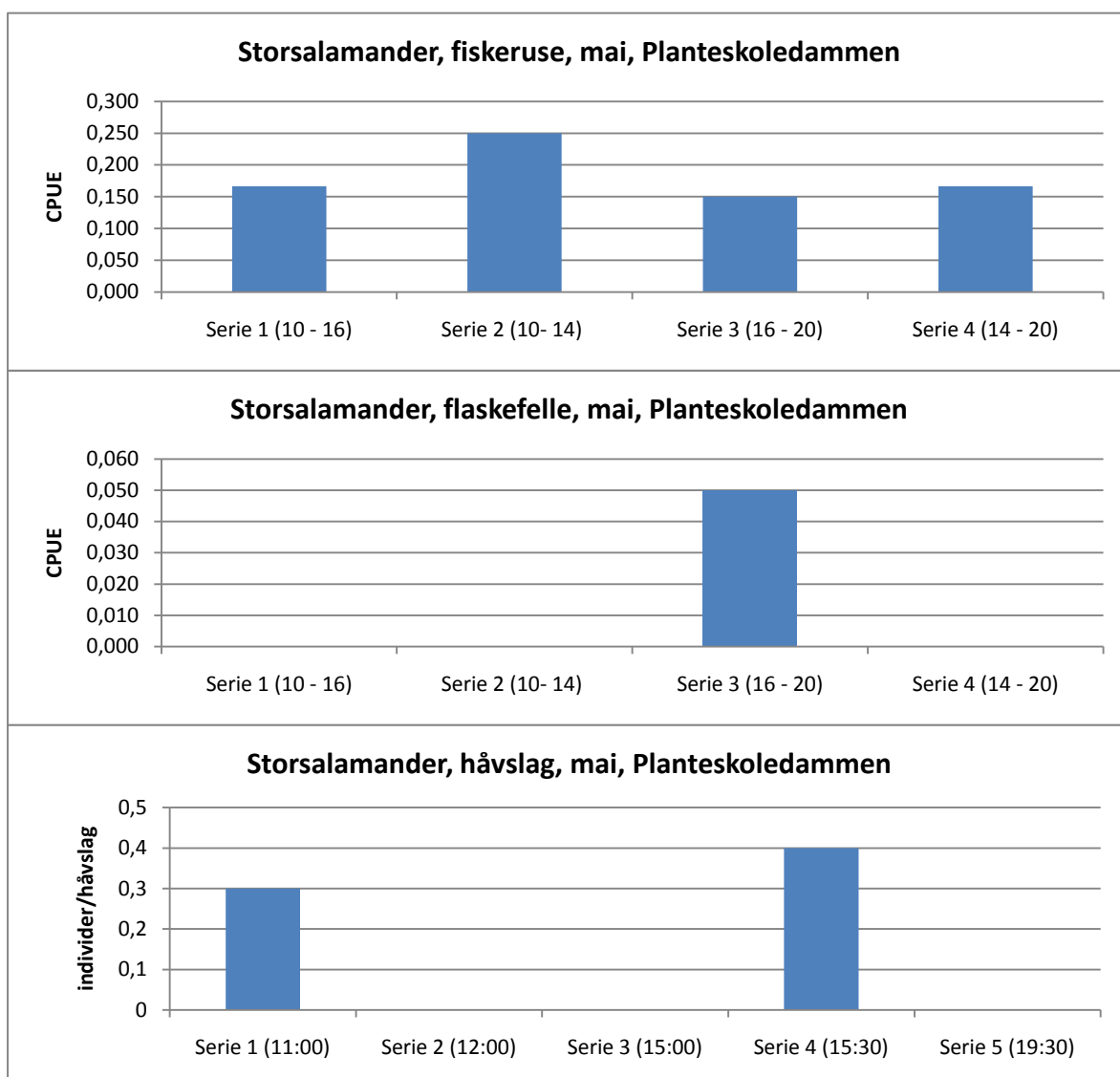
Resultatene av kartleggingen i Lier viser at de ulike fangstmetodene, dvs. fiskeruser og bunnhåv, har ulik effektivitet når det gjelder å dokumentere forekomst av salamander. Fiskeruser var mer effektive enn bunnhåv for å påvise forekomst av både larver og voksne individer av storsalamander. Fellesnevneren for lokalitetene hvor storsalamander ikke ble påvist med bunnhåv, var et lavt antall voksne individer og lave larvetettheter og/eller lokaliteter som var svært vanskelige å undersøke med denne metoden pga bratte kanter i dammen eller mye andemat og annen vegetasjon.



**Figur 4.8.** Fangst pr innsats (CPUE) for storsalamander med bunnhåv i august 2009 i 20 lokaliteter i Lier kommune i Buskerud. CPUE er oppgitt antall individer per håvslag for bunnhåv.

### PlantESCOledammen

For å teste effektiviteten til fiskeruse, flaskefelle og bunnhåv, ble metodene sammenlignet i en lokalitet. I PlantESCOledammen i Lier ble det i perioden 25. til 26. mai 2008 samtidig fanget med alle metoder på de samme stasjonene (**Vedlegg 3**). Det ble fanget med fiskeruser og flaskefeller på 12 stasjoner i til sammen 32 timer, som tilsvarer en total fangstid på 384 rusetimer. Rusene ble tømt 5 ganger i løpet av fangstperioden, hver 4.-6. time (dagfangst) eller 12. time (nattfangst). På de samme stasjonene ble det på dagtid gjort 4 runder med overflatesveip med bunnhåv. **Figur 6.9** viser en sammenligning av fangst mellom fiskeruser, flaskefeller og håvslag. For fiskeruser er CPUE relativt lik for alle 4 periodene, mens resultatene for flaskefelle og bunnhåv varierer mye. Flaskefellene har kun fangst i en periode. Trolig er innsatsen alt for lav med denne typen feller. Det samme gjelder for bunnhåv, selv med 25 håvslag (5 stasjoner x 5 serier). Overflatesveip ble benyttet i stedet for tradisjonelle Z-sveip.



**Figur 6.9.** Fangst pr innsats (CPUE) for voksen storsalamander i PlantESCOledammen Lier kommune, Buskerud mai 2009. Fiskeruser øverst, flaskefeller i midten og håvslag (overflatesveip) nederst. Fangsten er gjort på 12 stasjoner og består av 4 ulike serier, den 26. mai kl 10-16, 27. mai kl. 10-14, 26. mai kl. 16-20 og 27. mai kl. 14-20. Håvslagene er gjort henholdsvis kl 11:00, 12:00, 15:00, 15:30 og 19:30 den 26. mai. Samlet fangsinnsett for ruser er 160 rusetimer. Antall individer av storsalamander er 26 for fiskeruserne, 2 for flaskefellene og 5 for håvslag.

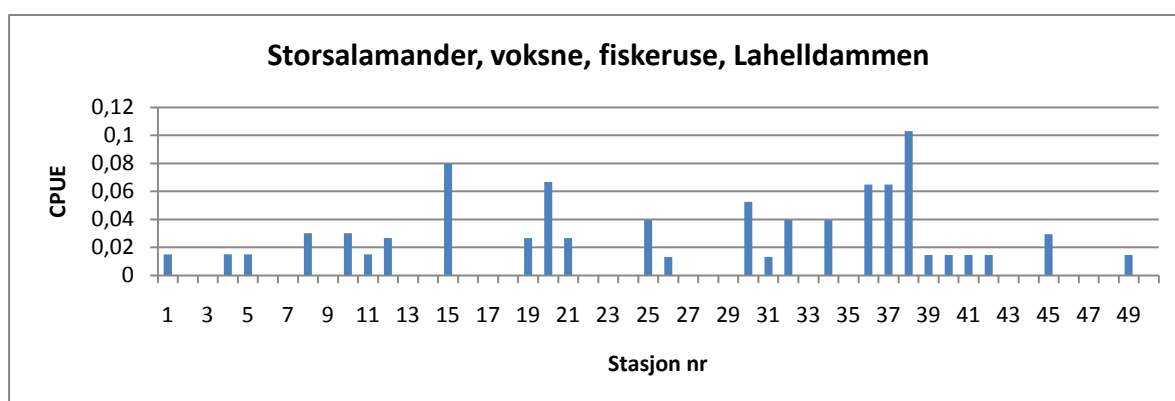
Fangsten med bunnhåv vil variere sterkt, avhengig av erfaringen til den personen som utfører prøvetakingen. Resultatene som fremkommer, gir liten informasjon om bestandsstørrelsen, men er viktig for å påvise at arten forekommer. Resultatene fra Lier tyder imidlertid på at effektiviteten til å påvise forekomst er lavere for bunnhåv enn for rusene.

### 6.6.3 Variasjon i fangst for fiskeruser

I Lahelldammen i Lier ble det i 2009 gjennomført fangst i to perioder; den første fra isløsning til sist i yngleperioden med 5 ruser på 4 ulike datoer og den andre med 50 ruser over tre dager (fra den 30. mai kl 01:00 til den 2. juni kl 07:00) i slutten av yngleperioden. Fangsten ga data om hvordan CPUE varierer gjennom første del av yngleperioden, fangst i forhold til dag og natt, og fangst i forhold til plassering av ruser. Bestanden av storsalamandere i lokaliteten er estimert til mellom 1 000 og 1 500 voksne (Dervo upublisert). Det store arealet fører til at antall dyr per arealenhet blir lite. CPUE for Lahelldammen ligger derfor på samme nivå som for lokalitetene i Lier med små bestander.

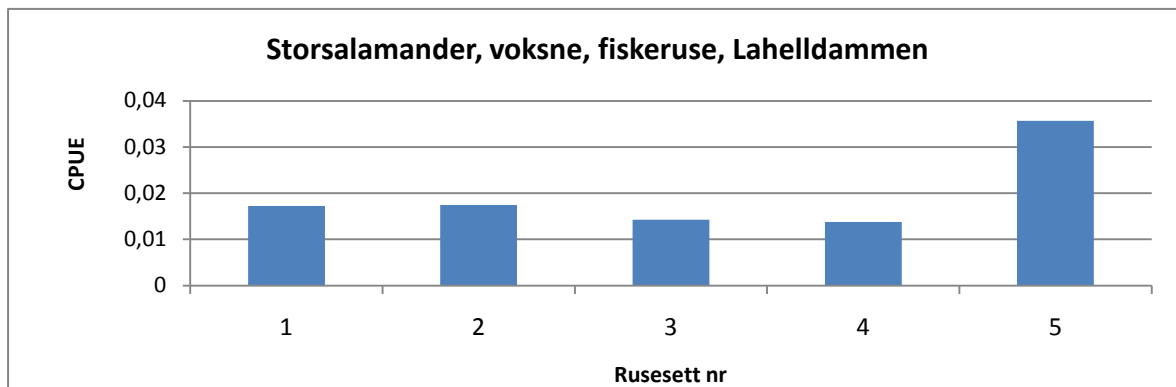
#### Betydningen av ruseplassering

**Figur 6.10** viser fangst av voksen storsalamander for alle stasjonene i Lahelldammen i 2009. Det er stor variasjon i CPUE mellom de ulike stasjonene. Hele 24 ruser er helt uten fangst. I ruser med fangst varierte CPUE mellom 0,01 til 0,11. Fangsten var størst på nordsiden av dammen. En viktig forklaring på variasjonen i CPUE mellom stasjonene er kvaliteten på eggleggingshabitatet. Storsalamanderen legger egg i vannvegetasjon og stiller relativt strenge krav til kvaliteten på vegetasjonene. Denne er ujevnt fordelt i lokaliteten. Stasjoner med høy fangst gjenspeiler steder i dammen med godt ynglehabitat. En annen viktig forklaring kan være at hvis det først kommer ett dyr inn i en ruse, følger gjerne flere etter.



**Fig. 6.10.** CPUE for fiskeruser på 50 stasjoner i Lahelldammen. Fangsten har skjedd over en periode på 54 timer den 30. mai til 2. juni i 2009. Samlet fangstinnnsats var 3 208 rusetimer og 64 individer av storsalamander ble fanget.

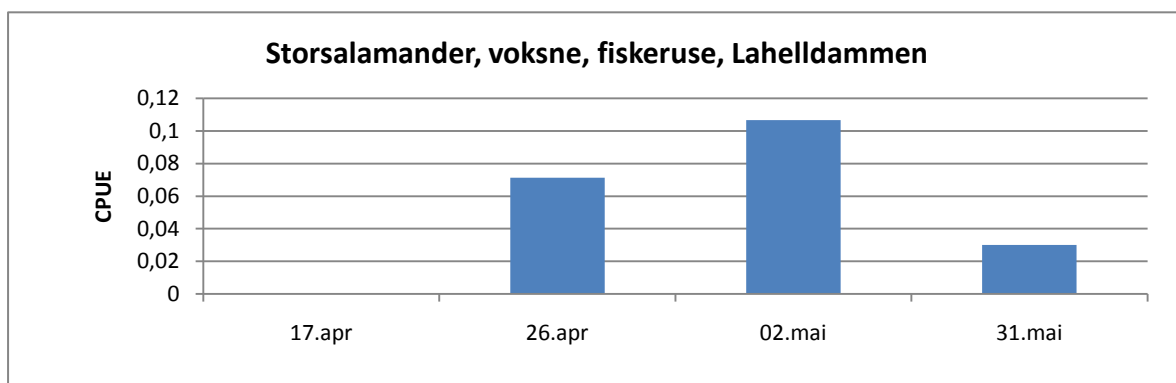
For å se hvor mange ruser som må brukes i en lokalitet for å gi en stabil CPUE, grupperte vi de 50 rusene i 5 grupper á 10 ruser. Stasjonene ble gruppert ved å velge ut hver 5. ruse fra nr 1 til nr 50. Sett 1 er ruse nr. 1, 5, 10, 11, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45 og 50, sett 2 er ruse nr. 2, 6, 11, 16 osv. I **figur 6.11** er CPUE vist for de 5 gruppene av ruser. For 4 av settene er det lite variasjon i CPUE, mens for det 5. settet er CPUE fordoblet. Resultatet indikerer at 10 ruser er tilstrekkelig for å gi en representativ CPUE for en lokalitet, men variasjon i kvaliteten på vegetasjonen for plassering av egg kan gi variasjon i CPUE.



**Figur 6.11.** CPUE for storsalamander i Lahelldammen i Lier kommune i Buskerud for 5 sett av ruser. CPUE er regnet ut ved å dele opp de 50 fiskeruserne i **figur 6.10** i 5 sett á 10 ruser, dvs hver 5. ruse er slått sammen til et sett.

### Fangsttidspunkt i sesongen

Yngleforløpet til storsalamanderen kan føre til betydelig variasjon i CPUE. I Lahelldammen ble det i 2009 fanget med 5 fiskeruser på fire datoer i løpet av yngleperioden; 17. april (like etter isløsning, 26. april, 2. mai og 29. mai (siste halvdel av yngleperioden, **figur 6.12**). I 2009 ble storsalamander fanget på 3 av de 4 dagene. Det var en topp i slutten av april og begynnelsen av mai. Da var det en stor dominans av hanner i fangstene. En tilsvarende kartlegging i 2010 ga fangst gjennom hele yngleperioden, men toppen var noe forskjøvet pga sein vår. Vår erfaring er at både små- og storsalamander kan gå inn i rusene allerede få dager etter at de ankommer dammen. Siden hannene gjerne ankommer først er det bare hanner i rusene den første tiden. Rett før paringen starter og hunnene begynner å bli aktive, er hannene ekstra lette å fange. Det fører til mange hanner i rusene. Utover i yngletida går fangsten ned og kjønnsfordelingen blir mer lik mellom hanner og hunner. Tidspunktet det fanges på i yngleperioden har derfor stor betydning både for fangst og kjønnsfordeling. For å få sammenlignbare tall for lokaliteter i samme området er siste halvdel av ynglesesongen trolig beste tidspunktet for å fange dyr. Da er både hanner og hunner aktive og dyrene godt fordelt på ynglelokalitetene.



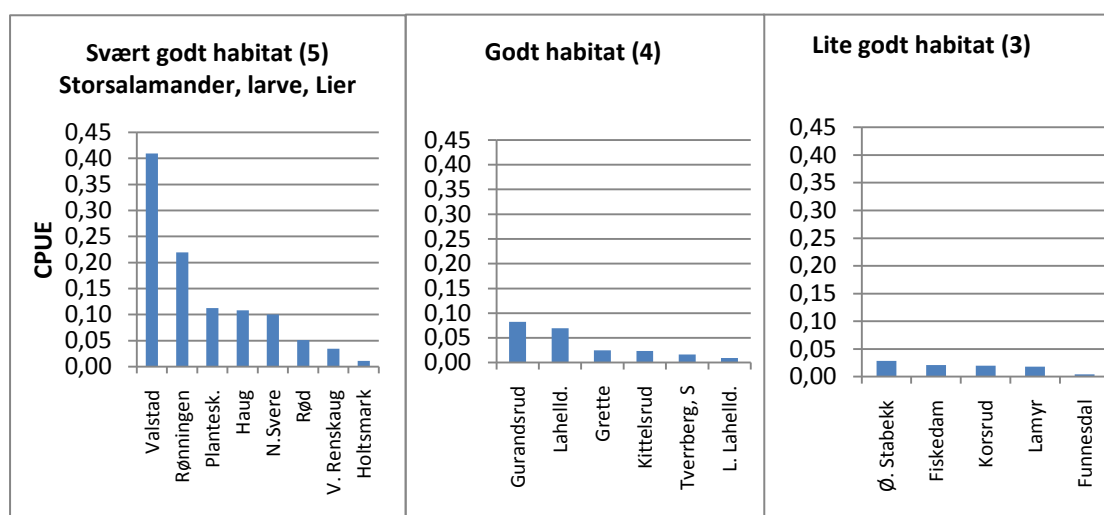
**Figur 6.12.** Fangst (CPUE) av storsalamander i Lahelldammen i 2009 på fire datoer (17. april, 26. april, 2. mai og 31. mai) fra like etter isløsning til siste halvdel av yngleperioden. Total fangstinnsats er 264 rusetimer med fangst av 14 voksne individer (12 hanner og 2 hunner).

### Betydningen av habitatkvalitet

For Lahelldammen er det vist at det kan være en betydelig variasjon i fangsten av voksne storsalamandere mellom rusene i samme lokalitet. En av årsakene til dette er trolig at gode ynglehabitat er ulikt fordelt i lokalitetene. For alle lokalitetene i Lier, er det vist at det ikke er noen



sammenheng mellom CPUE i fiskeruse for voksne i juni og CPUE i fiskeruse for larver i august. For å få en indikasjon på hva som styrer tettheten av larver i en lokalitet har vi for alle de undersøkte lokalitetene forsøkt å vurdere kvaliteten på oppvekstområdene. Lokalitetene er ut fra en subjektiv vurdering av habitatkvalitet gitt en skår på en femdelt relativ skala fra 1= svært dårlig til 5= svært god. **Figur 6.13** viser alle lokalitetene sortert etter habitatklasse og stigende CPUE. Det ble funnet en signifikant positiv korrelasjon mellom CPUE av larver og de beste habitatkvalitetene (3-5; Spearman  $r = 0,623$ ;  $P = 0,004$ ). Dette indikerer at variasjonen i fangsten av larver i fiskeruse skyldes kvaliteten av habitatet til larvene. For z-sveip i de samme lokalitetene ble det ikke funnet noen tilsvarende sammenheng.



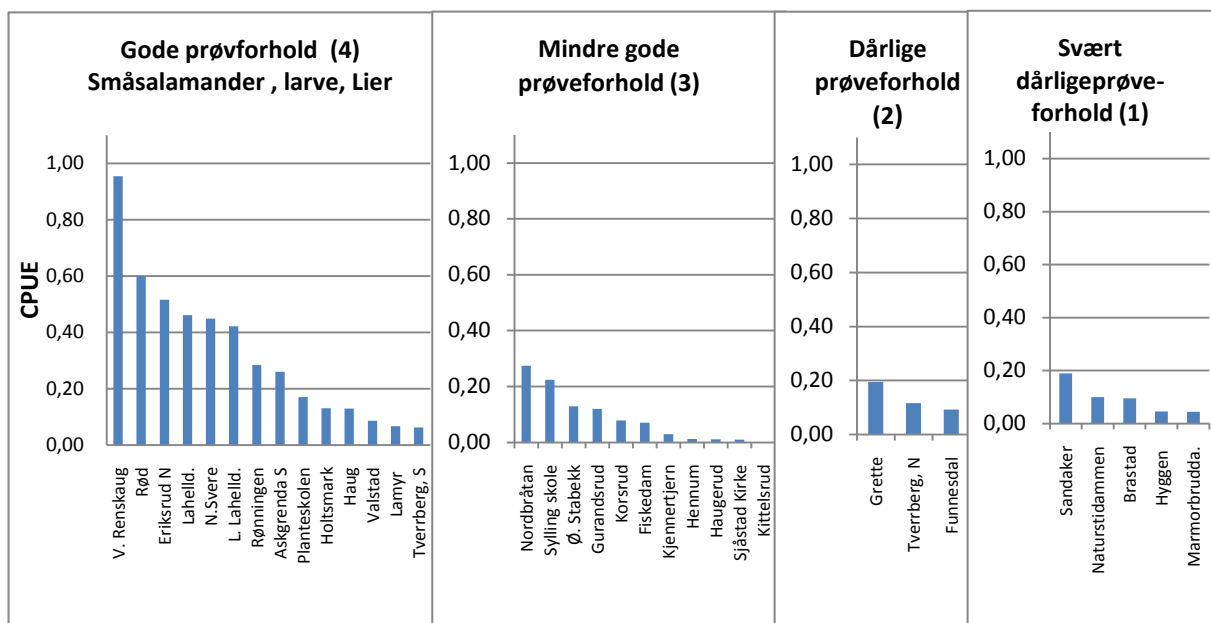
**Figur 6.13.** Fangst pr innsats (CPUE) for larver av storsalamander i fiskeruse i august i 2009 i Lier kommune, Buskerud – en sammenligning av 3 ulike habitatkvaliteter.

Vi har ovenfor antydnet at vanskelig prøvetaking kan være årsaken til variasjonen i larvefangst for håvslag. Vi kategoriserte derfor lokalitetene ut fra hvor vanskelig det var å ta prøver med håvslag på en relativ skala fra 1=svært dårlige prøveforhold til 5= svært gode prøveforhold (**figur 6.13**). Her har vi måttet bruke dataene for småsalamander, da det ble fanget for få larver av storsalamander til at disse dataene kunne brukes. Her fant vi at det var en signifikant positiv korrelasjon mellom CPUE av larver av småsalamander og hvor egnet habitatet var for prøvetaking med bunnhåv (Spearman  $r = 0,460$ ;  $P = 0,007$ ). Dette indikerer at antall larver som fanges ved håvslag ikke er styrt av den reelle larvetettheten i en lokalitet, men av hvor godt man får tatt prøver.

### Forskjeller i fangst dag og natt

For å finne ut om det er forskjell på rusefangst mellom dag og natt har vi brukt data fra rusefangst av voksne dyr fra Planteskoledammen (2008) og Lahelldammen (2009) om dagen og om natten (**tabell 6.4**).

For storsalamander var fangsten større om natten enn om dagen i Lahelldammen (Mann-Whitney  $U = 964,5$ ;  $P = 0,003$ ), mens det ikke ble funnet noe slik forskjell i Planteskoledammen (Mann-Whitney  $U = 242,5$ ;  $P = 0,284$ ). Dette indikerer at det kan være forskjeller på rusefangsten gjennom døgnet.



**Figur 6.13.** Fangst pr innsats (CPUE) for larver av småsalamander med bunnhåv i august i 2009 Lier kommune i Buskerud fordelt på 4 ulike kategorier av egnethet for prøvetaking.

**Tabell 6.4.** Forskjell i CPUE mellom dagfangst og nattfangst for voksen storsalamander i Lahelldammen og Planteskoledammen i Lier kommune i Buskerud.

Tid	Antall ruser	Fangstinnsett (t)	Antall dyr	CPUE
Lahelldammen	50	715	25	0,035
Natt (ca 21 -11)				
Lahelldammen	50	466	3	0,008
Dag (ca 12 -21)				
Planteskoledammen	12	144	9	0,069
Natt (ca 21 -10)				
Planteskoledammen	12	240	23	0,095
Dag (ca 10 -21)				

#### 6.6.4 Fangst med Ortmannfeller i Oslo og Akershus

I feltundersøkelsene i 2009 og 2010 i Nittedal, Skedsmo og Oslo kommuner (Oslo og Akershus fylker) ble det brukt Ortmannfeller til å påvise stor- og småsalamander, estimere storsalamanderens bestandstørrelse, og for å studere utveksling av storsalamander mellom dammene (individutveksling og genetisk utveksling). Hovedfokus ved undersøkelsene om våren var rettet mot de voksne dyrene.

Ortmannfellene ble konstruert av gjennomsliktige malingsspann og med isolasjonsrørene på innsiden av fellene (se side 27). Det ble fanget med 5-liters, 10-liters, og 15-liters Ortmannfeller med henholdsvis 3, 5 og 6 ruseinnganger. I alt ti dammer ble undersøkt.

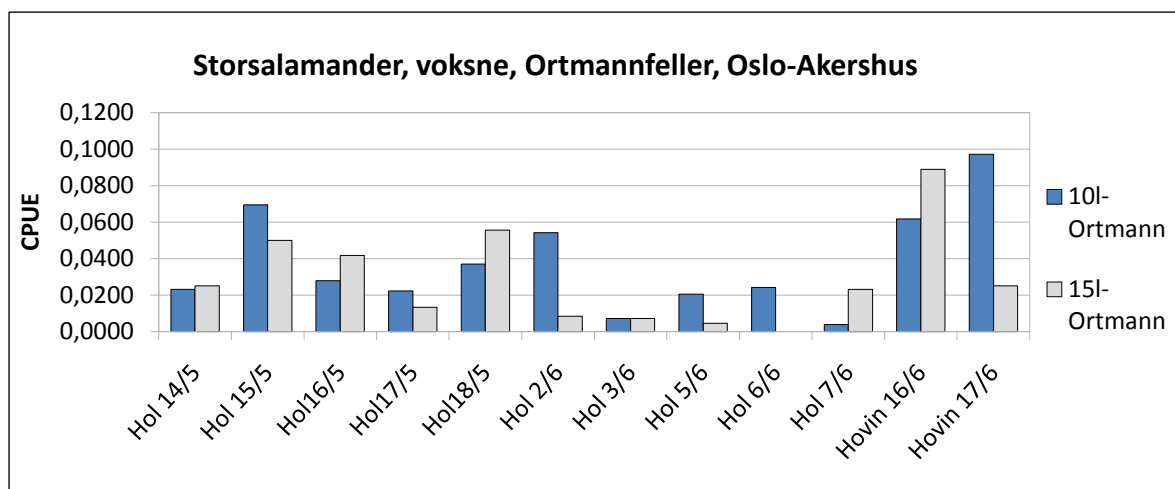
### Påvisning av salamandere

I seks av dammene ble storsalamander påvist, mens småsalamander ble påvist i åtte av dammene. Ved tre av dammene var ikke storsalamanderen påvist tidligere (deriblant Skillebekkdammen der det verken med lommelykt eller med håv ble påvis storsalamander i 2009), mens småsalamanderen ble påvist ved fire ikke tidligere kjente lokaliteter. Til påvisning av voksne dyr av begge arter er Ortmannfellene svært godt egnet.

Fire av lokalitetene (Holumskog, Skillebekkdammen, Øvre skogsdam og Hovindammen) ble i 2009 gjenstand for nøyere undersøkelser med Ortmannfeller.

### Sammenligning av 10l- og 15-liters Ortmannfeller

Det ble undersøkt hvorvidt 10- og 15-liters Ortmannfeller hadde en ulik fangbarhet. CPUE for storsalamander med 10-liters Ortmannfelle varierte fra 0,004 til 0,097 med en gjennomsnittlig CPUE på 0,034 (**figur 6.15**), mens CPUE med 15-liters Ortmannfelle varierte fra 0 til 0,089 med en gjennomsnittlig CPUE på 0,024. Forskjell i fangbarhet var altså ubetydelig. I tre av fire dammer ble fellene satt på grunt vann (Hovindammen var unntaket). Dermed kom ruseåpningen i bunnen av fellen i tett kontakt med grunnen og ble i praksis utilgjengelig for salamandere. 10-liters fellen har en ruseinngang i bunnen, mens 15-liters fellen har to innganger i bunnen. Forskjellen i antall ruseinnganger mellom de to fellene ble altså i praksis redusert fra en til null. Det kan forklare hvorfor det ikke ble funnet et større skille mellom de to felletypene. I påfølgende avsnitt er ikke resultatene for de to felletypene skilt. Tallmaterialet til å vurdere effektiviteten av 5-liters Ortmannfellen var for lite til å kunne si noe sikkert om fangbarhet. Inntrykket er imidlertid at fellen fanger like bra.

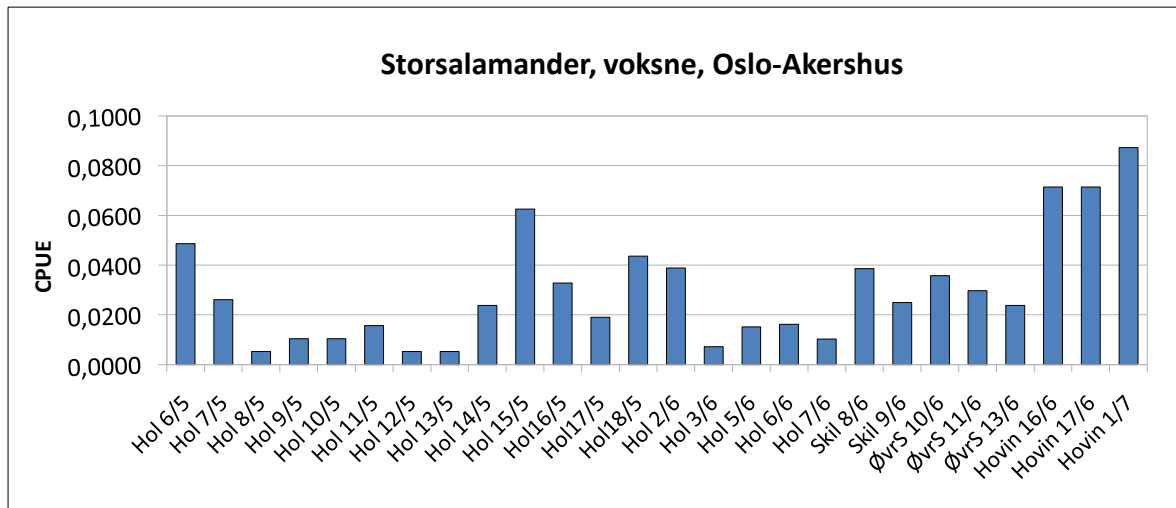


**Figur 6.15.** Fangst av storsalamander i 2009 med hhv 10- og 15-liters Ortmannfeller ved to dammer i Nittedal og Oslo (sted og dato er angitt forkortet). Antall individer: Holumskogen (Hol): 10 l, n=71 og 15 l, n=27. Hovindammen (Hovin): 10 l, n=71 og 15 l, n=27.

### Fangstsuksess målt i CPUE

Ved tre av de fire omtalte dammene ble fellene i utgangspunktet jevnt fordelt langs bredden. Ved Hovindammen ble fellene imidlertid utelukkende plassert i tilgjengelig vannvegetasjon. Storsalamander ble påvist ved hver fangstøkt og ved alle fire lokaliteter. I Hovindammen ble det fanget mange 1-årige metamorfoserte salamandere i rusene. Disse er tatt med i beregningene av CPUE (slått sammen med de voksne dyrene). CPUE for arten varierte fra 0,005 til 0,087 (**figur 6.16**). De høyeste verdier ble oppnådd i Hovindammen, som også var den eneste dammen med vellykket reproduksjon. På Holumskog ble alle feller fra og med 14.05. 2009 plassert langs sørbredden av tjernet der det var størst aktivitet av dyr. Dette ga også de høyes-

te fangstverdier i denne første fangstperioden. Ved påfølgende fangstinnsats (02.06.-07.06. 2009) ble fellene plassert på samme vis. Da ble det imidlertid fanget store mengder mort i fellene (294 eksemplarer, hvorav de fleste ble fanget første og andre fangst dag). Salamanderfangstene var relativt lave, mens det i en nærliggende pytt ble registrert mange individer av storsalamander. Sannsynligvis forlot dyrene vannet tidlig på grunn av tilstedeværelse av fisk (etter rotenonbehandlingen 24.09. 2010 ble det samlet inn rundt 2 800 mort). 30.06. 2009 ble det i en kontrollfangst med 13 feller kun fanget en småsalamander, mens det i Hovindammen fortsatt ble fanget mange voksne dyr (CPUE på 0,087 den 01.07. 2009).



**Figur 6.16.** Fangst av storsalamander pr innsats (CPUE) i 2009 med Ortmannfeller for storsalamander ved fire dammer i Nittedal, Skedsmo og Oslo (sted og dato er angitt forkortet). Antall individer: Holumskogen (Hol)  $n=120$ , Skillebekkdammen (Skil)  $n=20$ , Øvre skogsdam (ØvrS)  $n=36$ , Hovindammen (Hovin)  $n=53$ .

### Plassering av fellene

Ved tjernet på Holumskog ble det 6.5. 2009 spent to tau tvers over tjernet, der hvert tau hadde tre feller. De seks fellene som ble plassert i de frie vannmassene i tjernet fanget i løpet av åtte fangstdøgn (1 116 fangsttimer) kun to storsalamandere. Plasseringen var dermed i denne fasen av livssyklusen åpenbart uegnet for fangst av salamandere.

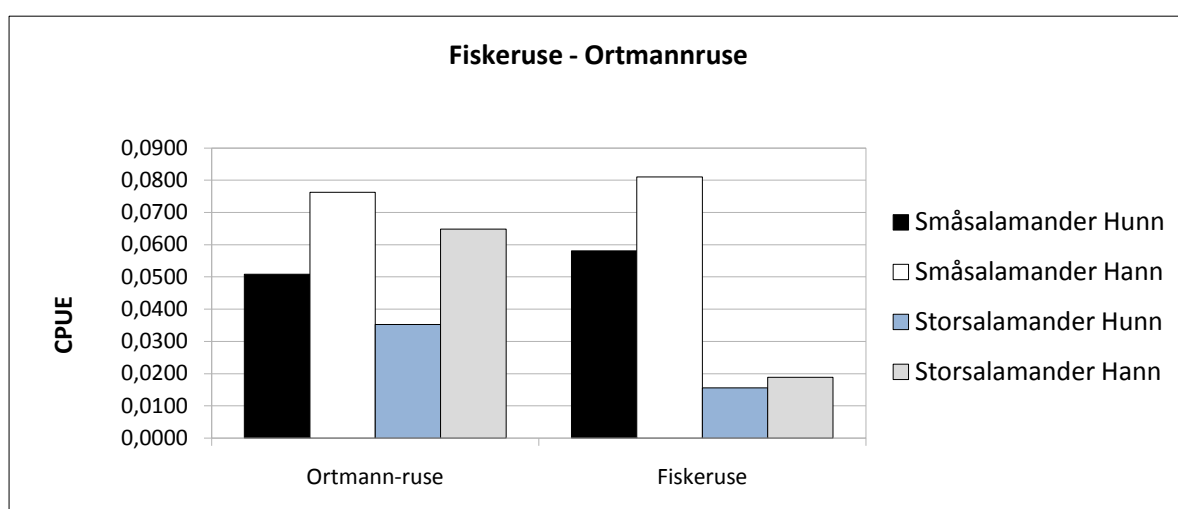
Som skissert på side 35 om erfaringene med lommelyktmetoden oppholdt salamanderne i løpet av våren seg på ulike steder i tjernet på Holumskog i løpet av våren. Dette gjenspeiles også i rusefellefangstene.

### Fangst av larver

Undersøkelsene våren 2009 var fokusert på fangst av voksne dyr. I flere av de undersøkte dammene var det ingen eller svært begrenset reproduksjon av salamandere grunnet dårlige oppvekstvilkår for larvene (skygge, uttørring og/eller fiskepredasjon). Kun i Hovindammen ble larver av begge arter fanget ved hvert fangstforsøk (fra fangstene i juni, juli, august og september). På Holumskog ble det fanget en larve av hver art i slutten av august, samt en storsalamanderlarve i begynnelsen av september i en pytt nær tjernet. I juli 2010 (tjernet ble rotenonbehandlet oktober 2009) ble det imidlertid fanget mange larver av storsalamander i Ortmannfellene. I "Øvre skogsdammen" ble det fanget to larver av småsalamander i slutten av august. Fellene fanget larver i dammer med svært lav forekomst (Holumskog og Øvre skogsdam). Også de minste larvene kan fanges i disse fellene og håndteringen er særdeles skånsom (hele rusens innhold helles i en sil for telling og dyrene kan slippes uten videre håndtering). Ortmannfellene er dermed svært godt egnet til fangst av salamanderlarver.

### Sammenligning av 10-liters Ortmannfeller med fiskeruser

I 2010 ble det gjort en innsats for å sammenligne 10-liters Ortmannfeller med fiskeruserne som ble brukt i Lier. Fellene som ble plassert i tjernet på Holumskog, ved Øvre skogsdam og i Hovindammen egnet seg best for en analyse. Habitatet der fellene ble plassert var her tilnærmet homogent. Felletypene ble plassert om hverandre langs bredden. Fiskeruserne ble plassert med den ene åpningen mot dammen og den andre åpningen mot bredden. Det ble passet på at enden av fiskerusen som lå nærmest land stakk noe opp av vannet for å gi dyrene en pustemulighet (samtlige ruser var festet med hyssing til vegetasjon på land). Ved Hovindammen der mye folk ferdes, ble fellene plassert ca 2 m fra vannkanten. En halv-liters brusflaske i fiskerusen sørget for at fellene holdt seg flytende. På Holumskog var avstanden mellom fellene 3 m, ved Øvre skogsdam og Hovindammen 1,5 m. Fellene ble sjekket en gang daglig. Fangstøkterne var som følger: Øvre skogsdam (22.-24.5. 2010), Holumskog (1.-4.6. 2010) og Hovindammen (19.-20.5. 2010 og 4.-5.6. 2010). Til sammen utgjorde dette 1 219 fangsttimer for Ortmannfellene og 1 221 fangsttimer for fiskeruserne.



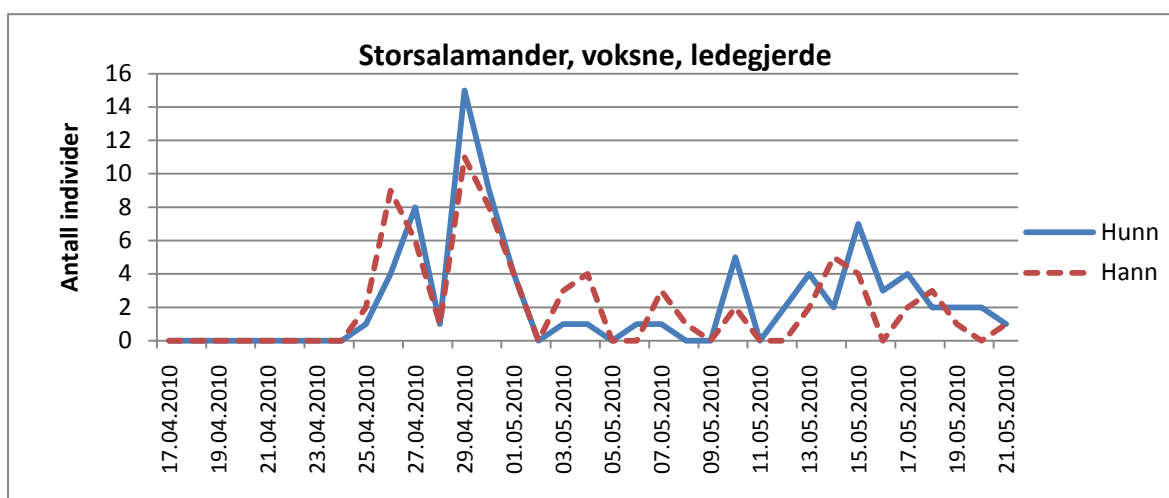
**Figur 6.17.** Fangstsuksess (målt i CPUE) for stor- og småsalamander målt for Ortmannruser og fiskeruser. Dataene baserer seg på fangst i 2010 ved tre ulike lokaliteter i Oslo og Akershus fylker.

Fangstene viser at Ortmannfellene hadde en høyere fangstsuksess for storsalamander enn fiskeruserne, mens fangst av småsalamander var så å si likt for begge fangstmetodene (**figur 6.17**). Dette mønsteret var likt for alle lokalitetene. Fiskeruserne var imidlertid både enklere å frakte fra lagringssted til parkering og fra parkering til dammen, enn Ortmannrusene. Dette vil gi utslag når man skal undersøke mange lokaliteter samtidig eller når avstanden fra bilvei til dam er stor. Desinfeksjon mellom fangstøkterne/stedene var også enklere å gjennomføre for fiskeruserne (i sammenklappet tilstand), men planter som alger og andemat (*Lemna* sp.), var vanskeligere å fjerne, enn det var tilfelle hos Ortmannfellene. Tømming av fellene var enklere og mer skånsom for Ortmannfellene, da hele innholdet her kunne tømmes i en plastsil og håndtering av dyrene var minimal (dette gir særlig utslag hos rumpetroll og salamanderlarver). Hos fiskeruserne måtte dyrene plukkes ut. Det var delvis krevende å få innfangede invertebrater som ryggsvømmere (*Notonectidae*) og vannkalver (*Dytiscidae*) ut av fiskeruserne. I enkelte tilfeller hadde fiskeruserne ved påfølgende sjekk havnet helt under vann. Dette hadde heldigvis ingen negative konsekvenser for de innfangede dyrene. Det krever derfor antagelig noe erfaring i å plassere rusene sikkert nok. På steder med fluktuerende vannstand vil rusene være mer utsatt for "oversvømmelse". Ved å anbringe halv-liters flasker i rusene blir denne problematikken imidlertid løst.

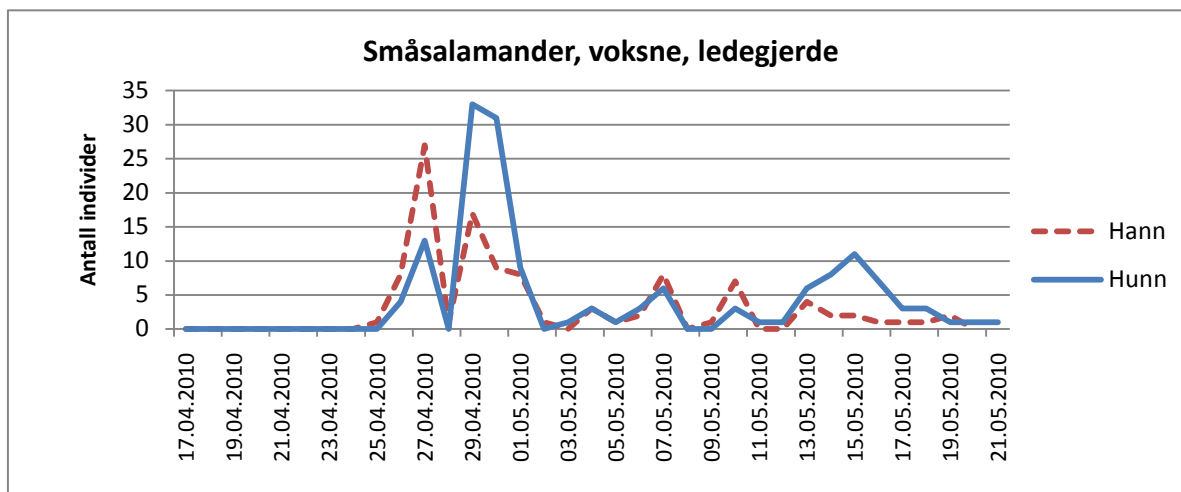


## 6.7 Ledegjerder og fallfeller

I dammen på Holumskog ble det både i 2009 og 2010 brukt amfibieledegjerder for å lokalisere salamandernes tilholdssteder på land. Gjerdene besto av en finmasket plastduk som ble festet annenhver meter til innoverbøyde metallkroker. Duken ble, der det var mulig, gravd 15 cm ned i bakken for å hindre at dyrene kom seg under ledegjerdet. Der grunnen var steinete ble et jord/sandlag lagt på en utbrettet kant av duken. En tråd i øvre del av gjerdet sørget for den nødvendige spensten. Fangstkar ble gravd ned på begge sider av gjerdet for hver tiende meter (se side 29 og van der Kooij & Redford 2009 for en utførlig metodebeskrivelse). Hvert individ av storsalamander som ble fanget langs ledegjerdene eller funnet under nattlige befaringer, ble kjønnsbestemt, veid og fotografert for individgjenkjenning. Bildene har bl a blitt brukt til å beregne populasjonsstørrelsen (kombinert med data fra nattlige befaringer og fellefangster). Fangstene langs ledegjerdene har i tillegg gitt innsikt i amfibienes fenologi og atferd (**figur 6.18** og **6.19**).



**Figur 6.18.** Vandringer av storsalamander langs ledegjerdene ved Holumskog våren 2010.



**Figur 6.19.** Vandringer av småsalamander langs ledegjerdene ved Holumskog våren 2010.

Under vårvandringen i 2009 ble det satt opp fem 20 m lange ledegjerder ca 10-15 m fra tjernet. Ledegjerdene ble satt i fem ulike retninger slik at de viktigste potensielle vandringsveier ble fanget opp (van der Kooij & Redford 2009). Ledegjerdene avdekket at småsalamanderne vandret fra forskjellige kanter mot tjernet, mens storsalamanderne kom hovedsaklig fra nordlig og nordvestlig retning. I 2010 ble det gjort ytterligere forsøk på å lokalisere storsalamandernes leveområder på land (van der Kooij in prep.). I det nordvestlige hjørnet av tjernet ble det satt opp tre ledegjerder i ulik avstand fra bredden: det ene 1,5 m, det andre 35 m og det tredje 125 m fra tjernet. Ingen av salamanderne ble fanget langs gjerdet lengst unna tjernet, mens nesten alle ble fanget langs det midterste gjerdet. Gjerdene kunne således avgrense salamandernes overvintringsområde ytterligere. I juni 2010 ble det satt opp et gjerde rundt hele tjernet for å kartlegge vandringsveiene til de voksne dyrene når de forlater vannet. De foreløpige resultatene bekrefter småsalamandernes vandringsveier til tjernet fra 2009, mens materialet for storsalamander ennå ikke er analysert ferdig. Begge årene kunne ledegjerdene også påvise en utvandring fra tjernet mens innvandringen fortsatt var i full gang og senere i ynglesesongen. Ved hjelp av individgjenkjenningen ble det vist at nærliggende smådammer ble oppsøkt, formodentlig på grunn av matsøk og konkurranse fra fisk.

Ledegjerdefangsten har vist seg velegnet for å oppnå kvalitative og kvantitative data om salamandernes vandringsveier og plassering av sommer/overvintringshabitat og for å få innsikt i dyrenes vandringsfenologi/dynamikk. Spissnutefrosk, buttsnutefrosk og padde i alle aldre, ble også fanget av ledegjerdene og skaffet til veie interessante data. Småsalamanderne klarte delvis å klatre over gjerdet. For å oppnå absolutte tall for denne arten og for ungdyr av begge salamanderartene, anbefales det derfor å lage en sperre på toppen av gjerdet ("Übersteigenschutz"). Som beskrevet ovenfor (side 36), ga ledegjerdefangstene et annet og høyst sannsynlig mer riktig bilde av vandringssituasjonen, enn befaringen med lommelykt gjorde. Amfibiene startet vandringen mens tjernet fremdeles var delvis islagt og det lå snøfonner i terrenget. Den raske oppstarten etter vinteren krever at ledegjerdene blir gravd ned i løpet av få dager. Avhengig av dammens størrelse vil det derfor være mest hensiktsmessig om flere personer deltar i arbeidet. Kontroll av fellene kan utføres av en person og krever normalt ikke mer enn en halv til en times feltarbeid pr dag (veiing, merking eller fotografering av dyr øker arbeidstiden). Utvandring av dyrene kan strekke seg over flere måneder, noe som krever en langvarig arbeidsinnsats.

## 7 Overvåkningsprosjekter i EU

EUs habitatdirektiv forplikter medlemslandene til å overvåke bestandssituasjonen for arter som er listet i vedlegg II, IV og V av direktivet. Storsalamanderen er listet i vedlegg II og IV. Det er rapporteringsplikt hvert sjette år der hvert enkelt land må gjøre rede for bestandssituasjonen for arten og hvordan den har utviklet seg siden forrige rapporteringstermin. Rammene for overvåkingen er som følger:

- Vurderingen av bestandssituasjonen består av tre kategorier: grønn (= gunstig), gul (= ugunstig-tilstrekkelig) og rød (= ugunstig-dårlig).
- Vurderingen baserer seg ikke på enkeltlokaliteter men på forekomst i de ulike biogeografiske regioner.
- Fire faktorer som vektlegges likt blir tatt med i vurderingen: Utbredelsesarealet, bestandsstørrelsen, habitatkvaliteten og fremtidsutsiktene. Hver av faktorene får en vurdering. Den dårligste vurderingen bestemmer helhetsvurderingen for arten.
- Det er definert et eget sett med regler for hvordan vurderingene skal utføres (**tabell 7.1**).

Foreløpig har ikke EU bestemt hvilke metoder som skal brukes for å overvåke bestandene av salamander og om overvåkingen skal foregå som stikkprøver eller om den skal inkludere alle forekomster. Medlemslandene har inntil videre funnet egne løsninger på denne utfordringen. Overvåkningsprogrammene varierer dermed fra land til land.

EU har opprettet et eget nettsted der overvåkningsprogrammer i de ulike land er listet (Biomat 2010). Når man søker på storsalamander kommer det opp 15 ulike overvåkningsprogrammer fordelt på landene Belgia, Estland, Frankrike, Tyskland, Ungarn, Nederland, Polen og Storbritannia. Programmene beskrives etter en fast mal.

Nedenfor blir det gitt en presentasjon av tre ulike overvåkningsprogrammer (Sverige, Tyskland og Nederland). Det gis i tillegg en kort oppsummering av overvåkningsprogrammene for enkelte andre land (Danmark, Finland, Estland, Storbritannia).

### 7.1 Sverige

Malmgren et al. (2005) har utarbeidet en mal for hvordan storsalamander bør overvåkes i Sverige. Det er uklart om undersøkelsene utføres av frivillige eller om staten finansierer undersøkelsene. Ved overvåkingen registreres også fangster av småsalamander og forekomst av andre arter av amfibier.

#### **Antall bestander som blir overvåket**

Kun vannforekomster med en størrelse på opp til 1 hektar og som har permanent vann, eller som i det minste er vannfylte fra mars-april til oktober-november, blir tatt med i overvåkingen. Dessuten utføres overvåkingen i områder der man tidligere har god kjennskap til i hvilke dammer storsalamanderen forekommer. Malmgren et al. (2005) gjør ved hjelp av matematiske modeller rede for at minst 96 vannforekomster bør undersøkes, for at man med 90 % sikkerhet skal oppdage en endring i forekomst av storsalamander på 20 % (med 5 % risiko for at stikkprøven ikke er representativt for hele bestanden).

#### **Bestandsdefinisjon**

En forekomst i en dam blir regnet som en bestand. Landforekomster blir ikke overvåket.

**Tabell 7.1.** Annex C fra EU-dokumentet DocHab 04-03/03-rev.3. Skjema for å vurdere en arts bestandstilstand innenfor en biogeografisk enhet til et medlemsland.

	Gunstig ("grønn")	Ugunstig - utilstrekkelig ("gul")	Ugunstig – dårlig	Ukjent (Utilstrekkelig med informasjon for å gjøre en vurdering)
Utbredelse sområdet <sup>1)</sup>	Stabil (tap og utvidelse balanserer) <u>OG</u> ikke mindre enn "gunstig referanseområdet" <sup>2)</sup> .	Andre kombinasjoner av utviklingen.	Stor reduksjon: tilsvarende et tap på mer enn 1% årlig innenfor definert tidsperiode.  <u>ELLER</u> Mer enn 10% under størrelse på "gunstig referanseområdet".	Ingen eller utilstrekkelig grad av troverdig informasjon tilgjengelig.
Populasjon	Populasjon(er) ikke mindre enn "gunstig referansepopulasjon" <sup>3)</sup> <u>OG</u> reproduksjon, dødelighet og aldersstruktur ikke avvikende fra normalen (dersom data tilgjengelig).	Andre kombinasjoner av utviklingen.	Stor nedgang: tilsvarende et tap av mer enn 1% årlig (veiledende verdi kan avvike dersom behørig begrunnet) innenfor definert periode <u>OG</u> under "gunstig referansepopulasjon" <sup>3)</sup> <u>ELLER</u> mer enn 25% under gunstig referansepopulasjon <u>ELLER</u> reproduksjon, dødelighet og aldersstruktur sterk avvikende fra normalen (dersom data tilgjengelig).	Ingen eller utilstrekkelig grad av troverdig informasjon tilgjengelig.
Arts-habitatet	Habitatarealet er tilstrekkelig stort (og stabilt eller økende) <u>OG</u> habitatkvalitet er brukbar for en langsiktig overlevelse av arten.	Andre kombinasjoner av utviklingen.	Habitatarealet er tydelig ikke tilstrekkelig stort for å sikre langsiktig overlevelse av arten <u>ELLER</u> Habitatkvalitet er dårlig, tydelig ikke tilstrekkelig for en langsiktig overlevelse av arten.	Ingen eller utilstrekkelig grad av troverdig informasjon tilgjengelig.
Utsikter (mht Populasjon, arealstørrelse og habitatkvalitet)	Artens hovedpåvirkninger og trusler ikke signifikant; arten vil være levedyktig på lang sikt.	Andre kombinasjoner av utviklingen.	Arten alvorlig påvirket av trusler; veldig dårlige utsikter for dens fremtid, langsiktig levedyktighet i fare.	Ingen eller utilstrekkelig grad av troverdig informasjon tilgjengelig.
Samlet vurdering <sup>4)</sup>	Alle "grønn" eller tre "grønn" og en "ukjent".	En eller flere "gul", men ingen "rød".	En eller flere "rød".	To eller flere "ukjent", kombinert med "grønn" eller alle "ukjent".

<sup>1)</sup> Utbredelsesområdet: Området innenfor den aktuelle biogeografiske region. Definisjoner av biogeografiske regioner er gitt i Anneks F.

<sup>2)</sup> Gunstig referanseområdet: Området som sikrer en langvarig overlevelse av arten.

<sup>3)</sup> Gunstig referansepopulasjon: Populasjon som sikrer en langvarig overlevelse av arten.

<sup>4)</sup> Et spesielt symbol (f eks en pil) kan brukes i ugunstighetskategorier for å indikere at populasjoner tar seg opp igjen.

**Tidsperiode**

Dammene blir undersøkt hvert femte år.

**Undersøkellesmetodikk**

Visuell registrering av voksne dyr med lommelykt om natten i perioden mars-juni blir regnet som hovedmetode. Protokollen beskriver hvordan metoden skal utføres. I gjennomsnitt regner man med at metoden krever to besøk pr lokalitet og at det til sammen krever to timer feltinnsats. I dype dammer eller dammer med mye vegetasjon blir flaskefeller benyttet. Fellene står om natten og plasseres ved bredden på bunnen (ca 20-50 cm dypt). Avstanden mellom fellene er fem meter, og det benyttes maksimalt 10 feller per dam. Fellene sjekkes etter minst fire og maksimalt seks timer. Tidsforbruket blir vurdert å være det samme som for visuell registrering med lommelykt (inkludert to befaringer), men fire til seks timers venting kommer i tillegg. Håv (Z-sveip) brukes stedvis for fangst av larver for å kunne vurdere reproduksjonsstatus. Også her foreligger det en protokoll med metodeskrivelse. Håv brukes i perioden juni-september. Også her beregnes to timer pr lokalitet inkludert to befaringer.

Registreringsskjema for feltbesøk inneholder følgende faktorer: art, kjønn, undersøkelsesmetode, dammens størrelse, skyggepåvirkning\*, andel grunt vann\*, andel med vannplanter\*, damtype, risiko for negativ påvirkning (uttørkning, fisk, kreps, giftstoffer, etc.), beskrivelse av nærmiljøet (50 m) i naturtyper (\*følger en inndeling i fire kategorier). For hver av de tre registreringsmetoder finnes det egne skjema.

Kursing av deltakerne i overvåkningsprosjektet med hensyn til artsbestemmelse av voksne dyr og larver, undersøkelsesmetoder, mm er planlagt.

**Foreløpige resultater**

Nasjonale resultater foreligger ikke ennå.

## 7.2 Tyskland

Sachteleben & Behrens (2009) beskriver gjennomføring av overvåkingen for alle arter som er listet i Habitatdirektivet (Vedlegg II og IV) i Tyskland. Egne faktaark/overvåkningsinstrukser for hver art er listet i et foreløpig dokument (Pan & Ilök 2009). Weddeling et al. (2009) beskriver overvåkningsopplegget for amfibier og reptiler i en fagbok om feltmetoder innen herpetologi (Hachtel et al. 2009).

Overvåkningsarbeidet blir i vesentlig grad finansiert av staten (hhv Bundesländer), mens registrering av enkeltlokaliteter i hvert Bundesland i stor grad baserer seg på frivillig innsats.

Selve overvåkningsprosjektet er utarbeidet som et kompromiss mellom gjennomførbarhet (økonomisk) og faglige/akademiske krav. Østerrike jobber for øyeblikket med et tilsvarende overvåkningssystem, som trolig orienterer seg sterkt etter den tyske modellen (Klaus Weddeling pers. medd.).

**Antall bestander som blir overvåket**

For å overvåke bestandsstørrelse og habitatkvalitet har man fastsatt at 63 bestander (av alle listede arter) blir undersøkt for hver biogeografiske region (i Tyskland er det tre regioner). Dette tallet er beregnet med et matematisk program (G-power), der terskelverdier er definert. Med innkalkulerte og fastsatte feilvurderinger vil den fastsatte stikkprøvestørrelsen oppdage forandringer i bestandssituasjonen mellom to rapporteringsperioder. (se Sachteleben & Behrens 2009 for en utførlig redegjørelse).



Bestandene (63 stikkprøver) som blir tatt med i overvåkningen skal representere arten innenfor hver biogeografiske region og ideelt sette velges ut tilfeldig. Et rent subjektivt utvalg av spesielt gode eller spesielt dårlige bestander blir frarådet. Hvis for eksempel forekomster i naturreservater får en dominerende rolle i utvalget kan dette føre til et mer optimistisk bilde for bestanden enn det i realiteten er grunnlagt for. De enkelte Bundesländer kan få hjelp med utvelgelsen av lokaliteten ved hjelp av GIS-programmer eller gjennom et tilfeldig utvalg fra en liste over kjente forekomster. Hvis en bestand forsvinner i løpet av undersøkelsesperioden, blir en ny forekomst valgt som erstatning. Dette fordi stikkprøven ikke skal måle frafall eller tilvekst av populasjoner (dette blir målt og registrert av hvert Bundesland, se nedenfor), men den "indre" tilstand til bestandene. Systemet for overvåkning tillater kvalifiserte utsagn for hver biogeografiske region - ikke for hvert Bundesland. Hvis dette skal oppnås, bør det tas flere stikkprøver i hvert Bundesland.

De enkelte Bundesland utfører i tillegg registreringer for å vurdere endringer i artenes utbredelse innenfor sitt område.

### **Bestandsdefinisjon**

For at overvåkningsresultatene ikke skal bli for sterkt påvirket av bestandsvariasjonene til artene (ofte småskala og til dels naturlige variasjoner), blir bestandsenhetene heller satt for store enn for små. For storsalamander betyr det at man heller ser på et kompleks av dammer enn separate dammer. I retningslinjene for arten står det at (yngle)forekomster av arten innen en 300 m radius blir regnet til samme bestand og at de umiddelbare omgivelser (inntil 500 m fra vannkanten) regnes som bestandens landareal.

### **Tidsperiode**

Lokalitetene skal undersøkes gjennom tre netter i løpet av ett år i en seks-års periode. Det kan være separate netter eller etterfølgende netter. Undersøkelsene skal gjennomføres fra medio april til slutten av juni.

### **Undersøkelsesmetodikk**

Undersøkelsene skal gjennomføres med rusefeller (Ortmannfeller, fiskeruser, eller lignende). I svært grunne lokaliteter kan flaskefeller benyttes. Som retningslinje brukes ca 1 felle pr 100 m<sup>2</sup>, maksimalt 10 feller per dam. Fellene skal stå ute over natten. Antall ruser, samt fangst fordelt på kjønn noteres. Som "fangststørrelse" regnes den maksimale aktivitetstetthet gjennom tre fangstnetter. Aktivitetstetthet defineres som antall individer fanget pr natt multiplisert med 100 og delt på antall ruseåpninger. Fangststørrelsen oppgis for hvert kjønn og samlet for begge kjønn. Forekomst av larver blir påvist den siste fangstnatt i slutten av sesongen. Dersom fiskeruser benyttes skal det i forbindelse med siste fangstnatt, brukes håv for å påvise forekomst av larver. Rusefellene skal kun benyttes ved vanntemperaturer under 15 °C. Vurdering av forekomsten og av habitatkvaliteten er definert i et eget skjema (**tabell 7.2**).

Det er viktig å være klar over at den tyske modellen er et utarbeidet som et kompromiss mellom (finansiell) gjennomførbarhet og faglige/akademiske krav.

### **Foreløpige resultater**

Det foreligger ingen nasjonale resultater ennå.

**Tabell 7.2.** Vurderingsskjema for overvåkning av storsalamander i Tyskland (Pan & Ilök. 2009).

Kriterier/terskelverdier	A	B	C
Populasjonstilstand	Veldig bra	Bra	Middels til dårlig
Maksimal aktivitetstetthet per fangstnatt for alle undersøkte vannlegemer til en bestand	>100	30-100	< 30
Populasjonsstruktur: reproduksjon påvist	Larver eller egg påvist		Ingen reproduksjon påvist
Vannleveområdet			
Antall og størrelse av vannlegemer som hører til bestanden (antall vannlegemer og størrelse i m <sup>2</sup> for hver vannforekomst)	Kompleks av mange (> 10) små dammer eller stort tjern/stor dam (> 1 ha)	Kompleks av flere (3-10) små dammer eller mellomstort tjern/mellomstor dam (0,01 -1,00 ha)	Kompleks av få (< 3) dammer eller en små dam (< 100 m2)
Habitatkvalitet	Veldig bra	Bra	Middels til dårlig
Andel av grunne områder eller andel av grunne dammer i komplekset (dyp < 0,5 m) (arealandel i %)	> 70%	20-70 %	< 20 %
Andel av vannplanter (arealandel i %)	> 70%	20-70 %	< 20 %
Solinnstråling (arealandel i % som ikke er utsatt for skygge)	Soleksponert ( >90 %)	Minst halvparten soleksponert (50-90 %)	Lite soleksponert (< 50%)
Landhabitat			
Struktur av direkte tilgrensende landareal (ekspertutsagn med begrunnelse)	Sterk strukturert (f.eks. fuktig skogområde, ekstensiv slåttemark eller beitemark, hekker)	Mindre strukturert	Strukturfattig (f.eks. intensiv jordbruk)
Avstand til potensiell overvintringsområde (beskrivelse av potensiell overvintringsområde, avstand i m)	< 300 m	300-500 m	> 500 m
Nettverk av bestander			
Avstand til neste bestand (avstand i m) (kun faktiske funn inkludert)	< 1000 m	1000-2000 m	> 2000 m
Påvirkning	Ingen til lite	Middels	Sterk
Skadelige stoffer	Ingen synlig	Synlig gjennom eutrofieringstegn	Direkte synlig
Forekomst av fisk og fiskeoppdrett (ekspertvurdering eller informasjon av eier)	Ingen fisk påvist	Liten fiskebestand, ingen fiskeoppdrett	Intensiv fiskeoppdrett
Isolasjon			
Veier i eller nær helårsområdet	Forekommer ikke	Forekommer, men lite trafikkert (< 20 biler/natt)	Forekommer, middels til hyppig trafikkert
Isolasjon ved monotont jordbruksareal eller bebyggelse (andelsprosent av omgivende felt, dvs 360° rundt dammen)	Forekommer ikke	Delvis tilstede (inntil 50 % av omgivende felt er barriere)	I stor omfang (mer enn 50 % av omgivende felt er barriere)

## 7.3 Nederland

Nederland har et såkalt nasjonalt målenettverk (Netwerk Ecologische Monitoring) for en rekke organismegrupper (Nem 2010; se Goverse et al. 2006 og 2009 for amfibiene). Organiseringen er mer nedenfra og oppover enn tilfellet er i Tyskland. Med dette menes at man jobber i større grad med frivillige som rapporterer til koordinerende arbeidsgrupper for herpetiler, pattedyr, sommerfugler etc. Frivillige melder seg på hos herpetilarbeidsgruppen og kan komme med forslag til områder de ønsker å undersøke (eller de får tildelt et område). Den frivillige skal undersøke alle amfibiene i studieområdet sitt. I Nederland forekommer det 16 arter (pluss 2 innførte), hvorav 11 arter skal vektlegges spesielt. Beskrivelsen nedenfor er i stor grad basert på undersøkelse av samtlige amfibiearter, men den er forsøkt tilpasset til storsalamanderen.

### Antall bestander som blir overvåket

Storsalamander forekommer kun i de østlige og sørlige deler av Nederland. Man har ikke bestemt hvor mange bestander som skal overvåkes i landet. Hele landet er delt inn i 1 x 1 km ruter og flertallet av disse kan undersøkes for amfibier. I hver rute blir alle dammene innenfor samme habitattype (skog, jordbruksområde, elveleie etc.) utpekt og undersøkt. I 2008 ble 319 ruter undersøkt (82 ruter med storsalamander). Rutene besto av til sammen 2 497 vannforekomster, hvorav 220 med storsalamander. Antall undersøkte ruter og vannforekomster øker årlig.

### Bestandsdefinisjon

Hver forekomst av storsalamander i en avgrenset vannforekomst blir regnet som en bestand, men forekomster i nærliggende vannforekomst blir undersøkt i samme grad. Dette tar høyde for små lokale variasjoner. Forekomst av storsalamander på land blir ikke tatt med i overvåkingen.

### Tidsperiode

Dammene blir undersøkt hvert år. De oppsøkes fire ganger årlig: i mars, i april-tidlig mai, slutten av mai-tidlig juni og i juli - august. Hver befaring (av alle dammene i et område) skal maksimalt ta 2-3 timer.

### Undersøkellesmetodikk

Primært blir direkte observasjon foretrukket som overvåkningsmetode. Observasjon av voksne dyr om natten (i perioden mars-mai) blir ansett som den beste metoden, men leting etter egg (april-mai) og leting etter larver (juni-august) også blir benyttet. Bruk av håv blir kun anbefalt i dype vannlegemer eller i dammer som har svært mye vegetasjon (for eksempel andemat). Som negative faktorer ved bruk av håv regner man forstyrrelse av dyrelivet og vannvegetasjonen og potensiell overføring av parasitter. Bruk av ruser blir presentert som en metode, men blir ikke vektlagt. I Nederland krever bruk av både håv og ruser særskilt tillatelse fra myndighetene.

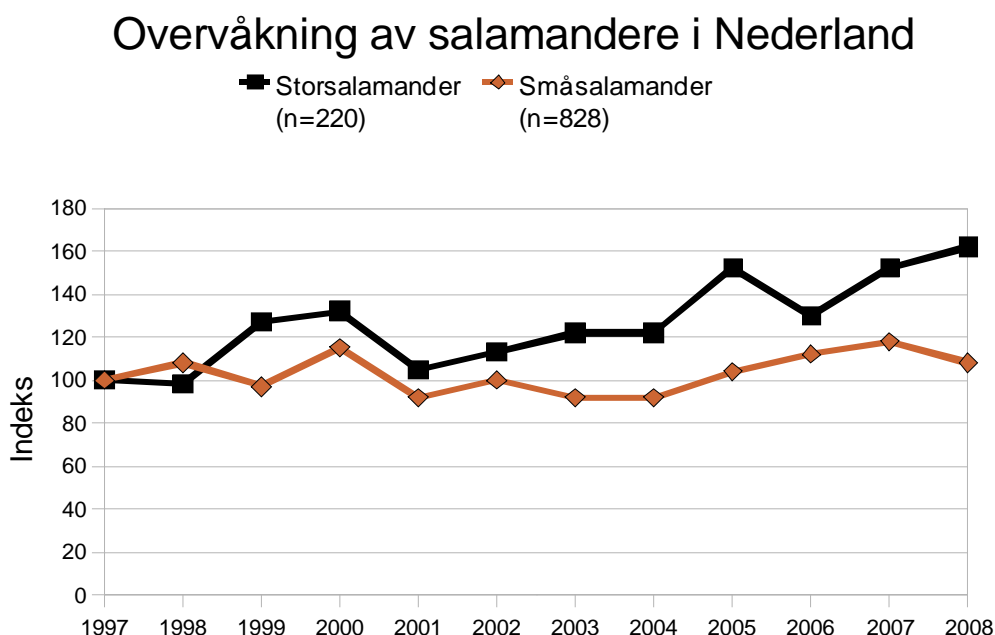
Ved hvert besøk blir antall voksne dyr/egg/larver pr art registrert, og det blir notert hvorvidt den er til stede / ikke påvist, sjelden (kun få observasjoner, antagelig bare et fåtall voksne dyr til stede), vanlig (regelmessig observert, antagelig er flere titalls voksne dyr til stede) eller svært vanlig (arten blir mye sett, antagelig er mer enn hundre voksne individer til stede). Den høyeste noteringen i løpet av de fire besøkene gjelder som tilstand for arten ved lokaliteten i undersøkelsesåret.

Deltagerne får alle tilsendt et overvåkningshefte som beskriver metodikken (Groenveld & Smit 2001). Det avholdes i tillegg kurs for å skolere observatører, og enkeltdeltagere blir også oppsøkt i terrenget for å veiledes og skoleses. Det er blitt produsert diverse bestemmelseslitteratur

og utdypende litteratur som beskriver registreringsmetodene (bl a van Diepenbeek & van Delft 2006 og van Diepenbeek & Creemers 2006). Det blir lagt stor vekt på at undersøkelsesmetodikken skal være lik, særlig fra år til år hos hver observatør. De innsamlede data blir analysert og testet av det statistiske sentralbyrået (Centraal bureau voor de Statistiek). Statistisk sentralbyrå lager på grunnlag av de innsamlede data indekser som gjør det mulig å regne ut årlig opp- eller nedgang for arten. For alle dyregrupper blir statistikkprogrammet TRIM (fri tilgjengelig programvare) brukt. TRIMs styrke ligger i at det tar hensyn til manglende data (for eksempel når en observatør ikke kan utføre registreringer et år eller hvis observatøren flytter og begynner undersøkelsene i et annet område).

### Foreløpige resultater

Resultatene fra perioden 1997-2008 viser en svak oppgang i bestanden, men økningen er bare svakt signifikant og antall undersøkte dammer må opp for å øke signifikansnivået (**figur 7.1**) (Ravon 2010; Goverse et al. 2009). Småsalamander viser en signifikant stabil bestandssituasjon.



**Figur 7.1.** Indeksbasert overvåkning av salamandere i Nederland. Figuren er basert på Goverse et al. 2009 og er gjengitt med tillatelse fra Edo Goverse (pers. medd.)

## 7.4 De baltiske land

Danmark, Finland og Estland har et tett samarbeid for å finne felles metoder for kartlegging og overvåkning av storsalamander (Estonian Ministry of Environment 2010a). Dette har resultert i en rapport som beskriver ulike kartleggingsmetoder og gir anbefalinger om hvilke metoder som bør brukes i hvilke situasjoner (Estonian Ministry of Environment 2010b). De foreslåtte overvåkningsprogrammene har lokal og regional karakter. Anbefalte overvåkningsmetoder for alle typer forekomster er søk etter egg og bruk av håv (for påvisning av larver). Leting etter voksne individer med lommelykt blir anbefalt for å utfylle resultatene av eggletingen og for å komme med et minimums overslag for populasjonsstørrelsen. Dersom det er få dammer (mindre enn 10) som skal overvåkes, anbefales i tillegg flaskefeller (for voksne) og fangst på land med ledegjerder.

Avhengig av hvilke metoder som blir brukt brukes følgende variable til innbyrdes sammenligning og til overvåkning av storsalamanderen:

P: Antall dammer med forekomst delt på antall undersøkte dammer.

Pb: Prosentvis forekomst av vellykket reproduksjon i forhold til antall undersøkte dammer. Pba: Prosentvis forekomst av vellykket reproduksjon i forhold til antall dammer med påvist forekomst.

Ncr: Populasjonsstørrelse bestemt gjennom fangst/gjenfangst.

Nmin: Minimum populasjonsstørrelse.

Ntot: Populasjonsstørrelse beregnet med ledegjerdefangst.

## 7.5 Storbritannia

Storbritannia følger i stor grad et tilsvarende opplegg som det Nederland gjør, både når det gjelder organisering (frivillige undersøker områder der de bor), størrelsen av undersøkelsesområder (1 km<sup>2</sup>), fokus (kun vannhabitatet), overvåkningsmetoder (lommelykt, leting etter egg, samt begrenset bruk av håv og ruser), hyppighet (fire besøk i året) og artsutvalget som undersøkes (flere arter samtidig; National Amphibian Survey 2010). I Storbritannia opererer man kun med antall registrerte dyr (ikke en inndeling i kategorier) og man legger mer vekt på beskrivelse av dammen og eventuelle negative påvirkninger på den. I likhet med Sverige og Tyskland bruker man statistikk for å finne et minimum antall dammer (400) som skal overvåkes for å kartlegge endringer i bestandene.



## 8 Samlet vurdering

I **tabell 8.1** er det gitt en samlet vurdering av metodene med utgangspunkt i beskrivelser i kapitlene 2 til 5. I **tabellene 8.2** (ynglehabitat) og **8.3** (landhabitat) har vi satt opp ulike kriterier og gitt en vurdering på en skala fra 1 lik dårlig til 5 lik svært bra. For hver tabell er det gitt en samlet snittskår. Denne verdien er lagt inn i **tabell 8.1**. Samlevurderingen gir en overordnet vurdering av hver metode og hvor egnet metodene er for henholdsvis kartlegging av forekomst og overvåking. Videre gir det en vurdering av kunnskapskrav.

I en samlet vurdering kommer feller/ruser generelt bedre ut enn bunnhåv og nattobservasjon bedre ut enn observasjon på dagtid. Fallfeller, radiotelemetri og pit-tag skårer spesielt høyt, men krever høy kompetanse og er svært kostbare i bruk.

Disse tabellene gir bare en overordnet vurdering. Både mål for en kartlegging eller overvåking, økonomiske rammer, problemstillinger og lokalitetstyper vil påvirke valg av metoder. Tabellene kan imidlertid gi en pekepinne på valg av metoder.

**Tabell 8.1** Vurdering av metoden samlet.

Metode	Dok. av forekomst				Krav til erfaring		Egnet for overvåking	Sum skår	
	Egg	Larve	Adulte/juv vann	Adulte/juv land	Påvise forekomst	Bestandsberegning		Samlevurdering ynglehabitat	Samlet vurdering landhabitat
Nattobservasjon med lommelykt	-	x	SK	K	xx	xx	xx	4,4	3,6
Observasjon i dagslys	P	P	SK	SK	xx	xxx	x	3,9	-
Leting etter egg	P	-	-	-	xx	-	x	4,2	-
Observasjon av naturlige gjemmesteder	-	-	-	P	xxx	-	x	-	3,8
Observasjon av kunstige gjemmesteder	-	-	-	P	xxx	-	x	-	3,9
Bunnhåv	-	P	P	-	xx	-	x	3,0	-
Flaskefelle		K	K	-	x	xxx	xx	4,0	-
Ortmannfelle		K	K	-	x	xxx	xxx	4,3	-
Fiskeruser	-	K	K	-	x	xxx	xxx	4,4	-
Ledegjerder og fallfeller	-	-	-	K	xxx	xxx	xxx	-	4,6
Radiotelemetri	-	-	-	P	-	-	xx		4,7
Pit-tag	-	-	-	-	-	xxx	xxx		4,8

P= kun påvisning. SK=semikvantitativ, K=kvantitativ, x=liten/lav, xx=middels, xxx=mye/høy

**Tabell 8.2.** Vurdering av ulike metoder for kartlegging av yngellokalitet.

	<i>Lommelykt</i>	<i>Observasjon dag</i>	<i>Eggleting</i>	<i>Bunnhåv</i>	<i>Flaskefelle</i>	<i>Ortmann</i>	<i>Fiskeruse</i>
<b>Anskaffelse</b>							
Pris	4,0	5,0	5,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Tilgjengelighet	5,0	5,0	5,0	2,0	5,0	5,0	3,0
Egeninnsats (bearbeidelse)	5,0	5,0	5,0	2,0	4,0	3,0	5,0
<b>Samlet vurdering - anskaffelse</b>	<b>4,7</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>2,7</b>	<b>4,3</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>
<b>Vedlikehold</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>
<b>Transport</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>2,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Innsats (tid)</b>							
Utplassering					4,0	5,0	5,0
Sjekk					5,0	5,0	4,0
<b>Samlet vurdering - tid</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,5</b>	<b>5,0</b>	<b>4,5</b>
<b>Inngrep for dyrene</b>							
Fare for skade (særlig larver)	5,0	5,0	4,0	3,0	4,0	5,0	4,0
Forstyrrelse	5,0	5,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
<b>Samlet vurdering - inngrep</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>3,5</b>	<b>4,0</b>	<b>4,5</b>	<b>4,0</b>
Forstyrrelse av habitat	5,0	5,0	4,0	2,0	4,0	4,0	4,0
Påvisningssannsynlighet							
Larver	i.v.	i.v.	-	3,0	4,0	5,0	4,0
Voksne	4,0	2,0		1,0	3,0	5,0	5,0
<b>Samlet - vurdering habitatforstyrrelse</b>	<b>4,0</b>	<b>2,0</b>	<b>4,0</b>	<b>2,0</b>	<b>3,5</b>	<b>5,0</b>	<b>4,5</b>
<b>Anvendelighet</b>							
Terreng (bratt, myr, etc.)	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	4,0	4,0
Habitat 1 – mye vegetasjon (gårdsdammer, etc.)	2,0	1,0	4,0	3,0	5,0	5,0	5,0
Habitat 2 - lite vegetasjon (myrtjern, etc.)	5,0	3,0	4,0	4,0	4,0	5,0	5,0
<b>Samlet vurdering - anvendelighet</b>	<b>3,3</b>	<b>2,3</b>	<b>3,7</b>	<b>3,3</b>	<b>4,0</b>	<b>4,7</b>	<b>4,7</b>
<b>Sykdommer og uønsket spredning</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Rensing/desinfeksjon							
Rensing planter/dyr	5,0	5,0	5,0	3,0	5,0	5,0	4,0
Kjemisk desinfeksjon	5,0	5,0	5,0	3,0	4,0	3,0	4,0
<b>Samlet vurdering - sykdommer</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>3,0</b>	<b>4,5</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>
<b>Samlet vurdering alle</b>	<b>4,4</b>	<b>4,1</b>	<b>4,2</b>	<b>3,1</b>	<b>4,1</b>	<b>4,2</b>	<b>4,4</b>
<b>Samlet vurdering (veiing – påvisning 2x)</b>	<b>4,4</b>	<b>3,9</b>	<b>4,2</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,3</b>	<b>4,4</b>

**Tabell 8.3.** Vurdering av ulike metoder for kartlegging av landhabitatet.

	<i>Lommelykt</i>	<i>Naturlige gjemme- steder</i>	<i>Kunstige gjemme- steder</i>	<i>Ledegjerder</i>	<i>Radiotelemetri</i>	<i>Pit-tag</i>
<b>Anskaffelse</b>						
Pris	4,0	5,0	4,0	3,0	1,0	2,0
Tilgjengelighet i butikk	5,0	5,0	4,0	3,0	3,0	3,0
Tilgjengelighet over tid	5,0	5,0	5,0	4,0	5,0	5,0
Egeninnsats	5,0	5,0	3,0	4,0	5,0	5,0
<b>Samlet vurdering - anskaffelse</b>	<b>4,8</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>	<b>3,8</b>
<b>Vedlikehold</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Transport</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Innsats (tid)</b>						
Utplassering			2,0	1,0	1,0	3,0
Sjekk			4,0	4,0	3,0	3,0
<b>Samlet vurdering - tid</b>	<b>2,0</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>2,5</b>	<b>2,0</b>	<b>3,0</b>
Inngrep for dyrene						
Fare for skade	5,0	5,0	5,0	5,0	3,0	3,0
Forstyrrelse	5,0	4,0	4,0	4,0	2,0	2,0
<b>Samlet vurdering inngrep</b>	<b>5,0</b>	<b>4,5</b>	<b>4,5</b>	<b>4,5</b>	<b>2,5</b>	<b>2,5</b>
<b>Forstyrrelse av habitatet</b>	<b>5,0</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>	<b>3,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Påvisningssannsynlighet</b>	<b>1,0</b>	<b>2,0</b>	<b>3,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Anvendelighet</b>						
Terreng (bratt, myr etc)	5,0	5,0	5,0	4,0	5,0	5,0
Habitat 1 – mye vegetasjon (lyng, urter etc.)	1,0	3,0	3,0	5,0	5,0	5,0
Habitat 2 – lite vegetasjon (bar skogbunn, kortklipt gress)	3,0	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0
<b>Samlet vurdering - anvendelighet</b>	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,3</b>	<b>4,7</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
<b>Standardisering</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>2,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>
<b>Samlet vurdering</b>	<b>3,6</b>	<b>3,6</b>	<b>3,4</b>	<b>3,9</b>	<b>4,0</b>	<b>4,2</b>
<b>Samlet vurdering (veiling – påvisning 2x)</b>	<b>3,6</b>	<b>3,8</b>	<b>3,9</b>	<b>4,6</b>	<b>4,7</b>	<b>4,8</b>

## 9 Diskusjon

### 9.1 Oppsummering av metoder og erfaringer

Foran er det gitt en detaljert gjennomgang av storsalamanderens livssyklus fra ynglebiologi, egg, larve, metamorfose, vandringer til overvintring. Kunnskapsgrunnlaget er godt, men det er fortsatt mange kunnskapshull. Spesielt er det lite kunnskap om salamanderens bruk av land-habitatet under norske forhold. Det er også generelt lite kunnskap om storsalamanderens terskelverdier for ulike miljøpåvirkninger.

Valg av metode er avhengig av formålet med en kartlegging eller overvåkning, hvilke deler av livsfasen som skal kartlegges eller overvåkes og tilgjengelige ressurser. Vi har i rapporten grovt delt formålene for undersøkelser av storsalamander inn i 5 hovedgrupper; 1) dokumentasjon av forekomst (tilstedeværelse eller fravær), 2) estimering av antall dyr i en bestand, 3) overvåkning, 4) kartlegge habitatbruk og 5) kartlegge bestandsdynamikk.

Gjennomgangen foran har vist at de mest aktuelle metodene for kartlegging og overvåkning av storsalamander i Norge er nattobservasjon med lommelykt (vann og land), leiting etter egg (vann), håvslag (vann), Ortmannfelle og fiskeruse (vann), ledegjerde og fallfelle (land) og merketmetoder som haleklipping, pit-tag, bukfotoografering og radiotelemetri (land og vann). Observasjoner på dagtid kan også være en aktuell metode, men har sine klare begrensninger. Leting etter skjulesteder kan også være et viktig supplement til annen habitatkartlegging på land. For håvslag er det klare begrensninger spesielt ved tynne bestander og i lokaliteter med mye vegetasjon. Fellefangst bør skje under kontrollerte former og med stor forsiktighet ved høye temperaturer. Ved høye temperaturen er det svært viktig at salamanderne som fanges i feller har tilgang til luft for at de ikke skal drukne. Metoder som ledegjerder, pit-tag og radiotelemetri er både kostbare og arbeidskrevende, og er kun aktuelle for detaljert kartlegging av enkeltobjekter. Disse metodene er imidlertid helt nødvendige for å få god og detaljert kunnskap om habitatbruk på land og for å kalibrere og kvalitetssikre overvåkingsmetodikk.

Det ser ut for å være god sammenheng mellom størrelsen på en bestand og fangsten i fellene i en ynglelokalitet. Erfaringene viser imidlertid at fangsten varierer mye i tid og rom. Fangsten varierer mellom fellene i en lokalitet. Fangsten ser ut til å være størst der den beste vegetasjonen for egglegging finnes. Fangsten varierer også gjennom yngletiden. Det ser ut til å være størst fangst like før og under perioden med størst parrings- og eggleggingsaktivitet. Det ser også ut til at i noen lokaliteter er fangsten høyere om natta, enn om dagen. Dette stiller store krav til design av undersøkelser i felt, både mhp plassering av feller (dybde og tilfeldig plassering i lokaliteten), avstand mellom feller og når fangsten skjer (dag - natt og sesong). Dette er også forhold som påvirker bruken av alle metodene for kartlegging i ynglelokaliteten.

Det er også indikasjoner på at Ortmannfellene fanger noe bedre enn fiskerusedene, som igjen fanger bedre enn enkle flaskefeller. Dette kan henge sammen med både ulikt antall ruseinnganger, utformingen av selve fellene og hvordan de plasseres. Datagrunnlaget vårt er imidlertid for dårlig til å konkludere klart på effektiviteten til de ulike typene feller. Pga forholdene beskrevet i avsnittet foran, krever en slik vurdering et vesentlig bedre forsøksdesign, enn det som var tilfelle ved eksemplene beskrevet i denne rapporten.

Et stadig viktigere moment ved valg av metode er også hvordan metoden i seg selv påvirker dyrene i form av å forstyrre eller skade disse. Dette kan skje direkte i form av skader eller ødeleggelse av habitatet, eller indirekte ved å spre sykdom, planter og andre dyr. Ved design av undersøkelser for å kartlegge og overvåke storsalamander, bør tiltak for å hindre denne typen spredning være en selvsagt del av prosjektet. Etter hvert bør slike tiltak inn som en del av kravene som stilles når det gis tillatelse til fangst av storsalamander.

## 9.2 Kartlegging av ynglehabitatet

### 9.2.1 Forekomst

Tradisjonelt har kartlegging av storsalamanderens forekomst vært en kartlegging av ynglelokaliteter (Dolmen 1991; 1993; Dolmen & Strand 1997; Skei 1991; 2010; Strand 2006a; b; 2009a; b; c; d). Ofte er forekomst av larver kartlagt fra midten av juli og ut august. I denne perioden er larvene store nok til å kunne påvises og bestemmes til art. Bunnhåv har vært den metoden som i stor grad har vært brukt, men feller er nylig også tatt i bruk her i landet (van der Kooij og Redford 2009).

Bruk av kun bunnhåv har trolig ført til en underestimering av forekomst, spesielt i lokaliteter med mye vegetasjon. En fremtidig kartlegging av nye ynglehabitatet bør derfor i større grad også ta i bruk feller eller ruser. I tillegg bør vannkjemi, først og fremst pH, og en enkel beskrivelse av lokaliteten, inngå i en kartlegging av nye lokaliteter. Trolig vil en rasjonell tilnærming for kartlegging av nye lokaliteter være en fire-trins arbeidsprosess, med bruk av (1) pH måling, (2) observasjon og habitatbeskrivelse, (3) bunnhåv og eventuelt (4) felle/ruse.

For lokaliteter som ligger over marin grense og eller i områder med lite kalkholdige bergarter, bør første steget i en kartlegging av ynglehabitatet være en pH-måling. Dette er spesielt viktig dersom det ikke foreligger vannkemiske data fra lokaliteten fra tidligere undersøkelser. Dersom pH er lavere enn 5, er det minimal sannsynlighet for å finne storsalamander i dammen, og man slipper derfor å bruke verdifull tid på å gjennomføre dammen. Ligger pH mellom 5,0 og 5,5 er det også liten sannsynlighet for å finne vellykket reproduksjon av storsalamander, men sannsynligheten for reproduksjon øker markant rundt pH 5,5 (Skei 1991; Strand 2002; Skei et al. 2006). Da bør videre undersøkelser av lokaliteten gjennomføres.

Neste steget i en kartlegging vil være observasjon og enkel habitatbeskrivelse. Samtidig med at det letes (ved observasjon) etter voksne salamander (perioden april til juni med parring og egglegging), egg (perioden i mai – juni hvor det er mulig å finne egg i vannvegetasjonen) eller larver (fra midtsommers og ut tom august), gjøres det en enkel beskrivelse av lokaliteten. GPS målinger av beliggenhet, bilde, vurdering av vannforekomsten lystilgang, om det er permanent vann, graden av gjengroing, og omfanget av skadelig miljøpåvirkning, bør inngå i en slik beskrivelse. Både observasjon og habitatbeskrivelse bør skje etter et standardisert opplegg.

Hvis vannkjemi og habitatkvalitet tilsier en mulig ynglelokalitet for salamander, men en 15 til 20 minutters observasjon og beskrivelse av lokaliteten ikke har dokumentert forekomst, vil neste steg være å prøve å påvise forekomst med bunnhåv. Er det imidlertid vanskelig å ta prøver med bunnhåv, pga vanskelig tilgjengelighet eller mye vegetasjon, bør man prøve ruse eller felle direkte. Fiskeruser er et godt alternativ i perioden med parring og egglegging, fordi den tar liten plass og er enkel å bære med seg. Ortmanfellene gir best dokumentasjon av larver, men krever at ikke er for lang transport. Spesielt hvis man ønsker å påvise larver av småsalamander, vil fiskeruserne ikke fungere. I lokaliteter som tidligere er undersøkt, men hvor det er mistanke om at det kan være storsalamander, bør også feller brukes direkte.

En skrittvis tilnærming, slik det er beskrevet over, vil være både rasjonelt og kostnadseffektivt for kartlegging av nye lokaliteter og sjekk av tidligere undersøkte lokaliteter. Kartlegging pågår inntil arten eventuelt er påvist eller lokaliteten dokumentert som uegnet som ynglehabitat. Først brukes den billige og skånsomme metoden, så bunnhåv og eventuelt til slutt den sikreste metoden, feller. Hvis observasjon eller bunnhåv påviser storsalamander i en lokalitet, vil man spare seg for et besøk dagen etterpå som fellefangst vil kreve. Det er viktig å understreke at manglende påvisning av storsalamander med bunnhåv i en lokalitet som vurderes som et potensielt ynglehabitat, ikke er en god dokumentasjon av fravær. Det kan først gjøres med tilstrekkelig grad av sikkerhet etter bruk av stor nok innsats med feller. Anslagsvis vil de si 10 feller eller ruser i 15 timer, til sammen 150 rusetimer.

## 9.2.2 Bestandsstørrelse

For å estimere bestandsstørrelse i en ynglelokalitet stilles det større krav til de dataene som samles inn. Visuell observasjon og håvslag gir opplysninger om forekomst, men begrenset informasjon om bestandsstørrelse. Observasjon om natten kan, hvis det utføres riktig, gi gode tall på relativ tetthet. Metoden inngår i flere av de nasjonale overvåkningsprogrammene i EU. Feller eller ruser er imidlertid de beste metodene, både for tall på relativ tetthet og til bestands-estimat i kombinasjon med merketmetoder.

Dokumentasjonen foran viser imidlertid at fangsten i feller og ruser påvirkes av en rekke faktorer. Sammenlignbare relative tettheter, f.eks. CPUE, krever at feltinnsatsen skjer til sammenlignbare tidspunkt i yngleperioden, f.eks. når aktiviteten til storsalamanderen er størst. Det kan trolig predikeres ved hjelp av temperaturmålinger. En forutsetning er et godt innsamlingsdesign for fangst med ruser, for at fangstall skal være sammenlignbare mellom lokaliteter. Kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig for å designe et standardisert opplegg for fellefangst i dag, men det må mer kunnskap til om sammenhengen mellom CPUE og den faktiske bestandsstørrelsen. Denne sammenhengen er ikke nødvendigvis lineær. Dette er nødvendig kunnskap, da det kun i et fåtall lokaliteter vil være mulig å gjennomføre reglemeisseg bestandsestimeringer.

I et mindre antall dammer bør man i en overvåkningssammenheng frembringe gode estimater for bestandsstørrelse med akseptabel varians. Dette vil danne grunnlag for en vurdering av om det forekommer trender i bestandsutviklingen, eller om svingninger i bestandsstørrelse fra år til år skyldes tilfeldigheter. I tillegg vil dette gi kunnskap om sammenhengen mellom CPUE og bestandstetthet. Dette er viktig kunnskap i overvåkningssammenheng. Bestandsestimat oppnås best ved fangst av voksne i yngleperioden, fortrinnsvis ved felle- eller rusefangst. Viktige forhold å ta hensyn til ved fangst av voksne for bestandsestimat, er som for CPUE, tidspunkt i sesongen, tid på døgnet og hvordan rusene er plassert i dammen, samt metoden som brukes for merking av individer. Estimer av tetthet av larver er trolig lite egnet pga betydelige svingninger i rekrutteringen fra år til år.

## 9.3 Kartlegging av landhabitatet

Kartlegging av landhabitatet er mer krevende enn vannhabitatet. Landfasen utgjør omtrent 80 prosent av levetiden for storsalamanderen. Landområdene til en bestand er også vesentlig større og mer sammensatt, enn ynglelokalitetene (se f.eks. Kupfer 1998; Jehle 2000; Jehle & Arntzen 2000; Malmgren 2002; Schabetsberger et al. 2004). På land bruker storsalamanderen flere typer biotoper. Dyrene er i tillegg nattaktive. Storsalamanderen er både vanskeligere å finne og det kreves ofte bruk av mer kostbare og arbeidsintensive metoder for å få godt bilde av hele habitatbruken. Ofte må flere metoder brukes for å få et godt bilde. Både ledegjerder med fallfeller og studier av vårvandring har vist seg velegnet. Disse metodene stiller imidlertid store krav til lokaliteten og kan kun brukes der forholdene ligger til rette for det. Merking med pit-tag og telemetri er dyre metoder, men vil kunne gi god ny kunnskap om habitatbruk, spesielt avdekke problemområder. Alt dette gjør overvåkning på land vesentlig mer komplisert og kostbart.

I landhabitatet vil trolig indirekte metoder være egnet i overvåkningssammenheng, f.eks. overvåkning av endringer i arealbruk rundt registrerte ynglelokaliteter. Det finnes gode metoder for å koble arealbruk hos salamandere til landskapsøkologiske modeller (Oden & Sokal 1986; Legendre 1998). Metodene er brukt i flere landskapøkologiske studier av amfibier (se f.eks. Joly et al. 2003). Arealstatistikk basert på viktige arealtyper for storsalamanderen, vil indirekte kunne være et mål på status for landhabitatet til denne arten.

Generell kunnskap om salamanderens habitatbruk på land er god (jf beskrivelsen av livssyklus side 11), men kunnskap om landhabitatet til den enkelte bestand er ofte svært mangelfullt. Trolig vil kartlegging av bestander være rimeligere og mer praktisk gjennomførbart i ynglehabita-



tet, enn i landhabitatet. Økt kunnskap om bruken av landhabitatet vil imidlertid være nødvendig for å forstå årsaken til eventuelle bestandsendringer. Om den nye forskriften for storsalamander blir vedtatt, vil det også kreve økt kunnskap om effekter av miljøpåvirkninger i artens funksjonsområde (DN 2010). Forvaltningen skal beskrive hva som skal tillates av virksomhet og omfanget av disse. Til det trengs det kunnskap om hva som er viktige arealtyper i funksjonsområdet, størrelsen på funksjonsområdet og tålegrenser (terskelverdier) for ulike miljøpåvirkninger og for ulike arealtyper. Bruken av denne typen kunnskap, sammen med arealstatistikk, kan være en rasjonell måte å bedre kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen av landhabitatet på. Her må man ta utgangspunkt i dagens kunnskap, og i tillegg iverksette forskningsaktivitet for å bedre kunnskapsgrunnlaget om storsalamanderens bruk av landhabitatet.

## 9.4 Overvåkningsprogram

Beskrivelse av et overvåkningsprogram skal være del to av prosjektet som denne rapporten er del en av. Vi vil derfor her komme innpå de momenter som må vektlegges ved design av overvåkingen. Selve beskrivelsen av overvåkningsprogrammet ligger utenfor mandatet til denne rapporten.

Formålet med overvåkingen av storsalamander er å se om det skjer negative endringer i bestandssituasjonen for arten. Dvs om arten over tid får færre forekomster eller om de ulike bestandene får færre individer. En av hovedutfordringene for overvåking av bestander er å ha statistisk belegg for faktisk å påvise endringer. Til dette kreves det et godt design for å hindre skjevheter i datainnsamlingen (Henry et al. 2008; Nowicki et al. 2008). Gjennomgangen foran har vist at det er meget utfordrende, men mulig ift kartlegging og overvåking av storsalamander.

I en overvåkingssammenheng vil det ofte være behov for å kombinere flere ulike metoder for å fremskaffe et variert datamateriale basert på de midler som er stilt til rådighet. Ved å kombinere de kvalitative og kvantitative metoder som er skissert i denne rapporten, vil det være mulig å utvikle et robust overvåkningsprogram for storsalamander i Norge. Det bør tas utgangspunkt i erfaringene fra overvåkningsprogrammene i de andre europeiske landene som har etablert slike program. Målsetninger og økonomiske rammer må være klarlagt, før et norsk program kan skisseres. Innen for disse målsetningene og økonomiske rammer, vil viktige momenter ved valg av metode og omfang være:

- Undersøkelse av et tilstrekkelig antall lokaliteter (NB! statistisk holdbare konklusjoner). Overvåkningsprosjekter i EU indikerer fra 100 til 400 lokaliteter.
- Innsamlingsdesign som sikrer statistiske holdbare data. Dette kan bety:
  - o Tilfeldige utvalgte lokaliteter innenfor regioner.
  - o Tilfeldig plassering av ruser/feller i lokalitetene.
  - o Fastsatt og synkronisert tid for fangst.
  - o Fangst av både voksne (hovedvekt) og larver (dokumentere rekruttering).
  - o Vurdering av frekvens, dvs antall år mellom undersøkelse av samme lokalitet.
  - o Bruk av feller eller ruser for å få kvantitative data.
- Vurdering av gjennomførbarhet (målsetninger og økonomiske rammer, opp mot kostnader, kunnskapsgrunnlag, kompetanse, erfaring, opplæring og organisering).
- Ekstensiv overvåking i et større antall lokaliteter.
- Intensiv overvåking i et mindre antall lokaliteter, sammen med forskningsaktivitet for å kvalitetssikre den ekstensive overvåkingen.
- Tiltak for å hindre spredning av sykdommer, planter og dyr.
- Sikre opplæring og godkjenning av personell som skal delta i overvåking.
- Etablere gode rutiner for prosedyrer ved søknad om fangstillatelse, samt stille krav til de som får tillatelse (rapportering, desinfisering av utstyr og vadere, undersøkelsesmetodikk etc).

## 10 Litteratur

- Arntzen, J.W., Smithson, A. & Oldham, R.S. 1999. Marking and tissue sampling effects on body condition and survival in the newt *Triturus cristatus*. *Journal of Herpetology* 33; 567-576.
- Arntzen, J.W. 2002. Seasonal variation in sex ratio and asynchronous presence at ponds of male and female *Triturus* newts. *Journal of Herpetology* 36: 30-35.
- Arntzen, J.W. & Teunis, S.F.M. 1993. A six year study on the population dynamics of the crested newt *Triturus cristatus* following the colonisation of a newly created pond. *Herpetological Journal* 3; 99-110. [www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no). lastet ned 01.06.2010.
- 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.
- Banks, B., Beebee, T.J.C. & Denton, J.S. 1993. Long-term management of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in Southern Britain. *Amphibia-Reptilia* 14; 158-168.
- Beebee, T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature* 374; 219-220.
- Berman, D.I., Leirikh, A.N. & Mikhailova, E.I. 1984. Winter hibernation of the Siberian salamander *Hynobius keyserlingi*. *Zhurnal Evolyutsionnoi Biokhimii i Fiziologii* 20; 323-327.
- Bibelriether, F. 2006. Using simple funnel traps for surveying the crested newt (*Triturus cristatus*) – a cost/time analysis. Report Inst. f. Geogr., Univ. Augsburg (manuscript) 7 p.
- Biomat 2010. EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest. <http://eumon.ckff.si/biomat/1.2.php>. Nedlastet 28.05.2010.
- Blaustein, A.R. & Wake, D.B. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272; 52-57.
- Brattstrom, B.H. 1963. A preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44; 238-255.
- Briggs, L., Rannap, R., Pappel, P., Bibelriether, F., Päivärinta, A. 2006. Monitoring methods for the great crested newt *Triturus cristatus*. Project Report: Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic region. LIFE2004NAT/EE/000070. Action A2.
- Brown, L.J. 1997. An evaluation of some marking and trapping techniques currently used in the study of anuran population dynamics. *Journal of Herpetology* 31; 410-419.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., White, G.C., Brownie, C. & Polloch, K.H. 1987. Design an analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. *American Fisheries Society Monographs* 5; 1-437.
- Cooke, A.S. 1985. The warty newt (*Triturus cristatus*) at Shillow Hill: numbers and density. Report Huntingdon Fauna Flora Society 37; 22-25.
- Cooke, A.S. 1995. A comparison of survey methods for crested newts (*Triturus cristatus*) and night counts at a secure site, 1983-1993. *Herpetological Journal* 5; 221-228.
- Crump, M.L. & Scott, N.J. 1994. Visual encounter surveys. I: Heyer, R.W., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.-A.C. & Foster, M.S. (Red.). *Standard methods for amphibians*. Washington and London, Smithsonian Institution Press, side 84-92.
- Cummins, C.P. & Swan, M.J.S. 2000. Long term survival and growth of free-living great crested newts (*Triturus cristatus*) PIT-tagged at metamorphosis. *Herpetological Journal* 10; 177-182.
- Damm, N., Briggs, L., de Vries, W., Bibelriether, F. 2007. Action plan for *Triturus cristatus* in the former Vejle county. LIFE04NAT/EE000070: Protection of *Triturus cristatus* in Eastern Baltic Region. 47 s.
- Davis, T.M. & Ovaska, K. 2001. Individual recognition of amphibians: Effects of toe clipping and fluorescent tagging of the salamander *Plethodon vehiculum*. *Journal of Herpetology* 35; 217-225.
- Deeming, D.C. 2008. Capture of smooth newts (*Lissotriton vulgaris*) and great crested newts (*Triturus cristatus*) correlates with the lunar cycle. *Herpetological Journal* 18; 171-174.
- Dervo, B., Skei, J.K., Berg, O.K., Kraabøl, M., Arnemo, J.M., Dolmen, D. 2010. A comparison of external and internal attachments of radio transmitters on adult crested newt. *Amphibia-Reptilia* 31: 229-237.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2008. Handlingsplan for stor salamander *Triturus cristatus*. DN rapport 2008-1: 1-34.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2010. Høring av forslag til forskrifter for prioriterte arter.
- Dodd, C. K. & D. E. Scott. 1994. Drift fences encircling breeding sites. In: Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek & M. S. Foster (eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians* (Biological Diversity Handbook Series): 125-130. Washington (Smithsonian Institution Press).

- Dolmen, D. 1982. Skeletal growth marks and testis lobulation as criteria for age in *Triturus* spp. (Amphibia) in central Norway. *Acta Zoologica* 63: 73-80.
- Dolmen, D. 1983. A survey of the Norwegian newts (*Triturus*, *Amphibia*); their distribution and habitats. *Meddelelser fra Norsk Viltforskning*: 3. serie nr. 12.
- Dolmen, D. 1988. Coexistence and niche segregations in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti). *Amphibia-Reptilia* 9: 365-374.
- Dolmen, D. 1991. Dammer i kulturlandskapet – makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. NINA Forskningsrapport 20: 1-63.
- Dolmen, D. 1993. Herpetilreservat Geitaknottheiene. Forslag til verneområde for amfibier og reptiler. Universitetet i Trondheim. Vitenskapsmuseet. 40 s.
- Dolmen, D. 1994. Herpetil-kartlegging 1993-94. UNIT Vitenskapsmuseet. Notat. 7 s.
- Dolmen, D. 2008. Norske amfibier og reptiler (Feltherpetologisk guide). Bli med ut! 9: 1-78.
- Dolmen, D., Strand, L.Å. 1997. Preliminært amfibieatlas med fylkesvis statuskommentar. Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1997, 8: 1-27.
- Donnelly, M.A., Guyer, A.C., Juterbock, J.E. & Alford, R.A. 1994. Techniques for marking amphibians. I: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDermid, R.W. Hayek, L.C. & Foster, M.S. (red.): Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians, side 125-129. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. U.S.A.
- Drechsler, A., Bock, D., Ortmann, D. & Steinfartz, S. 2010. The Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology Notes* 3: 13-21.
- Elbin, S & Burger, J. 1994. Implantable microchips for individual identification in wild and captive populations. *Wildlife Society Bulletin* 22: 677-683.
- Estonian Ministry of Environment, 2010a. LIFE-Nature project "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic Region". <http://www.envir.ee/Great-Crested-Newt>. Lastet ned 28.05.2010.
- Estonian Ministry of Environment, 2010b. Protection of the great crested newt. Best Practice Guidelines. The experiences of LIFE-Nature project "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic Region" LIFE04NAT/EE/000070. 90s.
- [http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1094493/Best+Practice+Guidelines\\_Protection+of+the+Great+Crested+Newt\\_WEB.pdf](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1094493/Best+Practice+Guidelines_Protection+of+the+Great+Crested+Newt_WEB.pdf). Lastet ned 28.05.2010.
- Feder, M.E. 1982. Thermal ecology of neotropical lungless salamanders (*Amphibia*; *Plethodontidae*): Environmental temperatures and behavioural responses. *Ecology* 63: 1665-1674.
- Fog, K., Schmedes, A., and de Lasson, D.R. 1997. Nordens padder og krybdyr. Gad, København.
- Glandt, D. 1982. Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-populationen (*Amphibia*, *Salamandridae*). *Amphibia-Reptilia* 3: 317-326.
- Glandt, D. 2008. Methoden der Beobachtung und Bestandserfassung von Moorfröschen (*Rana arvalis*) als Grundlage für Schutzmassnahmen. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Supplement 13: 431-442
- Goverse, E., Smit, G.F.J., Zuiderwijk, A. & van der Meij, T. 2006. The national amphibian monitoring program in the Netherlands and NATURA 2000. *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*: 39-42.
- Goverse, E., Smit, G. & van der Meij, T. 2009. Meetnet Amfibieën: resultaten 2008. Schubben & slijm. RAVON nieuwsbrief voor en door vrijwilligers. Nr 2: 4-7.
- Griffiths, R.A. 1985. A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. *British Journal of Herpetology*, London 1: 5-10.
- Groenveld, A. & Smit, G. 2001. Handleiding voor het Monitoren van Amfibieën in Nederland. RAVON Werkgroep Monitoring, Amsterdam. 62 s. <http://www.cbs.nl/nl-NL/menu/themas/natuur-milieu/methoden/dataverzameling/overige-dataverzameling/2001-handleiding-amfibieen-pub.htm>. Lastet ned 28.05.2010.
- Hage, M. 1999. The northern crested newt (*Triturus cristatus*) in the Geitaknottane nature reserve: diet, body size and population estimates. Upublisert Cand. Scient. oppgave i Biologi. Universitet i Bergen.
- Hachtel, M., Schlüpmann, M., Thiesmeier, B. & Weddelling, K. (ed.) 2009. Methoden der Feldherpetologie. Supplement 15 der Zeitschrift für Feldherpetologie. Laurenti-Verlag, Bielefeld. 424 s.
- Hagström, T. 1973. Identification of newt specimens. (Urodela. *Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registrations. *Br. J. Herpet.* 4: 321-326
- Hagström, T. 1977. Growth studies and ageing methods for adult *Triturus vulgaris* L. and *T. cristatus* Laurenti (Urodela, Salamandridae). *Zoologica Scripta* 6: 61-68.

- Hartel, T., Sas, I., Pernetta, A.P., Geltsch, I.C. 2007. The reproductive dynamics of temperate amphibians: a review. *North-Western Journal of Zoology* 3: 127-145.
- Hartung, H. & Glandt, D. 1988. Konstruktion und Betrieb spezieller Fallen zur Erfassung von terrestrisch lebenden Amphibien. *Jahrbuch für Feldherpetologie* 2: 141-152.
- Haywards, R., Oldham, R.S., Watt, P.J., Head, S.M. 2000. Dispersion patterns of young great crested newts (*Triturus cristatus*).
- Henry, P.Y., Lengyel, s., Nowicki, P., Julliard, R., Clobert, J., Schmeller, D. S., Babij, V. & Henle, K. 2008. Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. *Biodivers Conserv* 17:3357–3382.
- Herpetological Journal 10: 129-136. Hedlund, L. 1990. Reproductive ecology of crested newts *Triturus cristatus* (Laur.). Unpublished Ph. D. dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayak, L.-A.C. & Foster, M.S (ed.). 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. - Washington and London. Smithsonian Institution Press.
- Hillman, S.S., Withers, P.C., Drewes, R.C. & Hillyard S.D. 2009. Ecological and environmental physiology of amphibians. Oxford University Press. 469 pp.
- Holenweg, A.K. & Reyer, H.U. 2000. Hibernation behaviour of *Rana lessonae* and *R. esculenta* in their natural habitat. *Oecologia* 123; 41-47.
- Hårsaker, K., Larsen, B.M., Dervo, B.K. 2000. Overvåking av amfibier i Norge. Forslag til overvåkingsmetodikk, overvåkingsområder og deltakere i en atlasundersøkelse. NINA Oppdragsmelding 652: 1-27.
- Jahn, P. 1995. Untersuchungen zur Populationsökologie von *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) und *T. vulgaris* (Linnaeus, 1758) am Friedeholzer Schlatt. Diplomarbeit Universität Bremen.
- Jehle, R. 2000. The terrestrial summer habitat of radio tracked great crested newt (*Triturus cristatus*) and marbled newt (*T. marmoratus*). *Herpetological Journal* 10: 137-142.
- Jehle, R., N. Ellinger & W. Hödl 1997. Der Endelteich (Donauinsel bei Wien) und seine Fangzauanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. *Stapfia* 51: 85-102.
- Jehle, R. & Hödl, W. 1998. Pits versus patterns: Effects of transponders on recapture rate and body condition of Danube crested newts (*Triturus dobrodigus*) and common spadefoot toads (*Pelobates fuscus*). *Herpetological Journal* 8; 181-186.
- Jehle, R., Arntzen, J.W. 2000. Post-breeding migration of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology* 251: 297-306.
- Jenkins, C. L. & L. R. McGarigal (2003): Comparative Effectiveness of two Trapping Techniques for surveying the Abundance of Reptiles and Amphibiens Along Drift Fence Arrays. - *Herpetological Review* 34: 39-42.
- Joly, P & Miaud, C. 1989. Tattooing as an individual marking technique in urodeles. *Alytes* 8; 11-16.
- Joly, P., Morand & Cohas, A. 2003. habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. – *C. R. Biologies* 326: 132-139.
- Kery, M. 2004. Extinction rate estimates for plant populations in revisitation studies; importance of detectability. *Conservation Biology* 18; 570-574.
- Kordges, T. & Thiesmeier, B. 2000. Zur Phänologie und Biometrie metamorphosierter Teich- und Bergmolche (*Triturus vulgaris* und *T. alpestris*) in einem Abgrabungskomplex in Wuppertal (Nordrhein-Westfalen). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 7: 203–211.
- Kovar, R., Brabec, M., Vita, R., Bocek, R. 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* vol: 30: 367-378.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2<sup>nd</sup> edition. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. pp 20-21.
- Kupfer, A. 1996. Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. - Bonn (Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 128 S.
- Kupfer, A. 1998. Migration distance of some crested newts (*Triturus cristatus*) within an agricultural landscape. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 238-242.
- Kupfer, A. & Kneitz, S. 2000. Population ecology of the great crested newt in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal* 10: 165-172.
- Laitinen, M. & Pasanen, S. 1998. Wintering selection by the common frog (*Rana temporaria*) and common toad (*Bufo bufo*) in Finland; a behavioural experiment. *Ann. Zool. Fennici*. 35; 59-62.

- Lamoureux, V.S. & Madison, D.M. 1999. Overwintering habitats of radio-implanted green frogs *Rana clamitans*. J. Herpetol. 33; 430-435.
- Latham, D & Knowles, M. 2008. Assessing the use of artificial hibernacula by great crested newts *Triturus cristatus* and other amphibians for habitat enhancement, Northumberland, England. Conservation Evidence: 5, 74-79.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. Ecological Monographs 62; 67-118.
- Legendre, P. 1998. Numerical ecology, 2nd Eng. Ed. - Elsevier, Amsterdam, xv+853 pp.
- Licht, L.E. 1991. Habitat selection of *Rana pipiens* and *Rana sylvatica* during exposure to warm and cold temperatures. Am. Midl. Nat. 125; 259-268.
- Madison, 1997; The emigration of radio-implanted spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*. J. Herpetol. 31: 542-551.
- Madison, D.M., Farrand III, L. 1998. Habitat use during breeding and emigration in radio-implanted tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*. Copeia 1998: 402-410.
- Macgregor, H.C., Sessions, S.K., Arntzen, J.W. 1990. An integrative analysis of phylogenetic relationships among newts of the genus *Triturus*. Journal of evolutionary Biology 3: 329-373.
- Malmgren, J.C. 2002. How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). Herpetological Journal 12: 29-35.
- Malmgren, J.C. 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av större vattensalamander och dess livsmiljöer (*Triturus cristatus*). Naturvårdsverket. Rapport 5636. 61 s.
- Malmgren, J. C., Gustafson, D., Journath-Pettersson, C., Grandin, U. & Rygne, H. 2005. Inventering och övervakning av större vattensalamander (*Triturus cristatus*). Handbok för miljöövervakning. Naturvårdsverket, Stockholm. 20 s.
- [http://www.swedishepa.se/upload/02\\_tillstandet\\_i\\_miljon/Miljoovervakning/undersokn\\_typ/vatmark/salamand.pdf](http://www.swedishepa.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/vatmark/salamand.pdf). Lastet ned 27.05.2010.
- Miaud, C., Joly, P. & Castanet, J. 1993. Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. Canadian Journal of Zoology 71; 1874-1879.
- Müllner, A. 1992. Eine einfache und preiswerte Methode zur Aufnahme der individuellen Bauchmuster von Kammolchen (*Triturus cristatus*) im Gelände mit Hilfe eines Taschenkopierers. Artenschutzrapport 2: 42-43.
- Naef-Daenzer, B., Früh, D., Stalder, M., Wetli, P., Weise, E. (2005): Miniaturization (0.2 g) and evaluation of attachment techniques of telemetry transmitters. J. Exp. Biol. 208: 4063-4068.
- National Amphibian Survey. 2010. <http://www.narrs.org.uk/natamphibsurvey.htm>. Lastet ned 28.05.2010.
- Nem 2010. Network Ecologische Monitoring. <http://www.netwerkecologischemonitoring.nl>. Lastet ned 26.05.2010.
- Nowicki, P., Tirelli, T., Sartor, R.M., Bona, F. & Pessani, D. 2008. Monitoring crayfish using a mark-recapture method: potentials, recommendations, and limitations. Biodivers Conserv 17: 3513-3530.
- Oden, N.L. & Sokal, R.R. 1986. Directional autocorrelation: an extension of spatial correlograms to two dimensions. - Syst. Zool. 35: 608-617.
- Ortmann, D. 2009. Kammolch- Monitoring- Krefeld-Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn Doktorgradsoppgave. 345 s.
- Ortmann, D., Hachtel, M., Sander, U. Schmidt, P., Tarkhnishvili, D. Weddelling, K. & W. Böhme (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand - Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammolches, *Triturus cristatus*. Zeitschrift für Feldherpetologie 12: S. 197-209
- Ortmann, D., Hachtel, M., Sander, U. Schmidt, P., Tarkhnishvili, D. Weddelling, K. & W. Böhme. 2006: Capture effectiveness of terrestrial drift fences and funnel traps for the Great Crested Newt, *Triturus cristatus*. In: Vences, M., Köhler, J., Ziegler, T. & W. Böhme (Ed.): Herpetologica Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica. S 1-5
- Pan & Ilök. 2009. Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring erstellt im Rahmen des F- und E-Vorhabens \*Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Be-



- richtspflichten in Deutschland“. - Unveröff. Gutachten für das Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 209 S. (upublisert)
- Pasanen, S. & Sorjonen, J. 1994. Partial terrestrial wintering in a northern common frog population (*Rana temporaria*). Ann. Zool. Fennici. 31; 275-278.
- Paulsen, N., Tvedt, K. 2007. Stor salamander i Geitaknottane Naturreservat, Os og Samnanger. Tellingner 2007. Rapport . 35 s.
- Paulsen, N., Tomasgård, T.E.H., Tvedt, K. 2008. Stor salamander i Geitaknottane Naturreservat. Tellingner 2008. SWAN rapport. 74 s.
- Pechman, J.H.K., Scott, D.E., Semlitch, R.D., Caldwell, J.P., Vitt, L.J. & Gibbons, J.W. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impact from natural fluctuations. Science 253; 982-995.
- Perret, N. & Joly, P. 2002. Impacts of tattooing and PIT-tagging on survival and fecundity in the alpine newt (*triturus alpestris*). Herpetologica 58; 131-138.
- Ravon 2010. Kamsalamander.  
<http://www.ravon.nl/Soorten/Amfibie%C3%ABn/Kamsalamander/tabid/123/Default.aspx>. (lastet ned 26.05.2010).
- Schabetsberger, R., Jehle, R., Maletzky, A., Pesta, J., Sztatecsny, M. 2004. Delineation of terrestrial reserves for amphibians: Post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. Biological Conservation 117: 95-104.
- Sachteleben, J. & Behrens, M. 2009. Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn 183 s.  
[http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/natura\\_2000/ausschreibungen/doc/konzept\\_ffh\\_monitoring.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/natura_2000/ausschreibungen/doc/konzept_ffh_monitoring.pdf) (lastet ned 25.05.2010).
- Schlüpmann, M. 2009. Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fähigkeit. S. 257-290. - I: M. Hachtel, M. Schlüpmann, B. Thiesmeier & K. Weddelling (Ed.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15. 424 s.
- Schlüpmann, M. & Kupfer, A. 2009. Methoden der Amphibienerfassung – Eine Übersicht. S. 7-84. - I: M. Hachtel, M. Schlüpmann, B. Thiesmeier & K. Weddelling (Ed.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15. 424 s.
- Schmid, W.D. 1982. Survival of frogs in low temperature. Science 215; 697-698.
- Schmidt, -B.R., Furrer S. Kwet, A., Lötters, S., Rödder, D., Sztatecsny, M., Tobler, U. & Zumbach, S. 2009. Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. S. 229–241 - I: M. Hachtel, M. Schlüpmann, B. Thiesmeier & K. Weddelling (Ed.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15. 424 s.
- Shcherbak, N.N. & Kovalyukh, N.N. 1973. Age of a living amphibian Hynobius keyserlingi dug out from ice. Doklady Akademia Nauk SSSR 211; 359-360.
- Sinsch, U. 1992. Zwei neue markierungsmethoden zur individuellen identification von Amphibien in langfristigen freilanduntersuchungen: Erste erfahrungen bei Kreuzkröten. Salamandra 28; 116-128.
- Skei, J.K. 1991. Habitatpreferanse hos akvatisk fase av stor salamander *Triturus cristatus* og liten salamander *T. vulgaris* i Midt-Norge. Hovedfagsoppgave i zoologi, ferskvannøkologi (Cand. scient.). Universitetet i Trondheim, AVH, Zoologisk institutt.
- Skei, J.K. 2002. Utbredelse og status for stor salamander *Triturus cristatus* og liten salamander *T. vulgaris* i Trondheim kommune 2001-2002. Trondheim kommune, Miljøavdelingen. Rapport TM 02/06.
- Skei, J.K. 2010. Kartlegging og oppdatering av status for storsalamander *Triturus cristatus* i Sør-Trøndelag 2009. Skei Biomangfold Konsult. Rapport 2-2010. 36 s + vedlegg.
- 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: a proposition for a monitoring area. Amphibia-Reptilia 27: 309-324.
- Strand, L.Å. 1994. Utbredelse og akvatisk habitat hos amfibier i Oslo by. Hovedoppgave i ferskvannøkologi, Zool. inst., AVH, Universitetet i Trondheim. 58 s.
- Strand, L.Å. 2001. Amfibier og vannkvalitet i tre dammer i Nittedal. Notat til Nittedal kommune. 3 s.
- Strand, L.Å. 2002. Reproduksjon hos amfibier i vann med ekstreme pH-verdier. Fauna 55 (3): 108-114.



- Strand, L.Å. 2006a. Utbredelse av stor salamander *Triturus cristatus* og liten salamander *T. vulgaris* i nordre deler av Ringerike kommune. Rapport til Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelinga og Ringerike kommune.
- Strand, L.Å. 2006b. Amfibiekartlegging i Vardahauganeområdet i Os og Bergen med hovedvekt på stor salamander *Triturus cristatus*. Rapport til Os og Bergen kommuner
- Strand, L.Å. 2007. Kartlegging av høstvandringer hos småsalamander *Triturus vulgaris* og storsalamander *T. cristatus* ved Bygdø Kongsgård. Rapport til Det Kongelige Hoff og Friluftsetaten i Oslo kommune. 21 s.
- Strand L.Å. 2009a. Forslag til verneområde for storsalamander *Triturus cristatus* i Buskerud og Oppland. Rapport til Fylkesmannens miljøvernavdelinger i Buskerud og Oppland.
- Strand L.Å. 2009b. Kartlegging av salamander i Østmarka, Lørenskog. Rapport til Lørenskog kommune og Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelinga.
- Strand L.Å. 2009c. Salamander i Modum. En undersøkelse av 38 dammer og tjern. Rapport til Modum kommune og Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelinga.
- Strand L.Å. 2009d. Stor salamander i Rogaland. Kartlegging i 2008 og 2009. Rapport til Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelinga.
- Strand, L.Å. 2009e. Registrering av salamander i og rundt Hovindammen, Oslo. Rapport til Friluftsetaten i Oslo kommune. 10s
- Strand, L.Å. & Stornes, A. 2006. Registrering av amfibier og vurdering av inngrep og avbøtende tiltak i forbindelse med etablering av "salamanderpark" i Sveio sentrum. Rapport til Norconsult og Sveio kommune.
- Stuart, S.N., Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, Fichman, D.L., & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines in and extinctions worldwide. Science 306; 1783-1786.
- Sutherland, W.J. 1996. From individual behavior to population ecology. Oxford University Press, Oxford, England.
- Tilseth, E. 2008. Kartlegging av salamanderlokaliteter i Trondheim kommune 2007-2008. Trondheim kommune, Miljøenheten. Rapport TM 2008/06.
- Thiesmeier, B., Kupfer, A. og Jehle, R. 2009. Der Kammmolch. Ein "Wasserdrache" in Gefahr. Laurenti-Verlag, Bielefeld. 160 s.
- van Diepenbeek, A. & van Delft, J. 2006. Het waarnemen van Amfibieën en Reptielen. Stichting RAVON, Nijmegen. 60 s.
- van Diepenbeek, A. & Creemers, R. 2006. Herkenning Amfibieën en Reptielen. Stichting RAVON, Nijmegen. 144 s.
- van der Kooij, J. 2009. Rotenonbehandling av "Lille Mortetjern". Varsling og publisitet, samt biologisk for- og etterarbeid. Rapport Naturformidling van der Kooij. 6 s.
- van der Kooij, J. og Redford, K. 2009. Salamanderundersøkelser ved "Lille Mortetjern" på Holum Skog, Nittedal. Rapport Naturformidling van der Kooij. 35 s.
- Verrell, P.A., Halliday, T.R. 1985. The population dynamics of the crested newt *Triturus cristatus* at a pond in southern England. Holarctic Ecology 8: 151-156.
- Weddeling, K., Sachteleben, J., Behrens, M. & Neukirchen, M. 2009. Ziele und Methoden des bundesweiten FFH-Monitorings am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten. S. 135-152. - I: M. Hachtel, M. Schlüpmann, B. Thiesmeier & K. Weddeling (Ed.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15. 424 s.
- Woolbright, L.L. 1996. Disturbance influences long term population patterns in the Puerto Rican frog, *Eleutherodactylus coqui* (Anura: *Leptodactylidae*). Biotropica 28; 493-501.

## 11 Vedlegg

### Vedlegg 1 Eksempler på lokaliteter i Trøndelag

Tre typiske lokaliteter for storsalamander i Trøndelag. I Midt-Norge fines arten utelukkende på skogsmyrer i barskogsregionen. De tre dammene på bildene ligger alle i Malvik kommune, den trønderske kommunen med flest kjente yngledammer for arten.



**Raudmyrtjørn** ©Foto: Jon Kritian Skei.



**Storåsen** ©Foto: Jon Kritian Skei.



**Kraftlinjedammen** ©Foto: Jon Kritian Skei.

## Vedlegg 2 Geitaknottane Naturreservat

Geitaknottane Naturreservat ble opprettet i 1997 og dekker totalt 14 km<sup>2</sup> i kommunene Fusa, Kvam og Kvinnherad i Hordaland. I dette området finnes trolig den største forekomsten av storsalamander i Norge.

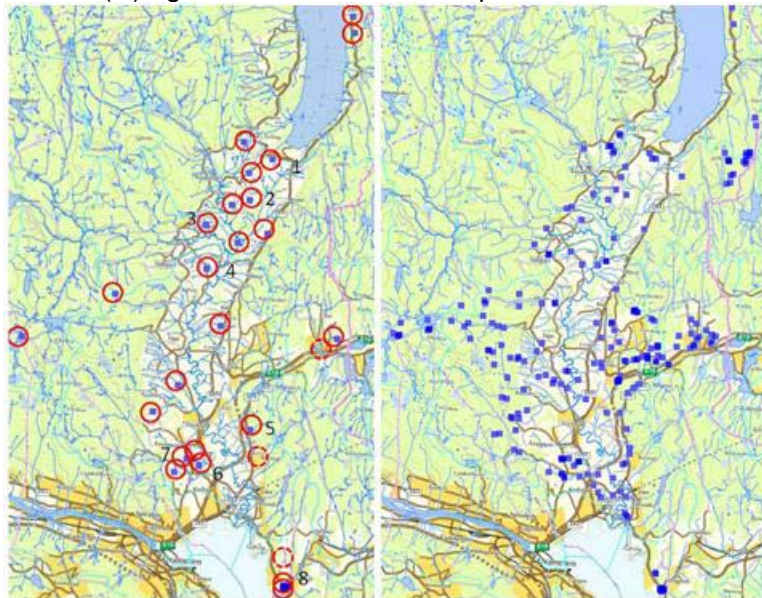


**Figur 1.** I Geitaknottane blir visuelt søk etter voksen storsalamander benyttet som registreringsmetode. Dammene i området har relativt klart vann og lite vegetasjon, og mange egner seg derfor for denne typen overvåkning. ©Foto: Magnus Johan Steinsvåg.



### Vedlegg 3 Lier kommune

Dataene fra Lier bygger på en kartlegging av rundt 140 nåværende og tidligere vannforekomster. Av de 140 er det registrert 48 lokaliteter med småsalamander, hvor av 4 er usikre forekomster. Det er registrert 30 lokaliteter med storsalamander, hvor 3 er utgått og 1 er usikker. Figur 3 viser besøkte lokaliteter i 2009 med nåværende eller utgåtte bestander av storsalamander (tv) og undersøkte lokaliteter i perioden 1997 – 2009 (th).



**Figur 1.** Forekomst av storsalamander i 2009 (t.v.) og overvåkingslokaliteter 1997 - 2009 (t.h.) i Lier Kommune. Hel sirkel viser lokaliteter med påvist voksne og eller larve av storsalamander i 2009. Stiplet sirkel er lokaliteter med utgåtte bestander av storsalamander. Valstad (1), Holtsmark (2), Nedre Svere (3), Rønningen (4), Brastad (5), Sandaker (6), Planteskolen (7) og Lahelldammen (8) er nummerert i kartet. Blå firkant er stasjoner i undersøkte lokaliteter (n=140). Kart: VannInfo.



**Figur 2:** Et utvalg av lokaliteter fra Lier kommune i Buskerud med forekomst av storsalamander. ©Foto: Børre K. Dervo.



Fra to av dammene, Planteskoledammen (**figur 3**) og Lahelldammen (**figur 4**) er det presentert en del data i rapporten. Planteskoledammen er en kunstig vanningsdam på 900 m<sup>2</sup> og etablert i 1942. Dammen ligger ved Vivelstad (lok nr 7 på kartet), ca 1,5 km sydvest for Lierbyen (kommunesenteret). Det har vært storsalamander her siden begynnelsen av 1960 tallet.

Lahelldammen er opprinnelig en naturlig vannforekomst på 5 600 m<sup>2</sup>, som er gravd ut og endret flere ganger. Dammen (lok nr 8 på kartet) ligger helt sydvest i kommunen, på grensa til Røyken kommune. Sin nåværende form og størrelse fikk den på slutten av 1970-tallet. Storsalamander ble utryddet på 1980-tallet pga utsetting av gjedde. Storsalamanderen kom inn igjen i begynnelsen av 2000 etter at gjedda forsvant.



**Figur 3.** Planteskoledammen i Lier kommune i Buskerud. ©Foto: Børre K. Dervo.



**Figur 4.** Lahelldammen i Lier kommune i Buskerud. ©Foto: Børre K. Dervo.



## Vedlegg 4 Oslo og Akershus

Tjernet på Holumskogen er et næringsfattig, 1 440 m<sup>2</sup> stort skogstjern i Nittedal kommune (Akershus fylke). De eneste vannplanter er takrør og nøkkerose (**figur 1**). Buttsnutefrosk, spissnutefrosk, småsalamander og storsalamander yngler i tjernet. Forekomst av storsalamander ble for første gang bekreftet i 2001 (Strand 2001). Mort ble introdusert rundt 2003 (van der Kooij upubl.) og oppnådde i 2009 en bestand på minst 3 000 dyr. Morten forhindret yngling av samtlige amfibiearter. Høsten 2009 ble morten fjernet ved hjelp av rotenon (van der Kooij 2009).



**Figur 1.** Tjernet på Holumskog i Nittedal. ©Foto: Jeroen van der Kooij.

### Skillebekkdammen og Øvre skogsdam

Disse to dammene ligger nær den Gamle Trondhjemske Kongevei i Skedsmo kommune (Akershus fylke). Skillebekkdammen er 200 m<sup>2</sup> (**figur 2**), mens Øvre skogsdam dekker et areal på 80 m<sup>2</sup> (**figur 3**). Begge dammene befinner seg i et større blandingsskogsområde og får begrenset med direkte solinnstråling. Det er lite vegetasjon i dammene. Skillebekkdammen tørker også ut fra tid til annen. Ingen av disse dammene hadde vellykket reproduksjonen av storsalamander i 2009.



**Figur 2.** 18. Øvre skogsdam i Skedsmo med jevn fordeling av Ortmannfeller. ©Foto: Jeroen van der Kooij





**Figur 3.** Skillebekkdammen i Skedsmo. ©Foto: Jeroen van der Kooij.

**Hovindammen** er en 6 500 m<sup>2</sup> stor, kunstig, næringsrik dam i Oslo kommune. Her finnes det mange ulike vannplanter. Starr *Carex* spp. og dunkjevle *Typha* spp. dominerer i de delene hvor salamanderne oppholder seg (**figur 4**). Inntil begynnelsen av 1950-tallet lå dammen inntil to andre dammer. Disse ble imidlertid gjenfylt da området ble regulert. Dammen befinner seg nå i en park omgitt av tett bebyggelse og trafikkerte veier. Forekomst av storsalamander ble påvist i 2007. Strand (1994) fant ikke larver av arten i 1988 og 1989, men det er lite trolig at dagens bestand er av nyere dato (Redford 2010).



**Figur. 4.** Nordenden av Hovindammen i Oslo. I forgrunnen synes starrfeltet, i bakgrunn dunkjevlefeldet. Sistnevnte felt ga vesentlig dårligere fangst enn førstnevnte. ©Foto: Jeroen van der Kooij.



# NINA Rapport 589

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2166-5



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)