

Mastergradsoppgave

Eivind Ekholt Andersen

Amfibieundersøkelser
i Mykland, Aust-Agder
Hvor finnes de og hvorfor?



Høgskolen i Telemark

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Masteroppgave i Natur Helse og Miljøfag

Eivind Ekholt Andersen

Amfibieundersøkelser i Mykland, Aust-Agder

Hvor finnes de og hvorfor?



Høgskolen i Telemark
Avdeling for allmennvitenskapelige fag
Institutt for natur-, helse- og miljøfag
Hallvard Eikas plass
3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

© 2013 Eivind Ekholt Andersen

Sammendrag

I mange deler av verden rapporteres det om betydelige nedganger i amfibiepopulasjoner. Det er trukket fram en rekke årsaker til dette. Vannforsuring som følge av sur nedbør kan være en sannsynlig årsak til tilbakegang av amfibier i forsuringfølsomme områder som deler av Sør-Norge.

Feltundersøkelser av padde (*Bufo bufo*) og liten salamander (*Triturus vulgaris*), ble kombinert med vannkjemiske undersøkelser og registrering av fiskearter i 15 lokaliteter, hovedsakelig i Mykland, Aust-Agder, i perioden 2010-2011. Hovedområdet for undersøkelsene ble sterkt påvirket av skogbrann i 2008, som forårsaket betydelige terrestriske og akvatiske endringer. Midt i brannområdet ligger en relativt stor lokalitet med liten salamander, Grunnetjenn, hvor også tetthetsestimater av arten ble gjennomført. Totalt ble 11 lokaliteter undersøkt innenfor brannområdet, 3 i nærheten av brannområdet og 1 i Bø i Telemark.

Resultatene fra disse undersøkelsene viser i likhet med andre undersøkelser, at lav pH, dårlig pH-bufferkapasitet og tilstedeværelse av fisk [ørret (*Salmo trutta*), abbor (*Perca fluviatilis*) og/eller bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*)] er sannsynlige forklaringsfaktorer for tilstedeværelse av amfibier eller ikke. Selv om de undersøkte lokalitetene er relativt ionefattige, ble det også påvist signifikant høyere konsentrasjoner av basekationer som kalsium (Ca^{2+}) i lokaliteter med amfibier, enn lokaliteter uten amfibier. Konsentrasjonene av uorganisk aluminium (Al_i) ser ut til å ha en begrenset negativ effekt på amfibieutbredelsen i Mykland. Dette kan trolig forklares med at mye av aluminiumet er bundet opp i det organiske materialet i de relativt humøse lokalitetene, og at Al_i -nivåene i dag, etter betydelig nedgang i sur nedbør siden 1980 (75-85 % nedgang i svovelsyre), ikke er høye nok til at dette har effekt på amfibiebestandene i området.

Grunnetjenn, med sin betydelige bestand av *T. vulgaris*, har relativt god vannkvalitet i forhold til de omkringliggende vannforekomstene i brannområdet av Mykland. De ekstreme vannkjemiske forhold som ble dokumentert i august 2008, var trolig ikke så dramatiske i denne lokaliteten, samtidig med at hovedpopulasjonene av liten salamander trolig ikke lengre befant seg i innsjøen under de mest ekstreme vannkjemiske forhold. Allerede i 2009, ett år etter brannen, var vannkvaliteten i Grunnetjenn relativt bra, og betydelige mengder av liten salamander ble påvist. Størrelsen til Grunnetjenn (62 940 m²) gjør den til en relativt unik salamanderlokalitet i Norge.

Abstract

In many parts of the world there are reports of significant declines in amphibian populations. A number of reasons for the declines exist. Water acidification caused by acid rain, is a likely cause of decline of amphibians in acid sensitive areas, as in parts of southern Norway.

Field surveys of toad (*Bufo bufo*) and smooth newt (*Triturus vulgaris*), was combined with water chemistry surveys and registration of fish species in 15 sites, mainly in Mykland, Aust-Agder, in the period 2010-2011. The main area of the investigation was severely affected by a wildfire in 2008, with significant terrestrial and aquatic changes. Within the wildfire area, there is a relatively large site with newts, Lake Grunnetjenn, where the density estimates of the species was conducted. A total of 11 sites were examined within the wildfire area, 3 near the wildfire area, and 1 in Bø in Telemark.

The results of these studies show, in agreement with earlier studies, that low pH and poor pH buffering capacity and presence of fish [trout (*Salmo trutta*), perch (*Perca fluviatilis*) and / or brook trout (*Salvelinus fontinalis*)] are likely explanatory factors for the presence of amphibians or not. Although the studied lakes and ponds have very low ionic strength, significantly higher concentrations of base cations, as calcium (Ca^{2+}), were present in localities with amphibians, compared with those without amphibians. The concentration of inorganic aluminum (Al_i) appears to have a limited negative effect on the amphibian distribution in Mykland. This is probably explained by the fact that much of the aluminum is bound up in the organic matter in the relatively humic localities, and the fact that the Al_i -levels today, after considerable reduction in acid rain since 1980 (75-85% decrease in sulfuric acid), is not high enough to have an effect on amphibian populations in the area.

Lake Grunnetjenn, with its substantial population of *T. vulgaris*, has relatively good water quality in relation to other investigated lakes within the wildfire area. Accordingly, the extreme water chemistry documented in August 2008, was probably less dramatic in this locality compared with that documented in others water bodies within the area. In addition, the major population of newts has probably undergone metamorphosis to adult individuals and thus not present in the lake under this water chemical episode. Already in 2009, one year after the fire, the water quality in Grunnetjenn was relatively good, and significant amounts of newts were discovered. The large size (62 940 m²) of Lake Grunnetjenn makes it a relatively unique salamander locality in Norway.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
Abstract	4
Innholdsfortegnelse	5
Forord.....	6
1 Innledning	7
2 Problemstilling	9
3 Metoder.....	10
3.1 Områdebeskrivelser.....	10
3.2 Beskrivelse av liten salamander (<i>Triturus vulgaris</i>)	16
3.3 Feltarbeid.....	17
3.4 Feltregistreringer av amfibier og fisk	18
3.5 Innsamling av vannprøver	20
3.6 Vannanalyser.....	20
3.6.1 Vannkjemiske beregninger	22
3.7 Statistikk.....	23
3.8 Veiledere for miljøtilstand	24
4 Resultater	28
4.1 Lokalitetsbeskrivelse	28
4.2 Feltregistreringer av amfibier og fisk	30
4.3 Vannkjemi	35
4.3.1 Økologisk klassifisering (veileder 01-2009).....	35
4.3.2 Generelle vannkjemiske forhold i Mykland og Bås.....	42
4.3.3 Utbredelse av amfibier i forhold til vannkjemiske faktorer	45
5 Diskusjon	51
6 Konklusjon	58
Referanser/litteraturliste	59
Vedlegg	63

Forord

Jeg ønsker å takke min veileder Espen Lydersen for hans gode råd og veiledning gjennom hele mitt arbeid. Jeg vil også takke Bjørn Sten og Clara Enedina Moreno som alltid var til stor hjelp på laboratoriet. Takk til Dag Dolmen for hans gode råd og omfattende arbeid med amfibier i Norge. Uten bidrag fra disse personene ville denne oppgaven blitt vanskelig å gjennomføre. Jeg vil også takke alle de studenter og personer som på en eller annen måte har hjulpet meg til å gjennomføre dette prosjektet. Til slutt vil jeg sende en stor takk til Laura Martinez Izquierdo som har vært til stor støtte gjennom hele prosessen. Jeg ønsker å dedikere denne avhandlingen til Laura, mine foreldre Ulf og Anne-Marit, og mine søstre Hilde og Ingrid.

Bø, 16.05.2013

Eivind Ekholt Andersen

1 Innledning

Amfibiene er i dag blant de mest vanskeligstilte av alle virveldyrene på jorda (Dolmen 1993, Blaustein m. fl. 1994). I store deler av verden opplever man at amfibiepopulasjoner er i sterk nedgang. Denne nedgangen har vært spesielt dramatisk de siste tiårene (Beebee og Griffiths 2005). Dagens interesse for amfibiers populasjonsbiologi og muligheten for en verdensomfattende nedgang startet i kjølevannet av den første verdenskongressen for herpetologi i 1989 (Alford og Richards 1999). IUCN's (International Union for Conservation of Nature) globale vurdering av amfibier indikerer at så mye som en tredel av verdens amfibiearter, som nå estimeres til å være over 5700 arter, har gjennomgått alvorlig nedgang eller er utryddet. Mer kunnskap om amfibiers økologi er derfor viktig for å kunne forstå eller forklare biodiversitetskrisen innen dyregruppen (Beebee og Griffiths 2005).

En rekke faktorer er blitt foreslått å ha en negativ påvirkning på amfibiepopulasjoner. Disse kan opptre hver for seg eller i kombinasjon. Ødeleggelse av akvatiske og terrestriske habitat, introduksjon av eksotiske predatorer eller konkurrenter, forurensning, pesticider og andre kjemiske forurensninger, økt UV-B stråling, klimaforandringer, og effekten av parasitter og andre patogener er faktorer som er vurderte som forklaringer på nedgangen i ulike amfibiepopulasjoner (Alford og Richards 1999, Houlahan m. fl. 2000, Beebee og Griffiths 2005, Skei m. fl. 2006). Både naturlige og kunstige miljøforhold har betydelig effekt på distribusjon, fravær og diversitet av amfibier. Eksempel på dette er, vannets pH og konsentrasjoner av elektrolytter og humøse substanser i vann. I tillegg påvirker biologiske faktorer som, diversitet av bytte og predatorer eller mengden akvatisk vegetasjon i ynglelokalitetene, dynamikken til amfibiepopulasjonene (Cooke and Frazer 1976, Dolmen 1982, Skei m. fl. 2006). For å kunne forstå sannsynlige grunner til amfibienedgang, er det nødvendig å skaffe detaljerte kunnskaper om hvordan amfibiens populasjonsdynamikk samhandler med variasjoner i miljøet (Alford and Richards 1999, Skei m. fl. 2006). Når en skal vurdere årsaker til nedgang i amfibiepopulasjoner er det vanskelig å skille mellom naturlige og menneskeskapte årsaker da det kun eksisterer et fåtall kvantitative langtidsstudier på dette området (Houlahan m. fl. 2000, Beebee & Griffiths 2005, Skei m. fl. 2006).

I Europa er menneskeskapt vann- og jordforurensning en av de mest skadelige faktorene for akvatisk liv. I løpet av 1900 tallet utviklet dette seg til et alvorlig problem i Skandinavia (Rodhe m. fl. 1995, Dolmen m. fl. 2004), hvor blant annet brunørret (*Salmo trutta*) populasjonene i Norge ble alvorlig påvirket i et område på >50 000 km². Disse områdene ligger primært på Sør og Sørvest landet hvor harde, lite forvitrbare bergarter og lite løsmasser

i liten grad evner å bufre denne sure nedbøren (Hesthagen m. fl. 1999, Dolmen m. fl. 2004). For å bedre på disse forholdene har derfor store områder blitt kalket for å nøytralisere den sure nedbøren, samt redusere forekomsten av giftige aluminiumsforbindelser (Sandøy og Romundstad 1995, Hesthagen m. fl. 1999, Dolmen m. fl. 2008). Også amfibier påvirkes negativt av denne forsureninga (Freda 1986, Dolmen 1987, Skei m. fl. 2006, Dolmen m. fl. 2008), slik at en mulig årsak til at denne dyregruppa har gått tilbake i Sør-Norge kan være vannforsuring (Dolmen m. fl. 2004 og 2008). Selv om sur nedbør i det siste er redusert betydelig (Alewell m. fl. 2000, Dolmen m. fl. 2008), utgjør det fortsatt mange steder en trussel mot akvatisk liv (Driscoll m. fl. 2001, Dolmen m. fl. 2008). Av de 6 amfibiartene som lever i Norge er 4 på rødelisten over truede arter. Liten salamander (*Triturus vulgaris*) er en av dem og har status på den norske rødliste som nær truet (Kålås m. fl. 2010).

I tidsrommet 2010 til 2011 ble tilstedeværelsen av *Triturus vulgaris* og andre amfibier undersøkt i flere vannlokaliteter i Mykland, Froland kommune i Aust-Agder (Figur 1). Studier av *T. vulgaris* og andre amfibier er også tidligere blitt utført i områder av Aust-Agder. Disse studiene har hovedsakelig dreid seg om utbredelse av amfibiartene og problemer relatert til forsurening (Dolmen m. fl. 2004 og 2008, Skei m. fl. 2006). Mykland befinner seg i den sterkt forsured delen av Sør-Norge (Berger m. fl. 1992) og et stort område i Mykland (ca. 26000 dekar) ble i tillegg utsatt for skogbrann i 2008 (Høgberget 2010). Et annet mindre område nord for brannområdet (Bås) samt en lokalitet i Bø i Telemark ble også undersøkt for *T. vulgaris* og andre amfibier i dette tidsrommet. Andre biologiske og kjemiske undersøkelser i innsjøer og vassdrag har blitt utført etter brannen i juli 2008, blant annet gjennom det FNR finansierte forskningsprosjektet Pyrowater, i perioden 2009-2012.

2 Problemstilling

Hovedhensikten med oppgaven har vært å undersøke mulige biotiske og/eller abiotiske faktorer som kan forklare tilstedeværelsen av *T. vulgaris* i Grunnetjenn, og hvorfor den er fraværende i de omkringliggende vannlokalitetene. I tillegg har en undersøkt Grunnetjenn som gytelokalitet, samt utført metoder for bestandsvurdering av *T. vulgaris* i denne innsjøen.

Problemstillingene for oppgaven har vært:

- Hvorfor er Grunnetjenn en så god ynglelokalitet for liten salamander, i et ellers relativt ”salamanderfattig” område?
- Hvordan er fysiske, kjemiske og biologiske forhold i Grunnetjenn sammenlignet med andre lokaliteter med og uten liten salamander, i og utenfor Mykland?
- Hvor stor er reproduksjonen i Grunnetjenn, og hvordan kan dette eventuelt måles?

Hypoteser

- Vannkjemiske forhold kan forklare fravær/tilstedeværelse av liten salamander.
- Tilstedeværelsen av fisk påvirker tilstedeværelsen av liten salamander.

3 Metoder

3.1 Områdebeskrivelser



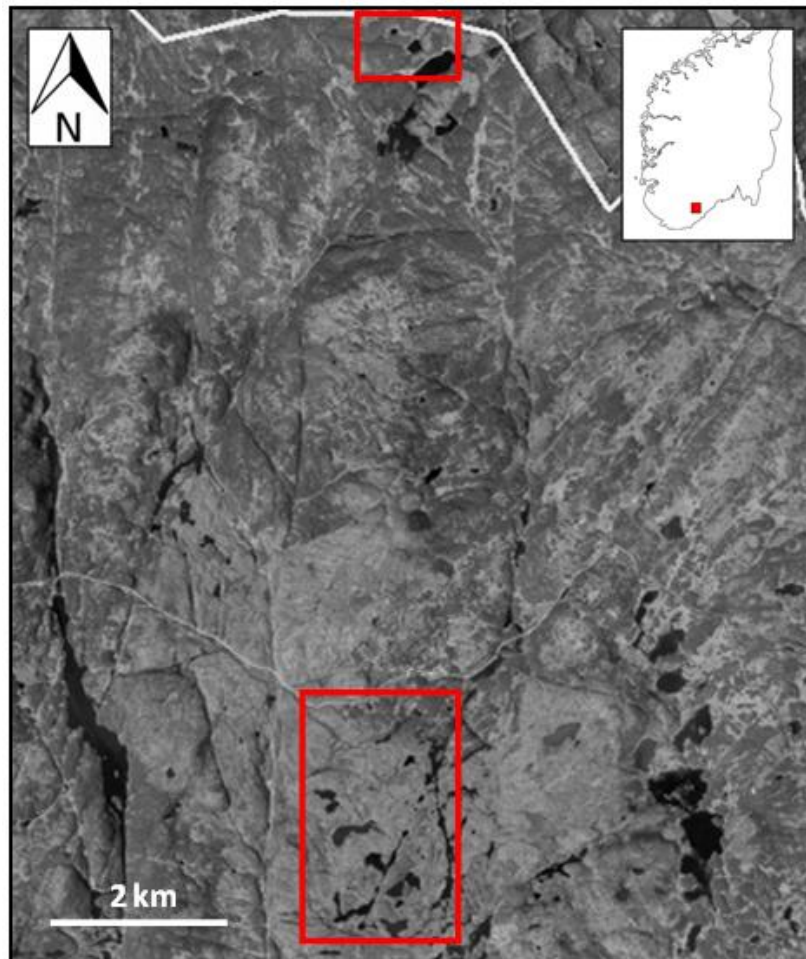
Figur 1: Området undersøkt (Mykland). Modifisert kart fra <http://www.d-maps.com>, 12.10.2012.

Feltundersøkelsene ble gjennomført i perioden juni 2010 til juli 2011. Brannområdet i Mykland, Froland kommune, men også et område nær brannområdet (Bås), samt en lokalitet i Bø i Telemark inngikk i undersøkelsene. Totalt 15 vannlokaliteter har inngått i undersøkelsen, 11 i Mykland, 3 i Bås og en i Bø (Tabell 1).

Tabell 1: Undersøkte vannlokaliteter. Beliggenhetsområde, lokalitetene identifisert med gitte bokstaver, navn på lokaliteter og lokalitetenes posisjon, angitt med bredde og lengdegrad.

Område	Lokalitet	Navn	Breddegrad	Lengdegrad
Mykland	A	Pollane	N58°36.543	Ø8°16.567
	B	-	N58°36.604	Ø8°16.772
	C	-	N58°37.092	Ø8°17.271
	D	-	N58°37.045	Ø8°17.381
	E	-	N58°37.110	Ø8°17.453
	F	Mjunåstjenn	N58°37.364	Ø8°17.309
	G	-	N58°36.444	Ø8°17.208
	H	Bjønåstjenn	N58°37.706	Ø8°16.803
	I	Fisketjenn	N58°36.549	Ø8°17.194
	J	Grunnetjenn	N58°36.922	Ø8°16.694
	K	Heitjenn	N58°37.064	Ø8°16.366
Bås	L	Poddetjenn	N58°42.122	Ø8°17.772
	M	Beintjenn	N58°42.024	Ø8°17.027
	N	Bjortjenn	N58°41.938	Ø8°17.305
Bø i Telemark	O	Steintjenn	N59°26.834	Ø9°04.292

De undersøkte områdene i Aust-Agder, Mykland og Bås (Figur 2), befinner seg i de mest forsursrammede områdene av Sør-Norge hvor berggrunnen hovedsakelig består av middels til sure gneiser, med liten mulighet til å bufre sur nedbør. Lokalitetene i Mykland ligger alle over marin grense, som er på ca. 100 m o.h. Barskoggrensen i område er på ca. 500-600 m o.h. (Dolmen m. fl. 2004 og 2008).



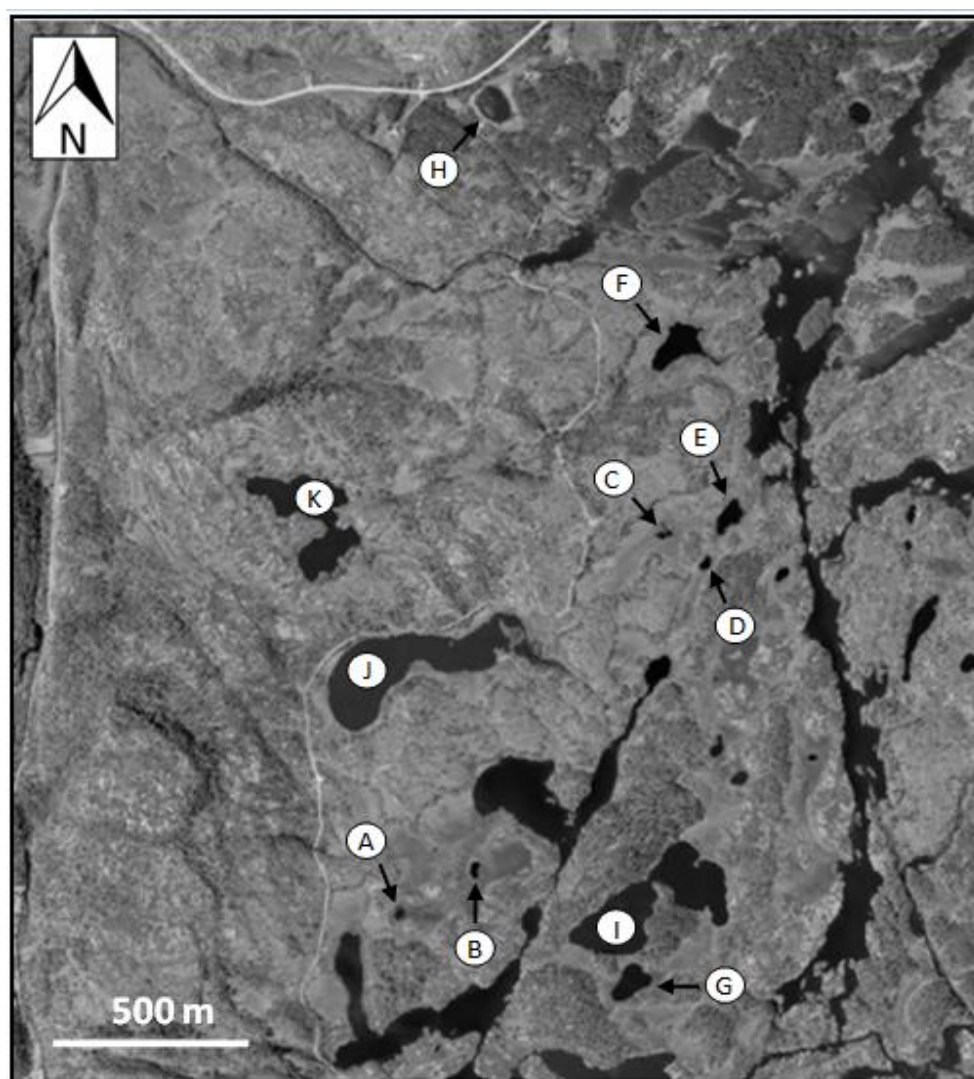
Figur 2: Kart over områdene undersøkt i Mykland, brannområdet i sør, Bås i nord. Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk 2013.

Mykland

Brannområdet i Mykland er på 26000 dekar og befinner seg ca. 40 km fra kysten (NIVA 2010). Det undersøkte området er på ca. 3500 dekar (Figur 3), og befinner seg mellom 226 til 285 m o.h. (GPS, Google Earth 2013). Størrelsen varierer mellom små pytter og dammer på under 1 dekar (1000 m^2) til større tjern/vann på over 60 dekar ($60\,000 \text{ m}^2$). Berggrunnen består av amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis og stedvis migmatitt (hovedsakelig udifferensiert båndgneis). Et unntak er Bjønnetjenn (lok: H) som ligger i et belte bestående av diorittisk til granittisk gneis, migmatitt (NGU, Norges Geologiske Undersøkelse 2012). I Mykland ligger alle de undersøkte vannlokalitetene og deres nedbørsfelter, med unntak av Bjønnestjenn (lok: H), innenfor det brannpåvirkede området. Det er nesten ingen bebyggelse

eller landbruksvirksomhet i dette området, og ingen av vannlokalitetene har vært kalket (Høgberget m. fl. 2010).

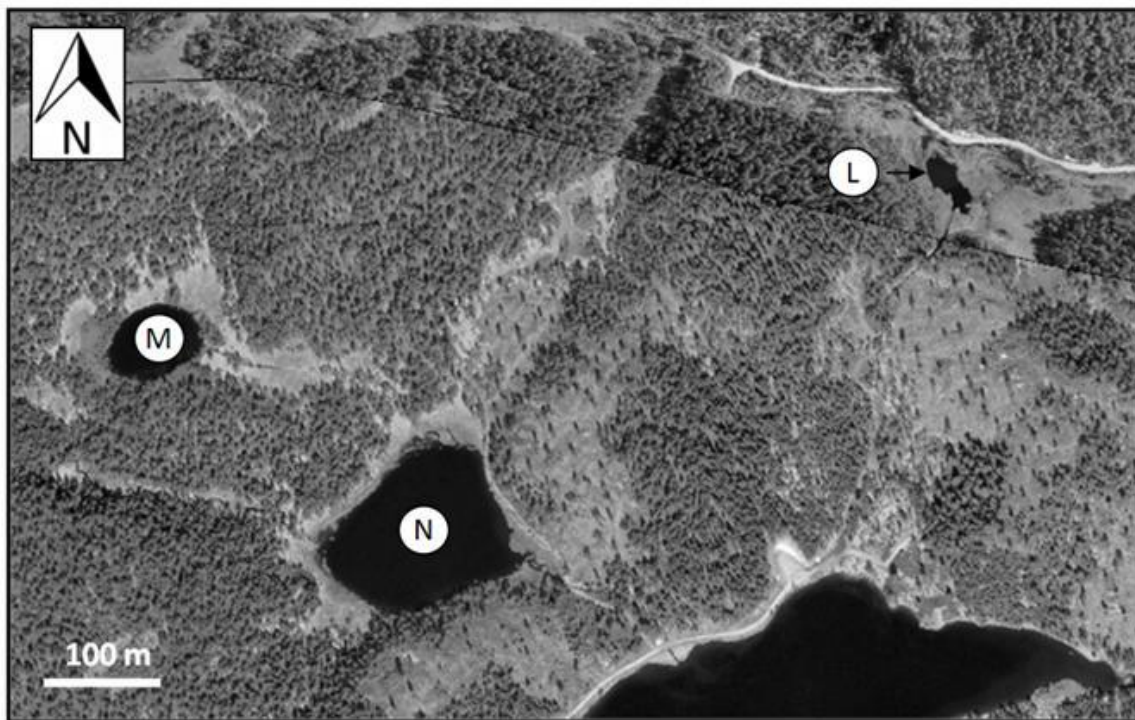
Området rundt de undersøkte vannlokalitetene, består primært av store myrer med diverse torvmose-arter (*Sphagnum spp.*) og sporadiske tuer med ulike starr-arter (*Carex spp.*) og duskmyrull (*Eriophorum angustifolium*). Rundt myrene og vannlokalitetene er det blandet barskog av gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*), med noe innslag av bjørk (*Betula spp.*). Jordsmonnet i området er relativt tynt. Dominerende vannplanter i området er bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*), hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*), gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*).



Figur 3: Kart over lokalitetene i Mykland (lok: A-K). Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk 2013.

Bås

Område er på ca. 500 dekar (0,5 km²) og befinner seg ca. 45 km fra kysten og ca. 5 km nord for brannområdet (Statens vegvesen og Statens kartverk 2013). De tre vannlokalitetene i dette området (Tabell 1; Figur 4) ligger på rundt 195 m o.h. (GPS, Google Earth 2013). Berggrunnen består hovedsakelig av diorittisk til granittisk gneis og migmatitt (NGU 2012). Vegetasjonen i området er primært lav og lyngrik furuskog med innslag av gran og bjørk. Terrenget er relativt kupert. Rundt vannlokalitetene er det myrlendt, men i langt mindre grad enn Mykland. Det er ingen landbruksvirksomhet eller bebyggelse i området. Som i brannområdet dominerer vannplantene bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*), hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*), gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og noe krypsiv (*Juncus bulbosus*).



Figur 4: Kart over Bås lokalitetene (lok: L-N). Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk 2013.

Steintjenn

Steintjenn (O) ligger ca. 65 km fra kysten i Bø kommune, Telemark (Statens vegvesen og Statens kartverk 2013), 172 m o.h. (GPS, Google Earth 2013). Berggrunnen består av diorittisk til granittisk gneis, migmatitt (NGU 2012). Marin grense i området er på ca. 145 m.o.h. (Gregersen m. fl. 2006). Lokaliteten ligger mellom Reshjemveien og bassenganleggene inne på Sommerland fornøylespark (Tabell 1; Figur 5).



Figur 5: Steintjenn (lok: O) i Bø i Telemark. Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk 2013.

3.2 Beskrivelse av liten salamander (*Triturus vulgaris*)

I Norge finnes liten salamander (*Triturus vulgaris*) på Østlandet, deler av Sørlandet, Rogaland og i Trøndelag. I midtre Telemark er den funnet helt opp til 700 m o.h. En liten bestand i Vefsn i Nordland skal trolig være verdens nordligste (Dolmen 1993).

Voksne individene er 7-10 cm lange. De kan være brune, olivenbrune, grå eller sorte med en mørk strek gjennom øyet. Hos hannen er buken rødorange med mørke flekker, mens hunnen har prikker på buken. Hannen kjennetegnes også på det sorte kloakkpartiet, og har i lekdrakt, en sammenhengende bølgete ryggkam (Figur 6). Den vanligvis glatte huden er hos terrestriske individer ofte tørr (Dolmen 1993). I naturen kan arten bli mellom 10 – 15 år (Dolmen 1982).

Arten lever i og ved mange ulike vanntyper, som dammer og tjern i både myr og skogområder, samt i kulturlandskapet. Liten salamander er ikke like tilknyttet vann og fuktige områder som den store salamanderen (*Triturus cristatus*). Parringen foregår i mai – juni (Dolmen 1993), hvor hunnen legger mellom 100 og 200 egg (Dolmen 1982). Etter dette kryper de fleste individene opp på land. Liten salamander er tussmørkeaktiv, men kan under vann også observeres på dagtid, ofte i sammenheng med at de soler seg, eller jakter. Salamander-larvene undergår metamorfose i juli – september (Dolmen 1993).

I tillegg til drenering av amfibiers gytelokaliteter og utsetting av rovfisk, er sur nedbør sannsynligvis den mest alvorlige trusselen for amfibiepopulasjoner i Norge (Dolmen 1987).

I surt vann er amfibiembryoer (egg) og larver svært sårbare, fordi surt vann (lav $[H^+]$) fører til ionetap over embryo-membranen og amfibielarvenes gjeller, samt at surt vann ofte inneholder betydelige mengder uorganisk, positiv ladete aluminiumsforbindelser som kan feste seg til negativt ladete seter på gjelleoverflaten og dermed ha toksisk effekt på larvene, lik det som beskrives for fisk (Freda 1986, Lydersen m. fl. 2002, Skei og Dolmen 2006).



Figur 6: Liten salamander (*Triturus vulgaris*) i Grunnetjenn. Hunn (øverst) og hann (nederst). (Foto: Eivind Ekholt Andersen)

3.3 Feltarbeid

Første feltarbeid ble utført i perioden 15.-17. juni 2010, hvor samtlige lokaliteter i Mykland, Bås og Bø ble undersøkt. Feltundersøkelsene av amfibier ble utført tidlig på sommeren fordi en på denne tiden forventer å kunne observere larver og voksne individer både i vann og på land. I tillegg til feltregistrering av amfibier, ble det samlet inn vannprøver for måling av pH, ledningsevne, alkalinitet, total organisk karbon (TOC) og kalsium (Ca^{2+}). I etterkant av feltregistreringene, ble det også utført bestandsundersøkelser (telling) i de lokaliteter hvor arten var observert i Mykland. Bestandsregistreringer av *T. vulgaris* ble gjentatt i Mykland 28. juli hvor salamander larvene var større, men i god tid før de gjennomgår metamorfose (Dolmen 1993).

Høsten 2010, under fullsirkulasjonen (11.-13. oktober) ble det igjen innsamlet vannprøver fra samtlige lokaliteter. Denne gang inngikk langt flere kjemiske parametre i analysene (se Tabell 2). Med bakgrunn i disse analysene kan lokalitetenes syrenøytraliserende kapasitet (ANC)

beregnes i henhold til Lydersen m. fl. (2004), en parameter som er mye brukt for tålegrenseberegninger for ferskvannsfisk. Det ble også satt ut garn i samtlige vannlokaliteter for registrering om det kunne være fisk i noen av lokalitetene.

Våren (22.-23. mai) 2011 ble det igjen utført bestandstillinger i Mykland, samt innsamling av vannprøver fra samtlige lokaliteter (Mykland, Bås og Bø) for kjemiske analyser av de samme parametre som på høsten 2010. Bestandstillinger ble også dette året gjentatt seinere på sommeren (26.-27. juli) i Mykland.

3.4 Feltregistreringer av amfibier og fisk

Amfibieundersøkelsene er gjennomført i 14 vannlokaliteter i Froland, Aust-Agder (11 i Mykland og 3 i Bås), samt en i Bø i Telemark. Lokalitetene i Mykland ble valgt ut i fra deres nærhet til Grunnetjenn som besitter en relativt stor bestand av liten salamander, dokumentert av Dag Dolmen ved NTNU, Vitenskapsmuseet, 5. mai og 29. august, 2009 (pers. med.). Grunnetjenn ligger sentralt i det brannpåvirkede området. Lokalitetene i Bås ble valgt på bakgrunn av tidligere registreringer av arten i område, også av Dag Dolmen (pers. med.) samt at lokaliteten befinner seg relativt nærme brannområdet i Mykland (<5 km). Steintjenn i Bø i Telemark ble valgt på bakgrunn av publikums observasjoner av liten salamander og lokalitetens relativt spesielle vannkjemiske forhold (som høye Na^+ og Cl^- nivåer).

Metoden som er benyttet for innsamling av amfibier og larver fra ulike stasjoner langs vannkanten er beskrevet av Dolmen (1991). Stasjonene ble plukket ut til å være representative for de viktigste mikrohabitatene i lokalitetene dvs. grunne områder med vannvegetasjon. Til innfangning av amfibiene ble det brukt en 2 meter lang håv med en åpning på 25×25 cm med maskevidde 250 μm . Håven ble dratt eller sveipet parallelt med vannkanten 2-3 cm over bunnen i en høyre, – venstre, – høyre bevegelse. (ca. ett sekund hver vei).

Pga måten prøvetakingen utføres på kalles derfor denne metoden z-sveip, og dekker et område ut til maksimalt 3 m fra land. Tilstedeværelsen av egg, larver og voksne individer i dette området ble regnet som bevis for reproduksjon av liten salamander i lokaliteten. Etter identifiseringen av larver og voksne individer i felten, ble amfibiene sluppet ut igjen der de ble fanget. Ved z-sveip stasjonene ble det også notert generelle område-/lokalitetskarakteristika som strand og vannvegetasjon, samt avstand til nærmeste skogholt.

For registrering av fisk ble det i oktober 2010 satt ut ett garn (21 mm, 20 m langt) i samtlige lokaliteter. Garnene stod ute i hver lokalitet i ca. 10-12 timer før de ble hentet inn.

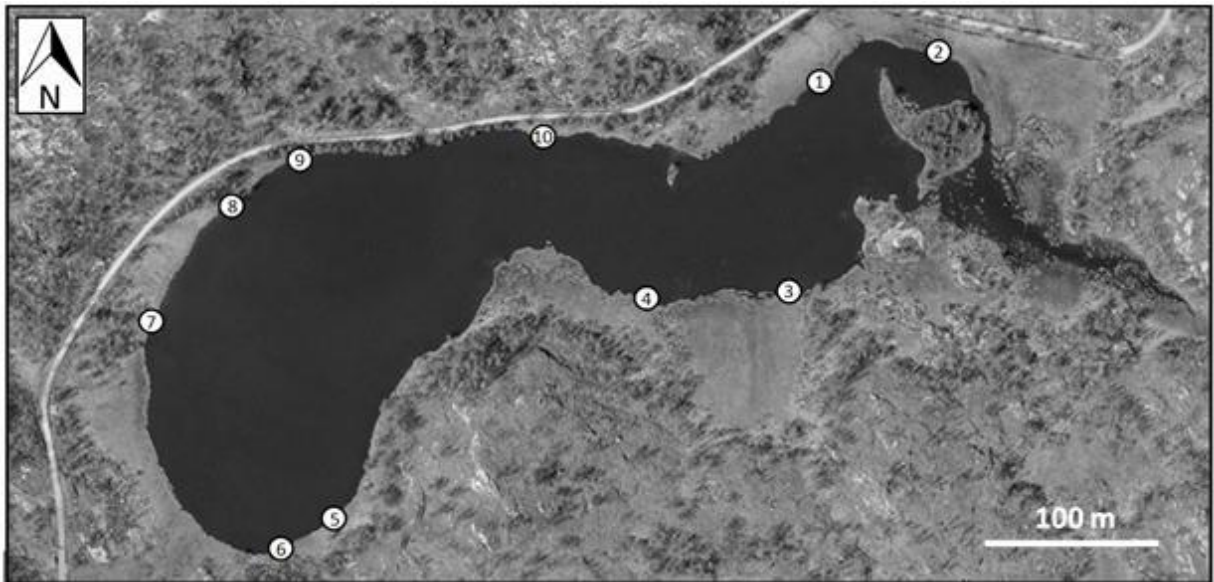
Bestandskvantifisering av *T. vulgaris*

Våren 2010 ble det gjennomført en undersøkelse ved bruk av z-sveip metoden, ved 10 stasjoner i hver lokalitet, for om mulig å kunne si noe om bestandenes størrelse. Stasjonene som ble valgt ble antatt å være lokaliteter hvor sannsynligheten for å finne liten salamander ville være gode. Hver stasjon dekket ca. 2-3 m strandlinje. Hensikten med disse undersøkelsene var både å påvise tilstedeværelse av arten og til en hvis grad få et mulig mål på bestandstetthet. I Grunnetjenn var dette hovedsakelig stasjoner liggende vest i lokaliteten (Figur 7). I de lokalitetene i Mykland hvor *T. vulgaris* ble registrert våren 2010 (Grunnetjenn (lok: J) og Pollane (lok: A), ble tilsvarende undersøkelser gjennomført også i juli 2010, samt i mai og juli 2011. I områdene utenfor Mykland (Bås og Bø) ble forsøk på bestandstillinger av *T. vulgaris* kun utført i juni 2010, men ble etterjakkert i mai 2011 for å kunne bekrefte fortsatt tilstedeværelsen av liten salamander i lokalitetene.



Figur 7: Grunnetjenn og de 10 valgte z-sveip stasjonene. Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk (2013).

For å kunne undersøke bestandstettheten i Grunnetjenn mer objektivt, (antall individer per meter strandlinje), ble Grunnetjenn delt inn i 30 strandsonelokaliteter, hver på 53 meter. 10 av disse ble tilfeldig plukket ut for registrering av liten salamander. Innenfor hver strandsonelokalitet (53 m) ble det gjort en subjektiv vurdering av "den antatt beste" stasjonen for z-sveip (2-3 m). Utvelgelsen ble derfor ikke helt tilfeldig. De utvalgte stasjonene (Figur 8) ble z-sveipet i juli 2010, mai 2011 og juli 2011.



Figur 8: Grunnetjenn og de 10 tilfeldige z-sveip stasjonene. Modifisert kart fra Statens vegvesen og Statens kartverk (2013).

3.5 Innsamling av vannprøver

Vannprøvene ble tatt i 1L (for hovedkjemi) og 0,5L (for aluminium) polyetylen flasker, ca. 1 meter fra vannkanten, på 10-20 centimeters dyp. Alle lokalitetene ble prøvtatt i juni 2010, oktober 2010 og mai 2011. Prøve for måling av aluminium ble kun tatt i oktober 2010. Alle vannprøver ble oppbevart på et mørkt kjølerom (4 °C) fram til analyse.

3.6 Vannanalyser

Vannanalysene ble utført ved Høyskolen i Telemark (HIT) i henhold til metoder presentert i tabell 2. Måling av pH, ledningsevne, alkalinitet og aluminium ble gjort 1-2 dager etter at prøvene var samlet inn, mens andre analyser ble utført etter lengre tids lagring, da disse parametrene ikke i samme grad vil kunne påvirkes av lagring.

Tabell 2: Oversikt over de analytiske metoder som er benyttet i oppgaven.

Parameter	Enhet	Referanse/Apparater
PH	$-\log[H^+]$	NS 4720, 1979, 2. Utgave.
Elektrolytisk konduktivitet	$\mu S\ cm^{-1}$	NS-ISO 7888, 1993, 1. Utgave.
Fargetall	$mg\ Pt\ L^{-1}$	NS 4878 (2002)
UV-absorberingsevne		Intern metode, absorpsjon ved 254 nm
Alkalinitet	$\mu mol\ L^{-1}$	NS 4754, 1981
Kalsium (Ca^{2+})	$mg\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Magnesium (Mg^{2+})	$mg\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Natrium (Na^+)	$mg\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Kalium (K^+)	$mg\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Ammonium (NH_4^+)	$\mu g\ N\ L^{-1}$	Intern metode basert på NS 4746 (1975)
Klorid (Cl^-)	$mg\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Sulfat (SO_4^{2-})	$mg\ SO_4\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Nitrat (NO_3^-)	$\mu g\ N\ L^{-1}$	Ione kromatografi (IC). (ICS 1100)
Total fosfor	$\mu g\ P\ L^{-1}$	NS 4725, 3. Utgave, 1984
Total nitrogen	$\mu g\ N\ L^{-1}$	Intern metode + FIA metode: Tecator ASN 110-03/92
Total organisk karbon (TOC)	$mg\ C\ L^{-1}$	Intern metode. OI Analytisk 1010
Total Aluminium	$\mu g\ L^{-1}$	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Totalt monomert Al. (Ala)	$\mu g\ L^{-1}$	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Organisk monomert Al. (Alo)	$\mu g\ L^{-1}$	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Silikat	$mg\ SiO_2\ L^{-1}$	Intern metode + FIA metode. (AIM 3000 Series. FIA labb 2500)
Bly (Pb)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4780 + NS 4781. (Perkin Elmer. HGA 900)
Kadmium (Cd)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4780 + NS 4781. (Perkin Elmer. HGA 900)
Kobber (Cu)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4770 + NS 4773. (Perkin Elmer. Aanalyst 400)
Sink (Zn)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4770 + NS 4773. (Perkin Elmer. Aanalyst 400)
Jern (Fe)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4770 + NS 4773. (Perkin Elmer. Aanalyst 400)
Mangan (Mn)	$\mu g\ L^{-1}$	NS 4770 + NS 4774. (Perkin Elmer. Aanalyst 400)

3.6.1 Vannkjemiske beregninger

Aluminium

Aluminium ble analysert spektrofotometrisk på HQ/MIBK ekstrakter av ubehandlede vannprøver (Al_a), forsurede vannprøver tilsatt HNO_3 til pH 1 (Al_r) og kationbyttete prøver (Al_o) i henhold til Barnes/Driscoll metoden (Barnes 1975, Driscoll 1984). Absorbans ble avlest ved 395 nm og 600nm. Absorbansen ved 600 nm ble brukt til å korrigere for jern da det interferer med Al ved 395 nm.

Som beskrevet av Barnes (1975) ble total monomert aluminium (Al_a) bestemt ved å ekstrahere en ubehandlet vannprøve i en hydroxyquinoline (HQ) metyl isobethyl (MIBK) løsning i 20 sekunder. Al_a består av enkle uorganiske (Al_i) og organisk (Al_o) forbindelser. Al_o måles etter at en vannprøve har blitt kationbyttet gjennom en ionebytterkolonne bestående av 10 mL Amberlite IR 120 ionbytttemasse Driscolls (1984), og eluatet ekstrahert med HQ/MIBK i 20 sekunder. Konsentrasjonen av Al_i kan da beregnes, som: $Al_i = Al_a - Al_o$

I tillegg ble vannprøver forsuret med HNO_3 til pH 1, og lagret i 24 timer for ekstraksjon i HQ/MIBK. Dette er et mål på total Al - konsentrasjon ($Al_r =$ totalt syrereaktivt). Forskjellen mellom Al_r og Al_a vil være et mål på konsentrasjonen av aluminium kolloider og partikler.

ANC

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC = acid neutralizing capacity) er en parameter som ofte brukes som kjemisk indikator for fiskestatus i sure vann. ANC er forskjellen mellom konsentrasjoner av base kationer og sterke syre anioner (på ekvivalent - basis) og beregnes som:

$$ANC-1 = \Sigma [Ca^{2+}], [Mg^{2+}], [Na^+], [K^+], - \Sigma [Cl^-], [SO_4^{2-}], [NO_3^-]$$

ANC konseptet er en robust metode for å måle forsuringsstatus i ferskvann på, da ingen av parametrene som inngår påvirkes av CO_2 variasjoner i vann som igjen påvirker vannets pH (Lydersen m. fl. 2004).

ANC_{oaa} (ANC-2) er en modifikasjon av ANC (ANC-1), hvor også sterke organiske syrer som er fullstendig deprotonerte ved normale pH verdier i vann inngått. ANC-2 beregnes som $(ANC - 1) - \frac{[TOC] \times 10.2}{3}$, (Lydersen m. fl. 2004) hvor TOC = total organisk karbon i $mg\ C\ L^{-1}$. ANC-2 gir en langt bedre sammenheng mellom vannkemi og fiskestatus i brune, TOC rike vann enn ANC-1 (Lydersen m. fl. 2004).

Ikke-marine bidrag av sulfat og basekationer

Fordi vannforekomster tilføres sulfat fra flere kilder (bl.a. sur nedbør og marin påvirkning) er det vanlig å benytte sjøsaltkorrigerede SO_4 -verdier (SO_4^*) når en skal undersøke endring i forsuringpåvirkninger (Saksgård og Schartau 2011). For å beregne marint sulfat, antar en at alt klorid (Cl^-) i vannet kommer fra sjøvann, og at det ekvivalente forholdet mellom klorid og marint sulfat i vannet er som i sjøvann (Weast 1988). Basert på Weast (1988) er forholdet $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ i sjøvann 1.00/0,103. En kan da beregne ikke-marint sulfat på følgende måte:

$$\text{Ikke-marint } [\text{SO}_4^*] = [\text{SO}_4^{2-}] - 0,103 \times [\text{Cl}^-]$$

Basert på tilsvarende forholdstall mellom Cl^- og basekationer kan en beregne ikke-marine basekationebidrag etter følgende formler:

$$\text{Ikke marint } [\text{Ca}^*] = [\text{Ca}^{2+}] - 0,037 \times [\text{Cl}^-]$$

$$\text{Ikke marint } [\text{Mg}^*] = [\text{Mg}^{2+}] - 0,195 \times [\text{Cl}^-]$$

$$\text{Ikke marint } [\text{Na}^*] = [\text{Na}^+] - 0,856 \times [\text{Cl}^-]$$

$$\text{Ikke marint } [\text{K}^*] = [\text{K}^+] - 0,0181 \times [\text{Cl}^-]$$

3.7 Statistikk

Man-Whitney U-test er en ikke parametrisk test på data som ikke er normalfordelte. Med denne testen reduseres betydningen av ekstremverdier. Tester viser om det er signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom medianverdiene i de to gruppene som sammenliknes eller ikke. En p-verdi (probability verdi) $< 0,05$ er satt som kriterium for at forskjellene er statistisk signifikante, dvs. at sannsynligheten for at sammenhengen skyldes tilfeldigheter, er mindre enn 5 %. I denne undersøkelsen er dette gjort for å vurdere om enkelte vannkjemiske parametre kan forklare tilstedeværelse av amfibier eller ikke. Man-Whitney U-test er ikke-parametrisk og krever ikke normalfordelte data.

3.8 Veiledere for miljøtilstand

For klassifisering av vannlokalitetenes miljøtilstand ble følgende veiledere anvendt:

- Veileder 01-2009 (Direktoratsgruppa 2009): Klassifisering av miljøtilstand i vann – Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforeskriften.
- SFT 97:04 (SFT 1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

I henhold til veileder 01-2009 (Direktoratsgruppa 2009), er vannlokalitetene kategorisert etter størrelse, kalk og humusinnhold som vist i tabell 3 og 4. Videre er næringsstatus i lokalitetene basert på mengden total fosfor (Tot-P) og total nitrogen (Tot-N), mens forsuringstatus baserer seg på pH, uorganisk aluminium (Al_i) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC-1) i lokalitetene. Tilstandsklassene i veileder 01-2009 baseres på samlede ekspertvurderinger av mer enn 16000 vannforekomster i Norge. Hvor et av formålene er å kunne sammenligne miljøforholdene i vann på en sammenlignbar måte for det meste av Europas vannforekomster.

Klassifisering av pH, Al_i og ANC-1 er også satt i henhold til tålegrenser for brunørret (*Salmo trutta*), basert på empiriske data for norske innsjøer (Tabell 5).

Som vist i tabell 6 er tilstandsklassene for tungmetallene kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb), satt i henhold til SFT veileder 97:04 (SFT 1997), da miljøgifter ikke er inkludert i veileder 01-2009. Tilstandsklassene er satt på bakgrunn av viten om miljøgifter i norske ferskvannsforkomster og om skader på organismer. Manglende data for bly (Pb) skyldes mislykkede målingsforsøk. Dette trolig grunnet lave bly verdier i prøvene, som kan være problematiske å måle.

Det er først og fremst veileder 01-2009, som er anvendt til klassifisering av miljøtilstanden i vannlokalitetene. Det er i tillegg, også valgt å vise til SFT veileder 97:04 for klassifisering av næringsstatus (næringsalter), organiske stoffer (humus) og forsuringstatus (forsurende stoffer), som vist i tabell 7. Dette begrunnet i at den inkluderer flere parametre for humus (organiske stoffer), som jern (Fe) og mangan (Mn). Den har også flere tilstandsklasser for TOC, fargetall og alkalinitet. (Disse resultatene er kun vist i vedlegg 1).

Tabell 3: Oversikt over økoregioner og parameterverdier for innsjøer. Modifisert tabell fra Veileder 01-2009.

Kriterium	Paramater
Økoregion	Østlandet Sørlandet Vestlandet Midt-Norge Nord-Norge, ytre Nord-Norge, indre
Høyde over havet	Lavland: < 200 m.o.h. (bør ikke brukes nord for Saltfjellet) Skog: 200-800 m.o.h. (eller under tregrensen) Fjell: > 800 m.o.h. (eller over tregrensen)
Kalkinnhold eller alkalitet	Svært kalkfattig: Ca < 1 mg/L, Alk < 0,05 mekv/L Kalkfattig: Ca 1-4 mg/L, Alk. 0,05-0,2 mekv/L Moderat kalkrik: Ca 4-20 mg/L, Alk. 0,2-1 mekv/L Kalkrik: Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L
Humusinnhold	Klare: Farge < 30 mg Pt/L, TOC < 5 mg/L Humøse: Farge 30-90 mg Pt/L, TOC 5-15 mg/L Svært humøse (sjeldne): Farge > 90 mg Pt/L, TOC > 15 mg/L
Størrelse innsjøer (overflateareal)	Små: 0,5- 5 km ² Store: 5-50 km ² Svært store: > 50 km ²
Dybde innsjøer (middeldyp)	Svært grunne: < 3m Grunne: 3-15 m Dype: > 15 m

Tabell 4: Innsjøtyper i Norge Modifisert etter Lyche Solheim og Schartau (2004). Modifisert tabell fra veileder 01-2009.

Høydereion	Type-nr.	N GIG type kode*	Typebetegnelse	Størrelse km ²	Ca mg/L	Humus mg Pt/L
Lavland	1	L-N2	små, kalkfattige, klare	< 5	1-4	< 30
	2	L-N3	små, kalkfattige, humøse	< 5	1-4	30-90
	3	L-N1	små, moderat kalkrike, klare	< 5	4-20	< 30
	4	L-N8	små, moderat kalkrike, humøse	< 5	4-20	30-90
Skog	10		små, svært kalkfattige, klare	< 5	< 1	< 30
	11		små, svært kalkfattige, humøse	< 5	< 1	30-90
	12	L-N5	små, kalkfattige, klare	< 5	1-4	< 30
	13	L-N6	små, kalkfattige, humøse	< 5	1-4	30-90
	14		små, moderat kalkrike, klare	< 5	4-20	< 30
	15		små, moderat kalkrike, humøse	< 5	4-20	30-90

Tabell 5: Klassegrenser for pH, uorganisk aluminium (Al_i) og syrenøytraliseringskapasitet (ANC-1) for ørret i innsjøer påvirket av forurening. ANC-verdiene er stratifisert ut fra innholdet av total organisk karbon (TOC). Modifisert tabell fra veileder 01-2009.

Parameter	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
pH		> 6,5	6,5-5,8	5,8-5,4	5,4-4,9	< 4,9
Al _i	µg L ⁻¹	< 15	15-30	30-65	65-125	> 125
ANC:TOC < 2 mg L ⁻¹	µekv L ⁻¹	> 50	30-15	15-5	5--5	< -5
ANC:TOC 2-5 mg L ⁻¹	µekv L ⁻¹	> 70	70-25	25-10	10--10	< -10
ANC:TOC > 5 mg L ⁻¹	µekv L ⁻¹	>100	100-55	55-15	15--10	< -10

Tabell 6: Tilstandsklasser for noen tungmetaller målt i vann. Modifisert tabell fra SFT veileder 97:04.

Virkninger av miljøgifter (tungmetaller)	Parametre:	Tilstandsklasser				
		1 «Ubetydelig forurenset»	2 «Moderat forurenset»	3 «Markert forurenset»	4 «Sterkt forurenset»	5 «Meget sterkt forurenset»
i vann	Kobber (µg Cu L ⁻¹)	<0,6	0,6 - 1,5	1,5 - 3	3 - 6	>6
	Sink (µg Zn L ⁻¹)	<5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	>100
	Kadmium (µg Cd L ⁻¹)	<0,04	0,04 - 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,4	>0,4
	Bly (µg Pb L ⁻¹)	<0,5	0,5 - 1,2	1,2 - 2,5	2,5 - 5	>5

Tabell 7: Klassifisering av tilstand i ferskvann. Nøkkelparametre er gitt i fet skrift. Modifisert tabell fra veileder SFT veileder 97:04.

Virkninger av:	Parametre:	Tilstandsklasser				
		1 Meget god	2 God	3 Mindre god	4 Dårlig	5 Meget dårlig
Næringssalter	Total fosfor ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	<7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g L}^{-1}$)	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC (mg C L^{-1})	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Fargetall (mg Pt L^{-1})	<15	15 - 25	25 - 40	40 - 80	>80
	Jern ($\mu\text{g Fe L}^{-1}$)	<50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	>600
	Mangan ($\mu\text{g Mn L}^{-1}$)	<20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	>150
Forsurende stoffer	Alkalinitet (mmol L^{-1})	>0,2	0,05 - 0,2	0,01 - 0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0 - 6,5	5,5 - 6,0	5,0 - 5,5	<5,0

4 Resultater

4.1 Lokalitetsbeskrivelse

Oversikt over parametrene brukt til lokalitetsbeskrivelser er presentert i tabell 8. Alle lokalitetene undersøkt (Mykland, Bås og Bø) befinner seg over marin grense, som er 100 m o.h. i Mykland/Bås (Dolmen m. fl. 2008), og 145 m o.h. i Bø i Telemark (Gregersen 2006). De undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås ligger 190 - 290 m o.h. (tabell 12). I Mykland ligger lokalitetene fra 226 m o.h. (Fisketjenn) til Heitjenn som ligger på 285 m o.h., en høydeforskjell på ca 60 m. Lokaliteten som skiller seg mest ut i forhold til høyde er Heitjenn, som ligger på toppen av Grunnetjennåsen, mens de fleste andre lokalitetene ligger nedenfor Grunnetjennåsen i et relativt flatt myrområdet. Lokalitetene i Bås ligger noe lavere enn Mykland lokalitetene. Lavest ligger Bjortjenn, på ca. 191 m o.h., mens den høyest beliggende lokaliteten her, Beintjenn, ligger 199 m. o.h., dvs en høydeforskjell <10 m mellom høyeste og laveste lokalitet i Bås. Lokalitet Steintjenn i Bø, ligger 172 m o.h.

Det er store variasjoner i lokalitetenes størrelse (målt i m² overflate). I Mykland har minste lokalitet (lok: C) et overflateareal på 710 m², mens Grunnetjenns (lok: J) er på hele 62 940 m². De fleste lokalitetene i Mykland (7 av 11) har overflatearealer <10 000 m², medianverdi: 6378 m², gjennomsnittsverdi: 16 566 m². Deles lokalitetene i Mykland inn i 3 arealklasser: <1000 m², 1000 - 10 000 m² og >10 000 m², havner ca. en tredel av lokalitetene i hver gruppe. Arealene på lokalitetene hvor liten salamander er påvist i Mykland, Pollane og Grunnetjenn, er hhv 763 m² og 62 940 m², noe som betyr at salamander er påvist i lokaliteten med størst areal og i en av de minste. I Bås er salamander påvist i den minste lokaliteten, Poddetjenn, 1153 m², mens de to andre lokalitetene, Beintjenn og Bjortjenn er på hhv 4704 m² og 19 445 m². Lokalitet Steintjenn i Bø er på 6512 m².

Alle undersøkte lokaliteter er grunne, hvor maksimalt dyp varierer fra 1,5 m og 5,8 m. Maksimalt dyp i salamander lokalitetene i Mykland er ca. 3,0 m, ca 2,5 m i Bås og mellom 3-4 m i Bø.

Avstand til skog (ATS) viser korteste avstand mellom vannkant og nærmeste skogholt ved en lokalitet. ATS kan indikere i hvilken grad en lokalitet er isolert av myr. Lokalitet C i Mykland har lengst avstand til nærmeste skogkant, som er målt til ca. 33 m. Ingen lokaliteter har vannkant lengre enn 100 m fra nærmeste skogkant.

Tabell 8: Oversikt over lokalitetenes topografiske parametere, beliggenhet (m o.h.) overflateareal og dyp, samt avstand til nærmeste skogholt (ATS), både for enkeltlokaliteter og samlet (middel, median, maks, min) for de ulike områdene (Mykland, Bås og Bø). Tv = *Triturus vulgaris* - liten salamander; Bb = *Bufo bufo* – padde; St = *Salmo trutta* – ørret; Pf = *Perca fluviatilis* – abbor; Sf = *Salvelinus fontinalis* – bekkerøye.

Område	Lok.	Navn	Amf.	Fisk	m o.h.	Areal	Dyp	ATS
					m	m ²	m	m
Mykland	A	Pollane		Tv	230	763	1,5	12
	B	-			230	889	1,7	23
	C	-			236	710	1,5	33
	D	-			234	735	1,7	10
	E	-		St, Pf	232	3964	3,5	1
	F	Mjunåstjenn	Bb	St, Pf	229	10270	1,7	20
	G	-			227	6517	1,5	1
	H	Bjønnåstjenn	Bb	pf, Sf	235	6378	3,5	5
	I	Fisketjenn			226	54251	5,8	1
	J	Grunnetjenn		Tv	236	62940	3,2	1
	K	Heitjenn			285	34808	2,5	1
Middel:					236	16566	2,46	10
Median:					232	6378	1,70	5
Maks:					285	62940	5,8	33
Min:					226	710	1,5	1
Bås	L	Poddetjenn		Tv	197	1153	2,5	8
	M	Beintjenn		Bb	199	4704	1,8	1
	N	Bjortjenn		St, Sf	191	19445	2,5	1
Middel:					196	8434	2,2	3
Median:					197	4704	2,3	1
Maks:					199	19445	2,5	8
Min:					191	1153	1,8	1
Bø	O	Steintjenn		Tv	172	6512	3-4	1

4.2 Feltregistreringer av amfibier og fisk

Oversikt over amfibie og fiske arter påvist i de ulike lokalitetene er presentert i tabell 9. I 2011 ble kun lokaliteter hvor liten salamander var påvist året før, undersøkt. Resultatene fra feltundersøkelsene 2010 viser at 7 av de totalt 15 lokalitetene (Mykland, Bås og Bø) hadde reproduksjon av amfibier. Av disse 7, var 4 med liten salamander (*T. vulgaris*) og 3 med padde (*Bufo bufo*). Ingen andre amfibiearter ble registrert. Av de totalt 11 lokalitetene i Mykland ble det kun registrert liten salamander i 2, lokalitet A (Pollane) og lokalitet J (Grunnetjenn). I to andre lokaliteter i Mykland ble padde registrert, lokalitet F (Mjunåstjenn) og lokalitet H (Bjønnåstjenn). Av de 3 undersøkte lokalitetene i Bås, ble liten salamander påvist i lokalitet L (Poddetjenn) og padde i lokalitet M (Beintjenn). I Bø ble det også påvist liten salamander i lokaliteten der, (O: Steintjenn). Padde og liten salamander ble ikke funnet sammen i noen av de undersøkte lokalitetene.

Det ble påvist fisk i 4 av de 15 lokalitetene. Det var brunørret, abbor (*Perca fluviatilis*) og noe bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*).

Av de totalt 11 lokalitetene i Mykland ble det påvist fisk i 3: Lokalitet E, brunørret og abbor. Lokalitet F (Mjunåstjenn), brunørret og abbor. Og lokalitet H (Bjønnåstjenn), abbor og bekkerøye. I Bås ble det registrert en lokalitet med fisk, lokalitet N (Bjortjenn), Ørret og bekkerøye. Det ble ikke registrert tilfeller av liten salamander og fisk i samme lokalitet, men 2 tilfeller med padde og fisk i samme lokalitet.

Tabell 9: Feltregistreringer av amfibier og fisk (2010-2011). Observert (+) og ikke observert (-). Amfibier: Liten salamander (*Triturus vulgaris*) og Padde (*Bufo bufo*). Fisk: Ørret (*Salmo trutta*), Abbor (*Perca fluviatilis*) og Bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*).

Område	Lokalitet	Navn	Amfibier			Fisk		
			L. salamander jun.10	mai.11	Padde jun.10	Ørret okt.10	Abbor okt.10	Bekkerøye okt.10
Mykland	A	Pollane	+	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-
	D	-	-	-	-	-	-	-
	E	-	-	-	+	+	-	
	F	Mjunåstjenn	-	-	+	+	+	-
	G	-	-	-	-	-	-	-
	H	Bjønnåstjenn	-	-	+	-	+	+
	I	Fisketjenn	-	-	-	-	-	-
	J	Grunnetjenn	+	+	-	-	-	-
	K	Heitjenn	-	-	-	-	-	-
Bås	L	Poddetjenn	+	+	-	-	-	-
	M	Beintjenn	-	-	+	-	-	-
	N	Bjortjenn	-	-	-	+	-	+
Bø	O	Steintjenn	+	+	-	-	-	-

Tetthet av liten salamander (valgte z-sveip stasjoner)

Alle de ulike livstadier av amfibier, samt estimat av tetthet (lav-middels-høy) i de undersøkte lokalitetene er presentert i tabell 10. Vurdering av tetthet av liten salamander er basert på tetthetsverdiene fra «Feltregistrering av amfibiedammer», utarbeidet av Kjell Sandås ved Miljø- og næringsmiddelstaten i Oslo kommune (Sandås 2010, upublisert). Tetthetsverdiene i Sandås (2010, upublisert) er satt i forhold til amfibielokaliteter i kulturlandskapet. Her blir snittverdien av antallet individer fanget per håvtrekk (z-sveip) brukt som tetthetsmål etter følgende tetthetsinndeling:

Tetthet salamander: Høy (>3) Middels (>1-3) Lav (0-1)

Basert på denne inndelingen, har lokalitet A (Pollane) i Mykland, lav tetthet av liten salamander (gjennomsnitt: 0,3 individer per håvtrekk), mens lokalitet J (Grunnetjenn) i Mykland, hadde middels tetthet av liten salamander (gjennomsnitt: 2,6 individer per håvtrekk). I Bås har lokalitet L (Poddetjenn) lav tetthet av liten salamander (gjennomsnitt: 0,8

individer per håvtrekk), mens lokalitet O (Steintjenn) i Bø, har høy tetthet av liten salamander (gjennomsnitt: 3,6 individer per håvtrekk).

Tabell 10: Lokaliteter med *T. vulgaris* og bestandstettheter i hver lokalitet. Totalt = voksne + larver, N = antall z-sveip (håvtrekk) utført i hver lokalitet, Middel = middelerdien fangede individer per håvtrekk (Totalt/N). Tetthet: Estimat av salamander tetthet i lokaliteten. Høy (>3), middels (>1-3) og lav (0-1).

Område	Lok.	Navn	Valgte z-sveip stasjoner (jun.10)					Tetthet
			Voksne	Larver	Totalt	N	Middel	
Mykland	A	Pollane	1	2	3	10	0,3	Lav
Mykland	J	Grunnetjenn	3	23	26	10	2,6	Middels
Bås	L	Poddetjenn	1	7	8	10	0,8	Lav
Bø	O	Steintjenn	0	36	36	10	3,6	Høy

Tetthet av liten salamander i Mykland (valgte z-sveip stasjoner)

I Mykland ble tetthetsundersøkelser også fulgt opp senere i 2010 og 2011. Grunnetjenn (lokalitet J) ble undersøkt på nytt senere i 2010 og to ganger i 2011, mens Pollane (lokalitet A) ble undersøkt senere i 2010 og en gang (mai) i 2011 (Tabell 11). Tellingene ble valgt å avsluttes i Pollane da verken voksne eller larver av liten salamander ble påvist i 2011.

Mens de første tetthetstellingene i Grunnetjenn i juni 2010, viste gjennomsnittlig 2,6 individer per håvtrekk (3 voksne og 23 larver totalt), ble det påvist lavere tettheter under undersøkelsene en måned senere, i juli 2010, hvor det ble registrert en gjennomsnittlig tetthet på 1,1 individer per håvtrekk (11 larver). I 2011 ble den første tellingen gjennomført noe tidligere (mai) enn i 2010 (juni). Gjennomsnittstetthet var da 1,3 individer per håvtrekk (13 larver, ingen voksne). Siste telling i juli 2011 viste en gjennomsnittstetthet på 1,4 individer per håvtrekk (14 larver totalt), som var tilnærmet samme tetthet som ble registrert på samme tidspunkt i 2010. Siden alle de 4 tetthetsundersøkelsene viste gjennomsnittsverdier mellom 1 og 3 individer per håvtrekk (z-sveip), vil en karakterisere tettheten av liten salamander i Grunnetjenn som middels. Siden Grunnetjenn ikke er en dam, men en innsjø på 0,0629 km², betyr dette at denne innsjøen huser en relativ stor bestand, selv om tettheten ikke er så stor.

Tetthetsregistreringene i Pollane juni 2010, viste et gjennomsnitt på 0,3 individer per håvtrekk (1 voksen og 2 larver totalt), mens tettheten senere samme året (i juli) viste et gjennomsnitt på

0,1 individer per håvtrekk. (1 larve). I mai 2011 ble ingen individer av liten salamander påvist. Dette tilsier en lav tetthet av liten salamander i Pollane.

Tabell 11: Valgte z-sveip stasjoner i Pollane (lok: A) og Grunnetjenn (lok: J). Antall voksne og larver fanget, totalt = er summen av voksne og larver, N = antall z-sveip (håvtrekk) utført i hver lokalitet, Middell = middellverdien per håvtrekk (Totalt/N). Tetthet: Estimert av salamander tetthet i lokaliteten. Høy (>3), middell (>1-3) og lav (0-1).

Valgte z-sveip	Grunnetjenn (lok: J)				Pollane (lok: A)			
	jun.10	jul.10	mai.11	jul.11	jun.10	jul.10	mai.11	jul.11
Voksne:	3	0	0	0	1	0	0	-
Larver:	23	11	13	14	2	1	0	-
Totalt:	26	11	13	14	3	1	0	-
N:	10	10	10	10	10	10	10	-
Snitt:	2,6	1,1	1,3	1,4	0,3	0,1	-	-
Tetthet:	Middell	Middell	Middell	Middell	Lav	Lav	-	-

Tetthet av liten salamander i Grunnetjenn (tilfeldige z-sveip stasjoner)

I Grunnetjenn ble det også gjort tetthetsestimater på tilfeldig utvalgte deler av strandsonen ved 3 ulike tidspunkter, juli 2010, mai og juli 2011 (Tabell 12).

Undersøkelsene i juli 2010 viste en gjennomsnittverdi på 0,2 individer per håvtrekk (2 larver). I mai 2011 var tettheten på 0,5 individer per håvtrekk (5 larver), mens tettheten i juli 2011 viste 1,2 individer per håvtrekk (12 larver). Siste undersøkelse er i samsvar med tetthetsberegningene basert på undersøkelser av lokaliteter som en antar skulle være de beste habitatene i lokaliteten (som er omhandlet tidligere), hvor en konkluderte med middell tetthet. Normalt vil tilfeldig utvalgte stasjoner gi lavere tettheter enn undersøkelser i de potensielt beste habitatene, men det relativt gode resultatet i juli 2011 kan skyldes tilfeldigheter i fordeling av salamander larver gjennom sommeren. Det ble bl.a. kun fanget få individer av liten salamander i de z-sveip stasjoner med lite eller ingen bunnvegetasjon.

Tabell 12: **Tilfeldige z-sveip stasjoner** i Grunnetjenn (lok: J). Antall voksne og larver fanget, totalt = summen av voksne og larver, N = antall z-sveip (håvtrekk) utført i hver lokalitet, Middell = middellverdien per håvtrekk (Totalt/N). Tetthet: Estimert av salamander tetthet i lokaliteten. Høy (>3), middell (>1-3) og lav (0-1).

Tilfeldige z-sveip	Grunnetjenn (lok: J)			
	jun.10	jul.10	mai.11	jul.11
Voksne:	-	0	0	0
Larver:	-	2	5	12
Totalt:	-	2	5	12
N:	-	10	10	10
Snitt:	-	0,2	0,5	1,2
Tetthet:	-	Lav	Lav	Middell

4.3 Vannkjemi

4.3.1 Økologisk klassifisering (veileder 01-2009)

Innsjøtyper

Typebetegnelser og kategoriseringen av tilstandsklasser i lokalitetene er basert på vannkemiske analyser fra oktober 2010, da en forventer at lokalitetene i tid befinner seg nær fullsirkulasjonen, slik at vannkjemien er homogen gjennom hele vannsøyla.

I tabellen nedenfor (Tabell 13) er lokalitetene typebetegnet etter størrelse, kalk (Ca og alkalinitet) og humus innhold (farge og TOC), i henhold til veileder 01-2009 (se Tabell 3 i metode kapittelet). Typebetegnelsene av lokalitetene er basert på vannprøvene tatt i oktober 2010, under høstsirkulasjonene. Fastbestemmelse av typebetegnelser for lokalitetene kan være problematisk da disse kan forandre seg ut ifra hvilke vannprøver og parametre for kalk (kalsium/alkalinitet) og humusinnhold (farge/TOC) man forholder seg til. Dette gjelder spesielt typebetegnelser av kalkinnhold hvor de fleste av lokalitetene befinner seg på grensen mellom kalkfattig (Ca: 1-4 mg Ca L⁻¹, Alk: 0,05-0,2 mekv L⁻¹) og svært kalkfattig (Ca: <1 mg Ca L⁻¹, Alk: <0,05 mekv L⁻¹). I de lokaliteter hvor parametrene for kalk (Ca/alkalinitet) og humusinnhold (fargetall/TOC) ikke samsvarer i typebetegnelse, er det lagt vekt på kalsium (Ca²⁺) og fargetall i henhold til innsjøtyper i Norge modifisert etter Lyche Solheim & Schartau (2004), som også vist i veileder 01-2009 (se Tabell 4 i metode kapittelet). Alle lokalitetene i Mykland og Bås befinner seg i høyderregionen skog (200-800 m o.h.), og de fleste lokalitetene kan karakteriseres som små, kalkfattige, humøse, til små, svært kalkfattige, humøse lokaliteter. Unntakene er Grunnetjenn (lok: J) og Heitjenn (lok: K) som er begge klare vannlokaliteter (basert på fargetall).

Tabell 13: Typebetegnelser av lokaliteter i forhold til størrelse, kalk (Ca/Alkalinitet) og humusinnhold (Farge/TOC). Oktober 2010 prøver. Tabellen er basert på: Innsjøtyper i Norge modifisert etter Lyche Solheim & Schartau (2004), i Veileder (2009). Typebetegnelsene for lokalitetene er basert på kalsium (Ca) for kalkinnhold, og Fargetall for humusinnhold. Høyderegioner: Lavland (<200 m.o.h.) og Skog (200-800 m.o.h.). N GIG type = Fellestyper med andre nordiske land.

Lokalitet	Høyderegion	Type nr.	N GIG type kode*	Typebetegnelse	Størrelse km ²	Ca mg L ⁻¹	Alk. mekv L ⁻¹	Farge mg Pt L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	
A	Skog	13	L-N6	liten, kalkfattig, humøs	< 5	1-4	0,05-0,2	30-90	5-15	
B		11		liten, svært kalkfattig, humøs	< 5	< 1	< 0,05	30-90	5-15	
C		13	L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
D		13	L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
E		13	L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
F		13	L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
G		13	L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
H		13	L-N6	liten, kalkfattig, humøs	< 5	1-4	0,05-0,2	30-90	5-15	
I		11		liten, sv. kalkfattig/kalkfattig, humøs	< 5	< 1	0,05-0,2	30-90	5-15	
J		12	L-N5	liten, sv. kalkfattig/kalkfattig, klar/humøs	< 5	< 1	0,05-0,2	< 30	5-15	
K		12	L-N5	liten, sv. kalkfattig/kalkfattig, klar/humøs	< 5	< 1	0,05-0,2	< 30	5-15	
L		Skog	13	L-N6	liten, kalkfattig, humøs	< 5	1-4	0,05-0,2	30-90	5-15
M			13	L-N6	liten, kalkfattig, humøs	< 5	1-4	0,05-0,2	30-90	5-15
N	13		L-N6	liten, kalkfattig/sv. kalkfattig, humøs	< 5	1-4	< 0,05	30-90	5-15	
O	Lavland		4	L-N8	liten, moderat kalkrike, humøs	< 5	4-40	0,2-1	30-90	5-15

Kjemiske kvalitetselementer

Kvalitetselementene for næringsstatus (total fosfor og total nitrogen) og forsuringsstatus (pH, Al_i og ANC-1), er stratifisert ut fra parametrene brukt til typebetegnelse av vannlokalitetene (størrelse, kalkinnhold og humusinnhold), i henhold til veileder 01-2009 (Direktoratsgruppa 2009).

I tabell 14 er det valgt å presentere både resultatene fra stratifiseringen av pH, Al_i og ANC-1 i forhold til kalsium (Ca) og alkalinitet (Alk.), da disse kan resultere i noe ulike klassifiseringer av pH, Al_i og ANC-1 i enkelte lokaliteter. Dette gjelder ikke parametrene for næringsstatus (Tot-P og Tot-N), hvor klassifiseringene forblir uforandret uavhengig av hvilke parameter det er valgt å forholde seg til med tanke på kalkinnhold.

Kategoriseringen av tilstandsklasser for de ulike parameterne målt, er som tidligere nevnt, basert på vannprøver tatt i oktober 2010, under eller nær opp til høstsirkulasjon (Tabell 17; Tabell 18). Lokaliteter med parameterverdier som befinner seg på grensen mellom to tilstandsklasser, er kategorisert etter den mest "dårlige", med tanke på vannkjemi i forhold til tilstedeværelse av fisk og amfibier.

Næringsstatus

Det er generelt lave konsentrasjoner av total fosfor (Tot-P) i de undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås (Tabell 14), og derfor klassifisert som svært gode eller gode som Mjunåstjenn (lok: F) og Heitjenn (lok: K). Unntaket er Bjønnetjenn (lok: H) som har noe høyere verdier, og derfor klassifisert som dårlig. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø er klassifisert som god i forhold til Tot-P i lokaliteten.

Mange av lokalitetene i Mykland har relativt høye konsentrasjoner av total nitrogen (Tot-N) i forhold til total fosfor (Tot-P), og variasjonene i tilstandsklasser er stor, fra svært god til svært dårlig. Lokalitetene med lavest Tot-N -verdier i Mykland er Pollane (lok: A) og lokalitet C, som er klassifisert som svært gode, mens lokalitetene med høyest Tot-N -verdier Fisketjenn (lok: I), Grunnetjenn (lok: J), Heitjenn (lok: K) og lokalitet B, som alle er klassifisert som svært dårlige. Lokalitetene i Bås har noe lavere Tot-N -verdier enn i Mykland, hvor Poddetjenn (lok: L) og Bjortjenn (lok: N) er klassifiserte som svært gode, mens Beintjenn (lok: M) er klassifisert som moderat påvirket. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø er klassifisert som moderat påvirket.

Det skal nevnes at klassifiseringene for næringsinnhold i lokalitetene er satt ut ifra et positivt syn på næringsfattige lokaliteter. Dette er nødvendigvis ikke tilfellet for amfibier som trives godt i næringsrike vannforekomster, som f. eks. i kulturlandskapet (Dolmen m. fl. 1982, Dolmen 1991).

Forsuringsstatus

Det er generelt lave verdier av pH i de undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås. pH nivåene i de fleste lokalitetene i Mykland er klassifisert som dårlige eller svært dårlige. Unntaket er Bjønnetjenn (lok: H), som er klassifisert som svært god. Lokalitetene i Bås har noe høyere pH verdier og er alle klassifisert som dårlige. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø har relativt høy pH, og er klassifisert som svært god.

De fleste lokalitetene i Mykland og Bås har konsentrasjoner av uorganisk aluminium (Al_i) klassifisert som moderat eller dårlig. De klareste unntakene med relativt lave Al_i verdier er lokalitet G, som er klassifisert som svært god, og Bjønnetjenn (lok: H) og lokalitet B som er klassifisert som gode. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø er klassifisert som dårlig.

I Mykland er de fleste lokalitetene klassifisert som gode eller svært gode i forhold til syrenøytraliserende kapasitet (ANC-1). Unntakene er Fisketjenn (lok: I), Heitjenn (lok: K) og

lokalitet B som er klassifiserte som dårlige eller svært dårlige. Grunnetjenn (lok: J) er eneste lokalitet klassifisert som moderat mht ANC-1 -verdi.

Tabell 14: *Næringsstatus: Total fosfor (Tot-P) og total nitrogen (Tot-N). Forsuringsstatus: pH, uorganisk aluminium (Al_i) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC-1). Tilstandsklassene er stratifisert ut ifra størrelse, kalk (Ca/Alk) og humus innhold i lokalitetene.*

Område	Lok.	Amf.	Fisk	Næringsstatus		Forsuringsstatus					
				Tot-P (µg L ⁻¹)	Tot-N (µg L ⁻¹)	pH		Al _i (µg L ⁻¹)		ANC-1 (µekv L ⁻¹)	
						(Ca)	(Alk.)	(Ca)	(Alk.)	(Ca)	(Alk.)
Mykland	A	Tv		4,47	264	5,26	5,26	48	48	70	70
	B			5,73	1183	4,59	4,59	9	9	5	5
	C			4,13	239	4,61	4,61	30	30	61	61
	D			5,33	668	4,74	4,74	44	44	86	86
	E		St, Pf	6,42	409	4,69	4,69	41	41	49	49
	F	Bb	St, Pf	9,57	459	4,66	4,66	35	35	42	42
	G			8,14	1029	4,96	4,96	3	3	55	55
	H	Bb	pf, Sf	21,80	851	5,80	5,80	23	23	158	158
	I			4,90	1154	4,77	4,77	39	39	9	9
	J	Tv		4,85	1177	5,07	5,07	52	52	24	24
	K			5,80	1229	4,61	4,61	27	27	-3	-3
Bås	L	Tv		7,44	281	5,05	5,05	40	40	108	108
	M	Bb		5,17	451	5,32	5,32	75	75	104	104
	N		St, Sf	4,44	323	5,10	5,10	70	70	99	99
Bø	O	Tv		15,86	689	6,49	6,49	68	68	345	345

Kjemiske støtteparametre

Fisk (ørret) som kvalitetselement

Grunnet manglende veiledere for klassifisering av amfibiellokaliteter i forhold til forsuringstatus, er det også valgt å sette klassegrensene for pH, uorganisk aluminium (Al_i) og ANC-1 i forhold til ørret i innsjøer påvirket av forsuring (Tabell 15), som vist i veileder 01-2009 (Direktoratsgruppa 2009). ANC-1 verdiene er stratifisert ut fra total organisk karbon (TOC) som vist i tabell 5 i metoder kapittelet. Det er vist at fisk og amfibielarver har omtrentlig de samme tålegrensene i forhold til forsuring (rundt pH 5,0) og at deres fysiologiske reaksjoner på surt vann er de samme (Dolmen 1987).

I utgangspunktet er TOC -verdiene for alle lokalitetene på: >5 mg C L⁻¹, som i følge veileder 01-2009 må karakteriseres som humøse lokaliteter. For lokalitet Grunnetjenn (lok: J) og Heitjenn (lok: K) kan dette virke misvisende, og det er derfor valgt å sette TOC -nivåene som ANC-1 er stratifisert ut fra, til: 2-5 mg C L⁻¹ (klare). Dette basert på resultatene for måling av fargetall, som er anvendt til typebetegnelse av humusinnhold i lokaliteter, i henhold til Lyche

Solheim og Schartau (2004). TOC målt utenfor høstsirkulasjonene viser også verdier på $< 5 \text{ mg C L}^{-1}$ (Vedlegg 2). Lokalteter med parameterverdier som befinner seg på grensen mellom to tilstandsklasser, blir også her kategorisert etter den mest "dårlige", med tanke på tilstedeværelse av fisk og amfibier.

Også pH verdiene i de fleste lokalitetene i Mykland og Bås er klassifisert som svært dårlige eller dårlige. Unntaket er Bjønnåstjenn (lok: H), som er her klassifisert som moderat. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø er også her klassifisert som god. De fleste av amfibielokalitetene er her klassifisert som svært dårlige med unntak av paddelokaliteten Mjunåstjenn (lok: F), som er klassifisert som svært dårlig, (pH 4,66). Hvis man derimot ser på målingene tatt da arten ble registrert (jun.10), er pH verdien klassifisert som dårlig (pH: 5,35) i lokaliteten (se Vedlegg 2).

I forhold til konsentrasjonene av uorganisk aluminium (Al_i), er de fleste lokalitetene i Mykland klassifisert som moderate i forhold til tilstedeværelse av ørret. Unntakene er lokalitet B og G, hvor Al_i konsentrasjonene er relativt lave, og lokalitetene er klassifiserte som svært gode. Bjønnetjenn (lok: H) og Heitjenn (lok: K) er klassifiserte som gode i forhold til Al_i konsentrasjon. Lokalitetene i Bås viser noe høyere konsentrasjoner av Al_i enn i Mykland, hvor Poddetjenn (lok: L) klassifiseres som moderat, mens Beintjenn (lok: M) og Bjortjenn (lok: N), er klassifiserte som dårlige. Lokalitet: O (Steintjenn) i Bø er klassifisert som dårlig. Generelt er tilstandsklassene for Al_i med fisk (ørret) som kvalitetselement, noe bedre enn klassifiseringene av Al_i i forhold til generelle innsjøtyper som vist i tabell 14.

De fleste lokalitetene i Mykland har syrenøytraliseringskapasitet (ANC-1) som tilsier moderate eller gode verdier. Bjønnetjenn (lok: H) er klassifisert som svært god. Lokalitetene med lavest ANC-1 -verdier er Fisketjenn (lok: I), Heitjenn (lok: K) og lokalitet B, som er alle klassifiserte som dårlige. Lokalitetene i Bås har relativt høye ANC-1 -verdier og er klassifiserte som svært gode eller gode. Lokalitet O (Steintjenn) i Bø er klassifisert som svært god på ANC-1.

Tabell 15: Fisk som kvalitetselement. PH, uorganisk aluminium (Ali) og ANC1. ANC1 – verdiene er stratifisert ut fra innholdet av total organisk karbon (TOC).

Område	Lok.	Navn	Amf.	Fisk	pH	Al _i µg L ⁻¹	ANC-1 µekv L ⁻¹
Mykland	A	Pollane	Tv		5,26	48	70
	B	-			4,59	9	5
	C	-			4,61	30	61
	D	-			4,74	44	86
	E	-		St, Pf	4,69	41	49
	F	Mjunåstjenn	Bb	St, Pf	4,66	35	42
	G	-			4,96	3	55
	H	Bjønnåstjenn	Bb	pf, Sf	5,80	23	158
	I	Fisketjenn			4,77	39	9
	J	Grunnetjenn	Tv		5,07	52	24
	K	Heitjenn			4,61	27	-3
Bås	L	Poddetjenn	Tv		5,05	40	108
	M	Beintjenn	Bb		5,32	75	104
	N	Bjortjenn		St, Sf	5,10	70	99
Bø	O	Steintjenn	Tv		6,49	68	345

Miljøgifter

I vannprøvene innsamlet i oktober 2010, ble det også analysert på tungmetaller (Tabell 16), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb). Vurdering av tungmetallenes tilstandsklasser i lokalitetene er gjort i henhold til SFT veileder 97:04 (SFT 1997), som vist i Tabell 6 i metoder kapittelet. Data på tungmetaller er for begrenset til å gjennomføre statistiske tester mht. tilstedeværelse eller ikke av amfibier, men kun presentert for å indikere nivåer av disse stoffene i lokalitetene.

Høyeste konsentrasjoner av kobber (Cu) målt i Mykland er Fisketjenn (5,8 µg Cu L⁻¹), klassifisert som «sterkt forurenset» og lokalitet E (7,6 µg Cu L⁻¹), klassifisert som «meget sterkt forurenset». Høyeste Cu verdi målt i Bås var Poddetjenn (4,2 µg Cu L⁻¹), klassifiser som «sterkt forurenset». De resterende lokalitetene har Cu verdier under 3 µg Cu L⁻¹ (deteksjonsgrensen for metoden). Cu konsentrasjoner < 3 µg Cu L⁻¹ befinner seg mellom tilstandsklassene «ubetydelig» og «markert» forurenset.

Konsentrasjonene av sink (Zn) er hovedsakelig innenfor tilstandsklassene: «moderat» og «markert forurenset» i de fleste lokaliteter. Unntakene er Bjønnåstjenn (60,9 µg Zn L⁻¹) og

Fisketjenn ($152 \mu\text{g Zn L}^{-1}$) i Mykland, klassifisert henholdsvis som «sterkt forurenset» og «meget sterkt forurenset».

Kadmium (Cd) verdiene i samtlige lokaliteter er målt til $< 0,1 \mu\text{g Cd L}^{-1}$ som er deteksjonsgrensen for metoden. Cd verdier $< 0,1 \mu\text{g Cd L}^{-1}$, befinner seg mellom tilstandsklassene «ubetydelig» og «markert» forurenset.

Det eksisterer kun resultater fra målinger av bly (Pb) fra Fisketjenn ($1,2 \mu\text{g Pb L}^{-1}$) Grunnetjenn ($3,5 \mu\text{g Pb L}^{-1}$) og Heitjenn ($0,3 \mu\text{g Cd L}^{-1}$). Fisketjenn er klassifisert som «moderat forurenset», Grunnetjenn som «sterkt forurenset», Heitjenn som «ubetydelig forurenset».

Tabell 16: Konsentrasjoner av tungmetallene (miljøgiftene): Kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb). Målt i Mykland, Bås og Bø, oktober 2010.

Område	Lok.	Navn	Amf.	Fisk	Tungmetaller			
					Cu $\mu\text{g L}^{-1}$	Zn $\mu\text{g L}^{-1}$	Cd $\mu\text{g L}^{-1}$	Pb $\mu\text{g L}^{-1}$
Mykland	A	Pollane	Tv		<3	11,1	< 0,1	-
	B	-			<3	33,8	< 0,1	-
	C	-			<3	11,2	< 0,1	-
	D	-			<3	28,1	< 0,1	-
	E	-		St, Pf	7,6	23,3	< 0,1	-
	F	Mjunåstjenn	Bb	St, Pf	<3	11,5	< 0,1	-
	G	-			<3	28	< 0,1	-
	H	Bjønnåstjenn	Bb	pf, Sf	<3	60,9	< 0,1	-
	I	Fisketjenn			5,8	152	< 0,1	1,2
	J	Grunnetjenn	Tv		< 3	12	< 0,1	3,5
	K	Heitjenn			< 3	27	< 0,1	0,3
Bås	L	Poddetjenn	Tv		4,2	24,1	< 0,1	-
	M	Beintjenn	Bb		<3	15,5	< 0,1	-
	N	Bjortjenn		St, Sf	<3	14,6	< 0,1	-
Bø	O	Steintjenn	Tv		<3	13,9	< 0,1	-

4.3.2 Generelle vannkjemiske forhold i Mykland og Bås

Fordi en av lokalitetene i Mykland, Bjønnetjenn (lok: H) vannkjemisk er svært ulik de andre lokalitetene, har en valgt å bruke medianverdier for kjemiske parametre under sammenligningen av områdene i Mykland med områdene i Bås.

De undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås kan generelt betegnes som meget ionefattige og sure (Tabell 17). I Mykland og Bås er medianverdiene for pH på hhv 4,74 og 5,10, mens elektrolytisk ledningsevne ligger på 27,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Mykland) og 21,2 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Bås). Den lave ledningsevnen i disse områdene skyldes en kombinasjon av harde, kalkfattige bergarter, lite løsmasser og relativt mye nedbør. De relativt lave kalsiumkonsentrasjonene i lokalitetene bekrefter dette 1,45 mg Ca L⁻¹ (Mykland) og 2,12 mg Ca L⁻¹ (Bås). Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) er gjennomgående høye i begge områdene (Tabell 18), 11,3 mg C L⁻¹ (Mykland) og 11,6 mg C L⁻¹ (Bås), noe som viser at de undersøkte lokalitetene er relativt humøse. Også fargetallene bekrefter dette, 66 mg Pt L⁻¹ (Mykland), og 75 mg Pt L⁻¹ (Bås). Total konsentrasjoner av fosfor (Tot-P) er også relativt lave, 5,7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Mykland) og 5,2 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Bås). De middels høye nivåene av total nitrogen (Tot-N) på 851 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (Mykland) og 323 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (Bås), skyldes mest sannsynlig i stor grad nitrogen i organisk materiale, og NH₄⁺ fra nedbryting av organisk materiale, siden TOC-verdiene i lokalitetene er relativt høye. Basert på Tot-P og Tot-N verdiene synes lokalitetene i Mykland å være noe mer nitrogenrike enn Bås. Lokalitetenes syrenøytraliseringskapasitet (ANC-1 og ANC-2) er relativt lave i alle lokalitetene, med unntak av lokalitet H (Bjønnetjenn i Mykland) hvor ANC-1 og ANC-2 var på hhv 158 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og 119 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Median ANC-1 og ANC-2 verdier i Mykland er hhv 49 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og 8 $\mu\text{ekv L}^{-1}$, mot 104 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og 67 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ i Bås. Dette er verdier, som basert på empiriske data, ikke forventes å ha betydelig negativ innvirkninger på fiskebestander (Lydersen m. fl. 1994 og 2004). Median konsentrasjonen av giftige uorganiske aluminiumsforbindelser (Al_i) er 35 $\mu\text{g Al L}^{-1}$ i Mykland og 70 $\mu\text{g Al L}^{-1}$ i Bås. Dette bekrefter suboptimale forhold for brunørret i disse lokalitetene, men en må understreke at vurderingen kun bygger på en vannprøve fra hver lokalitet tatt i oktober 2010 (Lydersen m. fl. 1994).

Tabell 17: Hovedkjemiske data fra enkeltlokalitetene, samt middel \pm SD, median, maksimum og minimumsverdier innen de ulike områdene (Mykland, Bås) basert på vannprøver tatt i oktober 2010.

Område	Lok.	PH	H $\mu\text{ekv L}^{-1}$	Kond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	Alkalinitet $\mu\text{mol L}^{-1}$	Ca ² mg L^{-1}	Mg ² mg L^{-1}	Na mg L^{-1}	K mg L^{-1}	NH ⁻ -N $\mu\text{g L}^{-1}$	SO ² mg L^{-1}	Cl mg L^{-1}	NO ⁻ $\mu\text{g L}^{-1}$	ANC-1 $\mu\text{ekv L}^{-1}$	ANC-2 $\mu\text{ekv L}^{-1}$
Mykland	A	5,26	5,50	22,1	52	1,57	0,45	1,84	0,67	241	3,0	2,9	5	70	41
	B	4,59	25,70	30,7	7	0,73	0,29	1,62	0,38	593	2,6	2,5	161	5	-41
	C	4,61	24,55	30,7	11	1,69	0,39	1,64	0,97	19	3,2	3,0	5	61	23
	D	4,74	18,20	27,5	23	1,94	0,39	1,89	0,54	223	3,1	2,6	5	86	40
	E	4,69	20,42	28,1	16	1,49	0,37	1,48	0,67	75	2,9	2,7	5	49	15
	F	4,66	21,88	29,1	15	1,45	0,36	1,80	0,76	55	3,6	2,8	57	42	-1
	G	4,96	10,96	25,6	35	1,42	0,36	1,81	0,47	550	2,4	2,8	110	55	8
	H	5,80	1,58	37,5	134	3,79	0,73	2,67	0,87	62	4,1	3,9	475	158	119
	I	4,77	16,98	22,0	46	0,45	0,31	1,37	0,65	129	2,3	2,3	47	9	-15
	J	5,07	8,51	19,8	95	0,83	0,36	1,24	0,59	5	2,7	2,0	50	24	2
	K	4,61	24,55	21,9	70	0,28	0,23	1,17	0,50	5	2,1	1,9	40	-3	-25
Middel \pm SD:		4,79	16,26 \pm 8,36	26,8 \pm 5,2	46 \pm 40	1,42 \pm 0,95	0,39 \pm 0,13	1,68 \pm 0,41	0,64 \pm 0,18	178 \pm 211	2,9 \pm 0,6	2,7 \pm 0,5	87 \pm 138	51 \pm 46	15 \pm 43
Median:		4,74	18,20	27,5	35	1,45	0,36	1,64	0,65	75	2,9	2,7	47	49	8
Maks:		5,80	25,70	37,5	134	3,79	0,73	2,67	0,97	593	4,1	3,9	475	158	119
Min:		4,59	1,58	19,8	7	0,28	0,23	1,17	0,38	5	2,1	1,9	5	-3	-41
Bås	L	5,05	8,91	23,3	49	2,19	0,36	1,93	0,24	25	2,3	2,6	5	108	67
	M	5,32	4,79	20,6	64	1,89	0,27	2,32	0,19	103	2,1	2,5	47	104	68
	N	5,10	7,94	21,2	44	2,12	0,27	1,78	0,29	38	2,1	2,5	5	99	67
Middel \pm SD:		5,14	7,21 \pm 2,16	21,7 \pm 1,4	52 \pm 11	2,07 \pm 0,16	0,30 \pm 0,05	2,01 \pm 0,28	0,24 \pm 0,05	55 \pm 42	2,1 \pm 0,1	2,5 \pm 0,1	19 \pm 24	104 \pm 4	67 \pm 1
Median:		5,1	7,94	21,2	49	2,12	0,27	1,93	0,24	38	2,1	2,5	5	104	67
Maks:		5,32	8,91	23,3	64	2,19	0,36	2,32	0,29	103	2,3	2,6	47	108	68
Min:		5,05	4,79	20,6	44	1,89	0,27	1,78	0,19	25	2,1	2,5	5	99	67
Bø	O	6,49	0,32	168,5	353	9,69	0,88	22,14	1,51	109	4,1	39,0	384	345	298

Tabell 18: Konsentrasjoner av totalt organisk karbon (TOC), fargetall, UV, total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N). Aluminium: Total aluminium (Al_t), organisk aluminium (Al_o) og uorganisk aluminium (Al_i), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), jern (Fe) og mangan (Mn) basert på vannprøver tatt i oktober 2010.

Område	Lok.	TOC mg C L ⁻¹	Farge OD _{410nm}	UV OD _{254nm}	Tot-P µg L ⁻¹	Tot-N µg L ⁻¹	Al _t µg L ⁻¹	Al _o µg L ⁻¹	Al _i µg L ⁻¹	Cu µg L ⁻¹	Zn µg L ⁻¹	Cd µg L ⁻¹	Pb µg L ⁻¹	Fe µg L ⁻¹	Mn µg L ⁻¹	
Mykland	A	8,5	40	0,26	4,5	264	231	155	107	48	<3	11,1	<0.1	-	99	18,5
	B	13,5	92	0,47	5,7	1183	124	77	68	9	<3	33,8	<0.1	-	175	9,8
	C	11,3	66	0,39	4,1	239	183	124	94	30	<3	11,2	<0.1	-	192	8,8
	D	13,6	100	0,48	5,3	668	151	121	77	44	<3	28,1	<0.1	-	210	5,7
	E	10,0	83	0,42	6,4	409	144	105	64	41	7,6	23,3	<0.1	-	271	9,2
	F	12,6	90	0,43	9,6	459	204	149	114	35	<3	11,5	<0.1	-	238	8,4
	G	13,8	122	0,53	8,1	1029	158	100	97	3	<3	28,0	<0.1	-	391	1,9
	H	11,4	65	0,32	21,8	851	261	154	130	23	<3	60,9	<0.1	-	164	25,7
	I	6,9	31	0,07	4,9	1154	109	77	38	39	5,8	152,0	<0.1	1,2	141	12,0
	J	6,2	27	0,06	4,9	1177	161	131	78	52	<3	12,0	<0.1	3,5	48	14,0
	K	6,6	27	0,06	5,8	1229	117	81	53	27	<3	27,0	<0.1	0,3	51	12,0
Middel ± SD:		10,40 ± 2,94	68 ± 33	0,32 ± 0,18	7,4 ± 5,1	787 ± 392	167 ± 48	116 ± 30	84 ± 28	32 ± 16	-	36,3 ± 41,1	-	-	180 ± 100	11,5 ± 6,4
Median:		11,3	66	0,39	5,7	851	158	121	78	35	-	27,0	-	-	175	9,8
Maks:		13,8	122	0,53	21,8	1229	109	155	130	52	7,6	152,0	-	-	391	25,7
Min:		6,2	27	0,06	4,1	239	261	77	38	3	-	11,1	-	-	48	1,9
Bås	L	12,0	79	0,38	7,4	281	243	162	123	40	4,2	24,1	<0.1	-	282	15,7
	M	10,6	75	0,35	5,2	451	253	204	129	75	<3	15,5	<0.1	-	364	4,0
	N	9,6	58	0,31	4,4	323	273	209	139	70	<3	14,6	<0.1	-	337	7,6
Middel ± SD:		10,73 ± 1,21	71 ± 11	0,35 ± 0,04	5,7 ± 1,6	352 ± 89	256 ± 15	192 ± 26	130 ± 8	62 ± 19	-	18,1 ± 5,3	-	-	328 ± 42	9,1 ± 6,0
Median:		10,6	75	0,35	5,2	323	253	204	129	70	-	15,5	-	-	337	7,6
Maks:		12,0	79	0,38	7,4	451	273	209	139	75	4,2	24,1	-	-	364	15,7
Min:		9,6	58	0,31	4,4	281	243	162	123	40	-	14,6	-	-	282	4,0
Bø	O	13,7	98	0,48	15,9	689	376	219	151	68	<3	13,9	<0.1	-	484	136,8

4.3.3 Utbredelse av amfibier i forhold til vannkjemiske faktorer

Man-Whitney U-test ble brukt for å undersøke mulige signifikante vannkjemiske faktorer som kan forklare tilstedeværelse eller ikke av amfibier (jfr. Tabell 19). De vannkjemiske faktorene undersøkt med Man-Whitney U-test er: pH (H^+), ledningsevne, alkalinitet, totalt organisk karbon (TOC), kalsium (Ca^{2+}), totalt syreaktivt aluminium (Al_r), organisk aluminium (Al_o), uorganisk aluminium (Al_i), syrenøytraliseringskapasitet (ANC-1, ANC-2), ikke-marint sulfat (SO_4^*) og sum av ikke-marine basekationer (ΣBC^*).

I de statistiske testene er alle vannkjemiske data fra juni og oktober 2010, samt mai 2011 benyttet (Vedlegg 2), med unntak av pH-målingene i mai 2011, som må skyldes feilmålinger, siden prøvene har positive alkalinitetsverdier, som betyr at alle prøvene må ha pH-verdier over 4,5, som er kriterium for at autotitratorens pH-meter lar autotitratoren gjennomføre en alkalinitetstitrering. Det er derfor valgt å utelate disse verdiene i den statistiske behandlingen av dataene. Fordi lokalitet O (Steintjenn) i Bø er veldig spesiell, med blant annet betydelig NaCl påvirkning fra renseanlegg i Bø Sommerland (Fritidspark), er også denne utelatt i de statistiske testene.

De angitte vannkjemiske parameterne er testet opp mot 3 gruppe kategorier:

- Lokalteter med og uten liten salamander (*T. vulgaris*).
- Lokalteter med og uten padde (*B. bufo*).
- Lokalteter med og uten amfibier (padde og liten salamander).

I tillegg til vannkjemiske forklaringer til tilstedeværelse av liten salamander og/eller padde, ble også tilstedeværelse av fisk vurdert opp mot tilstedeværelse av amfibier eller ikke, da tidligere undersøkelser viser til at fisk kan ha negativ påvirkning på enkelte amfibiearter som liten salamander (Dolmen 1987).

Fisk og padde er observert i samme lokalitet, men liten salamander og fisk er ikke observert sammen i noen av de undersøkte lokalitetene (Tabell 9). Etter feltregistreringene ble det derimot fanget en ørret med garn i Grunnetjenn 2012 (Espen Lydersen pers. med.). Tidligere undersøkelser viser at liten salamander og padde har relativt like vannkjemiske tålegrenser (Dolmen m. fl. 2008).

Konduktivitet

Median elektrolitisk ledningsevne (konduktivitet, K_{25}) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $18,4 \mu\text{S cm}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 13,8 til $37,5 \mu\text{S cm}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser ingen signifikant forskjell i konduktivitetsverdi ($p = 0,869$) mellom lokaliteter med amfibier (median K_{25} : $18,4 \mu\text{S cm}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median K_{25} : $19,6 \mu\text{S cm}^{-1}$). Det er heller ingen signifikant forskjell i konduktivitetsverdi ($p = 0,220$) mellom lokaliteter med padde (median K_{25} : $20,6 \mu\text{S cm}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median K_{25} : $18,6 \mu\text{S cm}^{-1}$). Det samme gjelder lokaliteter med registrert liten salamander (median K_{25} : $18,1 \mu\text{S cm}^{-1}$) i forhold til de lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median K_{25} : $19,7 \mu\text{S cm}^{-1}$), som heller ikke viser signifikant forskjell i konduktivitetsverdi ($p = 0,154$).

pH (H^+)

Median pH-verdi målt i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på 5,34, med et variasjonsintervall fra 4,66 til 6,31. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere pH-verdier ($p = 0,001$) i lokaliteter med amfibier (median pH: 5,34), enn i lokaliteter uten (median pH: 4,87). Også i lokaliteter hvor padde var observert var det signifikant ($p = 0,022$) høyere pH (median pH: 5,56) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median pH: 4,96). Det var også en klar tendens til høyere pH-verdi i lokaliteter med liten salamander (median pH: 5,22) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median pH: 4,94), men forskjellen var her ikke fullt ut signifikant ($p = 0,093$).

Alkalinitet

Median alkalinitetsverdi målt i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $56 \mu\text{mol L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 15 til $170 \mu\text{mol L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere alkalinitetsverdi ($p = 0,000$) i lokaliteter med amfibier (median Alk: $56 \mu\text{mol L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median Alk: $32 \mu\text{mol L}^{-1}$). Også i lokaliteter hvor liten salamander var observert var det signifikant ($p = 0,009$) høyere alkalinitet (median Alk: $54 \mu\text{mol L}^{-1}$) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median Alk: $35 \mu\text{mol L}^{-1}$). Det var også signifikant høyere alkalinitetsverdi ($p = 0,009$) i lokaliteter med padde (median Alk: $64 \mu\text{mol L}^{-1}$) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median Alk: $39 \mu\text{mol L}^{-1}$).

Kalsium (Ca²⁺)

Median kalsium (Ca²⁺) -verdi målt i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på 1,30 mg L⁻¹, med et variasjonsintervall fra 0,74 til 3,79 mg L⁻¹. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere kalsiumverdi (p = 0,003) i lokaliteter med amfibier (median: 1,30 mg Ca L⁻¹), enn i lokaliteter uten (median: 0,80 mg Ca L⁻¹). Også i lokaliteter hvor padde var observert var det signifikant (p = 0,004) høyere kalsium (median: 1,45 mg Ca L⁻¹) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median: 0,83 mg Ca L⁻¹). Det var derimot ingen signifikant (p = 0,490) høyere kalsiumverdi i lokaliteter med liten salamander (median: 1,02 mg Ca L⁻¹) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median: 1,11 mg Ca L⁻¹).

Totalt organisk karbon (TOC)

Median konsentrasjon av total organisk karbon (TOC) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på 7,4 mg C L⁻¹, med et variasjonsintervall fra 3,5 til 12,6 mg C L⁻¹. Man-Whitney U-test viser ingen signifikant forskjell i TOC-verdi (p = 0,367) mellom lokaliteter med amfibier (median TOC: 7,4 mg C L⁻¹), enn i lokaliteter uten (median TOC: 9,1 mg C L⁻¹). Det er heller ingen signifikant forskjell i TOC-verdi (p = 0,602) mellom lokaliteter med padde (median TOC: 7,6 mg C L⁻¹) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median TOC: 7,8 mg C L⁻¹). Det samme gjelder lokaliteter med registrert liten salamander (TOC: 6,9 ± 2,6 mg C L⁻¹) i forhold til de lokaliteter hvor arten ikke er registrert (TOC: 8,8 ± 3,1 mg C L⁻¹), som heller ikke viser signifikant forskjell i TOC-verdi (p = 0,108).

Ikke-marint sulfat (SO₄^{*})

Median konsentrasjon av ikke-marint sulfat (SO₄^{*}) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på 41 µekv L⁻¹, med et variasjonsintervall fra 26 til 75 µekv L⁻¹. Man-Whitney U-test viser ingen signifikant forskjell i SO₄^{*} verdi (p = 0,155) mellom lokaliteter med amfibier (median SO₄^{*}: 41 µekv L⁻¹), enn i lokaliteter uten (median SO₄^{*}: 35 µekv L⁻¹). Det var heller ingen signifikant forskjell i SO₄^{*} verdi (p = 0,290) mellom lokaliteter med padde (median SO₄^{*}: 41 µekv L⁻¹) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median SO₄^{*}: 37 µekv L⁻¹). Det samme gjelder lokaliteter med registrert liten salamander (median SO₄^{*}: 39 µekv L⁻¹) i forhold til de lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median SO₄^{*}: 37 µekv L⁻¹), som heller ikke viser signifikant forskjell i SO₄^{*} verdi (p = 0,510).

Ikke-marine basekationer (ΣBC^*)

Median konsentrasjon av ikke-marine basekationer (ΣBC^*) målt i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $109 \mu\text{ekv L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 69 til $266 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere ΣBC^* konsentrasjon ($p = 0,003$) i lokaliteter med amfibier (median ΣBC^* : $109 \mu\text{ekv L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median ΣBC^* : $75 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Også i lokaliteter hvor padde var observert var det signifikant ($p = 0,005$) høyere ΣBC^* konsentrasjon (median ΣBC^* : $112 \mu\text{ekv L}^{-1}$) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median ΣBC^* : $84 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Det var derimot ingen signifikant høyere ΣBC^* konsentrasjon ($p = 0,417$) i lokaliteter med liten salamander (median ΣBC^* : $90 \mu\text{ekv L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median ΣBC^* : $89 \mu\text{ekv L}^{-1}$).

ANC-1

Median syrenøytraliseringskapasitet (ANC-1) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $67 \mu\text{ekv L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 24 til $193 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere ANC-1-verdi ($p = 0,003$) i lokaliteter med amfibier (median ANC-1: $67 \mu\text{ekv L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (ANC-1: $38 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Også i lokaliteter hvor padde var observert var det signifikant ($p = 0,009$) høyere ANC-1 (median ANC-1: $80 \mu\text{ekv L}^{-1}$) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median ANC-1: $43 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Det var derimot ingen signifikant høyere ANC-1 verdi ($p = 0,319$) i lokaliteter med liten salamander (median ANC-1: $63 \mu\text{ekv L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median ANC-1: $47 \mu\text{ekv L}^{-1}$).

ANC-2

Median syrenøytraliseringskapasitet (ANC-2) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $42 \mu\text{ekv L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra -1 til $169 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere ANC-2-verdi ($p = 0,001$) i lokaliteter med amfibier (median ANC-2: $42 \mu\text{ekv L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median ANC-2: $5 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Også i lokaliteter hvor padde var observert var det signifikant ($p = 0,010$) høyere ANC-2 (median ANC-2: $58 \mu\text{ekv L}^{-1}$) enn i de lokaliteter hvor den ikke er registrert (median ANC-2: $15 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Det var også en tendens til høyere ANC-2-verdi i lokaliteter med liten salamander (median ANC-2: $41 \mu\text{ekv L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median ANC-2: $15 \mu\text{ekv L}^{-1}$), men forskjellen var ikke fullt ut signifikant ($p = 0,129$).

Totalt syreaktivt aluminium (Al_r)

Median konsentrasjon av totalt syreaktivt aluminium (Al_r) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) $237 \mu\text{g Al L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 161 til $261 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere Al_r -verdi ($p = 0,028$) i lokaliteter med amfibier (median Al_r : $237 \mu\text{g Al L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median Al_r : $148 \mu\text{g Al L}^{-1}$). Det var også en tendens til høyere Al_r verdi i lokaliteter med padde (median Al_r : $253 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_r : $158 \mu\text{g Al L}^{-1}$), men forskjellen var her ikke fult ut signifikant ($p = 0,073$). Det var ingen signifikant høyere Al_r -verdi ($p = 0,392$) i lokaliteter med liten salamander (median Al_r : $231 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_r : $158 \mu\text{g Al L}^{-1}$).

Organisk aluminium (Al_o)

Median konsentrasjon av organisk aluminium (Al_o) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $119 \mu\text{g Al L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 78 til $130 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser signifikant høyere Al_o -verdi ($p = 0,039$) i lokaliteter med amfibier (median Al_o : $119 \mu\text{g Al L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median Al_o : $73 \mu\text{g Al L}^{-1}$). Det var også en tilnærmet signifikant ($p = 0,052$) høyere median Al_o -verdi i lokaliteter med padde (median Al_o : $129 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_o : $78 \mu\text{g Al L}^{-1}$). Det var ingen signifikant høyere Al_o -verdi ($p = 0,586$) i lokaliteter med liten salamander (median Al_o : $107 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_o : $94 \mu\text{g Al L}^{-1}$).

Uorganisk aluminium (Al_i)

Median konsentrasjon av uorganisk aluminium (Al_i) i lokaliteter med amfibier (salamander og padde) er på $44 \mu\text{g Al L}^{-1}$, med et variasjonsintervall fra 23 til $75 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Man-Whitney U-test viser ingen signifikant forskjell i Al_i -verdi ($p = 0,245$) mellom lokaliteter med amfibier (median Al_i : $44 \mu\text{g Al L}^{-1}$), enn i lokaliteter uten (median Al_i : $35 \mu\text{g Al L}^{-1}$). Det er heller ingen signifikant forskjell i Al_i -verdi ($p = 0,938$) mellom lokaliteter med padde (median Al_i : $35 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_i : $40 \mu\text{g Al L}^{-1}$). Det samme gjelder lokaliteter med registrert liten salamander (median Al_i : $48 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i forhold til de lokaliteter hvor arten ikke er registrert (median Al_i : $35 \mu\text{g Al L}^{-1}$), som heller ikke viser signifikant forskjell i Al_i -verdi ($p = 0,186$).

Tabell 19: Vannkjemiske variabler i lokaliteter (Mykland og Bås), hvor amfibier er observert og ikke observert. Sammenligning av de to gruppene lokaliteter med Man Whitney test. Gjennomsnitt verdier \pm standard avvik (Middel \pm SD), median, minimum og maksimum verdier. N = antall prøver og P-verdi = signifikans.

	Enhet	Observert				Ikke observert				P - verdi
		Middel \pm SD	Median	Min – Maks	N	Middel \pm SD	Median	Min – Maks	N	
<i>Triturus vulgaris</i>										
Konduktivitet	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	18.0 \pm 3.4	18.1	(13.8–23.3)	9	21.5 \pm 6.1	19.7	(14.1–37.5)	33	0.154
pH		5.23	5.22	(5.05–5.70)	6	4.90	4.94	(4.59–6.31)	22	0.093
H ⁺	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	5.83 \pm 2.75	6.05	(2.00–8.91)	6	12.47 \pm 8.09	11.48	(0.49–25.70)	22	0.093
Alkalinitet	$\mu\text{mol L}^{-1}$	61 \pm 17	54	(47–95)	9	47 \pm 36	35	(7–170)	33	0.009
Ca ²⁺	mg L^{-1}	1.23 \pm 0.52	1.02	(0.74–2.19)	9	1.23 \pm 0.87	1.11	(0.25–3.79)	33	0.490
TOC	mg C L^{-1}	6.9 \pm 2.6	6.5	(3.5–12.0)	9	8.8 \pm 3.1	8.0	(3.2–13.8)	33	0.108
SO ₄ [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	41 \pm 10	39	(27–53)	9	40 \pm 12	37	(25–75)	33	0.510
ΣBC [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	105 \pm 32	90	(69–155)	9	100 \pm 57	89	(33–266)	33	0.417
ANC-1	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	63 \pm 31	63	(24–108)	9	57 \pm 50	47	(-3–193)	33	0.319
ANC-2	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	39 \pm 28	41	(2–90)	9	27 \pm 51	15	(-41–169)	33	0.129
Al _i	$\mu\text{g L}^{-1}$	212 \pm 44	231	(161–243)	3	180 \pm 60	158	(109–273)	11	0.392
Al _o	$\mu\text{g L}^{-1}$	103 \pm 23	107	(78–123)	3	91 \pm 34	94	(38–139)	11	0.586
Al _f	$\mu\text{g L}^{-1}$	47 \pm 6	48	(40–52)	3	36 \pm 22	35	(3–75)	11	0.186
<i>Bufo bufo</i>										
Konduktivitet	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	24.1 \pm 8.4	20.6	(14.8–37.5)	9	19.8 \pm 4.6	18.6	(13.8–30.7)	33	0.220
pH		5.23	5.56	(4.66–6.31)	6	4.90	4.96	(4.59–5.73)	22	0,022
H ⁺	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	5.82 \pm 8.05	3.10	(0.49–21.88)	6	12.48 \pm 7.19	11.09	(1.86–25.70)	22	0,022
Alkalinitet	$\mu\text{mol L}^{-1}$	83 \pm 50	64	(15–170)	9	41 \pm 19	39	(7–95)	33	0.009
Ca ²⁺	mg L^{-1}	2.05 \pm 1.11	1.45	(0.96–3.79)	9	1.01 \pm 0.53	0.83	(0.25–2.19)	33	0.004
TOC	mg C L^{-1}	8.7 \pm 2.2	7.6	(6.5–12.6)	9	8.3 \pm 3.3	7.8	(3.2–13.8)	33	0.602
SO ₄ [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	46 \pm 16	41	(26–75)	9	38 \pm 10	37	(25–58)	33	0.290
ΣBC [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	152 \pm 70	112	(86–266)	9	87 \pm 37	84	(33–172)	33	0.005
ANC-1	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	101 \pm 61	80	(35–193)	9	46 \pm 34	43	(-3–130)	33	0.009
ANC-2	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	72 \pm 62	58	(-1–169)	9	18 \pm 35	15	(-41–119)	33	0.010
Al _i	$\mu\text{g L}^{-1}$	239 \pm 31	253	(204–261)	3	172 \pm 55	158	(109–273)	11	0.073
Al _o	$\mu\text{g L}^{-1}$	124 \pm 9	129	(114–130)	3	85 \pm 30	78	(38–139)	11	0.052
Al _f	$\mu\text{g L}^{-1}$	44 \pm 27	35	(23–75)	3	37 \pm 19	40	(3–70)	11	0.938
Amfibier (<i>T. vulgaris</i> og <i>B. bufo</i>)										
Konduktivitet	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	21.0 \pm 7.0	18.4	(13.8–37.5)	18	20.5 \pm 4.9	19.6	(14.1–30.7)	24	0.869
pH		5.23	5.34	(4.66–6.31)	12	4.82	4.87	(4.59–5.73)	16	0,001
H ⁺	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	5.83 \pm 5.73	4.63	(0.49–21.88)	12	14.97 \pm 6.76	13.72	(1.86–25.70)	16	0,001
Alkalinitet	$\mu\text{mol L}^{-1}$	72 \pm 38	56	(15–170)	18	34 \pm 14	32	(7–70)	24	0.000
Ca ²⁺	mg L^{-1}	1.64 \pm 0.94	1.30	(0.74–3.79)	18	0.92 \pm 0.52	0.80	(0.25–2.12)	24	0.003
TOC	mg C L^{-1}	7.8 \pm 2.5	7.4	(3.5–12.6)	18	8.8 \pm 3.5	9.1	(3.2–13.8)	24	0.367
SO ₄ [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	43 \pm 13	41	(26–75)	18	37 \pm 10	35	(25–58)	24	0.155
ΣBC [*]	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	128 \pm 58	109	(69–266)	18	80 \pm 37	75	(33–172)	24	0.003
ANC-1	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	82 \pm 51	67	(24–193)	18	40 \pm 34	38	(-3–130)	24	0.003
ANC-2	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	56 \pm 49	42	(-1–169)	18	10 \pm 34	5	(-41–119)	24	0.001
Al _i	$\mu\text{g L}^{-1}$	225 \pm 37	237	(161–261)	6	157 \pm 53	148	(109–273)	8	0.028
Al _o	$\mu\text{g L}^{-1}$	114 \pm 19	119	(78–130)	6	79 \pm 31	73	(38–139)	8	0.039
Al _f	$\mu\text{g L}^{-1}$	46 \pm 18	44	(23–75)	6	33 \pm 21	35	(3–70)	8	0.245

5 Diskusjon

Fysiske forhold

De undersøkte amfibielokalitetene befinner seg ca. 40-45 km fra kysten og mellom 172 og 236 m o.h., som er innenfor de høydeverdier hvor man kan forvente *T. vulgaris* og *B. bufo* i denne delen av landet. *T. vulgaris* er funnet over 660 m o.h., mens høyeste lokalitet med registrert *B. bufo* er 352 m o.h. (Dolmen m. fl. 2008). Utviklingen av amfibielarver er generelt sterkt korrelerte med vanntemperaturer og derfor også med høyden over havet (Skei m. fl. 2006).

T. vulgaris lokalitetenes størrelse varierer mellom 763 m² og 62 940 m², mens *B. bufo* lokalitetenes størrelse varierer mellom 4704 m² og 10 270 m². Vanligvis finner man *T. vulgaris* i relativt små vannforekomster (Dolmen m. fl. 2008), noe som gjør tilstedeværelsen i Grunnetjenn (62 940 m²) nokså uvanlig. *B. bufo* derimot, er sjeldent observert i lokaliteter < 2500 m² (Dolmen m. fl. 2008). Grunnen til at *T. vulgaris* ofte er observert i relativt små vannforekomster framfor store kan først og fremst forklares med at små lokaliteter ofte er fisketomme (Skei m. fl. 2006, Dolmen m. fl. 2008). Rumpetrollene til *B. bufo* tåler derimot tilstedeværelse av fisk, da de ikke er "lettspiste". Paddas tilpassing til å leve i store vannforekomster (fiskevann) reduserer konkurransen med andre amfibier som *T. vulgaris* som er mer utsatt for predasjon av rovfisk, samt reduserer artens fare for død pga uttørking (Strand 2006, Dolmen m. fl. 2008).

De solutsatte og stillestående vannforekomstene i myrområdene i Mykland og Bås, har i utgangspunktet flere fordelaktige kvaliteter i forhold til salamandere. De fleste undersøkte lokalitetene er relativt grunne (1,5 til 5,8 m) og noe grumsete, som fører til rask oppvarming av de øvre vannlagene som skaper gunstige forhold for utviklingen av amfibieegg og tilgangen på byttedyr (Duellmann og Trueb 1986, Skei m. fl. 2006). Økt fotosyntese i de grunne delene av lokalitetene øker også pH (Skei m. fl. 2006).

Ingen av de undersøkte lokalitetene har større avstand til nærmeste skogkant (ATS) > 100 m. Pollane er salamanderlokaliteten med størst grad av isolasjon, hvor ATS er 12 m. De terrestriske områdene rundt vannforekomstene er viktige med tanke på egnetheten som salamanderhabitat. (Gibbons 2003, Herrmann m. fl. 2005, Skei m.fl. 2006). Kort avstand til skogkanten er mest typisk for salamanderlokaliteter, mens dammer beliggende midt ute på myrer langt fra nærmeste skogkant blir som oftest unngått. Salamandere emigrerer trolig korte avstander over åpent landskap (Schabetsberger m. fl. 2004, Skei m. fl. 2006). Skog har flere fordeler i forhold til åpne myr omgivelser. Skogen tilbyr bedre mattilgang (virvelløse dyr) for

salamandere, større mengde dvalesteder og skul mot rovdyr og uttørking. Skogområder reduserer også graden av isolasjon ved å øke tilkoblingen av landskapet (Laan og Verboom 1990, Skei m. fl. 2006).

Registreringer og bestand av *T. vulgaris*

I undersøkelsesperioden (juni 2010 til mai 2011) ble liten salamander og fisk ikke registrert i samme lokalitet, bortsett fra en ørret ble fanget med garn i Grunnetjenn 2012, dvs. året etter undersøkelsene ble gjennomført. Dette kan forklares med at tilstedeværelse av rovfisk som ørret, trolig har en negativ effekt på salamanderbestander pga predasjon. Dette gjelder først og fremst stor salamander (*Triturus cristatus*), men trolig også for *T. vulgaris*, selv om det i noen tilfeller er påvist i sameksistens med rovfisk. Forskjellen i sårbarhet mellom de to artene forklares trolig med at larver av *T. cristatus* er mer iøynefallende for rovfisk enn larver av *T. vulgaris* (Dolmen 1982, Skei m. fl. 2006). *B. bufo* ble derimot registrert i 2 lokaliteter med fisk. Rumpetrollene til *B. bufo* er nærmest immune mot predasjon fra fisk takket være stimadferd og giftkjertler i huden som hos voksne individer (Strand 2006).

Tetthetsestimeringen av *T. vulgaris* i Grunnetjenn er først og fremst basert på resultatene fra valgte z-sveip stasjoner (Tabell 11), da resultatene fra tilfeldige z-sveip stasjoner (Tabell 12), naturlig nok ikke tar hensyn til optimale habitater for arten. Selv om det i henhold til Sandås (2010, upublisert) estimeres å være en middels tetthet av *T. vulgaris* i Grunnetjenns, kan man allikevel regne tettheten av *T. vulgaris* til å være relativt høy. Dette da tetthetsestimatberegningene i Sandås (2010, upublisert) er basert på amfibiedammer i kulturlandskapet, hvor en kan forvente høyere tettheter av amfibier (Dolmen m. fl. 1982 og Dolmen 1991), enn i mer næringsfattige myr-lokaliteter som Grunnetjenn. På bakgrunn av tetthetsestimatet og Grunnetjenns relativt store størrelse, kan man anta at lokaliteten har en relativt stor bestand av *T. vulgaris*. Noe uventet ble det også registrert et beskjedent antall *T. vulgaris* larver (en voksen) i den lille lokaliteten Pollane, rett sør for Grunnetjenn i 2010. Det er usikkert om dette er en egen liten bestand, eller et forsøk på kolonisering fra bestanden i Grunnetjenn.

Avstanden mellom salamanderlokalitetene Grunnetjenn og Pollane er på rundt 470 m. Med unntak av Bjønnåstjenn er alle lokalitetene i Mykland og Bås < 500 m fra hverandre. Stor geografisk spredning er en viktig begrensende faktor for distribusjonen av salamander (Skei m. fl. 2006). I utgangspunktet er salamandere kjent for å være "hjemmekjære" arter hvor de terrestriske skjulestedene vanligvis ikke befinner seg langt fra yngledammen. Noen salamandere kan derimot dra på lengre vandring. *T. vulgaris* og *T. cristatus* er observert opp

til 800 m fra yngledammen. Spredning kan trolig foregå mellom en passende lokalitet og en annen mer enn 500 m unna og sannsynligvis enda lenger (Dolmen 1982).

Vannkjemi

Mykland ligger i et område av Sør-Norge som er over marin grense, og er fortsatt relativt betydelig påvirket av langtransportert forurensning i form av sur nedbør, og da primært svovelsyre (ofte angitt som SO_4^*), grunnet høyt forbruk av fossil brensel. Vannforekomstene er derfor sterkt forsuret gjennom flere ti-år (Høgberget 2010). Forsuringen og dens skade på akvatisk liv bestemmes ut ifra sterkt forsuret nedbør og manglende tilstrekkelig bufferkapasitet i berggrunnen og jordsmonnet (Henriksen 1979, Leuven 1986, Dolmen m. fl. 2008). I tillegg er lokalitetene påvirket av syrer naturlig produsert (i større eller mindre grad) i skog- og/eller myr-områder. Barskogbunnen har lav pH grunnet surt strøfall, samt at torvmoseartene (*Sphagnum sp.*) rundt lokalitetene virker forsurende da de fjerner kalsium (Ca^{2+}) fra vannet og frigir hydrogenioner (H^+) (Strand 2006).

De undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås har relativ lav ionestyrke (konduktivitet). Dette skyldes i hovedsak at berggrunnen og løsmassene i stor grad består av harde, lite forvitrbare bergarter, som frir et begrenset bidrag av elektrolytter (Høgberget 2010). Lave konsentrasjoner av elektrolytter medfører normalt liten syre nøytraliseringskapasitet, og gjør at lokalitetenes følsomhet ovenfor forsurening er høy (Skei m. fl. 2006). Dette vises blant annet med de lave kalsium (Ca^{2+}) nivåene i lokalitetene, som reflekterer dårlig bufferkapasitet (Strand 2006). Lave innhold av ioner fører til betydelige fysisk stress for akvatiske organismer (Freda and Dunson 1985, Dolmen m. fl. 2004, Skei m. f. 2006), og vil derfor kunne påvirke tilstedeværelsen av salamander (Cooke and Frazer 1976, Skei m. fl. 2006). Tidligere utførte studier viser at *B. bufo* larver er mer tolerante ovenfor lav ionestyrke enn *T. vulgaris* larver (Skei og Dolmen 2006). Det ble derimot ikke funnet noen signifikante forskjeller i konduktivitet mellom lokaliteter med og uten amfibier i disse undersøkelsene. Dette kan trolig forklares med de generelt lave konduktivitetsverdiene i lokalitetene, med og uten amfibier.

De undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås har gjennomgående lave pH verdier. Forsuring er vist å være en betydelig restriktiv faktor for utbredelse av amfibier (Freda og Dunson 1985, Dolmen 1987, Skei og Dolmen 2006). I disse undersøkelsene ble det i likhet med andre undersøkelser (Dolmen m. fl. 2004 og 2008, Skei m. fl. 2006) også funnet signifikante høyere pH verdier i lokaliteter med amfibier, enn de uten. Det var også en klar tendens til høyere pH i lokaliteter med *T. vulgaris*, enn lokaliteter uten, men forskjellen var ikke fullt ut signifikant (p

= 0,093). Lav pH kan føre til økt dødelighet hos amfibielarver grunnet konstante forstyrrelser av gjellekontrollen. Dette er forårsaket av at H^+ tar til seg Ca^{2+} fra bindingssteder på gjellene, noe som medfører forstyrrelser av ionereguleringen. Dette fører blant annet til tap av Na^+ og Cl^- i blodplasma pga. forstyrrelse av vann- og ionebalanse. Når Na^+ konsentrasjonen har sunket til ca. 50 % normale verdier i kroppen, vil normalt larvene dø (Skei og Dolmen 2006). Lave pH verdier kan også føre til økt dødeligheten hos amfibie embryoer (Freda og Dunson 1985, Andren m. fl. 1988). Undersøkelser viser laveste pH verdier målt i lokaliteter med suksessfull reproduksjon av *T. vulgaris* og *B. bufo*, var hhv pH 4,8 og 4,7 (Dolmen m. fl. 2008). I denne undersøkelsen ble median pH målt til hhv 5,2 og 5,6 i lokaliteter med suksessfull reproduksjon av hhv *T. vulgaris* og *B. bufo*.

Analysene av alkalinitet som er vannets evne til å nøytralisere syre (bufferegenskaper), viser også relativt lave verdier i lokalitetene undersøkt i Mykland og Bås. Alkalinitetsverdiene er det som best viser forskjellen mellom lokaliteter med og uten amfibier, da alle de 3 kategoriene anvendt i Man-Whitney U testene (Tabell 19), viser signifikant høyere alkalinitet i lokaliteter med amfibier, enn i lokaliteter uten amfibier.

Konsentrasjonene av uorganisk aluminium (Al_i) er moderate til høye i de undersøkte lokalitetene. I tillegg til den direkte giftige effekten av H^+ , kan akvatiske organismer også dø pga. for høye konsentrasjoner av Al_i som en ofte finner i forsurede vannforekomster (Lydersen m. fl. 1994, Skei og Dolmen 2006). Konsentrasjonen og løseligheten av aluminium (Al) bestemmes av pH, temperatur og tilstedeværelsen av uorganiske og organiske ligander (Poléo m. fl. 1994, Skei og Dolmen 2006). Ved lave pH nivåer (< 4,5) påvirker Al på samme måte som H^+ ved å påvirke ione utvekslingen over gjellemembranen, som igjen resulterer i tap av plasma-ioner. Ved noe høyere pH (5-6) vil Al_i og påbegynnende Al-polymerisering forstyrre respirasjonen pga økt slimproduksjon og klogging av gjelleoverflatene. Dette forhindrer effektiv respirasjon og øker faren for surstoff mangel (Freda 1991, Skei og Dolmen 2006). Studier har vist at *B. bufo* og *T. vulgaris* larver reagerer forskjellig løst aluminium. Ved pH 5,1 til 5,9 er Al_i giftig for *T. vulgaris* larver. *B. bufo* larver er derimot upåvirket av total aluminiums konsentrasjoner (Al_t) så høye som $300 \mu g L^{-1}$ i mykt vann. Denne sensitiviteten til Al_i gjør det vanskelig for *T. vulgaris* å overleve i selv moderat forsurede vannforekomster hvor Al_i konsentrasjonene er relativt høye, med mindre viktige ligander, som bla organiske anioner er tilstede og kompleksbinderbinder de giftige positive ladete, uorganiske Al_i -forbindelsene (Lydersen m. fl. 1994, Skei og Dolmen 2006). I undersøkelsene i Mykland og Bås, ble det derimot ikke funnet noen signifikante forskjeller i Al_i -verdier mellom lokaliteter med og uten amfibier, som trolig betyr at Al_i nivåene ikke er høye nok til å

ha negativ effekt på amfibiebestandene. Dette kan trolig forklares med at mye av aluminium er bundet opp i det organiske materialet, da de undersøkte lokalitetene er relativt humøse. Det ble derimot vist signifikant høyere organisk aluminium (Al_o) i lokaliteter med amfibier, enn de uten, men var ikke signifikant høyere for lokaliteter med *T. vulgaris* i forhold til de lokaliteter uten. Det ble også vist signifikant høyere totalt syrereaktivt aluminium (Al_r) i lokaliteter med amfibier, enn de uten.

Variierende grad av myr og barskogsområder rundt de undersøkte lokalitetene gjør lokalitetene mer eller mindre humøse. Humusstoffene kan i seg selv virke forsurende. (Strand 2006). Vannlokalitetene undersøkt er relativt små. Små vannforekomster er ofte mer sure enn store vannforekomster, da små vannforekomster generelt har større nedbørsfelt og mottar derfor mer humus og annen sur avrenning per volumenhet vann, enn større vannforekomster (Strand 2006). De relativt høye TOC-verdiene målt i lokalitetene, skyldes trolig at vannforekomstene er relativt små. Det er ikke uvanlig med relativt høye TOC verdier (eller fargetall målt som mg Pt L⁻¹) i små vannforekomster (Strand 2006). Samtidig som myrene bidrar til lav pH, fører det også til økte ANC (og alkalinitet) nivåer gjennom bufferegenskapene til de organiske syrene. Lokaliteter kan derfor ha lav pH, samtidig med en relativt god ANC, når TOC-nivåene er høye (Lydersen m. fl. 2004). I tillegg er humøse syrer i stand til å kompleksbinde giftige aluminiumsforbindelser (Al_i). Løst organisk materiale kan derfor være nødvendig for at *T. vulgaris* kan overleve i sure lokaliteter med høyt aluminiumsinnhold (Skei og Dolmen 2006). Det ble derimot ikke funnet noen signifikante forskjeller i TOC mellom lokaliteter med og uten amfibier i disse undersøkelsene. Dette kan forklares med at nesten samtlige av de undersøkte lokalitetene, med og uten amfibier, har generelt høye TOC-verdier.

Forbedrende effekt av elektrolytter

I undersøkelsene ble det funnet signifikant høyere nivåer av både kalsium (Ca^{2+}) og ikke-marine basekationer ($\Sigma BC^* = \Sigma Ca^*, Mg^*, Na^*, K^*$) i lokaliteter med amfibier, enn de lokaliteter uten. Konsentrasjonene av Ca^{2+} og ΣBC^* var derimot ikke signifikant høyere i lokaliteter med *T. vulgaris* i forhold til lokaliteter uten. Tidligere undersøkelser viser en signifikant positiv påvirkning av Ca^{2+} og Na^+ (NaCl) på amfibiers toleranse under sure vannforhold. Økt konsentrasjon av Ca^{2+} i en lokalitet kan kompensere for høy pH, som gjør at amfibier tolererer lav pH bedre (Dolmen m. fl. 2008). Økt Ca^{2+} (og Mg^+) konsentrasjon kan også forhindre tidlig død av amfibie embryoer i sure vann (Freda og Dunson 1985, Dolmen m. fl. 2008). Siden Ca^{2+} regulerer utvekslingen av ioner over gjellemembranen hos akvatiske

dyr, er den også en viktig faktor i samspillet mellom H^+ og Al for å bestemme giftigheten i sure vann (Gensemer og Playle 1999, Dolmen m. fl. 2008).

Andre undersøkelser viser også at Na^+ (NaCl) har en forbedrende effekt på amfibier i ionesvake (bløte), forsurete vann (Dolmen m. fl. 2004 og 2008). Amfibielarver er mer sjeldent observert i lokaliteter hvor NaCl konsentrasjonen er lav. Dette forklares trolig med den tilleggs kostnaden det er for larver å få i seg nok salt i ekstremt hypotone miljø, hvor salt er begrenset og miljøets forsurening tilfører ekstra stress på ionereguleringen gjennom hud og gjeller (Dolmen m. fl. 2008). Lokalitet Steintjenn i Bø er den lokaliteten i undersøkelsen med høyest tetthet av *T.vulgaris* larver, men også den lokaliteten med desidert høyest Na^+ og Cl⁻ verdier (Tabell 17), hhv 22 og 39 mg L⁻¹. I tillegg har lokaliteten relativt høy pH (pH: 6,5). Økte konsentrasjoner av salt (NaCl) viser seg også å ha en positiv effekt på fisk i forsurede vann (Dolmen m. fl. 2008).

Det er relativt store variasjoner i ANC i de undersøkte lokalitetene i Mykland og Bås. De fleste undersøkte lokalitetene hvor det ble observert amfibier og fisk, hadde ANC-1 verdier mellom 24 og 193 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og ANC-2-verdier mellom -1 og 169 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Som for alkalinitet, ble det også vist signifikant høyere ANC-1 og ANC-2 -verdier i lokaliteter med amfibier, enn de uten. ANC-1 og ANC-2 var derimot ikke signifikant høyere i lokaliteter med *T. vulgaris* i forhold til de lokaliteter uten. Den kritiske ANC-1 -grensen satt for ørret (*Salmo trutta*) og generelt andre fisker og invertebrater i Norge, er empirisk definert ved 20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (Lydersen m. fl. 1994) Empiriske data på fiskestatus og ANC-1 i Norske vann, viser en 95 % sannsynlighet for ingen skader på ørret (*Salmo trutta*) ved 19 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. For abbor (*Perca fluviatilis*) er denne verdien på 14 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Ved å se på ANC-2 som tar mer hensyn til de humøse forholdene, er den samme beskyttelsen (95 % sannsynlighet for ingen skade) vist ved 8 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for ørret (*Salmo trutta*) og for abbor (*Perca fluviatilis*) -2 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (Lydersen m. fl. 2004).

Skogbrannen 2008

Skogbrannen 9. juni 2008 førte til akutte konsentrasjoner av giftig aluminium (Al_i), økt H^+ konsentrasjoner og redusert pH-bufferkapasitet i vannforekomster påvirket av brannen. Det finnes ikke data fra Grunnetjenn under den ekstreme vannkjemiske episoden som fant sted i august, 2 måneder etter brannen, men det ble målt høye Al_i konsentrasjoner ($> 250 \mu\text{g Al L}^{-1}$) i Hundsvatn, som befinner seg rett nedstrøms for Grunnetjenn (Høgberget 2010). Innsjøer med $\text{pH} \leq 4,75$ og $> 50 \mu\text{g } Al_i$ har ofte utdødd eller reduserte fiskepopulasjoner (Lydersen m. fl. 1994).

T. vulgaris populasjonen rundt Grunnetjenn klarte seg trolig relativt godt igjennom selve skogbrannen. Dette kan forklares med at brannen pågikk i slutten av gyteperioden da trolig mange av de voksne individene av *T. vulgaris* befant seg i eller i nærheten av vannforekosten. Dag Dolmen fanget så mange som 30 voksne individer av totalt 35 z-sveip i Grunnetjenn, mai 2009, som er et relativt høyt antall (D. Dolmen, pers. med.). Trolig unngikk amfibielarvene i Grunnetjenn den ekstreme vannkjemiske episoden som fant sted i midten av august, 2 måneder etter brannen i 2008. På dette tidspunkt hadde trolig de fleste salamanderlarvene allerede gjennomgått metamorfose og beveget seg opp på land.

6 Konklusjon

Det er ingen klare kjemiske forskjeller mellom lokaliteter med liten salamander og de lokaliteter hvor padde er registrert. Derimot synes det å være signifikant lavere pH, alkalinitet og konsentrasjon av basekationer i lokaliteter uten disse amfibieartene i forhold til lokaliteter hvor artene er registrert. Ingen av lokalitetene med påvist liten salamander synes å ha en bestand av potensielle predatorer som brunørret, abbor eller bekkerøye, mens padde og fisk er påvist å sameksistere. Selv om tallgrunlaget i denne oppgaven er noe begrenset, synes disse mulige forklaringsvariablene mht tilstedeværelse av padde og/eller liten salamander, å samstemme godt med tidligere publiserte undersøkelser (Dolmen m. fl. 2004 og 2008, Skei m. fl. 2006).

Hovedbestanden av liten salamander i undersøkelsene synes å være i Grunnetjenn, en innsjø som er meget stor til å være en betydelig salamanderlokalitet. Innsjøen ligger i brannområdet i Mykland hvor ekstrem vannkjemisk bl.a. ble påvist i august 2008, 2 måneder etter brannen (Høgberget 2010). Det finnes ikke data fra denne episoden i Grunnetjenn, kun fra innsjøen nedstrøms (Hundsvatn), hvor svært ekstrem vannkjemisk ble dokumentert (Høgberget 2010). Like fullt ble det registrert en betydelig populasjon av liten salamander i Grunnetjenn i juni 2009, ett år etter brannen. Dette har trolig sammenheng med at mye av salamanderpopulasjonen i Grunnetjenn befant seg i innsjøen eller i myrområdene rundt, mens brannen pågikk. Mesteparten av bestanden var trolig ferdigutviklet til voksne individer og allerede på land, da den svært ekstreme vannkjemiske episoden ble dokumentert i midten av august, to måneder etter brannen. I tillegg er de geologiske forholdene i nedbørfeltet til Grunnetjenn klart bedre enn i de fleste andre lokalitetene i brannområdet. Mindre ekstrem vannkjemisk har trolig inntruffet i Grunnetjenn enn hva tilfellet var for Hundsvatn. At det heller ikke virker som om bestanden av abbor i Hundsvatn har blitt nevneverdig påvirket (Espen Lydersen, pers. med.), kan også indikere at de svært ekstreme vannkjemiske forholdene som oppsto i perioden etter brannen ikke har vært av en slik varighet at bestanden ble betydelig påvirket, selv om enkeltindivider av død fisk ble funnet. Brannen synes derfor å ha hatt minimal effekt på de allerede etablerte amfibiebestandene i området. Pga. betydelig reduksjon av sur nedbør i området, og derfor klart forbedret vannkjemisk i lokalitetene, vil trolig ikke vannkjemisk være avgjørende for skjebnen de allerede etablerte bestander av liten salamander i det undersøkte området. Mer spenning er knyttet til omfanget av rekolonialisering av brunørret i Grunnetjenn, som kan bety en økt predatortrussel for denne bestanden i framtiden.

Referanser/litteraturliste

- Alewell C, Manderscheid B, Meesenburg H, Bittersohl J. 2000. Is acidification still an ecological threat? *Nature* **407**: 856-857.
- Alford RA, Richards SJ. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **30**: 133-165.
- Andrén C, Henrikson L, Olsson M, Nilson G. 1988. Effects of pH and aluminium on embryonic and early larval stages of Swedish brown frogs *Rana arvalis*, *R. temporaria* and *R. dalmatina*. *Holarctic Ecology* **11**: 127-135.
- Barnes RB. 1975. The determination of specific forms of aluminum in natural water. *Chemical Geology* **15**: 177-191.
- Beebee TJC, Griffiths RA. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* **125**: 271-285.
- Berger HM, Hesthagen T, Sevaldrud IH, Kvenild L. 1992. Forsuring av innsjøer i Sør-Norge – fiskestatus innen geografiske rutenett. NINA Forskningsrapport **32**: 1-12.
- Blaustein AR, Wake DB, Sausa WP. 1994c. Amphibian declines: Judging stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to local and Global Extinctions. *Conservation Biology* **8**: 60-71.
- Cooke AS, Frazer JFD. 1976. Characteristics of newt breeding sites. *J. Zool. Lond.* **178**: 223-236.
- Direktoratsgruppa. 2009. Veileder 01-2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann – Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanndirektivet.
- Dolmen D. 1982. Zoogeography of *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) (Amphibia) in Norway, with notes on their vulnerability. *Fauna norv. Ser. A.* **3**: 12-25.
- Dolmen D. 1987. Hazards to Norwegian amphibians. I: Proc. Fourth Ord. Gen. Meet. S.E.H., Nijmegen 1987, pp. 119-122. Gelder, J. J. van, Strijbosch, H., Bergers, P. J. M., Eds.
- Dolmen D. 1991. Dammer i kulturlandskapet –makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. NINA Forskningsrapport **20**: 1-63.
- Dolmen D. 1993. Feltherpetologisk Guide. Universitetet i Trondheim Vitenskapsmuseet, Norge.

- Dolmen D, Blakar I, Skei JK. 2004. The distribution of *Rana temporaria* L. (Amphibia) in an acidified and a non-acidified region of Norway. *Fauna norvegica* **24**: 19-29.
- Dolmen D, Skei JK, Blakar I. 2008. Scandinavian amphibians: their aquatic habitat and tolerance to acidic water – a field study. *Fauna norvegica* **26/27**: 15-29. ISSN: 1502-4873.
- Driscoll CTJ. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acid waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **16**: 267-283.
- Driscoll CT, Lawrence GB, Bulgar AJ, Butler TJ, Cronan CS, Eager C, Lambert KF, Likens GE, Stoddard JL, Weathers KC. 2001. Acid deposition in the northeastern United States: Sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *Bioscience* **51**: 180-198.
- Dullman WE, Trueb L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill, New York.
- Freda J, Dunson WA. 1985. The influence of external cation concentration on the hatching of amphibian embryos in water of low pH. *Canadian Journal of Zoology* **63**: 2649-2656.
- Freda J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: A review. *Water, Air and Soil Pollution* **30**: 439-450.
- Freda J. 1991. The Effects of Aluminium and Other Metals on Amphibians. *Environmental Pollution* **71**: 305-328.
- Gensemer RW, Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**: 315-450.
- Gibbons JW. 2003. Terrestrial habitat: A vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* **23**: 630-635.
- Google Earth. 2013. U.S. Dept. of State Geographer Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO. Google Image IBCAO.
- GPS (Global Positioning System). Oregon 300. Garmin.
- Gregersen O, Vernang T, Øydal ØA. 2006. Program for økt sikkerhet mot leirskred – Evaluering av risiko for kvikkleireskred i Bø kommune. Norges Geotekniske Institutt (NGI). Rapport LNR: 20001008-68.
- Henriksen A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification on of freshwater. *Nature* **278**: 542-545.

- Herrmann HL, Babbitt KJ, Baber MJ, Congalton RG. 2005. Effects of landscapes characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biol. Conserv.* **123**: 139-149.
- Hesthagen T, Sevaldrud IH, Berger HM. 1999. Assessment of Damage to Fish Populations in Norwegian Lakes Due to Acidification. *Ambio* **28**: 112-117.
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL. 2000. Quantitative evidence for global amphibian declines. *Nature* **404**: 752-755.
- Høgberget R. 2010. Skogbrannen I Mykland 2008 - Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i vann. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). Rapport LNR: 5979-2010.
- Kålås JA, Viken Å, Henriksen S, Skjelseth S. 2010. Norsk rødliste for arter 2010 – The Norwegian Red List for Species. Artsdatabanken.
- Laan R, Verboom B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Consev.* **54**: 251-262.
- Leuven RSEW, den Hortog C, Christiaans MMC, Hijligers WHC. 1986. Effects of water acidification on distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia* **42**: 495-503.
- Lyche Solheim A, Schartau AK. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). Rapport LNR: 4888-2004.
- Lydersen E, Fjeld E, Andersen T. 1994. Tålegrenser for overflatevann - Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). Fagrapport LNR: 52.
- Lydersen E, Øxnevad S, Østbye K, Andersen RA, Bjerkely F, Vøllestad LA. Poléo ABS. 2002. The effects of ionic strength on the toxicity of aluminium to Atlantic salmon (*Salmo salar*) under non-steady state chemical conditions. *J. Limnol.* **61**(1): 69-76.
- Lydersen E, Larssen T, Fjeld E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of the Total Environment* **326**: 63-69.
- Minitab. 2010. Minitab Tutorials. Minitab Inc.
- Norges Geologiske Undersøkelse (NGU). 2012. Berggrunn – Nasjonal berggrunnsdatabase [online]. URL: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (09.05.2012).

- Poléo ABS, Lydersen E, Rosseland BO, Kroglund F, Salbu B, Vogt RD, Kvellestad A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air and Soil Pollution* **75**: 339-351.
- Rodhe H, Langer J, Gallardo L, Kjellstöm E. 1995. Global scale transport of acidifying pollutants. *Water, Air and Pollutions* **85**: 47-50.
- Saksgård R, Schartau A. K. 2011. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 2010. Norsk Institutt for Vannforskning (NINA). Rapport **748**: 74s.
- Sandøy S, Romundstad AJ. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. *Water, Air and Soil Pollution* **85**: 997-1002.
- Sandås K. 2010. Feltregistreringer av amfibiedammer – Utarbeidet av Kjell Sandås (upublisert).
- Schabetsberger R, Jehle R, Meletzky 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. *Biol. Consev.* **117**: 95-104.
- SFT. 1997. Veiledning 97:04. Klassifisering av miljøkvalitet ferskvann. Statens forurensingstilsyn (SFT).
- Skei JK, Dolmen D. 2006. Effects of pH, aluminium, and soft water on larvae of the amphibians *Bufo bufo* and *Triturus vulgaris*. *Canadian Journal of Zoology* **84**: 1668-1677.
- Skei JK, Dolmen D, Rønning L, Ringsby TH. 2006. Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area. *Amphibia-Reptilia* **27**: 309-324.
- Statens vegvesen og Statens kartverk. 2013. Skog og landskap [online]. URL: <http://www.norgebilder.no> (09.05.2012).
- Strand LÅ. 2006. Amfibiers bruk av dammer og tjern i marka. Oslo kommune.
- Weast RC. 1988. Hanbook of Chemistry and Physics – 1st Student Edition. Boca Ratin, Florida. CRC Press, Inc.

Vedlegg

Vedlegg 1: Klassifisering av tilstand i henhold til SFT veileder 97:04 (SFT 1997).
Næringssalter, organiske stoffer og forsurende stoffer. Basert på prøver tatt under høstsirkulasjonene (oktober 2010).

Område	Lok.	Næringssalter		Organiske stoffer			Forsurende stoffer		
		Tot-P $\mu\text{g L}^{-1}$	Tot-N $\mu\text{g L}^{-1}$	TOC mg C L^{-1}	Farge $\text{OD}_{410\text{nm}}$	Fe $\mu\text{g L}^{-1}$	Mn $\mu\text{g L}^{-1}$	Alk. mmol L^{-1}	pH
Mykland	A	4,5	264	8,5	40	99	18,5	0,052	5,26
	B	5,7	1183	13,5	92	175	9,8	0,007	4,59
	C	4,1	239	11,3	66	192	8,8	0,011	4,61
	D	5,3	668	13,6	100	210	5,7	0,023	4,74
	E	6,4	409	10,0	83	271	9,2	0,016	4,69
	F	9,6	459	12,6	90	238	8,4	0,015	4,66
	G	8,1	1029	13,8	122	391	1,9	0,035	4,96
	H	21,8	851	11,4	65	164	25,7	0,134	5,80
	I	4,9	1154	6,9	31	141	12,0	0,046	4,77
	J	4,9	1177	6,2	27	48	14,0	0,095	5,07
	K	5,8	1229	6,6	27	51	12,0	0,070	4,61
Bås	L	7,4	281	12,0	78,5	282	15,7	0,049	5,05
	M	5,2	451	10,6	75	364	4,0	0,064	5,32
	N	4,4	323	9,6	58	337	7,6	0,044	5,10
Bø	O	15,9	689	13,7	98	484	136,8	0,353	6,49

Vedlegg 2: Hovedkjemiske data i enkeltlokalitetene fra alle prøveperiodene, juni 2010, oktober 2010 og mai 2011 i områdene Mykland, Bås og Bø.

Navn	Prøvedato	Kond.	pH	H ⁺	Alk.	TOC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl	NO ₃ ⁻	ANC1	ANC2	SO ₄ [*]	ΣBC*
		µS cm ⁻¹		µekv L ⁻¹	µmol L ⁻¹	mg C L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹	µekv L ⁻¹
Pollane	15.06.2010	18,1	5,18	6,61	54	7,3	0,78	0,27	1,28	0,88	2,6	2,0	5	29	5	48	77
-	15.06.2010	19,7	4,73	18,62	19	11,8	0,39	0,23	1,17	0,50	1,5	2,0	33	12	-28	25	39
-	15.06.2010	19,4	4,95	11,22	42	13	0,78	0,26	1,43	0,53	1,5	2,3	5	38	-6	25	64
-	15.06.2010	20,8	4,82	15,14	32	11	1,19	0,22	1,28	0,60	2,4	2,0	5	43	5	45	88
-	15.06.2010	18,6	5,08	8,32	39	7,1	0,71	0,27	1,43	0,70	2,6	2,2	5	21	-3	48	69
Mjunåstjenn	15.06.2010	18,5	5,35	4,47	49	7,6	0,96	0,28	1,48	0,73	2,7	2,2	3	35	9	51	86
-	15.06.2010	20,2	4,96	10,96	31	6,4	0,37	0,32	1,37	0,62	2,4	2,4	44	-2	-24	44	45
Bjønnåstjenn	15.06.2010	32,8	6,31	0,49	170	7,2	3,50	0,60	2,66	0,65	2,6	3,8	5	193	169	44	238
Fiskestjenn	16.06.2010	21,9	4,91	12,30	34	4,1	0,78	0,35	1,73	0,75	2,5	2,3	173	32	18	46	90
Grunnetjenn	16.06.2010	18,2	5,46	3,47	58	3,6	1,85	0,42	1,95	0,75	2,7	2,4	67	102	90	48	155
Heitjenn	16.06.2010	17,7	4,93	11,75	31	3,2	0,85	0,28	3,90	0,69	2,0	2,6	108	130	119	34	172
Poddetjenn	16.06.2010	13,9	5,7	2,00	85	6	1,02	0,27	1,40	0,18	1,5	1,5	5	63	43	27	90
Beintjenn	16.06.2010	14,8	5,76	1,74	82	6,9	1,18	0,19	1,60	0,18	1,7	1,7	5	64	40	31	95
Bjortjenn	16.06.2010	14,1	5,73	1,86	57	4,5	0,82	0,17	1,51	0,69	1,8	2,9	5	18	3	29	47
Steintjenn	17.06.2010	222	7,21	0,06	596	5,9	13,12	1,06	28,38	1,87	4,8	44,3	354	649	628	-28	642
Pollane	12.10.2010	22,1	5,26	5,50	52	8,5	1,57	0,45	1,84	0,67	3,0	2,9	5	70	41	53	124
-	12.10.2010	30,7	4,59	25,70	7	13,5	0,73	0,29	1,62	0,38	2,6	2,5	161	5	-41	46	62
-	12.10.2010	30,7	4,61	24,55	11	11,3	1,69	0,39	1,64	0,97	3,2	3,0	5	61	23	58	119
-	12.10.2010	27,5	4,74	18,20	23	13,6	1,94	0,39	1,89	0,54	3,1	2,6	5	86	40	57	144
-	12.10.2010	28,1	4,69	20,42	16	10	1,49	0,37	1,48	0,67	2,9	2,7	5	49	15	52	101
Mjunåstjenn	12.10.2010	29,1	4,66	21,88	15	12,6	1,45	0,36	1,80	0,76	3,6	2,8	57	42	-1	67	112
-	12.10.2010	25,6	4,96	10,96	35	13,8	1,42	0,36	1,81	0,47	2,4	2,8	110	55	8	41	104
Bjønnåstjenn	12.10.2010	37,5	5,8	1,58	134	11,4	3,79	0,73	2,67	0,87	4,1	3,9	475	158	119	75	266
Fiskestjenn	12.10.2010	22,0	4,77	16,98	46	6,9	0,45	0,31	1,37	0,65	2,3	2,3	47	9	-15	42	54
Grunnetjenn	12.10.2010	19,8	5,07	8,51	95	6,2	0,83	0,36	1,24	0,59	2,7	2,0	50	24	2	50	77
Heitjenn	12.10.2010	21,9	4,61	24,55	70	6,6	0,28	0,23	1,17	0,50	2,1	1,9	40	-3	-25	37	37
Poddetjenn	12.10.2010	23,3	5,05	8,91	49	12	2,19	0,36	1,93	0,24	2,3	2,6	5	108	67	39	147
Beintjenn	12.10.2010	20,6	5,32	4,79	64	10,6	1,89	0,27	2,32	0,19	2,1	2,5	47	104	68	36	144
Bjortjenn	12.10.2010	21,2	5,1	7,94	44	9,6	2,12	0,27	1,78	0,29	2,1	2,5	5	99	67	36	136
Steintjenn	14.10.2010	168,5	6,49	0,32	353	13,7	9,69	0,88	22,14	1,51	4,1	39,0	384	345	298	-28	341
Pollane	22.05.2011	17,3	5,58	2,63	53	8,6	1,24	0,24	1,49	0,61	1,9	1,4	10	82	53	35	118
-	22.05.2011	18,5	4,85	14,13	26	11,4	0,54	0,16	1,10	0,39	1,5	1,7	40	15	-24	26	44
-	23.05.2011	16,4	4,63	23,44	31	13	1,12	0,23	1,36	0,55	1,4	1,4	5	79	35	25	104
-	23.05.2011	16,4	4,31	48,98	29	10	0,59	0,20	1,15	0,68	1,5	1,5	15	39	5	28	67
-	23.05.2011	16,7	4,26	54,95	31	8,6	0,81	0,26	1,27	0,73	1,8	1,7	32	47	18	32	81
Mjunåstjenn	23.05.2011	18,0	4,53	29,51	41	8	1,13	0,29	1,45	0,66	2,2	1,9	29	58	31	41	101
-	23.05.2011	16,5	4,27	53,70	34	7,8	1,22	0,26	1,20	0,44	1,5	1,8	52	59	32	27	89
Bjønnåstjenn	22.05.2011	30,1	5,79	1,62	126	7,5	3,16	0,54	2,16	0,78	2,4	3,1	5	178	153	41	219
Fiskestjenn	23.05.2011	17,6	5,23	5,89	40	5,3	0,45	0,28	1,28	0,78	1,9	2,2	48	17	-1	32	52
Grunnetjenn	23.05.2011	15,1	5,86	1,38	54	3,5	0,74	0,30	1,04	0,42	2,0	1,6	5	32	20	37	69
Heitjenn	23.05.2011	14,5	5,22	6,03	31	4,2	0,25	0,23	0,93	0,46	1,5	1,6	8	6	-8	27	33
Poddetjenn	22.05.2011	13,8	5,13	7,41	47	6,5	0,89	0,25	1,35	0,30	1,5	1,5	8	57	35	27	84
Beintjenn	22.05.2011	15,3	5,15	7,08	63	6,5	1,37	0,22	1,53	0,14	1,5	1,7	5	80	58	26	105
Bjortjenn	22.05.2011	14,5	4,97	10,72	48	4,7	1,11	0,21	1,39	0,21	1,8	1,6	40	54	38	32	89
Steintjenn	23.05.2011	69,3	6,57	0,27	301	8	7,36	0,66	5,88	1,24	4,6	7,9	5	390	362	74	463

Vedlegg 3: Liten salamander fanget i «Valgte z-sveip stasjoner» i Grunnetjenn.

Z-sveip stasjon	16 juni 2010		28 juli 2010		23. mai 2011		27. juli 2011	
	Voksne	Larver	Voksen	Larver	Voksen	Larver	Voksen	Larver
1	-	-	-	-	-	3	-	1
2	-	-	-	-	-	-	-	7
3	-	-	-	4	-	-	-	-
4	-	-	-	1	-	-	-	-
5	-	-	-	1	-	-	-	-
6	-	-	-	2	-	1	-	1
7	1	-	-	1	-	-	-	1
8	1	6	-	-	-	-	-	2
9	1	13	-	-	-	7	-	1
10	-	4	-	2	-	2	-	1
Totalt	3	23	0	11	0	13	0	14

Vedlegg 4: Liten salamander fanget i «Tilfeldige z-sveip stasjoner» i Grunnetjenn.

Z-sveip stasjon	28 juli 2010		23. mai 2011		27. juli 2011	
	Voksen	Larver	Voksen:	Larver:	Voksen:	Larver:
1	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	5
3	-	1	-	-	-	-
4	-	-	-	3	-	-
5	-	-	-	-	-	-
6	-	1	-	1	-	2
7	-	-	-	1	-	3
8	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	2
Totalt	0	2	0	5	0	12

Vedlegg 5: Fiskearter fanget med garn i de undersøkte lokalitetene, oktober 2010.

Navn	Lok.	Ørret (<i>S. trutta</i>)	Abbor (<i>P. fluviatilis</i>)	Bekkerøye (<i>S. fontinalis</i>)	Totalt
Pollane	A	-	-	-	-
-	B	-	-	-	-
-	C	-	-	-	-
-	D	-	-	-	-
-	E	3	1	-	4
Mjunåstjenn	F	1	9	-	10
-	G	-	-	-	-
Bjønnåstjenn	H	-	11	1	12
Fisketjenn	I	-	-	-	-
Grunnetjenn	J	-	-	-	-
Heitjenn	K	-	-	-	-
Poddetjenn	L	-	-	-	-
Beintjenn	M	-	-	-	-
Bjortjenn	N	16	-	1	17
Steintjenn	O	-	-	-	-