

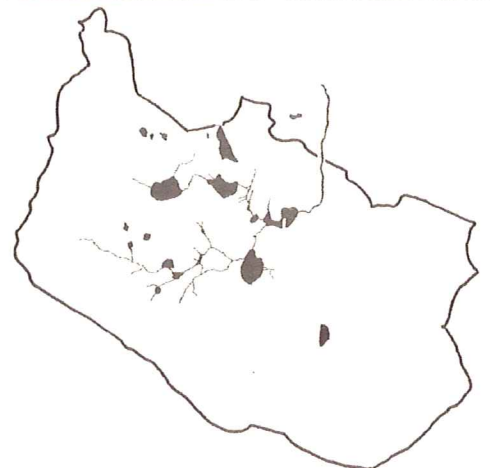
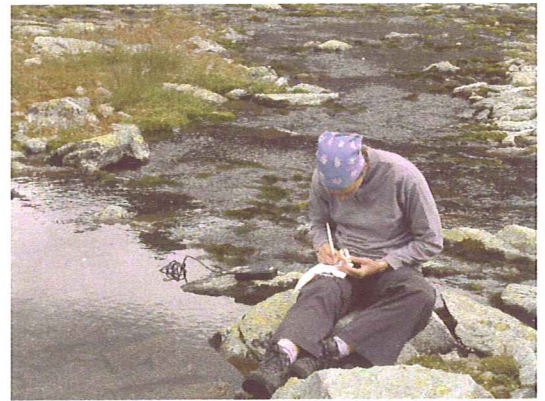
Diploma thesis by
Janine Rüegg

**Comparison of
Macroinvertebrates
Assemblages of Permanent and
Temporary streams in an Alpine
Flood Plain**

**Macun Monitoring Manual:
Grundlage der Datenerhebung
für das Langzeitmonitoring auf
der Macun Seenplatte**

Supervision by
Christopher T. Robinson

Written at the Swiss Federal
Institute for Environmental
Science and Technology
(EAWAG)



**Comparison of Macroinvertebrates
Assemblages of Permanent and Temporary
streams in an Alpine Flood Plain**

(Manuscript Draft)

Comparison of Macroinvertebrates Assemblages of Permanent and Temporary streams in an Alpine Flood Plain

Abstract

We examined macroinvertebrate assemblages of temporary and permanent alpine streams during summer 2003 in the Swiss Alps. Stream types were separated by species richness and abundance even though within stream type variability was high. Temporary streams contained less species and lower individual numbers. Temporary streams could be divided in 2 groups by duration of surface flow. Streams with short flow periods were dominated by Chironomidae and Oligochaeta, while other temporary streams were dominated solely by Chironomidae. Permanent streams were dominated by Chironomidae and Turbellaria (*Crenobia alpina*) or Chironomidae and EPT taxa. Temporal succession showed no pattern in species richness but showed a replacement of species. Chironomidae assemblages differed between sites with a higher diversity in permanent streams. In the temporary streams, species of the subfamily Orthocladiinae were only found in low abundances. Temporary alpine streams showed similar overall patterns as temporary streams of other regions. Life cycles comparison of the simuliid *Prosimulium latimucro*, which was present at permanent sites as well as temporary, revealed more synchrony and faster development in the temporary site. At one permanent site, the life cycle was fast, whereas the other site showed a lagging period of late instar larvae. High temperatures and low precipitation in summer 2003 lead to extremely dry conditions. Comparison of assemblages with the previous year's data showed a difference in community structure. In 2002 the assemblage was dominated by Chironomidae, while in 2003 *Crenobia alpina* accounted for almost 50% of the assemblages. The assemblage

composition of the mid-July 2002 sample resembled those of the 1 July 2003 sample. Life history patterns of *Prosimulium latimucro* showed higher growth in the beginning of the year in 2003. Species composition and life cycle indicate a fast response to unpredictable drought.

Key words: macroinvertebrates, stream, temporary, life history, *Prosimulium latimucro*, Chironomidae, drought

Introduction

Alpine headwater streams are characterized by low temperatures, severe winter conditions, high gradients, and high current velocities (WARD 1994). Main types are distinguished according to their primary water source; glacial melt water (kylal), snow-melt water (rithral) or ground water/springs (krenal)(WARD 1994, BROWN et al. 2003). Each water source presents a distinctive combination of hydrological and temperature regimes. These physical-chemical characteristics determine distribution patterns, life history traits and the abundances of aquatic invertebrates (FÜREDER 1999). For glacial streams, MILNER & PETTS (1994) proposed a conceptual model that predicts longitudinal changes of invertebrate assemblages in relation to distance from the glacial stout. Recent studies confirm this model but suggest some modifications (LODS-CROZET et al. 2001, MAIOLINI & LENCIONI 2001). Regardless, only few studies exist on species composition of high altitude ground water/springbrook streams (KLEIN & TOCKNER 2000) and snow melt streams (HIEBER et al. 2002), respectively. Temperature is one of the main factors determining species distribution and abundance. Only species able to survive and develop at low temperatures can live in alpine streams.

Recent studies have shown that temporary alpine streams are not as rare as first thought (MALARD 1999, MATTHAEI 2003). Headwater glacial streams dry at the beginning of winter due to the loss of glacial melt water, whereas snow melt fed streams dry at the end of the melting season if no other water source is present. Temporary streams have been studied in different climatic regions, arid and semi-arid zones in particular (BOULTON & LAKE 1992, FEMINELLA 1996, JACOBI 1996, GASITH & RESH 1999, DIETERICH & ANDERSON 2000, WISSINGER et al. 2003). However, temporary alpine streams have been little studied. For instance, DONATH & ROBINSON (2001) examined temporary and alpine lake outlets in the Swiss Alps with an emphasis on differences in macroinvertebrate communities. We are unaware of other studies on temporary alpine streams. Macroinvertebrate assemblages differ greatly among temporary streams and as well as to permanent streams (WILLIAMS 1996). Flow permanency strongly structures species assemblages, as species living in these systems require special adaptation or, at least, resistance to drying channels.

Channel drying is a disturbance to inhabitants of temporary streams (LAKE 2003). Drought is a condition that frequently influences stream systems. Similar to flood disturbance, droughts can either be predictable/periodic seasonal or unpredictable. Periodic seasonal droughts are better understood. For example, inhabitants of intermittent streams are considered to have adapted to drying through evolution. For instance, Chironomidae show fast larval development with drought resistant stages in the intermittent streams (PINDER 1995). Unpredictable droughts, caused by low precipitation and insufficient water availability (HUMPHRIES & BALDWIN 2003), have been mostly studied opportunistically and on a short-term basis (LAKE 2003). Unpredictability makes the planning of studies nearly impossible.

In this study, we examined (i) whether alpine streams show differences in assemblage composition between temporary and permanent sites, (ii) if species in temporary streams

display any life cycle adaptations to seasonal drying, and (iii) the effects of drying on temporal patterns in alpine streams.

Study site description

The study sites were in the Macun Lakes region, a high alpine cirque in the Canton Graubünden, Switzerland (Fig. 1). The Macun Lakes are part of the Swiss National Park, ca. 2600 m a.s.l., comprising over 26 lakes. The 5 larger lakes are interconnected by streams. The cirque is surrounded by peaks between 2800 and 3000 m a.s.l. to the east, west, and south. Towards the north, the peaks reach a little over 2600 m a.s.l.. The main outlet of the lake network, the stream Zeznina, drains to the north, eventually flowing into the Inn River in the lower Engadin valley. Bedrock geology is crystalline (gneiss) rock. Most surface waters have pH's between 6 and 7.5 with micro-nutrients (Mg^{2+} , SO_4 , Cl^- , K^+ , Na^+ Ca^{2+}) below analytical detection limits (MATTHAEI 2003). Phosphorus ($\text{PO}_4\text{-P}$) levels also were below detection limits, but nitrate-N levels were relatively high ($> 100 \mu\text{g/l}$).

The channel network of the Macun flood plain shows a strong contraction in late summer/early autumn when snowmelt runoff ceases and cold temperatures reduce glacial outputs; e.g., the total channel network decreases by almost 60% between June and October (MATTHAEI 2003). The loss of surface flow creates many temporary streams. The snowmelt early in the season feeds many small streams before drying at the end of melting season. Eight study sites were selected for assessment based on their flow permanency. Three sites had permanent flow and were stream reaches that connected two lakes (Fig. 1). Temporary streams were usually small tributaries that drained into a lake or permanent stream. Permanent sites were labelled P1, P2, and P3, and temporary sites as T1 through T5.

Methods

Field sampling began in late June as soon as access was possible (i.e., roads and trails were open). Sites were accessible only by foot. The sites were sampled with increasing frequency to better follow specific macroinvertebrate life histories. For example, sampling intervals decreased from 3 weeks (between the first and second sample collection) to 1 week (between the sixth and the final sample collection). The last sample was taken in mid-September for permanent sites, whereas temporary sites were sampled until surface flow ceased.

At each site, temperature was recorded hourly using StowAway Tidbit (Onset Corp., USA) or TR MINILOG (VEMCO Ltd., Canada) temperature loggers. Spot temperatures also were recorded on each visit. Specific conductance (WTW LF 323, Germany), turbidity (Cosmos, Züllig AG, Switzerland), and pH (WTW pH 330, Germany) were measured using portable field meters. Turbidity was expressed as nephelometric turbidity units (NTU). On each visit at each site, a 500 ml water sample was collected, filtered (Whatman GFF filters) and analysed in the laboratory for nitrate-N, PO₄-P, PP and TIC.

Periphyton was sampled at each site on each visit to assess algal resources that may be utilized as a food resource by macroinvertebrates. On each visit, 5 stones per site were randomly selected. Each stone was scraped using a wire brush and rinsed to remove all periphyton. A known volume of the removed material was filtered (GFF filters). Filters were then frozen and returned to the laboratory for analysis of chlorophyll a and AFDM. In the laboratory, each filter was cut in half with one half used for chlorophyll analysis and the other for AFDM. Chlorophyll was extracted by boiling the half-filter in 90% ethanol. The half filter for AFDM was dried for at least two days at 60°C, weighed, ashed at 540°C for 4 hours, and then reweighed. The a-, b- and c- axes of each stone were measured in the field to estimate stone area following UEHLINGER (1991). Chlorophyll a and ADFM values were expressed per unit stone area (mg/m²).

Benthic invertebrates were collected on each visit at each site with surface flow using a kick net (20 cm diameter, 250 μ m mesh). Each site was sampled for 5 min and samples preserved in the field with 70% ethanol. In the laboratory, samples were hand-picked using a dissecting microscope at 10x magnification. The remaining organic matter from each sample was dried (2 d, 60°C), weighed, ashed (4h, 540°C) and reweighed. Identifications were made to the lowest taxonomic level possible, usually genus, and then enumerated. However, Oligochaeta and Nematodes were only identified to order. One Simuliidae species was sufficiently abundant to compare life history traits between sites. Larval lengths were measured along an imaginary straight line from the anterior part of the head to the last abdominal segment using a calliper (0.02 mm accuracy).

The Macun Lakes area had been sampled in 2002 for monitoring purposes. One of the monitoring sites was P2. Sampling and analysis were conducted in the same fashion in both years. Climate values were obtained from the Buffalora Weather Station, located in close proximity to the Macun Lakes. Monthly average records were calculated and averaged for the months June through September. Data existing since 1964 was used to determine average values.

Values were averaged for each date and group to compare temporary versus permanent sites. A general linear model (GLM) was used to compare stream types and dates using factorial ANOVA to balance uneven sample numbers. Correspondence analysis was carried out using Canoco software version 4.0 to group sites with similar species composition. Individual numbers were $\log(x+1)$ transformed to avoid zero values. Species abundances were $\log(x+1)$ transformed to avoid zero values.

Results

Habitat conditions

Environmental characteristics of each site are summarized in Table 1. Low temperatures and relatively high turbidity and conductivity values reflect the glacial influence at site T5. Periphyton biomass differed between permanent and temporary sites ($p < 0.05$) (Fig. 2). In permanent streams, AFDM increased over time (6.9 to 16.4 mg/m²), while values varied little in temporary streams (mean = 8.0, CV = 11 %). Temporary sites also had lower chlorophyll *a* values than permanent sites ($p < 0.001$). Temporal effects in temporary and permanent sites were not found in periphyton ($p = 0.46$ and $p = 0.73$, respectively). Instream benthic organic matter as AFDM showed no differences between the two stream types ($p = 0.60$), but showed temporal differences ($p > 0.05$).

Macroinvertebrate assemblages

Average numbers were higher in permanent sites than in temporary ones (Fig. 3). The mean number of individuals was 607 (CV = 46%) at permanent sites, while averaging 282 (CV = 46%) at temporary sites ($p = 0.07$). However, P1 had the lowest macroinvertebrate abundance of all sites (mean = 82, CV = 41 %). Comparing P2 and P3 with the temporary sites showed a clear separation into stream type ($p < 0.001$). Taxon richness ranged from 3 to 16 over all sites. Permanent sites averaged 11 (CV = 27 %) taxa, while temporary sites averaged 6 (CV = 33%) ($p < 0.001$). Temporal changes in abundances and taxon richness were not evident ($p = 0.74$ and $p = 0.98$, respectively). All species identified are summarized in Table 2.

Correspondence analysis showed a clear grouping of sites (Fig. 4). Temporary sites were associated with the positive side of axis 2, while permanent sites were more negative. Simuliidae, Turbellaria, Trichoptera, and Ephemeroptera were associated with the negative side of axis 2. P1 was separated from the other permanent sites by the absence of Chironomidae and high numbers of Plecoptera and Trichoptera. P3 is drawn to the negative side of axis 1 due to high numbers of Turbellaria and Simuliidae. T5 samples grouped together closely due to the dominance of Chironomidae, and were separate from other sites through the influence of Diptera (Tipulidae).

Temporal patterns in assemblages

Changes in faunal composition are shown in Figure 5. Turbellaria (*Crenobia alpina*) and Chironomidae dominated the permanent sites (P2 and P3), comprising 47 to 97% of the assemblage at each site, respectively. In the beginning of July, just after snowmelt, assemblages at all sites consisted predominantly of Chironomidae. Afterwards, the relative abundance as well as the total number of Chironomidae decreased with concomitant increases in *Crenobia alpina* and the Simuliidae *Prosimulium latimucro*. Site P1 differed from the other two permanent sites in assemblage structure showing high relative abundances of EPT and few Turbellaria later in the season. High numbers of Oligochaeta and Nematoda at P1 indicate a stronger groundwater influence than at the other sites. In fast drying temporary sites (T1, T2 and T4), the Chironomidae and Oligochaeta made up the majority of the macroinvertebrate assemblage (82 – 97%), while the Chironomidae alone comprised 76 – 98% of the species composition in the other temporary sites (T3 and T5).

Chironomidae were the most abundant species group in terms of the number of species and number of individuals. Average species richness for permanent sites was 6 out of 11

overall, and 4 out of 6 for temporary streams. Species composition and succession differed between stream types with permanent sites showing a higher richness and diversity than temporary sites (Fig. 6). Permanent sites were dominated by *Diamesa* spp. at the beginning of July. By mid-July, *Pseudodiamesa* spp. became common. Early instar Chironomidae were present in high abundance in late August. Different species of the subfamily Orthoclaadiinae also were in the system at that time. Temporary sites were dominated by *Diamesa* spp. at first, followed by *Pseudodiamesa* spp. and with a few species of Orthoclaadiinae. Early instar chironomids were present throughout the sampling season in temporary sites. Temporary glacial habitats were dominated by the Diamesinae, especially *Diamesa* spp..

Life history differences among sites

The Simuliidae consisted of two species: *Simulium variegatum* and *Prosimulium latimucro*. *Simulium variegatum* was only present as one individual on two dates at site P2. *Prosimulium latimucro* was present at all permanent sites and the temporary sites T3, T4, and T5 from July until mid-August. However, simuliids were present until the last sampling date (mid-September) at P3. Where sufficiently abundant (P2, P3, and T3) the growth patterns of *P. latimucro* differed among sites (Fig. 7). Most growth was accomplished by the beginning of August at these sites. Individuals at site P2 reached average body lengths of over 8 mm, while body length averaged between 6 to slightly over 7 mm at the other sites. Growth early in the summer season was high at P3 as in the other sites, but final instars remained longer in the stream, suggesting asynchronous emergence at this site. Further, small instars were still present in late August and pupae were present from mid-July until mid-September in P3. Life cycles appeared more synchronised at sites P2 and T3, and the aquatic stage was finished by mid-August. Further, only one pupa, and no larvae, was present in the mid-August sample at

T3. Although the size differences in early season samples were quite high at T3, the species must have pupated and emerged in a short time frame, within the 2 week sampling interval.

Inter-annual patterns in assemblages

Summer 2003 was exceptionally hot and dry with most of Switzerland in drought. Precipitation from June through September was 5 % less than the long-term average, while mean temperatures during those months were 1.8°C higher on average than the long-term record. The drought conditions had a major influence on the temporary streams in the study area. Sites T1, T2 and T4 went dry at least one month earlier than the year before; i.e. most were dry by mid-July. However, site T5, a glacial-influenced stream, had flowing water into September with water temperatures exceeding 4°C. The water tables of permanent sites also decreased by mid-July. P1 showed the most extreme conditions with almost no surface flow after mid-August. Average water temperatures in permanent sites were 2.1°C higher than in July 2003 and 1.9°C in August 2003, respectively.

Site P2 was sampled in 2002 and 2003, and taxon richness as well as assemblage composition differed between the two years (Fig. 8). Taxon richness showed an increase from 7 to 18 over time in 2002 and stayed in a similar range in 2003 (12 to 16). Chironomidae as well as species of other groups were found as the season passed in 2002. Chironomidae accounted for 65 to 95% of the assemblages in 2002, while Turbellaria and Chironomidae made up the highest percentage (79 to 98%) of assemblages in 2003. The relative abundance of Turbellaria (*Crenobia alpina*) ranged from 2 to 17% in 2002 and 3 to 56% in 2003. The assemblage composition on 17 July 2002 resembled the composition on 1 July 2003, indicating an earlier start of development in 2003 due to early snow melt from the higher air temperatures. The relative abundance of Simuliidae was higher in 2002 than in 2003,

although individual numbers were in a similar range. Correspondence analysis of taxa showed a separation for the two years; the first two axes explained 86.3 % of the variation in assemblage composition (Fig. 9). The first sample collected in 2003 grouped with the sample from the year before, emphasizing the dominance of Chironomidae.

Prosimulium latinucro was present in both years. Larval body lengths showed a different growth pattern in the two years (Fig. 10). In 2002, 44 larvae and one pupa were collected in mid-August with an average body length of 8.11 mm. In 2003, on the other hand, average body length was 8.33 mm by 24 July and increased to 8.54 mm by the beginning of August. By 5 August, pupae made up 50% of the assemblage in 2003, and no simuliids were collected by mid-August. In general, growth started earlier in the season and development was faster in 2003 but was less synchronised than in 2002.

Discussion

Species richness and abundance in permanent and temporary streams

Temporary and permanent streams differed in species richness and abundance. Temporary alpine streams in the Macun Lakes area had less species and lower abundances than permanent streams. This result coincides with findings on temporary streams in other geographical as well as climatic regions: Mediterranean (GASITH & RESH 1999), North America (MCARTHUR 1985, MILLER & GOLLADAY 1996, DEL ROSARIO & RESH 2000), Venezuela (RINCON & CRESSA 2000), Iberia (AGUIAR et al. 2002), Germany (MEYER & MEYER 2000). However, the temporary streams in these cited regions had a surprisingly diverse fauna. Our alpine streams were impoverished in comparison. A maximum of 16 species was found at permanent sites and only 9 at temporary sites. The

macroinvertebrate diversity in permanent headwater streams was found to be even lower than temporary forested lowland streams (BUNN et al. 1986, DIETERICH & ANDERSON 2000). Harsh conditions such as low temperatures, the possibility of freezing, and high current velocities probably restrict the species pool for possible colonization (WARD 1994). Many species that can cope well with low temperatures and high currents, e.g. Plecopterans, may be unable to survive the drying of channels. Thus, the diversity of alpine temporary streams relative to other temporary streams may be restricted by additional limiting factors.

Within stream variability in species richness and abundance was high. In the Macun Lakes area, two drainage pathways differing in hydrology can be distinguished (MATTHAEI 2003). The north side is mainly fed by snow melt and groundwater input, while water in the south originates from rock glaciers. Consequently, the assemblage of site P1, being on the north side, was different from the other permanent sites. For instance, the Tanyponidae *Zavrelimyia melanura* and Plecoptera *Nemurella pictetii* and *Allogamus cf. uncatus* were only found at this site. The distance between sites P1 and P2 was less than 500 m, quite close even for poor fliers such as Plecopterans. Sites P2 and P3 were located on the south glacial influenced side, P3 being the upper site and separated from P2 by a lake and a small tributary.

Species richness in glacial streams is expected to increase with distance from the source (MILNER & PETTS 1994). At the lower site (P2), one additional species of Chironomidae (*Tvetenia calvescens*) and taxa of Plecoptera and Ephemeroptera were found. Trichoptera (Limnephilidae) were present at both sites. This longitudinal pattern differs somewhat to the model of MILNER & PETTS (1994) (LODS-CROZET et al. 2001, MAIOLINI & LENCIONI 2001). The high elevation occurrence of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera can be explained by the change in water source from glacial to snowmelt and groundwater. For example, MAIOLINI & LENCIONI (2001) found an increase in species richness and densities below the conjunction of non-glacial tributaries of a glacial system in the Italian Alps.

Temporary streams differed from permanent streams in their duration of flow. Flow permanency and length of dry phase is an important parameter determining adaptation strategies (MEYER & MEYER 2000). Sites T1, T2 and T4 had the shortest period of surface flow and had high relative abundances of Oligochaeta. Sites T3 and T5, with a longer flow period, were dominated mainly by Chironomidae. However, water source was still an important factor structuring assemblages. At the species level, T3 and T5 were separated mostly by the Chironomidae. T5 showed the typical characteristics of a glacial stream near the source, having low monthly temperatures of 1.5 °C and was dominated by *Diamesa* spp.. T3, situated below a lake showed monthly temperatures exceeding 4 °C and was dominated by the Diamesinae *Pseudodiamesa* spp.. Permanent sites with continuous flow, on the other hand, had species such as the Turbellaria *Crenobia alpina* and different taxa of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera dominating the assemblages. Chironomidae accounted only for ~50% of the species composition.

Seasonal succession is commonplace in temporary waters (WILLIAMS 1996). Survival strategies differ among species resulting in a colonizing pattern. Species surviving drought as resistant eggs are first in the system, hatching with the resumption of flow. Species overwintering as larvae in remaining pools or nearby refuges colonize from outside the stream. Species surviving as adults oviposit after flow resumption, depositing eggs into the stream. Alpine streams show a successional pattern (DONATH & ROBINSON 2001) and colonization patterns differ depending on adaptations to survive winter conditions. For example, species of the genus *Diamesa* have been reported to grow over the winter and, therefore, will be quite abundant in spring. Other species will winter as first instar larvae and start growing in spring, while some have resistant egg stages. In the Macun Lakes area, no clear successional pattern in species richness or abundance could be detected. This pattern could be due to the fact that samples were only taken during the summer season. BUNN (1986) found in headwater streams in Australia, a transition from winter to summer

assemblages in line with the hydrological cycle. Assemblage composition in the Macun Lakes area changed over time, suggesting temporal species replacement in streams. Plecoptera mostly grow in the winter season and emerging in spring (PRENDA & GALLARDO-MAYENCO 1999). Plecoptera found in the Macun Lakes area were small and appeared later in the season (only present in the first sample at site P1). Nematoda at the permanent sites appeared first in August, indicating the increasing influence of groundwater.

Chironomidae species richness and composition differed between sites. WILLIAMS (1977) found that chironomids were among the first to colonize temporary streams, by drift, from the substratum, by upstream movement, or by aerial dispersal. High resilience is one attribute assisting Chironomidae to cope with unfavorable environmental conditions (MILLER & GOLLADAY 1996). Species richness and temporal succession of Chironomidae also differed between stream types. Permanent sites showed a higher richness in Chironomidae similar to overall richness patterns. Diamesinae were dominant early in the season, but were replaced by different Orthocladiinae species later in the season. Early instar larvae were present throughout the sampling season. Juvenile stages could be due to different species coming into the stream at different times or to different life cycles of species. Chironomidae assemblages in temporary sites were not grouped according to flow permanency but to water source. In the glacial influenced sites, Orthocladiinae appeared sporadically with the genus *Diamesa* being the most abundant while in the precipitation/groundwater influenced systems Orthocladiinae were more abundant and *Pseudodiamesa* the dominating genus. Chironomidae richness followed overall patterns of total richness in temporary streams. Studies on Chironomidae assemblages are few since this species group presents difficulties in identification (CRANSTON 1995). In studied lowland streams Chironomidae richness was higher. Permanent and temporary streams showed similar patterns (LANGTON 1999). Assemblages of other alpine areas, except glacial streams, have not been investigated making assessment of temporal patterns and species richness difficult.

Grouping of sites according to water source suggests that intermittency is not so much a restricting factor of Chironomidae due to fast development and adaptation to unfavorable conditions.

Simuliidae diversity and life history adaptation

Arctic and alpine streams are considered poor habitats for Simuliidae, most showing lower species diversity. BURGHER (2001) found 7 species of the genera *Simulium* and *Prosimulium* in an alpine glacial-fed stream. In the Macun Lakes area, Simuliidae richness consisted of 2 species, predominantly the species *Prosimulium latimucro*. Low temperatures and a reduced larval developmental period are the primary factors constraining diversity (HERSHEY 1995). Adaptations in life cycles include eggs serving as an overwintering stage and univoltine development (SOMMERMAN et al. 1955; PETERSON 1970 as cited in HERSHEY 1995). In Alaskan streams, HERSHEY (1995) observed eggs hatching shortly after ice breakup and overall development lasting 3-6 weeks. KOWNACKI (1985) observed relatively short life cycles along with a long diapause for species colonizing temporary high mountain streams. In temporary alpine lake outlets, simuliids completed their life cycle within a month (DONATH & ROBINSON 2001). In comparable permanent lake outlets, a similar developmental peak occurred a month later. In the Macun Lakes area, pupation started in mid-July, 20 days after the first sampling. During the first sampling, simuliids were collected as early instars. No early instars were found after pupation started, suggesting a univoltine life cycle.

Life cycles show adaptation according to their habitat. In tropical systems, flow regimes are often unpredictable. Further, temperature changes and length of daylight show little annual variation, thus offering no temporal clues. Life cycles of insects in tropical

systems are asynchronous with continual hatching, growth, and emergence over the year (YULE & PEARSON 1996). However, streams in temperate regions exhibit seasonal differences in temperature and daylight time, allowing adaptation to events occurring seasonally, such as channel drying. The habitat in which a species lives provides a template for characteristic life history traits (SOUTHWOOD 1977). STATZNER (1997) supported the concept based on a synthesis of world-wide available information on reproductive traits. However, he pointed out that the habitat does not act as a uniform template for all traits of all species. For instance, the life cycle of mayflies and stoneflies in temporary streams in Oregon are asynchronous and differ among species (DIETERICH 1995). Stream drying occurred in winter and spring, resulting from climatic stochasticity. Asynchronous life cycles are viewed as a hedge towards the total loss of a cohort (DIETERICH 1995). The life cycle of *Prosimulium latimucro* in this study showed differences among sites. At T3, a temporary stream, and at P2, species were absent in the streams by mid-August. In the temporary stream, life cycles were more synchronous, indicating a higher adaptation to channel drying. At P2, more asynchronous life cycles could be an adaptation to eventual extreme disturbances while maintaining an emergence period to increase chances for mating. Larger late instar larvae reflected the higher amount of periphyton at permanent sites. At P3, different instars and pupae were present at most sampling dates. Average body sizes were above 6 mm, indicating dominance of late instar larvae. Growth was accomplished early in the season, but no adaptation towards emergence could be seen.

Drought effects of summer 2003

Unpredictable droughts have been mostly investigated in permanent streams that dry due to a lack of precipitation. Studies on the influence of water loss in streams causing extreme low

water levels but no channel drying are few. In New Zealand, the effects of extreme low flows in 1998-1999 resulted in small changes in macroinvertebrate assemblages (CARUSO 2002). Contrary to high altitude species, many benthic species in New Zealand prefer shallow waters with slow currents (JOWETT & RICHARDSON 1990 as cited in CARUSO 2002). In the Macun Lakes area, changes in assemblage structure were distinct. Changes may have been caused by the higher water temperatures influencing the cold-adapted species. Channel drying results in a decrease in benthic habitat. Most intermittent streams retain pools, these acting as possible refuge for some species. High altitude stream invertebrates often require current and are intolerant to conditions in isolated pools (WARD 1992). Some of the Chironomidae found in the temporary streams of the Macun Lakes area, especially T3, also were found in the lakes. Under drought conditions, pools may also dry leading to the loss or lower number of species (BOULTON 2003). In streams that have intermittent reaches such as chalk streams, drought conditions lead to a temporal lengthening of the dry reach (MEYER & MEYER 2000, BOULTON 2003). In alpine systems such as the Macun Lakes area that experience contraction and expansion cycles or wet and dry periods, drought can lead to more pronounced dry periods, thus increasing distances for dispersing larvae and adults.

Streams in high altitudes and streams in high latitudes show similar habitat characteristics such as low temperatures. Organisms living in these extreme habitats are near their adaptational limits (OSWOOD 1997). With increasing latitude, assemblage composition becomes simpler. Lotic fauna consist mainly of Chironomidae and Nemouridae (OSWOOD 1989). Longitudinal distributions have been mainly examined in glacial streams but show a similar simplification in assemblage composition (WARD 1994, BURGHERR & WARD 2001, GISLASON et al. 2001, ROBINSON et al. 2001). Since distribution patterns are well-described, shifts in assemblage structure may suggest climate changes (OSWOOD 1997). JACOBSEN (1997) compared temperature influences with altitude and latitude and found a decrease in the number of insect orders with both. Changes in the annual composition was

seen in the Macun Lakes area when comparing two consecutive years differing in temperature and precipitation.

We found the Macun Lakes area stream to respond fast to environmental change. CHAPIN & KÖRNER (1994) (as cited in WINTERBOURN 1994) noted that human impacts will be the greatest source of environmental change, especially by global warming. Factors likely to change in response to global warming (IPPC, 2001) are, besides higher temperatures, the form of precipitation (rain or snow) and the subsequent amount and timing of runoff (SEIDEL et al. 1998). Different hydrological regimes can result in different relative proportions of water sources, e.g., more glacial water due to a longer melting season. Further, different high/low flow cycles may arise due to precipitation as rainfall instead of snow, thereby changing the timing of runoff peaks (SEIDEL et al. 1998). These environmental changes will affect biota and assemblage structure. However, IPPC prediction models on thermal changes are based on a coarse scale. Local climate change might be the opposite of global change (WILLIAMS et al. 1996), thus prediction is problematic. Knowledge of assemblages and their monitoring could provide a background for better interpretation.

Acknowledgements

We thank B. Logue, Ch. Jolidon, and P. Rüegg for help in the field and R. Illi for chemical analysis in the laboratory. Thanks to Dr. Lubini for identification of the EPT. The study was partially supported by the research commission of the Swiss National Park.

Literature cited

- AGUIAR, F. C., FERREIRA, M. T. & PINTO, P. (2002): Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. - J. N. Am. Benthol. Soc. **21**: 43-53.
- BOULTON, A. J. & LAKE, P. S. (1992): The Ecology of 2 Intermittent Streams in Victoria, Australia .2. Comparisons of Faunal Composition between Habitats, Rivers and Years. - Freshw. Biol. **27**: 99-121.
- BOULTON, A. J. (2003): Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. - Freshw. Biol. **48**: 1173-1185.
- BROWN, L. E., HANNAH, D. M. & MILNER, A. M. (2003): Alpine stream habitat classification: An alternative approach incorporating the role of dynamic water source contributions. - Arct. Antarct. Alp. Res. **35**: 313-322.
- BUNN, S. E., EDWARD, D. H. & LONERAGAN, N. R. (1986): Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: community structure. - Freshw. Biol. **16**: 67-91.
- BURGHERR, P. & WARD, J. V. (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). - Freshw. Biol. **46**: 1705-1721.
- BURGHERR, P., J.V. WARD, AND R. GLATTHAAR (2001): Diversity, distribution and seasonality of the Simuliidae fauna in a glacial stream system in the Swiss Alps. - Archiv für Hydrobiologie **152**: 19-37.
- CARUSO, B. S. (2002): Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. - J. Hydrol. **257**: 115-133.

- CHAPIN, F.S. & KÖRNER, C. (1994): Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes, and ecosystem consequences. *Trends in Ecology and Evolution* **9**(2): 45-47.
- CRANSTON, P.S. (1995): Chapter 1: Introduction. - In: ARMITAGE, P. Cranston, P.S. & PINDER, L.V.C. (eds.): *The Chironomidae - The Biology and Ecology of Non-biting Midges*. - Chapman & Hall, London, U.K., pp.1-7.
- DEL ROSARIO, R. B. & RESH, V. H. (2000): Invertebrates in intermittent and perennial streams: is the hyporheic zone a refuge from drying? - *J. N. Am. Benthol. Soc.* **19**: 680-696.
- DIETERICH, M. & ANDERSON, N. H. (2000): The invertebrate fauna of summer-dry streams in western Oregon. - *Arch. Hydrobiol.* **147**: 273-295.
- DIETERICH, M. A. N. H. A. (1995): Life cycles and food habits of mayflies and stoneflies from temporary streams in western Oregon. - *Freshw. Biol.* **34**: 47-60.
- DONATH, U. & ROBINSON, C. T. (2001): Ecological characteristics of lake outlets in Alpine environments of the Swiss Alps. - *Arch. Hydrobiol.* **150**: 207-225.
- FEMINELLA, J. W. (1996): Comparison of benthic macroinvertebrate assemblages in small streams along a gradient of flow permanence. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* **15**: 651-669.
- FÜREDER, L. (1999): High alpine streams: cold habitats for insect larvae. - In: R. MARGESIN, A. F. S. (ed.) *Cold-adapted organisms*. - Springer-Verlag, Berlin, pp 181-196.
- GASITH, A. & RESH, V. H. (1999): Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **30**: 51-81.
- GISLASON, G. M., ADALSTEINSSON, H., HANSEN, I., OLAFSSON, J. S. & SVAVARSDOTTIR, K. (2001): Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages along a glacial river system in central Iceland. - *Freshw. Biol.* **46**: 1737-1751.

- HERSHEY, A. E., R.W. MERRITT, AND M.C. MILLER (1995): Insect diversity, life history, and trophic dynamics in arctic streams, with particular emphasis on Black Flies (Diptera: Simuliidae). - *Ecological Studies* **113**: 283-295.
- HIEBER, M., ROBINSON, C. T., UEHLINGER, U. & WARD, J. V. (2002): Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams? - *Arch. Hydrobiol.* **154**: 199-223.
- IPCC, Climate Change (2001): Synthesis report. - Cambridge University Press, U.K.
- HUMPHRIES, P. & BALDWIN, D. S. (2003): Drought and aquatic ecosystems: an introduction. - *Freshw. Biol.* **48**: 1141-1146.
- JACOBI, G. Z. A. S. J. C. (1996): Winter stoneflies (Plecoptera) in seasonal habitats in New Mexico, USA. - *Journal North American Benthological Society* **15**: 690-699.
- JACOBSEN, D., SCHULTZ, R. & ENCALADA, A. (1997): Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. - *Freshw. Biol.* **38**: 247-261.
- JOWETT, I.G. & RICHARDSON J. (1990): Microhabitat preferences of benthic invertebrates in a New Zealand river and the development of in-stream flow-habitat models for *Deleatidium* spp. - *NZ J. Mar. Freshwater Res.* **24**: 103-116.
- KLEIN, B. & TOCKNER, K. (2000): Biodiversity in Springbrooks of a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). - *Verhandlungen Internationaler Verein Theoretisch angewandter Limnologie* **27**: 704-710.
- KOWNACKI, A. (1985): Spring Benthic Macroinvertebrate Communities of Selected Streams in the High Caucasus (Azerbaijan Ssr). - *Hydrobiologia* **123**: 137-144.
- LAKE, P. S. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. - *Freshw. Biol.* **48**: 1161-1172.
- LANGTON, P. H. A. J. C. (1999): Changes in chironomid assemblage composition in two Meditarrian mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. - *Hydrobiologia* **390**: 37-49.

- LODS-CROZET, B., CASTELLA, E., CAMBIN, D., ILG, C., KNISPEL, S. & MAYOR-SIMEANT, H. (2001): Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. - *Freshw. Biol.* **46**: 1641-1661.
- MAIOLINI, B. & LENCIONI, V. (2001): Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream system in the Italian Alps. - *Freshw. Biol.* **46**: 1625-1639.
- MALARD, F., K. TOCKNER, AND J.V. WARD (1999): Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain, Val Roseg, Switzerland. - *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **31**: 135-150.
- MATTHAEI, S. (2003): Expansion contraction cycle of a stream/lake network in a high alpine floodplain. - Diploma thesis at ETH Zürich.
- MCARTHUR, J. V., AND J. R. BARNES (1985): Patterns of macroinvertebrate colonization in an intermittent Rocky Mountain stream in Utah. - *Great Basin Naturalist* **45**: 117-123.
- MEYER, A. & MEYER, E. I. (2000): Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). - *Aquat. Sci.* **62**: 216-231.
- MILLER, A. M. & GOLLADAY, S. W. (1996): Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* **15**: 670-689.
- MILNER, A. M., AND G.E. PETTS (1994): Glacial rivers: physical habitat and ecology. - *Freshw. Biol.* **32**: 295-307.
- OSWOOD, M. W. (1989): Community structure of benthic invertebrates in interior Alaska (USA) streams and rivers. - *Hydrobiologia* **172**: 97-110.

- (1997): Streams and rivers of Alaska: a high latitude perspective on running waters. - In: MILNER, A. M., AND M.W. OSWOOD (ed.) Freshwaters of Alaska: ecological syntheses. - Springer. New York, pp 331-356.
- PETERSON, B.V. (1970): The *Prosimulium* of Canada and Alaska. Mem Entomol Soc Can **69**: 1-216.
- PINDER, L.V.C. (1995): Chapter 5: Biology of the eggs and first-instar larvae. - In: ARMITAGE, P. Cranston, P.S. & PINDER, L.V.C. (eds.): The Chironomidae - The Biology and Ecology of Non-biting Midges. - Chapman & Hall, London, U.K., pp.1-7.
- PRENDA, J. & GALLARDO-MAYENCO, A. (1999): Distribution patterns, species assemblages and habitat selection of the stoneflies (Plecoptera) from two Mediterranean river basins in southern Spain. - Int. Rev. Hydrobiol. **84**: 595-608.
- RINCON, J. & CRESSA, C. (2000): Temporal variability of macroinvertebrate assemblages in a neotropical intermittent stream in Northwestern Venezuela. - Arch. Hydrobiol. **148**: 421-432.
- ROBINSON, C. T., UEHLINGER, U. & HIEBER, M. (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. - Freshw. Biol. **46**: 1663-1672.
- SEIDEL, K., EHRLER, C. & MARTINEC, J. (1998): Effects of climate change on water resources and runoff in an Alpine basin. - Hydrological Processes **12**: 1659-1669.
- SOMMERMAN, K.M., SAILER, R.I., ESSELBSUGH, C.O. (1955): Biology of Alaskan black flies(Simuliidae, Diptera). Ecol Monogr **25**: 345-385.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies. - Journal of Animal Ecology **46**: 337-365.
- STATZNER, B., HOPPENHAUS, K., ARENS, M. F. & RICHOUX, P. (1997): Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. - Freshw. Biol. **38**: 109-135.

- UEHLINGER, U. (1991): Spatial and Temporal Variability of the Periphyton Biomass in a Prealpine River (Necker, Switzerland). - Arch. Hydrobiol. **123**: 219-237.
- WARD, J. V. (1992): Aquatic Insect Ecology. 1. Biology and Habitat. - Wiley, New York.
- (1994): Ecology of Alpine Streams. - Freshw. Biol. **32**: 277-294.
- WILLIAMS, D. D. (1977): Movements of Benthos During Recolonization of Temporary Streams. - Oikos **29**: 306-312.
- (1996): Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. - J. N. Am. Benthol. Soc. **15**: 634-650.
- WILLIAMS, M. W., LOSLEBEN, M., CAINE, N. & GREENLAND, D. (1996): Changes in climate and hydrochemical responses in a high- elevation catchment in the Rocky Mountains, USA. - Limnol. Oceanogr. **41**: 939-946.
- WINTERBOURN, M. J. (1994): Ecology of alpine, glacial, high latitude and mountain streams: introduction and synthesis. - Freshw. Biol. **32**: 235-239.
- WISSINGER, S. A., BROWN, W. S. & JANNOT, J. E. (2003): Caddisfly life histories along permanence gradients in high- altitude wetlands in Colorado (USA). - Freshw. Biol. **48**: 255-270.
- YULE, C. M. & PEARSON, R. G. (1996): Aseasonality of benthic invertebrates in a tropical stream on Bougainville island, Papua New Guinea. - Arch. Hydrobiol. **137**: 95-117.

Figure Legends

Fig. 1: Location of the study sites in the Macun Lakes area, Swiss National Park, Canton Graubünden, Switzerland. Permanent sites are labelled P, temporary T. For site coordinates see Table 1.

Fig. 2: Scatter plots of temporal patterns and box plots using all dates and sites combined: (a) periphyton biomass, (b) periphyton chlorophyll a, and (c) instream benthic organic matter (BOM). Scaling on scatter plots and box plots are identical. P are combined permanent sites, T combined temporary sites. Error bars are ± 1 SD.

Fig. 3: Changes in (a) abundance and (b) taxon richness for the permanent and temporary sites combined. Scaling identical on both graphs; error bars are ± 1 SD.

Fig. 4: Correspondence analysis of assemblage composition of species groups. Filled symbols represent permanent sites, empty symbols temporary ones. Chironomidae and Simuliidae are treated separate from the Diptera. Axis 1 and 2 explained 53.6% of the variation among samples.

Fig. 5: Temporal changes in percent composition of taxa at individual sampling sites. Missing bars represent no sampling.

Fig. 6: Species richness and succession of Chironomidae. Sites were grouped into Permanent (P1, P2, and P3), Temporary (T1, T2, and T3) and Temporary glacial (T4 and T5). If more than one sample per sampling date was present, symbols represent means. For exact species names see Table 2. Early instar larvae were labelled juveniles. Percentages represent the relative abundance of Chironomidae only.

Fig. 7: Larval body lengths and presence of pupae (horizontal bars) of *Prosimulium latimucro* at sites P2, P3, and T3.

Fig. 8: Taxon richness (a) and composition (b) in 2002 and 2003 at site P2.

Fig. 9: Correspondence analysis of macroinvertebrate assemblages based on common taxa groups. Axis 1 and 2 explain 86 % of total inertia. Circle marked with a line represents first sampling in 2003.

Fig. 10: Body length distribution of *Prosimulium latimucro* at site P2 for the years 2002 and 2003. □ represent the next sampling date when no *P. latimucro* were collected.

Tab. 1: Physical-chemical characteristics of the study sites. Sample sizes (n) varied due to early drying of some temporary sites. Average values with coefficient of variation (CV) in parentheses.

Sites	Coordinates		Elev. m a.s.l.	n	Temp. °C	Turbidity NTU	Conductivity cm/s	pH	NO2-N +		PO4-P μg/l	PP μg/l	TIC mg/l
	East	North							NO3-N mg/l				
Permanent													
P1	805760	178793	2621	7	14.1 (28)	2.3 (2)	6 (45)	6.9 (7)	<0.1		<5	10 (60)	1.0 (78)
P2	805565	178545	2650	7	11.6 (30)	1.5 (50)	14 (70)	6.9 (7)	0.2 (45)		<5	11 (159)	0.7 (22)
P3	805720	178474	2634	7	9.6 (36)	1.0 (58)	14 (38)	6.8 (5)	0.3 (35)		<5	12 (121)	0.5 (41)
Temporary													
T1	805878	178758	2619	1	10.7	1.5	4	7.6	<0.1		<5	3	
T2	805869	178414	2632	2	8.9 (39)	1.2 (4)	12 (11)	6.8 (5)	<0.1		<5	11 (124)	0.4
T3	805240	178425	2675	7	9.8 (32)	1.4 (57)	8 (26)	7.2 (13)	0.4 (33)		<5	8 (48)	0.7 (82)
T4	805350	178353	2673	1	7.4	2.5	10	6.3	0.4		<5	5	0.3
T5	805466	178287	2682	4	3.6 (77)	4.9 (7)	78 (6)	6.9 (14)	0.4 (43)		<5	6 (39)	0.7 (11)

Tab. 2: Mean relative abundances (%) of taxa collected at each site combining all samples.

Species that made up more than 5% of total numbers on at least one visit and at one site were considered predominant. Other taxa are species with relative abundances < 5%. Present (x) and absence (-) are recorded for taxa that conspired < 5%.

	Sampling sites							
	P1	P2	P3	T1	T2	T3	T4	T5
Predominant taxa								
Zavrelimyia melanura	3 (3)	0	0	0	0	0	0	0
Diamesa spp.	11 (29)	15 (27)	12 (19)	5	10 (15)	17 (23)	53	90 (6)
Pseudodiamesa spp.	10 (11)	12 (8)	12 (8)	0	4 (4)	52 (27)	12	2 (0)
Corynoneura scutellata	7 (6)	1 (1)	3 (7)	0	0 (1)	1 (1)	0	0
Eukifferiella spp.	0	4 (4)	3 (3)	0	0	4 (5)	0	0 (1)
Parametriconemus stylatus	0	0	0	6	2 (1)	1 (2)	0	0
Tvetenia calvescens	2 (3)	3 (7)	0	0	0	0 (1)	0	0
Micropsectra spp.	0	2 (2)	0 (1)	0	0	0	0	0
Crenobia alpina	0	33 (18)	39 (24)	0	2 (2)	0	1	0
Allogamus cf. uncatus	3 (1)	0	0	0	0	0	0	0
Nemurella pictetii	26 (6)	0	0	0	0	1 (1)	0	0
Prosimulium latimucro	1 (20)	2 (4)	11 (13)	0	0	4 (7)	1	0
Tipulidae	0 (2)	0	0	0	0	0 (1)	0	8 (5)
Oligochaeta	21 (20)	7 (6)	5 (24)	70	76 (18)	5 (4)	33	0
Nematoda	3 (6)	1 (1)	0	16	0	0 (1)	0	0
Other taxa								
Parorthocladius nudipennis	-	x	x	-	-	-	-	-
Baetis alpina	x	x	-	-	-	-	-	-
Rithrogena sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
Limnephilidae A	-	x	x	-	-	-	-	-
Limnephilidae B	-	-	x	-	-	-	-	-
Limnephilidae juv.	x	x	x	x	-	x	-	-
Perlodes intricatus	x	x	-	-	-	-	-	-
Leuctra sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
Rhabdiopteryx sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
Simulium variegatum	-	x	-	-	-	-	-	-
Limoniidae	x	x	x	-	-	x	-	-
Empididae	-	x	x	x	-	x	-	-
Elmidae	-	-	-	x	x	-	-	-
Hydrachnellae	-	-	-	-	x	x	-	x

Fig. 1

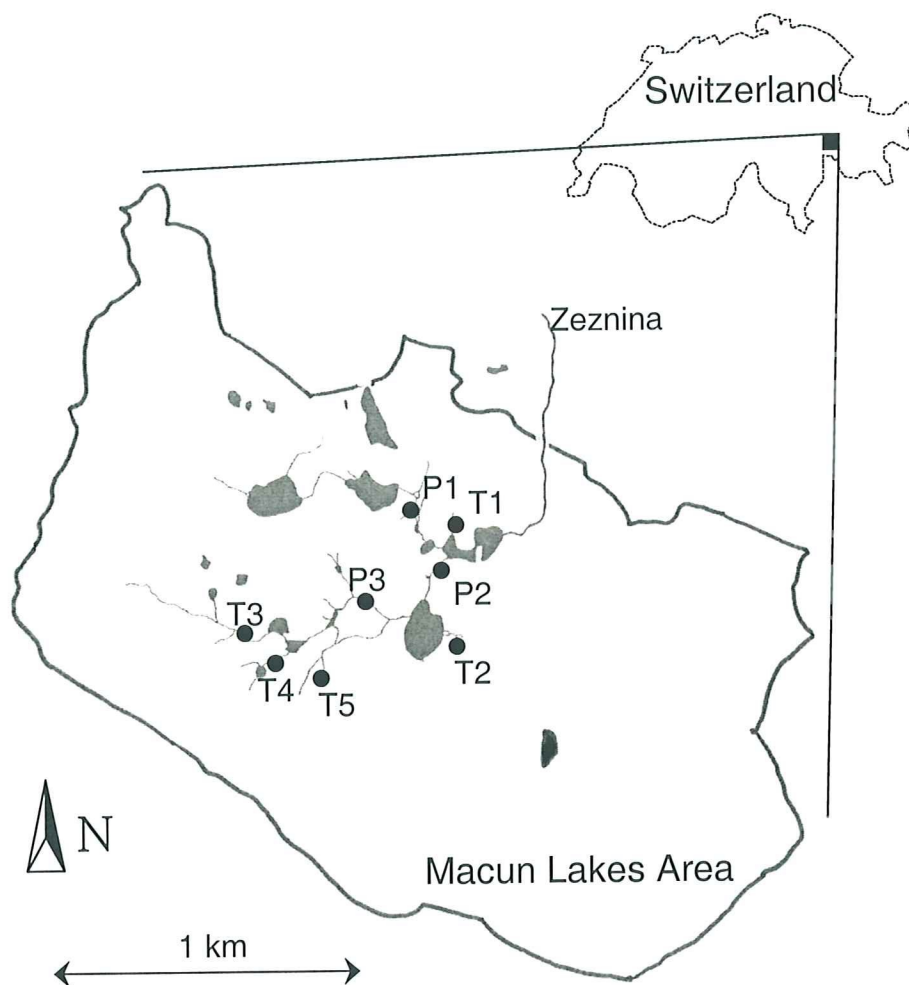


Fig. 2

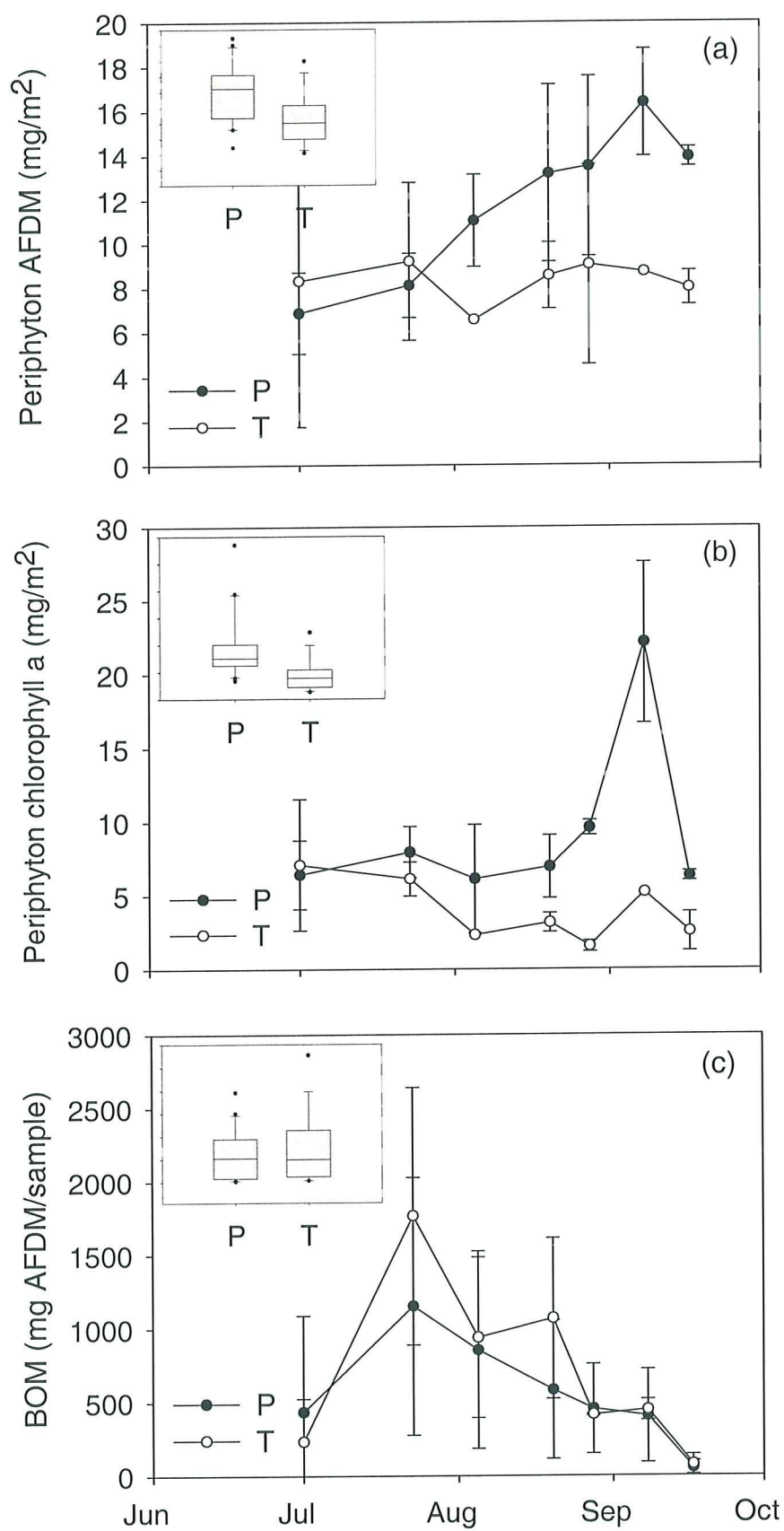


Fig. 3

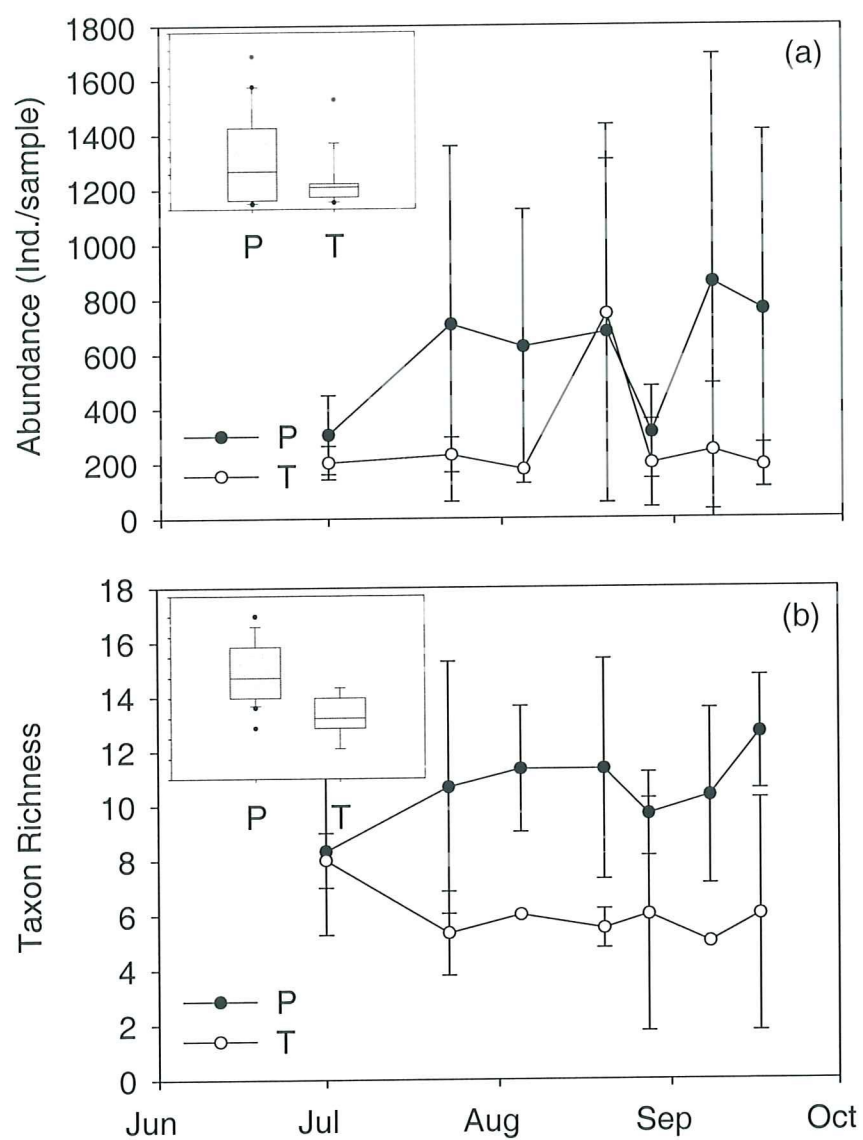


Fig. 4

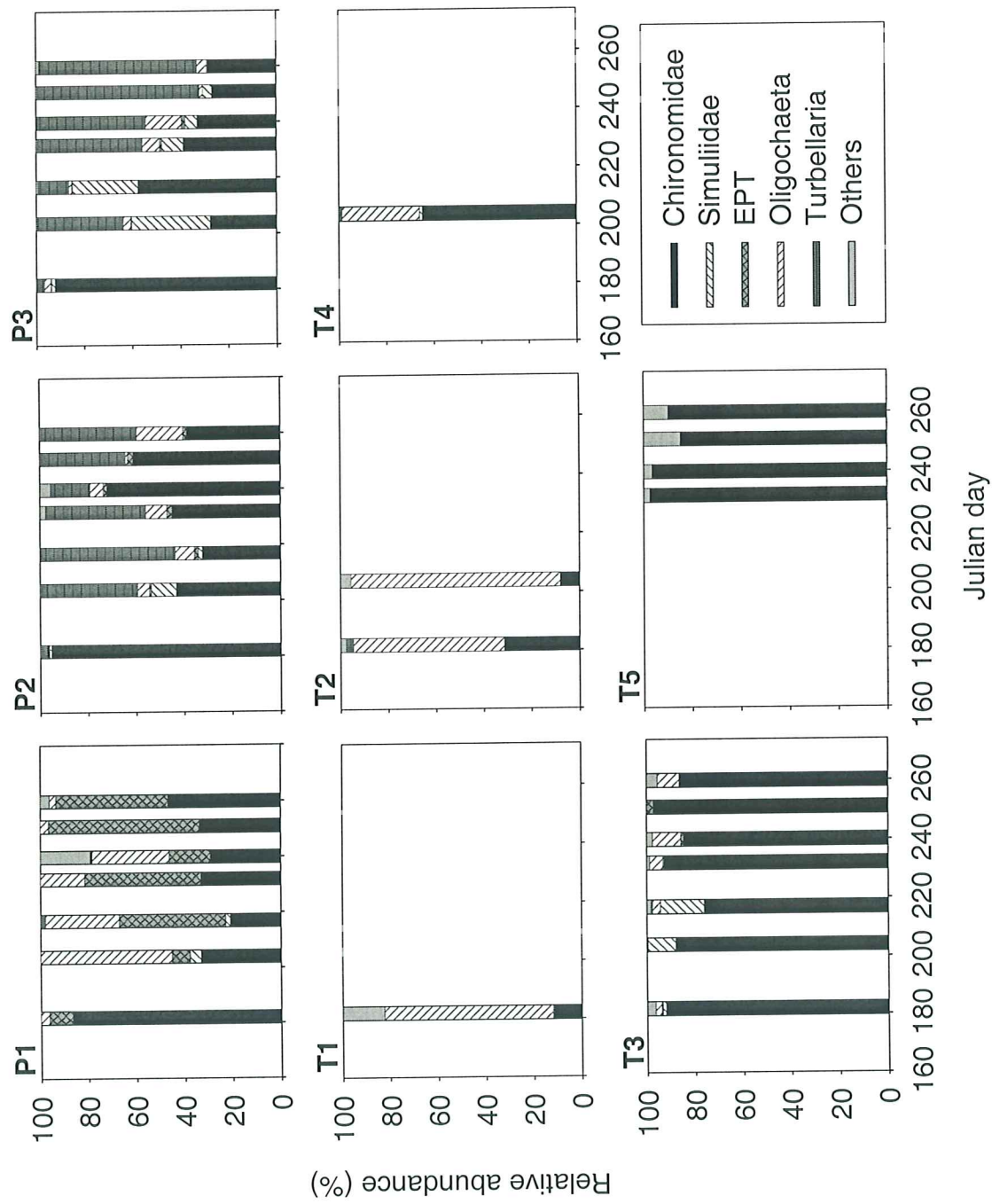


Fig. 5

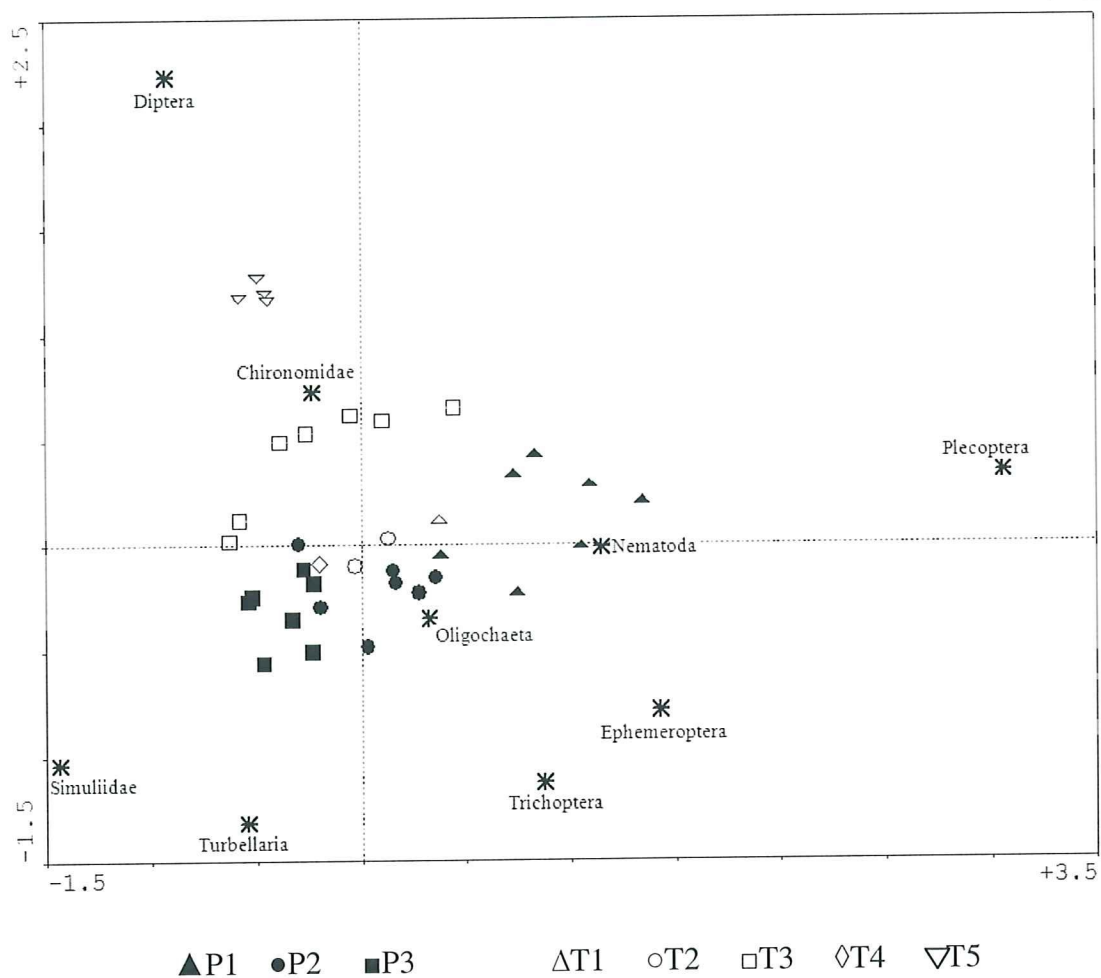


Fig. 6

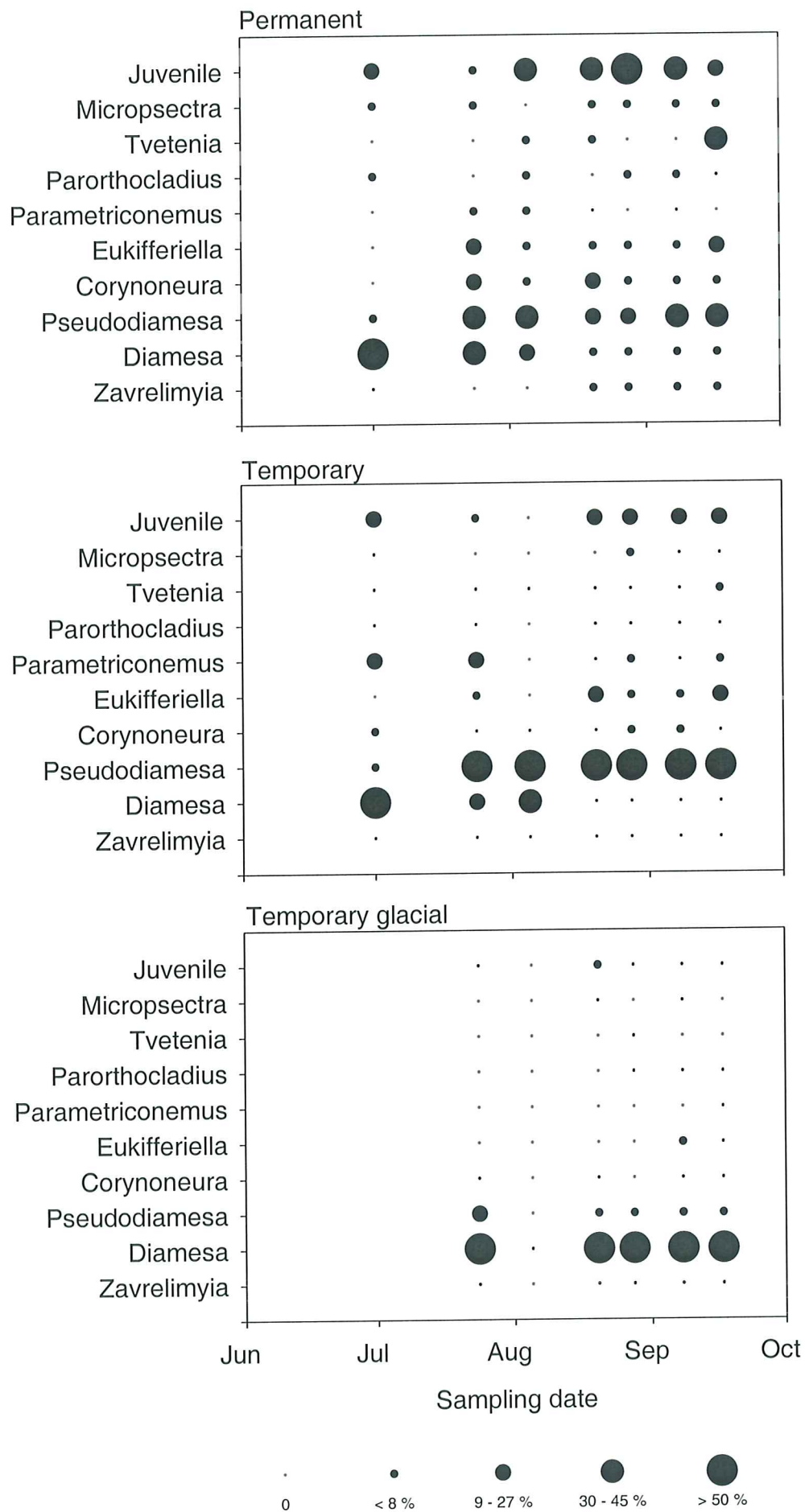


Fig. 7

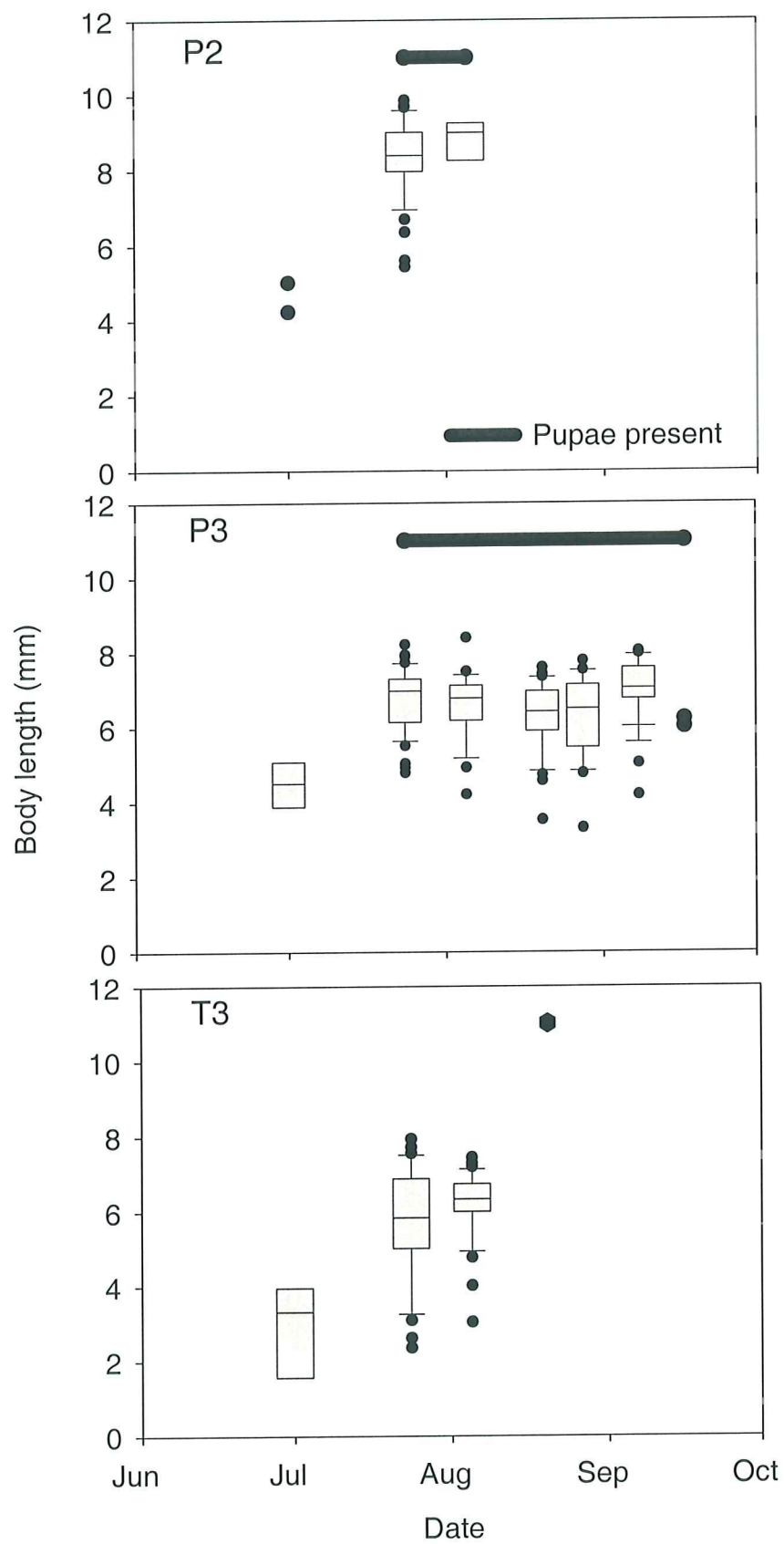


Fig. 8

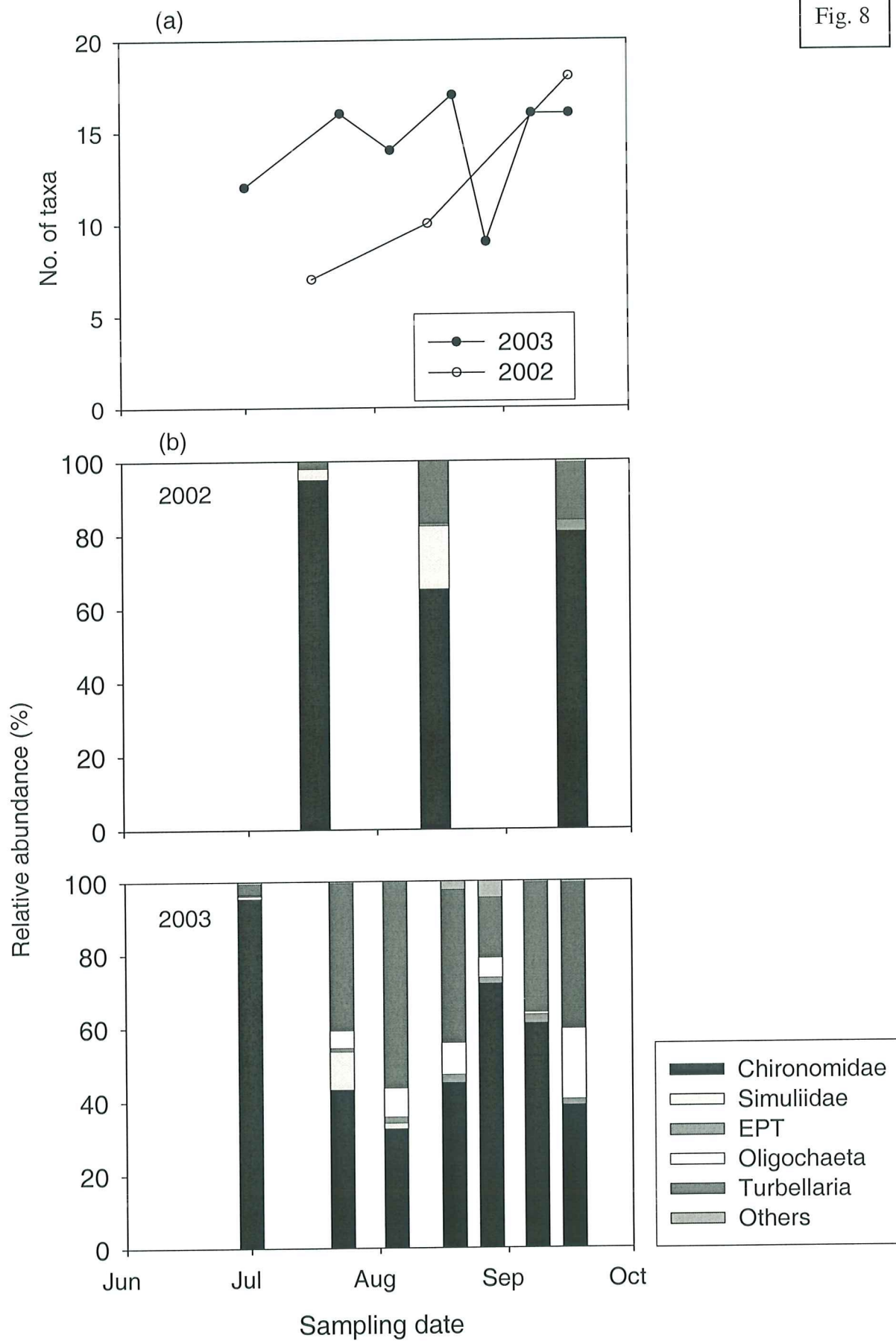


Fig. 9

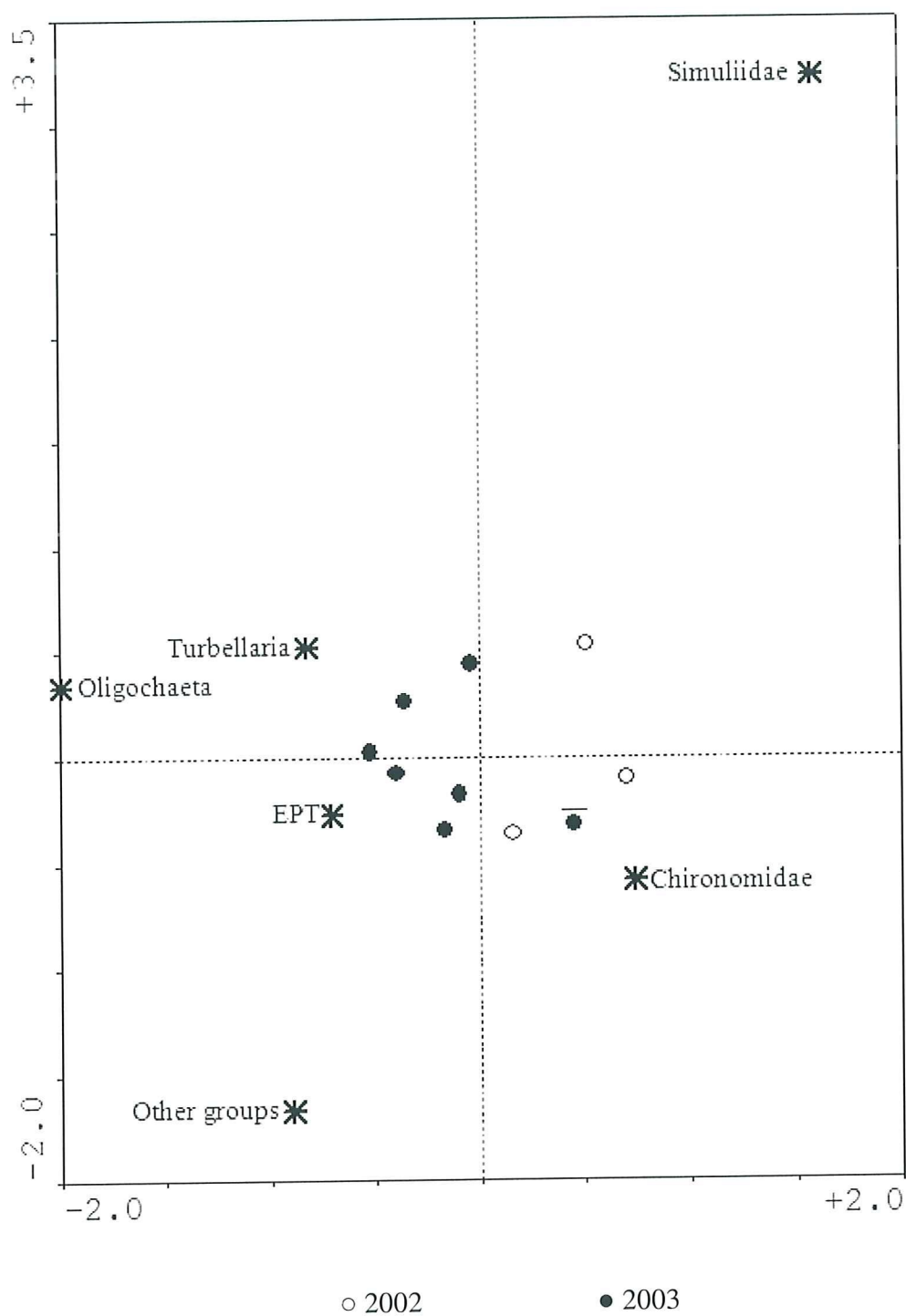
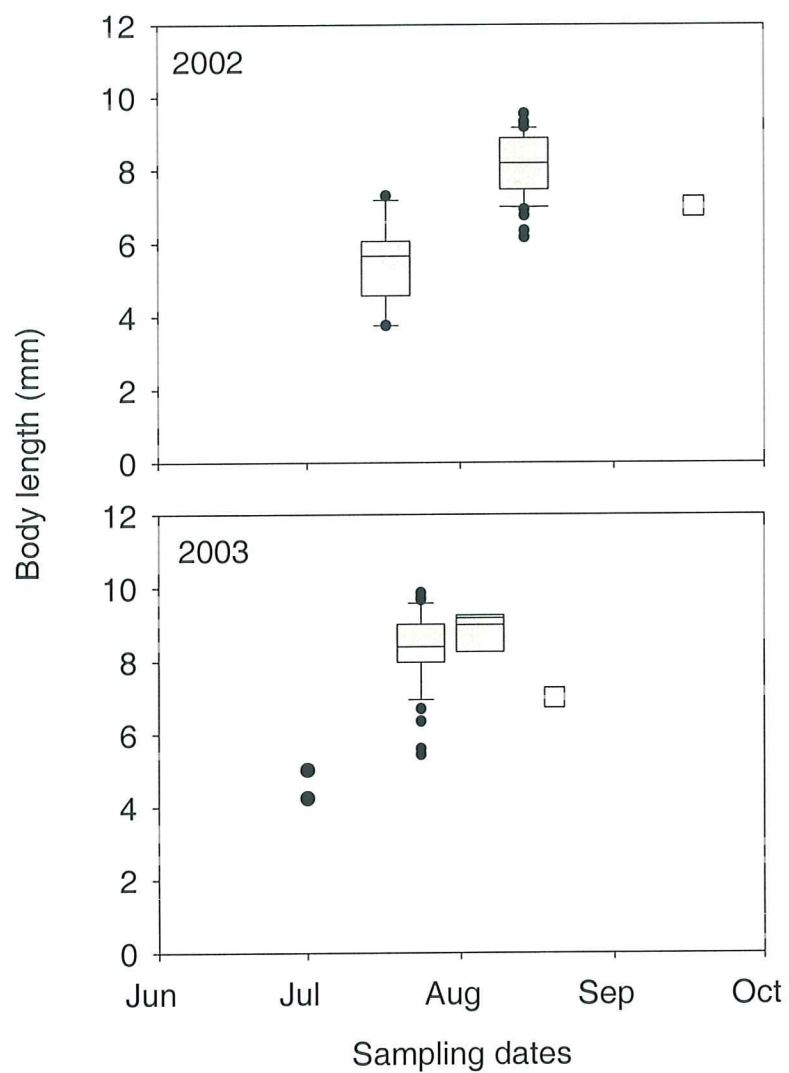


Fig. 10



**Macun Monitoring Manual:
Grundlage der Datenerhebung für das
Langzeitmonitoring auf der Macun Seenplatte**

MACUN MONITORING MANUAL

Methoden

Zusammengestellt von Janine Rüegg

mit Unterstützung von
Chris Robinson (Makroinvertebraten, Biofilm)
Beat Oertli, Hélène Hinden (Weiher)
Piet Spaak, Justyna Wolinska, Lukas Engeler (Plankton)
Sebastian Matthaei (Moose)
Martin Gude (Blockgletscher)
Martin Schütz (Vegetation)
Andreas Becker u. a. (Fische)
Ferdinand Schanz (Monitoring)

Thomas Scheurer (SANW)
Flurin Filli (Nationalpark)

Lukas Indermaur, Alexandra Breitenstein

Inhaltsverzeichnis

Methoden.....	1
Inhaltsverzeichnis.....	2
1. Das „Macun Langzeit-Monitoring-Programm“	3
2. Karte der Probenahmestellen	4
3. Räumliches Design: Was ist an welcher Probenahmestelle zu messen?	5
4. Zeitliches Design: Wann wird beprobt?.....	6
5. Physikalisch – chemische Parameter.....	7
5.1. Physikalisch.....	7
5.2. Chemisch.....	8
6. Aufwuchsalgen/Biofilm	9
7. Phyto- und Zooplankton.....	11
8. Makrozoobenthos in Flüssen.....	13
9. Methoden für Weiher/Kleinseen	15
9.1. Bryophyta	15
9.2. Flora	15
9.3. Macrofauna.....	16
9.4. Amphibia.....	16
9.5. Physikalisch – chemische Parameter	16
9.6. Morphologie	17
10. Bryophyta (Moose)	20
11. Weitere Themenbereiche des Langzeitmonitorings.....	21
11.1 GW Grundwasser (unterirdisch abfließendes Wasser).....	21
11.2. F Fischerei: Abfischungsstellen und –Zeitpunkte, Parameter, Methoden.....	21
11.3. B Blockgletscher	21
11.4. V Vegetation	22
11.5. P Pictures – Fotodokumentation.....	22
12. Datenablage, Verwaltung von Daten	23
12.1. Datenablage.....	23
12.2. Verwaltung	23
13. Literatur	24
Appendix A: Feld-Ausrüstung	25
Appendix B: Artenlisten.....	26
Appendix C: Aufnahmeblätter	44

1. Das „Macun Langzeit-Monitoring-Programm“

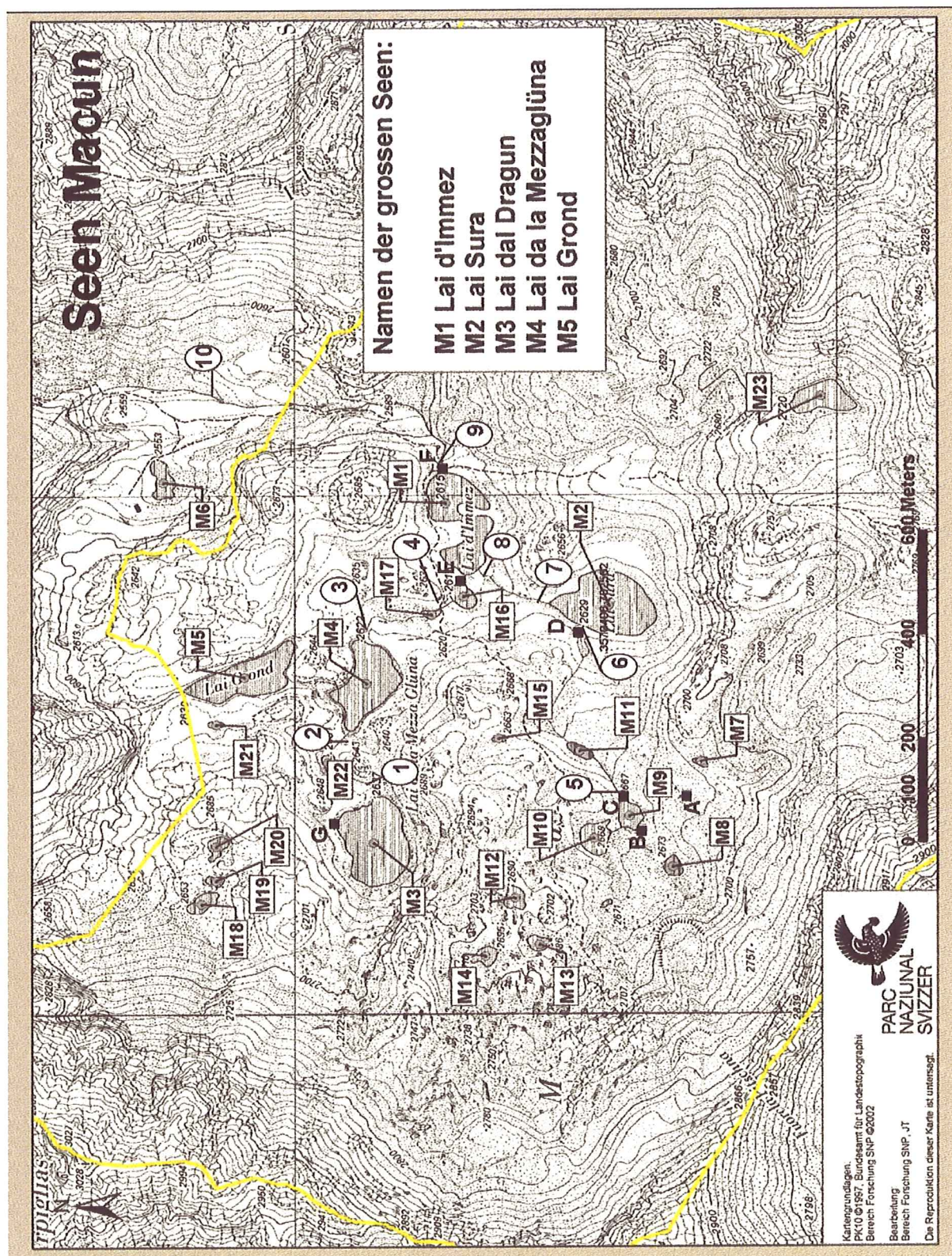
Hochalpine Ökosysteme spielen eine grosse Rolle bei der Untersuchung globaler Umweltveränderungen. Stehende und fliessende Gewässer eignen sich dabei besonders gut, weil sie empfindlich auf Klimaänderungen reagieren. Die Reaktionszeit von Fliessgewässern auf Veränderungen wird beschleunigt durch hohe Durchflussraten („Flushing“), flachgründige Böden, sowie kleinflächige Einzugsgebiete. Im Gebiet der Macun Seen führt das Grundgestein Gneiss zu sehr geringer Pufferkapazität und geringen Mengen an Huminstoffen. Schwach gepufferte Systeme sind anfällig auf saure Nährstoffeinträge. Hochalpine Ökosysteme können deshalb als eine Art „Frühwarnsystem“ zur Indikation von Umweltveränderungen benutzt werden. Schadstoffe können via Nass- oder Trockendeposition ins System eingetragen werden. Nassdeposition geschieht, wenn der Regen oder Schnee die Schadstoffe aus der Luft aufnimmt und dieser dann auf den Boden oder das Wasser fällt. Trockendeposition umfasst die an Partikeln hängengebliebenen Ablagerungen, welche auf Pflanzen u.ä. abgelagert werden. Die Schadstoffe können sowohl aus lokalen Quellen stammen (z.B. Verkehr, Heizungen) oder auch über grosse Distanzen importiert werden (z.B. Saharastaub).

Untersuchungen zur Veränderung der Diversität in Abhängigkeit von Schadstoffkonzentrationen sind wichtig, damit „Schlüsselschadstoffe“ sowie deren tolerierbare Konzentrationen identifiziert werden. Damit werden Langzeitprognosen für die Entwicklung aquatischer Lebensräume möglich. Mittellandflüsse sind sehr viel besser erforscht als alpine Gewässer. Deshalb sind Langzeitstudien unerlässlich, um die Reaktionen alpiner aquatischer Systeme beurteilen zu können.

Der Schweizerische Nationalpark hat aufgrund dieser Wissenslücke beschlossen auf der Seenplatte Macun ein Langzeit-Monitoring zu starten. Die Region eignet sich hervorragend dafür, da der menschliche Einfluss sehr gering ist. Es befinden sich 2 Militärhütten (Macun Nord und Süd) in diesem Gebiet, die periodisch von Soldaten benutzt wurden. Vor mehr als 15 Jahren wurde die Gegend als Weidegebiet genutzt. Einzig Wanderer, Jäger und Fischer bewegten sich noch im Gebiet. Im heutigen Nationalparkgebiet fallen diese Einflüsse praktisch weg.

Dieses Manual soll die Grundlage für eine koordinierte Datenerhebung, Probennahme, Analyse und Datenablage (Sammlungen, Datenbanken) liefern, damit die Daten als fortlaufende Reihe verwendet werden können.

2. Karte der Probenahmestellen



3. Räumliches Design: Was ist an welcher Probenahmestelle zu messen?

Bezeichnung	Gewässerart/-name/Koordinaten	Parameter
1	Abfluss Lai Dragon	• Physikalisch-chemische Parameter (S. 6ff) • Aufwuchsalgen/Biofilm (S. 9) • Makrozoobenthos in Flüssen (S. 13)
2	Zufluss Lai da la Mezza Glüna	
3	Abfluss Lai da la Mezza Glüna	
4	Zufluss Lai d'Immez Seite Mezza Glüna	
5	Oberhalb Sura	
6	Zufluss Lai Sura	
7	Abfluss Lai Sura	
8	Zufluss Lai d'Immez Seite Sura	
9	Abfluss Lai d'Immez	
10	Zeznina	
M / X	Seen / Kleinseen / Weiher	• Physikalisch-chemische Parameter (S. 6ff) • Phyto- und Zooplankton (S. 11ff) • Flora und Fauna in Weihern/Kleinseen (S. 15ff)
■ B Bryologie	Probenahmestellen für Moose	• Moose (S. 15)
A	E 805420 N 178291	
B	E 805350 N 178353	
C	E 805416 N 178405	
D	E 805565 N 178545	
E	E 805836 N 178686	
F	E 806050 N 178730	
G	E 805366 N 178937	
Noch nicht vollständig geklärte Untersuchungsparameter: Siehe Kapitel 11: „Weitere Themenbereiche des Langzeitmonitorings“ (S. 20).		
GW	Grundwasser (unterirdisch abfliessendes Wasser)	
F	Abfischungsstellen und –Zeitpunkte, Parameter, Methoden	
B	Blockgletscher	
V	Vegetation	
P	Pictures – Fotodokumentation	

4. Zeitliches Design: Wann wird beprobt?

Die Probenahme erfolgt jährlich. Abweichungen vom Zeitplan sind speziell erwähnt.

Messungen und Probenahmen werden zwischen Mitte Juli bis Mitte August durchgeführt. Der genaue Zeitpunkt soll so angepasst sein, dass die Proben bei einem frühen Sommerbeginn früher genommen werden bzw. bei einem späten Sommerbeginn später. Diesem Umstand ist grosses Gewicht beizumessen, da sich die quantitative Artenzusammensetzung im Jahresverlauf schnell verändert. Veränderungen der Artenzusammensetzungen lassen auf Veränderung der Umwelt schliessen. Vergleiche der Artenzusammensetzung über die Jahre werden durch die Unterschiede von Sommerbeginn- und Ende etwas erschwert. Deshalb muss immer zur „gleichen“ Zeit beprobt werden. Faustregel: die Proben sind 5 Wochen nachdem der Schnee geschmolzen ist (und somit die Wege frei sind) zu nehmen. Dies gewährleistet Artengemeinschaften am Startpunkt ihrer Entwicklung zu erfassen. Zudem führen zu diesem Zeitpunkt noch alle Gewässer Wasser, was später im Jahr nicht mehr garantiert ist.

5. Physikalisch – chemische Parameter

5.1. Physikalisch

Temperatur

Es sollten 6 Data Logger (Appendix A) installiert werden. Diese messen (loggen) die Temperatur in kleinen Intervallen im Jahresverlauf. Beim Programmieren des Data Loggers kann man das Intervall festlegen, meistens wird eine Stunde gewählt. Man kann dann auch sehen wie viel Speicher der Data Logger zur Verfügung hat. 1–2mal pro Jahr müssen die Daten heruntergeladen werden, je nach Speicherplatz des Loggers. Der Zeitpunkt für das Herunterladen ist nicht fix und muss auch nicht immer zum gleichen Zeitpunkt erfolgen. Das Herauslesen der Daten empfiehlt sich kurz nach der Schneeschmelze und kurz vor dem ersten Schneefall. Die Data Logger sind batteriebetrieben. Die Data Logger sind sehr klein, so dass sie von Parkbesuchern sicher nicht zu sehen sind. Die Kehrseite ist, dass sie auch von den Forschern nicht einfach wieder gefunden werden. Die Data Logger werden in eine Schutzhülle gesteckt, welche an einer Schnur befestigt und/oder unter einem Stein festgeklemmt wird.

Trübung

Ein tragbarer Trübungsmeter (z.B. Cosmos, Züllig AG, Rheineck, Schweiz) wird zur Messung verwendet. Die Messsonde soll den Boden nicht berühren, weil sonst die Messmembran beschädigt wird. Die gemessenen Werte sollen in NTUs, die Abkürzung für die Messeinheit Nephelometric Turbidity Unit, festgehalten werden.

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit wird mit einem tragbaren Gerät (z.B. LF 323, WTW, Weinheim, Deutschland) gemessen. Die Referenztemperatur muss auf 20°C eingestellt sein, die Zellenkonstante auf 0.475 /cm. Die Werte werden in $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgehalten. Auch wird die Temperatur festgehalten. Sie kann als Kontrolle für die Data Logger dienen.

Abfluss/Durchfluss

Abfluss/Durchfluss wird nur beim Ausfluss der Zeznina aus Lai d'Immez gemessen. Eine NaCl – Lösung (1 kg NaCl pro 5 L Wasser) wird dem Fluss zugefügt. Mit dem Leitfähigkeitsmessgerät wird in einem bestimmten Abstand unterhalb der Einleitungsstelle die Konzentration der vorbeiströmenden NaCl-Wolke kontinuierlich gemessen. Aus der Leitfähigkeits-Zeit-Kurve lässt sich über Integration und Umrechnung der Abfluss bestimmen. So entsteht eine Konzentrations-Zeit-Kurve. Das Messen erfolgt an einer Stelle flussabwärts, von der angenommen werden kann, dass die Mischung quer über das Flussbett abgeschlossen ist. Es muss gewährleistet sein, dass an der Messstelle die Salzlösung vollständig mit dem Flusswasser durchmischt ist (mind. 30 m). Dort werden Zeit und Leitfähigkeit in Intervallen (zwischen 0.5 und 2 Minuten) gemessen und notiert. Es gibt auch so genannte Discharge Meter, die aus der Konzentration gleich den Abfluss berechnen (Gordon et al. 1992; Shaw 1988).

pH

Der pH wird mit einem pH-Meter (z.B. pH 330, WTW, Weinheim, Deutschland) gemessen. Das Gerät muss vor der Benutzung, am besten vor Aufbruch ins Untersuchungsgebiet, geeicht werden. Da die Seenplatte von Macun relativ niedrige pH-Werte aufweist, werden die Eichlösungen für pH 7 und pH 4 (siehe Geräteanleitung) zur Eichung verwendet. Zwischen den Messungen wird die Sonde in der flüssigkeitsenthaltenden Schutzkappe gelagert.

5.2. Chemisch

Zur Analyse der Wasserinhaltsstoffe wird eine Wasserprobe genommen und durch das Limnologielabor ausgewertet. Pro Probenahmestelle wird ein Liter Wasser entnommen. Das Wasser wird an Ort und Stelle gefiltert. Je 250 ml werden über einen pre-ashed Fiberglasfilter ($0.2\ \mu\text{m}$; Whatman GF/F, $d = 47\ \text{mm}$) gefiltert. Die Filter werden mit einer Pinzette gehandhabt, um Verunreinigung durch die Finger zu vermeiden. Der erste Filter wird nicht verwendet und entsorgt. Die zwei nächsten Filter werden verwendet um partikulären organischen Kohlenstoff (POC) und partikulären Stickstoff sowie Phosphat (PP/PN) zu bestimmen. Die Filter werden in beschriftete Filterdöschen gelegt (POC bzw. PP/PN) und diese mit Datum und Probestelle beschriftet. Von dem gefilterten Wasser werden 500 ml in eine Glasflasche gefüllt und mit Angaben zu Datum und Probenahmestelle beschriftet. Im Labor werden die Proben auf folgende Inhaltsstoffe untersucht: Nitrit ($\text{NO}_2 - \text{N}$) und Nitrat ($\text{NO}_3 - \text{N}$), gelösten Stickstoff (DN) und gelöstes Phosphat (DP), und totaler Phosphatgehalt ($\text{PO}_4 - \text{P}$). Oben genannte Parameter werden einmal pro Jahr untersucht (siehe Kapitel 4).

Alle 5 Jahre wird das Wasser auch noch auf folgende Inhaltsstoffe untersucht: Sulfat (SO_4^{2-}), Chlorid (Cl^-), Silikat (SiO_2), Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+) und Kalium (K^+). Die Schwermetallgehalte werden alle 5 – 7 Jahre bestimmt. Das hierzu verwendete Wasser (15 ml) wird in ein Röhrchen gefüllt, das zuvor mit Säure gereinigt wurde. Um die Adsorption der Schwermetalle an das Röhrchen zu verhindern wird das Wasser mit HNO_3 angesäuert.

Die zur Analyse der Wasserproben verwendeten Methoden sind standardisiert und in jedem Labor gleich. Eine Aufstellung der zu untersuchenden Inhaltsstoffe ist unter Datenblätter zu finden. Für die Datenerhebung kann das Erfassungsprotokoll aus Appendix C verwendet werden.

6. Aufwuchsalgen/Biofilm

Biofilm/Aufwuchsalgen repräsentieren einen wichtigen Teil der primären Energiezufuhr für Herbivore und deshalb für alle weiteren Glieder der Nahrungskette. Um das Nahrungsangebot zu messen, ist es nicht nötig die einzelnen Arten des Aufwuchses zu unterscheiden. Es reicht die Bestimmung des Kohlenstoffgehalts. Die Nahrungsgrundlage der Herbivoren nennt man „standing crop“ und sie wird jährlich bestimmt. Alle 5 Jahre wird die Diatomeen-Zusammensetzung bestimmt, um die Entwicklung verfolgen zu können. Die Diatomeen (=Kieselalgen) reagieren empfindlich auf Veränderungen der Wasserqualität.

Methode: Aus dem zu untersuchenden Gebiet werden zufällig 5 Steine ausgewählt.

Jeder Stein wird vermessen: die grösste Länge (dA), senkrecht dazu die Breite (dB) und wieder senkrecht die Höhe (dC) werden in cm notiert.

Dann wird jeder Stein in einen Plastikbehälter gelegt und mit einer Stahlbürste abgeschrubbt. Das dazu verwendete Wasservolumen muss gemessen und notiert werden ($Vol_{\text{Suspendiert}}$ in ml). Das Volumen muss nicht immer gleich sein, aber es muss zusammen mit den Längen (dA, dB, dC) des betreffenden Steines notiert werden. Es kann z.B. eine genau bemessene Menge Wasser eingeschüttet werden, oder nach dem Schrubben das verwendete Wasser gemessen werden.

Das erhaltene Gemisch aus Wasser und Algen wird gefiltert. Dazu werden 20 - 30 ml mit einer Handvakuumpumpe über einen Fiberglasfilter gefiltert. Das gefilterte Volumen des Gemischs muss notiert werden ($Vol_{\text{filtriert}}$ in ml). Es wird so gewählt, dass genügend Material auf dem Filterpapier ist: der Filter sollte nachher eine dunkle Färbung aufweisen. Das Filterpapier wird in einem beschrifteten Filterdöschen gelagert.

Dieses Vorgehen wird mit den anderen 4 Steinen wiederholt.

Die Steine werden nach dem Schrubben in den Fluss zurückgelegt.

Falls die Filter nicht sofort weiter bearbeitet werden, sollten sie eingefroren werden, damit die Biomasse nicht von Mikroorganismen (Bakterien, Pilze) reduziert wird.

Alle 5 Jahre wird zusätzlich etwas Wasser von jedem geschrubbten Stein in ein kleines Fläschchen gefüllt, um eine genaue Artenbestimmung durchzuführen. Jedes Fläschchen wird mit der Probenahmestelle, dem Datum und dem Vermerk „Algen“ beschriftet. Die Fläschchen werden im Labor mit Formaldehyd (30%) fixiert, um Frass durch Mikroorganismen zu verhindern. Für ein Fläschchen von 10 ml sind 5-6 Tropfen nötig, es muss eine 2%-ige Lösung zur Konservierung der Proben entstehen.

Analyse: Zur Bestimmung des Algengewichts werden die Proben verbrannt. Diese Methode wird „Ash free dry mass“ (AFDM) genannt.

Die Filter werden in Keramikschaalen gelegt und in einem Trockenschrank für mindestens 48 h bei 60 °C getrocknet. Danach werden die Proben gewogen (Toleranz ± 0.1 mg). Anschliessend werden die Proben in einem Muffelofen bei 540 °C während 4 h verbrannt. Nachdem sich die Proben abgekühlt haben, wird wiederum das Gewicht gewogen.

Berechnung der Biomasse pro „Fluss“: Die Differenz des Gewichts vor und nach dem Brennen ist die AFDM pro Filter. Der gebräuchliche Wert ist jedoch die Biomasse pro Fläche. Die Rechnung ist wie folgt:

$$\frac{AFDM_{\text{Filter}}}{Vol_{\text{filtriert}}} \cdot Vol_{\text{filtriert}} = \text{AFDM pro Stein}$$

$$\frac{AFDM_{Stein}}{\left(dA \cdot dB \cdot \frac{\pi}{4}\right)} \cdot 10 = AFDM [g / m^2]$$

Zum Schluss wird noch der Mittelwert mit Standardabweichung der 5 Steine berechnet.

Die Bestimmung der Algenarten sollte einem Spezialisten übertragen werden.

Analysen (bis zum heutigen Datum) haben gezeigt, dass es keine grossen Unterschiede in den Artenzusammensetzungen und den Algenmassen im Jahresverlauf gibt. Aus diesem Grund werden diese Proben zeitlich mit den anderen korreliert.

Des Weiteren konnte eine Gruppierung in 5 Gruppen festgestellt werden: Nördliches Bassin, Südliches Bassin, Ausfluss Lai da la Mezza Glüna, Zu-/Abfluss des Lai Sura und Abfluss Lai d'Immez/Zeznina. Aus diesem Grund werden nur 5 Stellen beprobt: Stellen mit den Nummern 1, 3, 5, 7 und 9.

Am einfachsten werden die Daten wie folgt festgehalten:

Abfluss des Lai D'Immez (9)

	2003	2004	2005	...
Art 1	+	-	+	...
Art 2	+	-	-	...
Art 3	-	+	-	...
Art 4	-	+	+	...
...	...	...	...	...
TOTAL ARTEN	46	51	17	...

Tabelle 1: Erfassungsmethode der Algenarten; + = Art vorhanden, - = Art nicht vorhanden

Diese Erfassung ist nur qualitativ, es können keine Aussagen zur Häufigkeit gemacht werden.

Für jede Probenahmestelle wird eine solche Liste geführt. Am einfachsten ist es, immer die gleiche Artenliste zu verwenden (z.B. wie in Appendix B).

7. Phyto- und Zooplankton

Phyto- und Zooplankton werden in den Seen gemessen. Sie bilden die Grundlage der Nahrungsnetze in den Seen und auch in ihren Ausflüssen. Ausserdem stehen sie in direktem Kontakt mit dem Wasser und zeigen wegen ihrer kurzen Generationszeit sehr schnelle Reaktionen (Massenvermehrung, Zystenbildung etc.) auf wechselnde Verhältnisse im Lebensraum.

Methode: Es gibt 2 Arten Plankton zu messen. 1) mit einem Boot vom Gewässer aus; 2) von Land aus für Seen welche zu flach sind um die Verwendung eines Bootes zuzulassen. In grossen Seen ist die Methode mit Boot vorzuziehen, da man so auch aus den tieferen Schichten Planktonproben erhält. Ausserdem kann man so quantitative Angaben machen. Phytoplanktonnetze haben eine Netzgrösse von 10 μm , jene für das Zooplankton eine von 90 μm . Wichtig ist immer den Durchmesser des Metallrings zu notieren, damit die beprobte Menge Wasser berechnet werden kann. Aus dieser Menge lässt sich nachher die Planktondichte berechnen.

A) *Mit Boot:* Als erstes rudert man zur Stelle der grössten Seetiefe (Koordinaten fest halten (GPS), immer gleiche Stellen beproben) und misst dort mit einem Handecholet (Beckel, NR) die Tiefe, da die Seen nicht immer den gleichen Wasserstand haben. Dann lässt man das Netz je einmal das Phyto-, dann das Zooplanktonnetz, ins Wasser gleiten und bis 1.5 m über der gemessenen Tiefe sinken. Diese Sicherheitsmassnahme verhindert, dass das Sediment aufgewirbelt wird. Bevor das Netz hoch gezogen wird, wird die Tiefe notiert, welche am Seil des Netzes abgelesen werden kann. Sie sollte die totale Tiefe minus 1.5 m sein. Dann wird das Netz mit gleichmässigem Tempo hochgezogen. Der Inhalt des Netzes wird fixiert (siehe weiter unten).

An der gleichen Stelle wird in 1 m Schritten die Temperatur gemessen. Ein einfaches Gerät genügt (z.B. Leitfähigkeitsmessgerät), aber das Kabel der Sonde muss genügend lang sein.

B) *Ohne Boot:* Steht kein Boot zur Verfügung, oder ist das Wasser zu seicht, verwendet man ein Netz mit einem langen Stiel. Am unteren Ende des Netzes ist eine Plastikflasche befestigt, in der sich das Plankton ansammelt. Das Netz wird durchs Wasser gezogen und das Plankton in der Flasche angereichert. Es werden verschiedene Stellen um den See beprobt, damit man möglichst alle Arten fängt. Eine quantitative Aussage ist mit dieser Methode nicht möglich. Falls ein See ein Steilufer hat, kann man das Planktonnetz herunterlassen und die Beprobung wie vom Boot aus durchführen. Mit dieser Variante ist eine quantitative Aussage möglich. Wichtig ist auch hier, dass die Temperatur aufgenommen wird.

Von den physikalischen Parametern werden nur der pH und die Leitfähigkeit gemessen. Ebenfalls wird je ein halber Liter Wasser pro Probenahmestelle entnommen. Dieses Wasser wird im Labor auf chemische Parameter untersucht (vgl. Kapitel 5: Physikalisch – chemische Messungen, S. 7ff).

Das Fixieren der Planktonarten erfolgt im Labor nach unterschiedlichen Mechanismen für Zoo- und Phytoplankton. Die Zooplanktonprobe wird zuerst gefiltert, um den grössten Teil des Wassers zu entfernen. Dann wird die Probe in 95 % -iger Ethanol Lösung gelagert. Die Phytoplanktonprobe muss nicht gefiltert werden. Die Konservierung der Probe erfolgt mit Zugabe einiger Tropfen Lugol.

Analyse: Die Arten werden mittels Inversionsmikroskop bestimmt und die Anzahl Individuen jeder Arten notiert. Zusammen mit der Tiefe und dem Netzdurchmesser kann die Planktondichte in der Wasserkolonne bestimmt werden.

$$2 \cdot \pi \cdot \left(\frac{\text{Durchmesser}}{2} \right)^2 \cdot \text{Tiefe} = \text{gefilterte Menge Wasser}$$

Anzahl Individuen / gefilterte Menge Wasser = Plankton Dichte

8. Makrozoobenthos in Flüssen

Die Makroinvertebraten in Flüssen werden mit einem „Disturbance sample“ aufgenommen. Viele Benthosbewohner haben Vorrichtungen um sich am Flussbett zu befestigen, so dass sie nicht von der Strömung mitgerissen werden. Man imitiert nun eine aussergewöhnliche Störung, damit die Makroinvertebraten sich nicht mehr halten können oder aus Sicherheitsgründen freiwillig loslassen.

Methode: Man verwendet einen Kescher mit 250 μm Netzgrösse (Durchmesser immer gleich) und stört das Sohlensubstrat davor. Man kickt während 5 Minuten in das Flusssediment vor dem Netz (mit dem Fuss, den Händen oder einem Eisenstab) und wirbelt damit Sediment und Makroinvertebraten auf. Driftende Tiere werden vom Netz aufgefangen. Steine, die vor dem Netz liegen, werden nachgewaschen (mit den Händen abgerieben), damit sich sicher alles löst. Während der Probenahme bewegt man sich flussaufwärts. Die Tiere werden nicht nur an einer Probenahmestelle erfasst. Das Netz wird anschliessend gewaschen, damit der ganze Inhalt sich im unteren Teil des Netzes befindet und nichts verloren geht. Der Inhalt des Netzes wird in ein Gefäss übertragen. Durch wiederholtes Nachspülen des Netzes kann verhindert werden, dass Individuen verloren gehen. Das Sammelgefäss wird mit 70% Ethanol aufgefüllt. Jedes Gefäss wird mit Datum und Ort der Probe beschriftet.

Auswertung: Die gesammelten Invertebraten werden dann in grössere taxonomische Gruppen sortiert (z.B. Chironomidae, Simuliidae, EPT (= Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), Turbellaria). Das Aussortieren erfolgt unter einer Lupe. Die Insektenlarven und anderen Tiere werden mit Pinzetten herausgepickt, gezählt und in Eppendorfferröhrchen wieder in Alkohol eingelegt. Bei jeder Probe wird für den übrigbleibenden Teil, z.B. Sediment, Steinchen und/oder Moos, das AFDM bestimmt (siehe Kapitel 6: Biofilm). Dann werden die Invertebraten weiter bestimmt. Die Bestimmung auf Artniveau gestaltet sich oft schwierig. Für Bioassessment genügt meist die Bestimmung auf Gattungsniveau. Die Artenliste in Appendix B kann helfen, gewisse Arten auszuschliessen. Anderenfalls sollte man sich an einen Spezialisten wenden.

Am einfachsten werden die Daten wie folgt festgehalten:

Zeznina (10)

	2003	2004	2005	...
Art 1	57	52	62	...
Art 2	4	7	6	...
Art 3	12	18	24	...
Art 4	109	151	143	...
...	...	...	...	...
TOTAL	1231	1115	1307	...

Tabelle 2: Erfassungsmethode der Macroinvertebraten; 57, 52, ... = Anzahl Individuen dieser Art

Das Disturbance sample ist eine semiquantitative Methode. Man kann die verschiedenen Probenahmestellen bezüglich Individuenzahlen miteinander vergleichen.

Für jede Probenahmestelle wird eine solche Liste geführt. Am einfachsten ist es immer die gleiche Artenliste zu verwenden (z.B. wie in Appendix B).

Es ist nötig, sich eine Referenzkollektion aufzubauen. Eine Referenzkollektion beinhaltet Organismen aller Arten des Gebietes oder Gewässers, welche sicher bestimmt wurden. Man kann im folgenden Jahr die neuen Insekten mit denen vom Vorjahr vergleichen. Die Tiere können damit schneller und einfacher bestimmt werden. Nachfolgende Generationen können sehen, welche Art man mit welchem Namen bezeichnete. Namen ändern sich und schwierige Arten können mit einer naheverwandten Art verwechselt werden.

9. Methoden für Weiher/Kleinseen

Übers Ganze gesehen können einem Gewässer drei wichtige Faktoren zugeordnet werden. Die Gesamtartenzahl steht stellvertretend für den Artenreichtum des Gewässers. Die Diversitätszahl drückt aus, wie verschieden Artengemeinschaften sind. Die Angabe zur Ausgeglichenheit des Artenspektrums, die Dominanz oder Ausgeglichenheit (Eveness) einer Artenzusammensetzung ist der dritte Faktor. Diese drei Zahlen sind Schlüsselangaben zur Qualifizierung des Weihers bzw. Kleinsees bezüglich seiner biologischen Vielfalt und dem Habitatpotential für die Tierwelt. Für ihre Berechnung sind untenstehende Aufnahmen notwendig.

9.1. Bryophyta

Der ganze Gewässergrund und die Ufer werden nach Bryophyta abgesucht (wenn nötig mit einem Tauchgang), um eine möglichst vollständige Liste der Arten erstellen zu können. Da diese Gruppe sehr schwer zu bestimmen ist, sollte ein Spezialist hinzugezogen werden (vgl. Kapitel 10: Bryophyta).

9.2. Flora

Die Untersuchungen zur Flora werden in M 6 durchgeführt, da bis heute (2003) nur in diesem Tümpel Wasserpflanzen gefunden wurden. Jedes Jahr sollte aber geprüft werden, ob es neu auch andere Kleinseen mit Wasserpflanzen gibt.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgen nach der standardisierten Methode « PLOCH » (Abbildung 1), die im Schlussbericht Oertli et al. (2000) vorgestellt ist. Die Vegetationsaufnahmen erfolgen in Quadraten von 0.5 m Seitenlänge. Quadrate sind im Abstand von 5 m entlang von Transekten angeordnet. Die Transekte liegen 10 m voneinander entfernten. Zudem wird der ganze Gewässergrund und die Ufer nach weiteren Pflanzenarten abgesucht (wenn nötig mit einem Tauchgang), um möglichst eine vollständige Liste der Wasser- und Sumpfpflanzen erstellen zu können.

In jedem Quadrat werden alle Pflanzenarten aufgenommen. Sie werden getrocknet, gepresst und erfasst. Jede Art wird nach dem Vorhanden/ Nicht Vorhanden Prinzip eingeteilt.

Quadrate	1	2	3	4	5	6	...
Art 1	+	-	+	-	-	+	
Art 2	+	+	-	+	-	-	

Probenahmestelle	M6
Oberfläche (m ²)	2398
Anzahl Quadrate	19

Tabelle 3: Erfassungsmethode der Flora; + = Art vorhanden, - = Art fehlt

Die Pflanzenliste sollte Angaben der beobachteten Häufigkeit jeder Art, dem Grad ihrer Gebundenheit ans Wasser, ihrer Gefährdung (europäisch, national und regional, z.B. Rote Liste) und ihres Schutzstatus auf nationaler und kantonaler Ebene enthalten.

9.3. Macrofauna

Es werden die folgenden Gruppen untersucht: Coleoptera (Käfer), Diptera (Zweiflügler), Odonata (Libellen), Oligochaeta und Gastropoda (Muscheln u. Schnecken). Bis heute (2003) wurden keine Odonata und Gastropoda gefunden.

Die Tierarten werden anhand der standardisierten Methode « PLOCH » erhoben (Oertli et al., 2000) (Abbildung 2). Die Wassermacrofauna wird mit einem standardisierten Fangnetz mit Handgriff (Öffnung 10 x 14 cm, Maschenweite 05 mm) aufgenommen. Je nach Wasseroberfläche werden mehr resp. weniger Aufnahmen gemacht. Es werden die wichtigsten Habitate ausgewählt, d.h. solche die mindestens 1% der gesamten Tümpelfläche bedecken. Beispiele für solche Habitate sind Steine, Kiesel, Wassermoose oder Wasserpflanzen. In den Habitaten werden während 30 Sekunden Aufnahmen gemacht. Die dazu angewandte Methode wird als Kommen - und - Gehen bezeichnet. Das Netz wird durchs Habitat gezogen, hin und zurück. Zusätzlich sollen einige Proben im Sediment genommen werden, um weitere Diptera und Oligochaeta zu finden. Die Proben werden in 70% Ethanol konserviert. Die Proben werden unter der Lupe bestimmt und ausgezählt. Coleoptera, Chironomidae, Oligochaeta und falls vorhanden Odonata und Gastropoda werden bis Artniveau bestimmt. Es ist ratsam einen Spezialisten zuzuziehen. Die anderen Arten werden bis auf Familienniveau bestimmt. Die Anzahl der Arten wird ebenso erfasst wie die Anzahl Individuen pro Probenahme und Art.

Probenahme	1	2	3	4	5	6	7	...
Art 1	0	0	0	0	1	0	2	
Art 2	1	6	4	2	7	0	3	

Probenahmestelle	M 3	M6	M 8t	M 10	M 13	M 19	M 21t	M 22	M23
Anzahl Proben	19	13	3	12	8	8	2	8	13

Tabelle 4: Erfassungsmethode der Macrofauna; 1, 6, ...= Anzahl gefundener Individuen einer Art.

Die Liste der Tierarten sollte folgende Angaben beinhalten: Gefährdungsgrad nach den offiziellen Roten Listen (Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz, BUWAL, Duelli 1994, sowie Stand der Datenbank CSCF/SZKF - Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna am 1.1.98).

9.4. Amphibia

In der ganzen Gegend soll nach Amphibien Ausschau gehalten werden. Werden Individuen gefunden, müssen diese bis Artniveau bestimmt werden.

9.5. Physikalisch – chemische Parameter

Es werden die drei folgenden Parameter gemessen:

- Total N: Der gesamte Gehalt an Stickstoff. Dazu wird das Wasser nicht gefiltert.
- Total P: Der gesamte Gehalt an Phosphat. Auch hierzu wird das Wasser nicht gefiltert.
- Leitfähigkeit (siehe Kapitel 5: Physikalisch-chemische Parameter (S. 6))

9.6. Morphologie

Folgende morphologischen Parameter sind zu untersuchen:

- Durchschnittliche Tiefe des Gewässers. Dies sollte wenn möglich zweimal pro Jahr, einmal zu Beginn des Sommers und ein weiteres Mal in der Mitte des Sommers durchgeführt werden, da die Gewässer in Macun über den Sommer Wasser verlieren.
- Gesamte Fläche des Gewässers: Die von Wasser bedeckte/benetzte Fläche wird bestimmt. Auch hier, wenn möglich zwei Aufnahmen pro Jahr (siehe oben).
- % der Gesamtfläche, die von Vegetation bedeckt ist.
- Fischdruck: Ausdrücken als „nicht vorhanden, klein, mittel oder hoch“.

Methode PLOCH

Fiche 2a

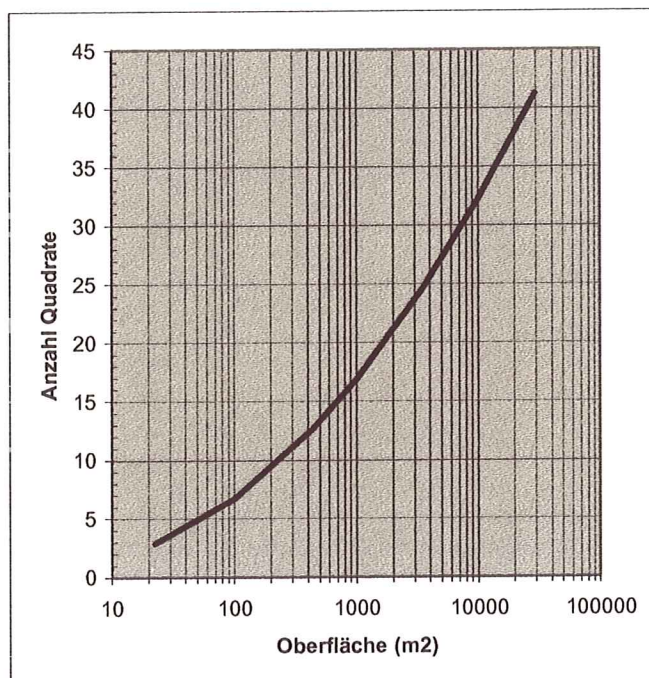
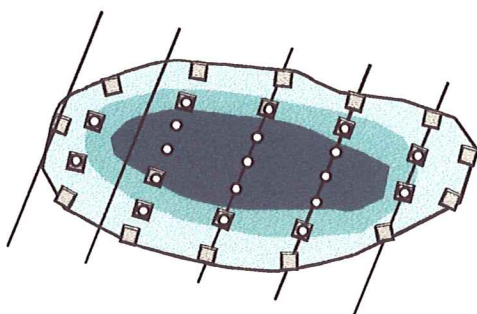
Aquatische Flora



- 1 Bestimmen der Anzahl Quadrate
(in Funktion mit der
Gewässeroberfläche in m^2)



- 2 Verteilen der Quadrate (50x50 cm)
- in parallelen Transekten, im Abstand von:
5 m (kleine Weiher, $<500m^2$),
10 m (mittelgrosser Weiher, $<5'000m^2$),
20 m (grosser Weiher, $<50'000m^2$),
- in regelmässigen Abstand,
- Tiefe $<3m$



- quadrat (50cmx50cm)
○ sondage bathymétrique

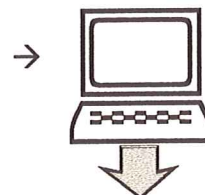
- 3 Aufnahme der Daten 1x im Juni
oder Juli (in höheren Lagen im
August)

- Vorkommen oder Fehlen
jeder Art pro Quadrat
+
- ergänzende Untersuchung
ausserhalb des Quadrates
+
- Sondenmessung entlang des
Transektes (cf. plan)

+ Bestimmen
(falls nötig: Einsammeln der Proben und im
Labor bestimmen))



	quadrats						
	1	2	3	4	5	6	...
profondeur	-	-	45	60	-	55	...
sp1	+	-	-	-	-	+	...
sp2	+	+	-	-	-	-	...
sp3	-	-	-	+	+	+	...
...	-	-	-	-	-	-	...
spn	+	-	-	+	-	-	...



Fiche 1

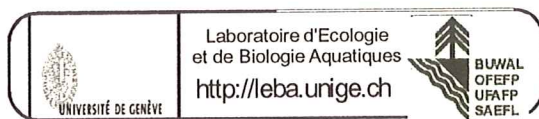
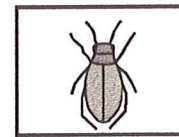


Abbildung 1: Graphische Darstellung zur Aufnahme der Flora in Weihern/Kleinseen nach der Methode von PLOCH

Methode PLOCH

Fiche 2b

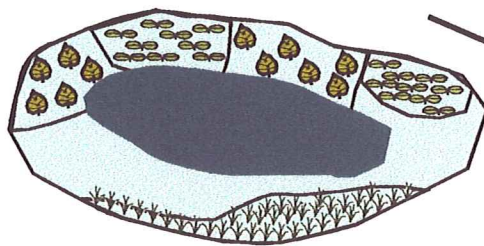
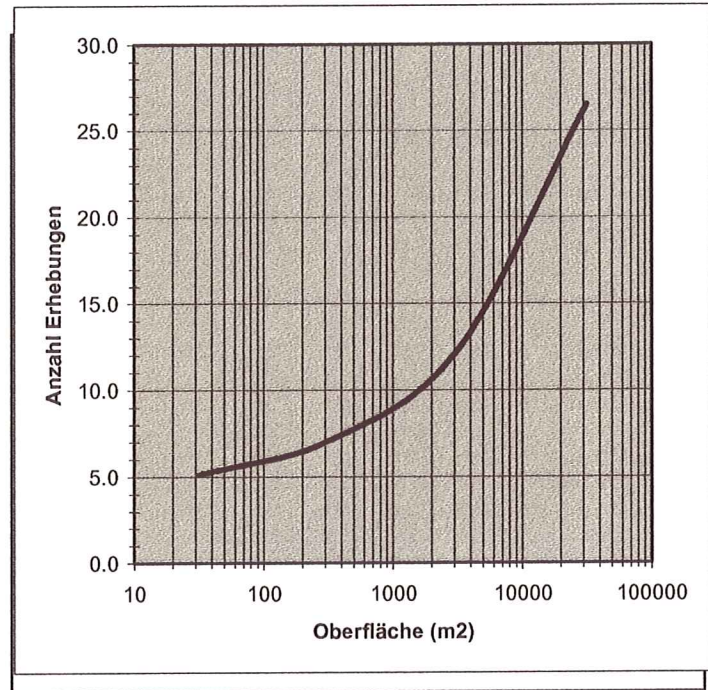
Aquatische Invertebraten



- 1 Ermitteln der Anzahl Erhebungen
(in Funktion mit der Gewässeroberfläche in m^2)



- 2 - Kartieren der Habitate (Tiefe < 2m)
- Ausführen der Datenerhebung (1 x, zwischen Juni und August)
- Fixieren der Proben



Pro Erhebung 30 Sekunden lang

- 3 Sortieren und Bestimmen
- Abundanz jeder Art pro Erhebung



	prélèvements						
	1	2	3	4	5	6	...
sp1	2	0	0	0	0	0	n
sp2	0	2	0	4	0	0	
sp3	0	0	0	1	0	0	
...	48	1	0	9	0	1	
spn	4	4	1	2	0	0	



Fiche 1

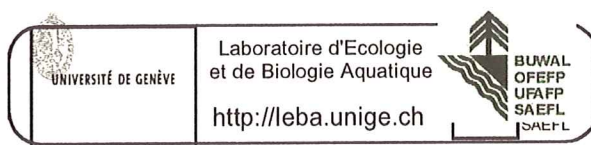


Abbildung 2: Graphische Darstellung zur Aufnahme der Macroinvertebraten in Weihern/Kleinsee nach der Methode von PLOCH.

10. Bryophyta (Moose)

Die Moosbedeckung ist an 7 Stellen bereits erhoben worden. Die genauen GPS Koordinaten sind bekannt (siehe S. 4). Da Moose relativ empfindliche Organismen sind, eignen sie sich gut als Indikatoren. Die bekannten 7 Stellen sollen alle 5 Jahren wieder aufgenommen werden, damit eine Vergleichsbasis entsteht.

Methode: Es werden verschiedene Parameter erfasst.

- Arten: Da die Unterscheidung der Moose schwierig ist, werden alle verschieden aussehenden Moose gesammelt, um eine möglichst vollständige Erfassung zu erhalten. Die gesammelten Exemplare werden dann einer Fachperson (Silvia Stofer WSL, allenfalls Dr. Edwin Urmi, Götz Loos) zur Identifizierung weitergegeben.
- Deckungsgrad: Die Dicke der Moosdecke (in cm) wird entlang von Transekten aufgenommen (Abbildung 3). Als erstes wird die Dicke alle 30 cm über den Fluss und den Uferbereich gemessen. Dann wird das Verfahren alle 2 m flussabwärts über eine Strecke von mindestens 10 m wiederholt.

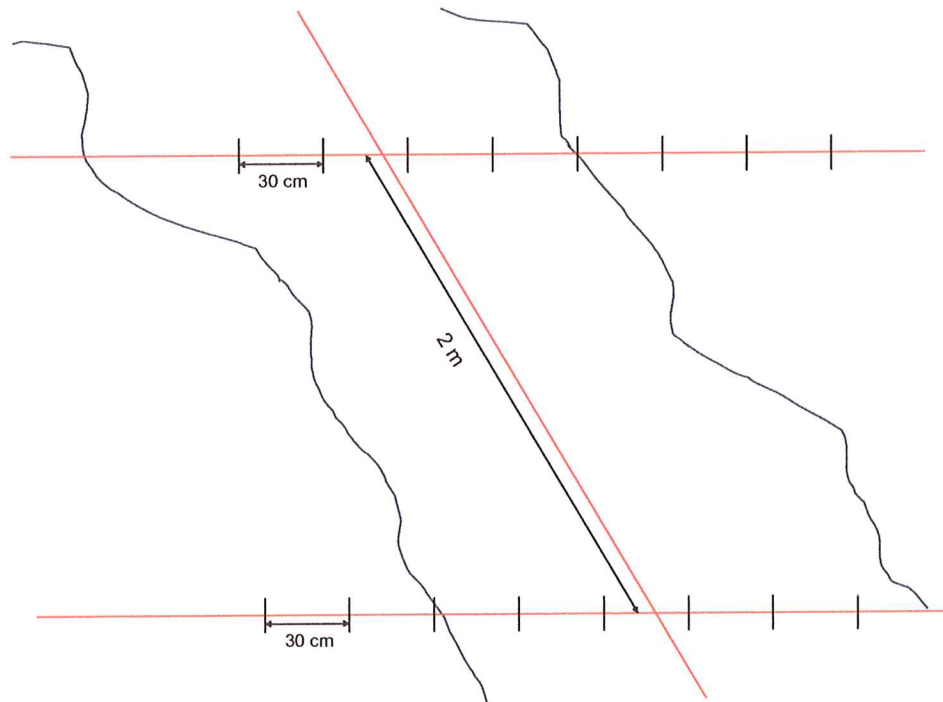


Abbildung 3: Anordnung der Transekte zur Aufnahme der Moose in und an Flüssen/Bächen.

Analyse: Die Daten werden in einer Excel-Datei erfasst und mit Sigma Plot in einer 3D Grafik dargestellt. Dann wird die durchschnittliche Dicke der Moosdecke und der Deckungsgrad in % berechnet.

- Durchschnittliche Dicke:

$$\text{Summe der Dicke aller gemessenen Punkte} / \text{Anzahl Punkte} = \text{Durchschnittliche Dicke}$$
- Deckungsgrad: In der 3D Darstellung werden Quadrate ohne Moosdecke (also mit Dicke Null) gezählt und diejenigen mit einer Moosdecke ebenfalls.

$$\text{Anzahl Quadrate mit Moosdecke} / \text{Gesamtzahl der Quadrate} = \text{Deckungsgrad in \%}$$

11. Weitere Themenbereiche des Langzeitmonitorings

11.1 GW Grundwasser (unterirdisch abfließendes Wasser)

Angaben von C. Schlüchter lagen zum Abschluss dieser Arbeit noch nicht vor.

11.2. F Fischerei: Abfischungsstellen und –Zeitpunkte, Parameter, Methoden

Eine Standardisierung der Erfassungsmethoden ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht möglich, da noch nicht genügend Angaben vorliegen. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden folgende Aufnahmen gemacht: Im Jahre 2002 wurden Fischbeobachtungen vom Ufer aus, Habitatsaufnahmen und mittels Angelfischerei Testbefischungen gemacht. Im Jahre 2003 wurden Kiemennetzen und Unterwasser-Aufnahmen zur Untersuchung genutzt. Bei der Angelfischerei konnten 4 Fische gefangen werden, die bestimmt, vermessen, gewogen und mit einem Flossenschnitt markiert wurden. Ausserdem wurden die Mägen gespült und deren Inhalte in Isopropanol konserviert. Bei der Kiemennetz-Befischung 2003 wurden 120 Fische gefangen. Die Grundnetze (je nach Netz: Maschenweite: 12, 14, 26 oder 28 mm, Länge 50 bzw. 100 m, Höhe 2.0 oder 2.5 m) wurden tagsüber für Zeiten zwischen einer und drei Stunden gesetzt. Zusätzlich zu den oben genannten Methoden wurden neben Flossenschnitt auch Alcyanblau zur Markierung verwendet und alle Fische zur Individualerkennung fotografiert. Von verendeten Fischen wurden Magen-, Schuppen- und Operculumproben genommen. Die Schuppen wurden in Plastiksäcken (je einer pro Individuum) verwahrt, die Magen- und Operculumproben mit Isopropanol konserviert. Schuppen und Operculii dienen der Alterbestimmung, Mageninhalte werden zur Bestimmung des Nahrungsspektrums genutzt. Gefressene Individuen werden, soweit möglich, auf Artniveau bestimmt. Zudem wurden 10 Exemplare zu Gewebeuntersuchungen gesichert (Marcel, Michel, AJF Graubünden). Kiemennetze stellen einen grossen Eingriff in die Fischzönosen dar und eignen sich aus diesem Grund nicht als alljährliches Routineprogramm. Im Moment wird erarbeitet, welche Fragen innerhalb eines Monitoringprogramms mit vertretbarem Aufwand bearbeitet werden können, und welche Methoden dazu verwendet werden sollen.

Untersuchungsschwerpunkte könnten sein:

- Relative Dichten der Fischarten
- qualitativer Nachweis der Arten, ihrer Grössenklassen und der Fortpflanzung
- körperliche Verfassung, Alter, Wachstum und Ernährungsweise der Fische

11.3. B Blockgletscher

Im dreijährigen Turnus werden die Bewegungen des Blockgletschers vermessen. Dabei werden jeweils etwa 120 mit Kerbe und Farbe markierte Punkte auf einzelnen Blöcken des Blockgletschers berücksichtigt. Mittels eines Tachymeters, der an einem fixen Punkt ausserhalb des Gletschers aufgestellt ist, werden die Lagekoordinaten der Punkte erfasst. Daraus lassen sich die horizontalen und vertikalen Änderungen gegenüber früheren Vermessungen berechnen. Die Genauigkeit liegt bei wenigen Millimetern. Diese Messungen werden seit den 60er Jahren des letzten Jahrhunderts (mit unterschiedlicher Genauigkeit) durchgeführt. Es ist daraus ein relativ langes Bewegungsmonitoring entstanden. Die Daten werden bei Koordinationspartnern am Geodätischen Institut der Universität Karlsruhe gehalten und ausgewertet. Die Leitung des Projekts liegt bei Martin Jude vom Departement für Geographie an der Friedrich-Schiller-Universität in Jena.

11.4. V Vegetation

Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet wurden in den 40er-Jahren des letzten Jahrhunderts von der WSL durchgeführt. Die Aufnahmen wurden nach 1947 eingestellt. Nur von zwei Flächen sind verlässliche Daten vorhanden. Es dürfte jedoch schwer sein, die Flächen wieder zu finden, da sie nur einen Quadratmeter massen und durch Holzpfeile markiert worden sind (die nicht mehr vorhanden sind). Falls Vegetationsaufnahmen gemacht werden wollen, sollten neue Flächen ausgesucht werden (Angaben von Martin Schütz, WSL). Das Vorgehen ist methodisch einfach. Die Flächen werden alle 5-10 Jahre besucht, alle Pflanzenarten aufgenommen und deren jeweiliger Flächenanteil geschätzt (% Deckung) oder gemessen (Anzahl Individuen).

11.5. P Pictures – Fotodokumentation

Fotodokumentation ist eine eindrückliche Art um Veränderungen festzuhalten. Die Auswahl der Stellen ist nicht immer einfach und muss dem Ziel der Untersuchung entsprechend ausgewählt werden. Die wissenschaftliche Auswertung von Fotos ist problematisch. Es braucht eine genaue Anleitung. Eine Sammlung von Fotografien ist zwar schön anzusehen, aber für Monitoring-Zwecke nicht hilfreich. Prof. K. Graf (Geographie UNI ZH) oder Prof. E. Rott (Uni Innsbruck) könnten Auskunft geben (Angaben F. Schanz).

12. Datenablage, Verwaltung von Daten

12.1. Datenablage

Die Gesamt-Datenablage soll elektronisch erfolgen. Am einfachsten ist es, eine Datenbank zu erstellen, in der alle Daten eingegeben werden können. Für jeden Themenbereich sollte eine separate Datei geführt werden. Vorgeschlagene Tabellen/Darstellungsmöglichkeiten sind bei den einzelnen Themenbereichen erwähnt.

Um eine sichere Determination der Arten durchführen zu können, wendet man sich am besten an einen Spezialisten. Sie kennen die nötige Bestimmungsliteratur und können bei Schwierigkeiten helfen. Will man Bestimmungen selber durchführen, lohnt es sich, bei den Spezialisten eine Einführung in die wichtigen Begriffe zu holen. Konservierungstechniken lernt man so auch am besten.

Für biologische Proben wird eine Referenzkollektion geführt. Die Spezialisten, welche die Arten bestimmen, sollen eine solche erstellen. Sollten im Laufe der Jahre neue Arten auftreten, kann man diese in die Kollektion aufnehmen. Solche Kollektionen nehmen nicht viel Platz ein. Insektenlarven werden in Alkohol gelagert oder bei speziellen Arten zusätzlich auf Objektträgern fixiert. Diatomeen werden ebenfalls auf Objektträgern fixiert. Diese Objektträger werden normalerweise in dafür vorgesehenen Schachteln abgelegt. Phyto- und Zooplankton werden z.B. in formalinhaltigen Fläschchen (giftig!) oder auf einem Filterpapier, das auf einem Objektträger fixiert wird, gelagert. Pflanzen und Moose werden gepresst und zwischen Papierbögen gelagert. Es ist darauf zu achten, dass sie an einem trockenen Ort aufbewahrt werden.

Am besten ist es die Referenzkollektionen an einem zentralen Ort zu lagern (z.B. „Parkhaus“ in Zernezh). Die Datenbank sollte am gleichen Ort erstellt werden, damit alle relevanten Informationen an einem Ort zu finden sind. Sinnvoll ist auch eine Kopie der Daten bei denjenigen Forschern abzulegen, welche die entsprechenden Themenbereiche zu Anfang betreuten.

12.2. Verwaltung

Die Daten müssen verwaltet werden. Alle 5 Jahre soll ein kleiner Bericht verfasst werden, in dem die Daten zusammengefasst sind. Alle 10 Jahre soll ein ausführlicherer Bericht erstellt werden. Die Erstellung von Berichten hat zwei Vorteile. Als erstes erlauben sie eine Anpassung des Monitorings an veränderte Bedingungen. Weiter haben langjährige Studien das Problem, dass die Leiter der Studien oftmals wechseln. Durch die Erstellung von Berichten kann die Information gut weitergegeben werden.

Die Aufnahme der Daten ist die eine Seite eines Monitorings, die Bearbeitung und Verwendung der Daten eine andere. Wie die Daten genutzt werden, und von wem und zu welchen Bedingungen, muss von den Betreibern (Zählenden) der Studie bestimmt werden. Aufbau der Datenbank, Zugriff für Drittpersonen und Copy-Right-Rechte sind Punkte, die festgelegt werden müssen.

13. Literatur

Gordon et al. (1992). "Stream hydrology: an introduction for ecologists", John Wiley, Chichester.

Hinden, H. (in press). "Evaluation de la biodiversité des petits plans d'eau alpins : le site de Macun (Parc National)", Travail de diplôme de l'Université de Genève. Laboratoire d'Ecologie et de Biologie aquatiques.

Oertli, B., D. Auderset Joye, E. Castella, R. Juge & J.-B. Lachavanne (2000). "Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP)", Laboratoire d'Ecologie et de Biologie aquatique de l'Université de Genève. 434 pp.

Shaw E.M. (1988). "Hydrology in Practice". 2nd ed., Van Nostrand Reinhold International, Wokingham

Appendix A: Feld-Ausrüstung

IMMER
Wasserfester Stift (zum Beschriften der diversen Behälter)
Wasserfestes Notizbuch mit Bleistiften
Plankton
Planktonnetze (XX)
Makroinvertebraten
Fluss
Ethanol
Flaschen (30ml)
Kicknetz (Durchmesser immer gleich, Maschenweite 250 μ m)
Kleinseen/Weiher
Kescher (Öffnung 10 x 14 cm, Maschenweite 05 mm)
Physikalisch-chemische Parameter
Datalogger: StowAway (TM) XTI (TM); StowAway (TM) TidbiT (TM), Onset Corp., N. Falmouth, Massachusetts; TR MINILOG, VERMCO Ltd., Shad Bay, N.S., Canada
Filterdöschen
Flaschen
Filter
Handvakuumpumpe
Leitfähigkeitsmessgerät: LF 323, WTW, Weinheim, Deutschland
Messzylinder
pH-Meter: pH 330, WTW, Weinheim, Deutschland
Säure (HNO ₃)
Trübungsmessgerät: Cosmos, Züllig AG, Rheineck, Schweiz
Aufwuchsalgen/Biofilm
Filterdöschen
Fliter
Handvakuumpumpe
Kleine Fläschchen für Jahre mit Algenbestimmung
Massstab (mind. 15 cm)
Messzylinder (250 ml, 100ml)
Pinzette
Plastikbehälter
Stahlbürste (Küchenschrubber)
Pflanzendeckung
GPS Gerät
Massstab
Messband
Plastiksäcke

Appendix B: Artenlisten

Diatomeen

- alphabetisch
- Arten Fluss
- Arten See

Plankton

- Phytoplankton
- Zooplankton

Makrozoobenthos

- Ephemeroptera
- Plecoptera
- Diptera
 - Simuliidae
 - Chironomidae
 - alphabetisch
 - nach Familien
 - Arten Fluss
 - Arten See

DIATOMEEN (KIESELALGEN)	
alphabetisch	
Achnanthes affinis	
Achnanthes austriaca	
Achnanthes austriaca var. helvetica	
Achnanthes biasoletiana Grun.	
Achnanthes bioretti Germain	
Achnanthes curtissima Carter	
Achnanthes delicatula (Kütz.) Grun.	
Achnanthes daonensis Lange-Bertalot	
Achnanthes flexella	
Achnanthes grischuna Wuthrich	
Achnanthes helvetica (Hust.) Lange-Bertalot	
Achnanthes helvetica var. minor Flower & Jones	
Achnanthes helvetica var. alpina Flower and Jones	
Achnanthes lanceolata (Breb.) Grun.	
Achnanthes lapidosa	
Achnanthes lapponica	
Achnanthes laterostrata Hust.	
Achnanthes levanderi var. helvetica	
Achnanthes marginulata Grun.	
Achnanthes minutissima Kütz.	
Achnanthes linearis var. pusilla	
Achnanthes subatomoides Lange-Bertalot & Archibald	
Achnanthes subexigua	
Achnanthes scotica Flower and Jones	
Achnanthes trinodes	
Achnanthes sp.	
Amphora ovalis (Kütz.) Kütz	
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.	
Anomoeonis brachysira (Breb.) Grun.	
Anomoeonis rhetica	
Asterionella sp.	
Aulacoseira alpigena (Grun.) Krammer	
Aulacoseira distans (Ehr.) Simonsen	
Aulacoseira distans var. nivalis (W.Sm.) Haworth	
Aulacoseira pfaffiana (Reinsch) Krammer	
Aulacoseira italica (Ehr.) Simonsen	
Aulacoseira sp.	
Caloneis bacillum (Grun.) Cl.	
Caloneis molaris (Grun.) Krammer	
Caloneis silicula (Ehr.) Cl.	
Caloneis silicula var. truncatula	
Cocconeis pediculus Ehr.	
Cocconeis placentula var. euglypta Ehr.	
Cyclotella meneghiniana Kütz.	
Cyclotella sp.	
Cyclotella sp. (small)	
Cymbella affinis Kütz.	
Cymbella alpina	
Cymbella aspera	

Cymbella cesatii
Cymbella cuspidata
Cymbella delicatula
Cymbella descripta (Hust.) Krammer & Lange-Bertalot
Cymbella gaeumannii Meister
Cymbella gracilis (Ehr.) Kütz.
Cymbella hebridica (Grun.) Cl.
Cymbella helvetica Kütz
Cymbella minuta Hilse
Cymbella naviculiformis Auerswald
Cymbella obtusa
Cymbella perpusilla
Cymbella silesiaca Bleisch
Cymbella sinuata Greg.
Cymbella subaequalis Grun.
Cymbella turgida
Cymbella ventricossa
Denticula crassula Kütz.
Denticula tenuis
Diatoma ehrenbergii Kütz.
Diatoma hiemale+A112 (Roth) Heiberg
Diatoma hiemale var. mesodon (Ehr.) Kütz.
Diatoma tenuis Agardh
Didymosphenia geminata (Lyngbye) M. Schmidt
Diploneis ovalis
Diploneis ovalis var. oblongella
Eunotia arcus Ehr.
Eunotia bedentula
Eunotia bigibba
Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills
Eunotiacyrcumborealis Lange-Bertalot & Norpel
Eunotia diodon Ehr.
Eunotia diodon Ehr.(sensu lato)
Eunotia exiqua (Breb.) Rabenh.
Eunotia fallax A. Cl.
Eunotia glacialis Meister
Eunotia implicata Norpel et al.
Eunotia monodon
Eunotia pectinalis (Dillwyn) Rabenh.
Eunotia praerupta Ehr.
Eunotia praerupta sensu lato
Eunotia praerupta bigibba sippen
Eunotia praerupta var. inflata
Eunotia praerupta var. bidens
Eunotia rhomboidea
Eunotia subarcuatoides Alles, Nörpel & L.-B.
Eunotia sudetica
Eunotia tenella
Eunotia valida
Eunotia side view
Fragilaria arcus (Ehr.) Cl.
Fragilaria bicapitata Mayer

Fragilaria brevistriata Grun.
Fragilaria brevistriata var. inflata
Fragilaria capucina Desmazieres
Fragilaria capucina var. amphicephla (Grun.) Lange-Bertalot
Fragilaria - var. austriaca (Grun.) Lange- Bertalot
Fragilaria - var. gracilis (Oestrup) Hust.
Fragilaria - var. perminuta Grun.
Fragilaria - var. rumpens
Fragilaria - var. vaucheriae (Kütz.) L.-Bertalot
Fragilaria construens var. venter (Ehr.) Grun.
Fragilaria exigua Grun.
Fragilaria famelica (Kütz.) Lange-Bertalot
Fragilaria intermedia
Fragilaria parasitica (W. Sm.) Grun.
Fragilaria pinnata Ehr.
Fragilaria pinnata var. lancettula
Fragilaria virescens Ralfs
Fragilaria virescens var. capitata
Fragilaria sp.
Frustulia rhomboides (Ehr.) De Toni
Frustulia rhomboides var. saxonica (Rabenh.) De Toni
Frustulia rhomboides var. crassinervia (Breb.) Ross
Gomphonema angustatum (Kütz.) Rabh.
Gomphonema acuminatum
Gomphonema acuminatum var. brebissonii
Gomphonema constrictum
Gomphonema intricatum
Gomphonema intricatum var. pumila
Gomphonema lanceolata
Gomphonema longiceps var. montana
Gomphonema longiceps var. subclavata
Gomphonema gracile Ehr.
Gomphonema olivaceum Ehr.
Gomphonema parvulum (Kütz.) Kütz.
Gomphonema parvulum var. micropus
Gomphonema side view
Gomphonema sp.
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grun.
Melosira distans
Melosira distans var. pfaffiana
Melosira distans var. helvetica
Melosira distans var. alpigena
Melosira granulata var. angustissima
Melosira italica var. valida
Melosira italica var. subarctica
Melosira roeseana
Meridion circulare (Greville) Ag.
Navicula atomus (Kütz.) Grun.
Navicula begeri
Navicula bryophila
Navicula bryophila var. lapponica
Navicula capitatoradiata Germain

Navicula contenta GruNavicula
Navicula contenta var. biceps
Navicula contenta var. parallela
Navicula cocconeiformis
Navicula cincta (Ehr.) Ralfs
Navicula cryptocephala Kütz.
Navicula cryptocephala var. intermedia
Navicula cryptotenella L.-Bertalot
Navicula detenta
Navicula digitulus Hustedt
Navicula falaisiensis
Navicula fluens
Navicula gallica var. perpusilla (GruNavicula) Lange-Bertalot
Navicula gibbula
Navicula goeppertiana (Bleisch) H. L. Smith
Navicula gregaria Donkin
Navicula impexa
Navicula krasskei Hust.
Navicula lanceolata (Ag.) Ehrenb.
Navicula levanderi Hust.
Navicula mediocris Krasske
Navicula medioconvexa
Navicula minima GruNavicula
Navicula minuscula
Navicula mutica v. nivalis (Ehr.) Hust.
Navicula mutica v. lanceolata
Navicula mutica
Navicula muralis
Navicula nivalis
Navicula paramutica
Navicula pelliculosa
Navicula perpusilla
Navicula pupula Kütz.
Navicula pupula fo. capitata
Navicula protracta
Navicula protracta fo. elliptica
Navicula protracta fo. subcapitata
Navicula pseudoscutiformis
Navicula pseudobryophila
Navicula pseudoventralis
Navicula radiosa
Navicula rotaeana
Navicula rhynchocephala Kütz.
Navicula schmassmannii Hust.
Navicula schönfeldii
Navicula soehrensii
Navicula soehrensii Krasske var. hassiaca (Krasske) Lange-B.
Navicula seminulum GruNavicula
Navicula similis
Navicula cf. splendicula
Navicula strömii
Navicula submolesta Hust.

Navicula subrotundata
Navicula subtilissima
Navicula subminuscule Manguin
Navicula suchlandti
Navicula tenerrima
Navicula tripunctata (O.F. Muller) Bory
Naviculavariostrata Krasske
Navicula veneta Kütz.
Navicula spp.
Neidium affine (Ehr.) Pfitzer
Neidium affine var. longiceps (Greg.) Cl.
Neidium alpinum Hust.
Neidium bisulcatum (Lagerst.) Cl.
Neidium frustulum (Kütz.) GrunNeidium
Neidium iridis (Ehr.) Cl.
Neidium septentrionale Cleve-Euler
Neidium affine var. longiceps
Neidium sp.
Neidium bisulcatum
Neidium dubium
Neidium iridis
Neidium iridis fo. vernalis
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.
Nitzschia hantzschiana Rabenhorst
Nitzschia perminuta (Grun.) M. Peragallo
Nitzschia sinuata
Nitzschia linearis
Nitzschia fonticula
Nitzschia sublinearis Hust.
Nitzschia sp.
Orthoseira roeseana (Rabh.) O'Meara
Pinnularia appendiculata (Ag.) Cl.
Pinnularia borealis Ehr.
Pinnularia borealis var. lanceolata
Pinnularia braunii var. amphicephala
Pinnularia episcopalis
Pinnularia divergentissima
Pinnularia ignobilis (Krasske) Cleve-Euler
Pinnularia gibba Ehr.
Pinnularia gracillima
Pinnularia interrupta W. Sm.
Pinnularia interrupta var. minutissima
Pinnularia lapponica
Pinnularia lapponica var. alpina
Pinnularia lapponica var. constricta
Pinnularia microstauron (Ehr.) Cl.
Pinnularia microstauron var. brebissonii
Pinnularia molaris (Grun.) Krammer
Pinnularia obscura Krasske
Pinnularia obscura var. constricta
Pinnularia subcapitata Greg.
Pinnularia subcapitata fo. diminuta

Pinnularia subcapitata var. hilseana
Pinnulariasudetica (Hilse) Peragallo
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehr.
Pinnularia viridis var. intermedia
Pinnularia sp.(fragment)
Rhoicosphenia abbreviata (Ag.) Lange-Bertalot
Stauroneis agrestis Petersen
Stauroneis alpina
Stauroneis anceps Ehr.
Stauroneis anceps fo. gracilis
Stauroneis anceps fo. linearis
Stauroneis sp.
Stauroneis thermicola
Stauroneis gracillima
Stauroneis densestriata
Stauroneis acuta
Stephanodiscus alpinus Hust.
Stephanodiscus astraea var. minutula
Surirella minuta Breb.
Surirella spp.
Surirella linearis
Surirella tenuis
Surirella spiralis
Surirella delicatissima
Surirella roba Leclercq
Surirella terricola Lange-Bertalot
Synedra ulna
Synedra amphicephala
Synedra amphicephala var. austriaca
Synedra rumpens
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.
Tetracyclus rupestris
Arten Fluss
Achnanthes biasolettiana Grun.
Achnanthes bioretti Germain
Achnanthes curtissima Carter
Achnanthes delicatula (Kütz.) Grun.
Achnanthes helvetica (Hust.) Lange-Bertalot
Achnanthes helvetica var. minor Flower & Jones
Achnanthes lanceolata (Breb.) Grun.
Achnanthes laterostrata Hust.
Achnanthes marginulata Grun.
Achnanthes minutissima Kütz.
Achnanthes subatomoides Lange-Bertalot& Archibald
Achnanthes scotica Flower and Jones
Achnanthes sp.
Amphora ovalis (Kütz) Kütz
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.
Anomoeonis brachysira (Breb.) Grun.
Asterionella sp.
Aulacoseira alpigena (Grun.) Krammer

Aulacoseira distans (Ehr.) Simonsen
Aulacoseira distans var.nivalis (W.Sm.) Haworth
Aulacoseira italica (Ehr.) Simonsen
Aulacoseira sp.
Caloneis bacillum (Grun.) Cl.
Caloneis molaris (Grun.) Krammer
Caloneis silicula (Ehr.) Cl.
Cocconeis placentula var. euglypta Ehr.
Cyclotella meneghiniana Kütz.
Cyclotella sp.
Cyclotella sp. (small)
Cymbella affinis Kütz.
Cymbella descripta (Hust.) Krammer & Lange-Bertalot
Cymbella gaeumannii Meister
Cymbella gracilis (Ehr.) Kütz.
Cymbella hebridica (Grun.) Cl.
Cymbella helvetica Kütz
Cymbella minuta Hilse
Cymbella naviculiformis Auerswald
Cymbella silesiaca Bleisch
Cymbella sinuata Greg.
Cymbella subaequalis Grun.
Denticula crassula Kütz.
Diatoma ehrenbergii Kütz.
Diatoma hiemale+A112 (Roth) Heiberg
Diatoma hiemale var. mesodon (Ehr.) Kütz.
Diatoma tenuis Agardh
Didymosphenia geminata (Lyngbye) M. Schmidt
Eunotia arcus Ehr.
Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills
Eunotiacyrcumborealis Lange-Bertalot & Norpel
Eunotia diodon Ehr.
Eunotia diodon Ehr.(sensu lato)
Eunotia exiqua (Breb.) Rabenh.
Eunotia fallax A. Cl.
Eunotia implicata Norpel et al.
Eunotia pectinalis (Dillwyn) Rabenh.
Eunotia praerupta Ehr.
Eunotia praerupta sensu lato
Eunotia praerupta bigibba sippen
Eunotia side view
Fragilaria arcus (Ehr.) Cl.
Fragilaria bicapitata Mayer
Fragilaria brevistriata Grun.
Fragilaria capucina Desmazieres
Fragilaria capucina var.amphicephla (Grun.) Lange-Bertalot
Fragilaria - var. austriaca (Grun.) Lange- Bertalot
Fragilaria - var. gracilis (Oestrup) Hust.
Fragilaria - var. perminuta Grun.
Fragilaria - var. rumpens
Fragilaria - var. vaucheriae (Kütz.) L.-Bertalot
Fragilaria construens var. venter (Ehr.) Grun.

Fragilaria exigua Grun.
Fragilaria famelica (Kütz.) Lange-Bertalot
Fragilaria parasitica (W. Sm.) Grun.
Fragilaria pinnata Ehr.
Fragilaria virescens Ralfs
Fragilaria sp.
Frustulia rhomboides (Ehr.) De Toni
Frustulia rhomboides var.saxonica (Rabenh.) De Toni
Frustulia rhomboides var. crassinervia (Breb.) Ross
Gomphonema angustatum (Kütz.) Rabh.
Gomphonema gracile Ehr.
Gomphonema olivaceum Ehr.
Gomphonema parvulum (Kütz.) Kütz.
Gomphonema side view
Gomphonema sp.
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grun.
Meridion circulare (Greville) Ag.
Navicula atomus (Kütz.) Grun.
Navicula capitatoradiata Germain
Navicula contenta Grun.
Navicula cincta (Ehr.) Ralfs
Navicula cryptocephala Kütz.
Navicula cryptotenella L.-Bertalot
Navicula gallica var. perpusilla (Grun.) Lange-Bertalot
Navicula goeppertiana (Bleisch) H. L. Smith
Navicula gregaria Donkin
Navicula krasskei Hust.
Navicula lanceolata (Ag.) Ehrenb.
Navicula levanderi Hust.
Navicula minima Grun.
Navicula mutica v. nivalis (Ehr.) Hust.
Navicula pupula Kütz.
Navicula rhynchocephala Kütz.
Navicula schmassmannii Hust.
Navicula soehrensii Krasske var. hassiaca (Krasske) Lange-B.
Navicula seminulum Grun.
Navicula cf. splendicula
Navicula submolesta Hust.
Navicula subminuscula Manguin
Navicula tripunctata (O.F. Muller) Bory
Naviculavariostrata Krasske
Navicula veneta Kütz.
Navicula spp.
Neidium affine (Ehr.) Pfitzer
Neidium affinae var. longiceps (Greg.) Cl.
Neidium alpinum Hust.
Neidium bisulcatum (Lagerst.) Cl.
Neidiumfrustulum (Kütz.) GruNeidium
Neidium iridis (Ehr.) Cl.
Neidium septentrionale Cleve-Euler
Neidium sp.
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.

Nitzschia hantzschiana Rabenhorst
Nitzschia perminuta (GruNitzschia) M. Peragallo
Nitzschia sublinearis Hust.
Nitzschia sp.
Orthoseira roeseana (Rabh.) O'Meara
Pinnularia appendiculata (Ag.) Cl.
Pinnularia borealis Ehr.
Pinnularia ignobilis (Krasske) Cleve-Euler
Pinnularia gibba Ehr.
Pinnularia interrupta W. Sm.
Pinnularia microstauron (Ehr.) Cl.
Pinnularia molaris (Grun.) Krammer
Pinnularia obscura Krasske
Pinnularia subcapitata Greg.
Pinnulariasudetica (Hilse) Peragallo
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehr.
Pinnularia sp.(fragment)
Rhoicosphenia abbreviata (Ag.) Lange-Bertalot
Stauroneis agrestis Petersen
Stauroneis anceps Ehr.
Stauroneis sp.
Stephanodiscus alpinus Hust.
Surirella minuta Breb.
Surirella spp.
Surirella roba Leclercq
Surirella terricola Lange-Bertalot
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.
Arten See
Achnanthes affinis
Achnanthes austriaca
Achnanthes austriaca var. helvetica
Achnanthes curtissima Carter
Achnanthes flexella
Achnanthes helvetica (Hust.) Lange-Bertalot
Achnanthes helvetica var. minor Flower & Jones
Achnanthes lapidosa
Achnanthes lapponica
Achnanthes levanderi var. helvetica
Achnanthes linearis var. pusilla
Achnanthes marginulata Grun.
Achnanthes minutissima Kütz.
Achnanthes scotica Flower and Jones
Achnanthes subatomoides Lange-Bertalot& Archibald
Achnanthes subexigua
Achnanthes trinodes
A: helvetica var. alpina Flower and Jones
Achnanthes daonensis Lange-Bertalot
Achnanthes grischuna Wuthrich
Amphora ovalis (Kütz) Kütz
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.
Anomoeonis brachysira (Breb.) Grun.

Anomoeonis rhetica
Aulacoseira alpigena (Grun.) Krammer
Aulacoseira paffiana (Reinsch) Krammer
Caloneis gracilis (Ehr.) Kütz.
Caloneis hebridica (Grun.) Cl.
Caloneis minuta Hilse
Caloneis naviculiformis Auerswald
Caloneis silicula (Ehr.) Cl.
Caloneis silicula var. truncatula
Caloneis bacillum (Grun.) Cl.
Cocconeis placentula var. euglypta Ehr.
Cymbella gaeumannii Meister
Cymbella affinis Kütz.
Cymbella alpina
Cymbella aspera
Cymbella cesatii
Cymbella cuspidata
Cymbella delicatula
Cymbella obtusa
Cymbella perpusilla
Cymbella turgida
Cymbella ventricossa
Denticula hiemale+A112 (Roth) Heiberg
Denticula tenuis
Diatoma hiemale var. mesodon (Ehr.) Kütz.
Diploneis ovalis
Diploneis ovalis var. oblongella
Eunotia bedentula
Eunotia bigibba
Eunotia exiqua (Breb.) Rabenh.
Eunotia fallax A. Cl.
Eunotia glacialis Meister
Eunotia monodon
Eunotia pectinalis (Dillwyn) Rabenh.
Eunotia praerupta Ehr.
Eunotia praerupta var. bidens
Eunotia praerupta var. inflata
Eunotia rhomboidea
Eunotia subarcuatoides Alles, Nörpel & L.-B.
Eunotia sudetica
Eunotia tenella
Eunotia valida
Eunotia arcus Ehr.
Fragilaria capucina Desmazieres
Fragilaria - var. gracilis (Oestrup) Hust.
Fragilaria - var. vaucheriae (Kütz.) L.-Bertalot
Fragilaria brevistriata Grun.
Fragilaria brevistriata var. inflata
Fragilaria construens var. venter (Ehr.) Grun.
Fragilaria exigua Grun.
Fragilaria intermedia
Fragilaria pinnata Ehr.

<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>lancettula</i>
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>capitata</i>
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>micropus</i>
<i>Gomphonema acuminatum</i>
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i>
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.
<i>Gomphonema constrictum</i>
<i>Gomphonema intricatum</i>
<i>Gomphonema intricatum</i> var. <i>pumila</i>
<i>Gomphonema lanceolata</i>
<i>Gomphonema longiceps</i> var. <i>montana</i>
<i>Gomphonema longiceps</i> var. <i>subclavata</i>
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.
<i>Melosira distans</i>
<i>Melosira distans</i> var. <i>alpigena</i>
<i>Melosira distans</i> var. <i>helvetica</i>
<i>Melosira distans</i> var. <i>pfaffiana</i>
<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i>
<i>Melosira italica</i> var. <i>subarctica</i>
<i>Melosira italica</i> var. <i>valida</i>
<i>Melosira roeseana</i>
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Ag.
<i>Navicula cocconeiformis</i>
<i>Navicula contenta</i> Grun.
<i>Navicula contenta</i> var. <i>biceps</i>
<i>Navicula contenta</i> var. <i>parallela</i>
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>intermedia</i>
<i>Navicula digitulus</i> Hustedt
<i>Navicula hantzschiana</i> Rabenhorst
<i>Navicula krasskei</i> Hust.
<i>Navicula lanceolata</i> (Ag.) Ehrenb.
<i>Navicula levanderi</i> Hust.
<i>Navicula mediocris</i> Krasske
<i>Navicula minima</i> Grun.
<i>Navicula mutica</i>
<i>Navicula mutica</i> v. <i>lanceolata</i>
<i>Navicula perminuta</i> (Grun.) M. Peragallo
<i>Navicula pupula</i> fo. <i>capitata</i>
<i>Navicula pupula</i> Kütz.
<i>Navicula schmassmannii</i> Hust.
<i>Navicula submolesta</i> Hust.
<i>Navicula subrotundata</i>
<i>Navicula subtilissima</i>
<i>Navicula begeri</i>
<i>Navicula bryophila</i>
<i>Navicula bryophila</i> var. <i>lapponica</i>
<i>Navicula detenta</i>
<i>Navicula falaisiensis</i>
<i>Navicula fluens</i>

Navicula gibbula
Navicula impexa
Navicula medioconvexa
Navicula minuscula
Navicula muralis
Navicula nivalis
Navicula paramutica
Navicula pelliculosa
Navicula perpusilla
Navicula protracta
Navicula protracta fo. elliptica
Navicula protracta fo. subcapitata
Navicula pseudobryophila
Navicula pseudoscutiformis
Navicula pseudoventralis
Navicula radiosa
Navicula rotaeana
Navicula schönfeldii
Navicula similis
Navicula soehrensensis
Navicula strömii
Navicula suchlandti
Navicula tenerrima
Neidium affine var. longiceps
Neidium bisulcatum
Neidium dubium
Neidium iridis
Neidium iridis fo. vernalis
Nitzschia fonticula
Nitzschia linearis
Nitzschia sinuata
Pinnularia gibba Ehr.
Pinnularia gracillima
Pinnularia interrupta var. minutissima
Pinnularia interrupta W. Sm.
Pinnularia lapponica
Pinnularia lapponica var. alpina
Pinnularia lapponica var. constricta
Pinnularia molaris (Grun.) Krammer
Pinnularia obscura Krasske
Pinnularia obscura var. constricta
Pinnularia subcapitata fo. diminuta
Pinnularia subcapitata Greg.
Pinnularia subcapitata var. hilseana
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehr.
Pinnularia viridis var. intermedia
Pinnularia borealis Ehr.
Pinnularia borealis var. lanceolata
Pinnularia braunii var. amphicephala
Pinnularia divergentissima
Pinnularia episcopalis
Pinnularia microstauron (Ehr.) Cl.

Pinnularia microstauron var. brebissonii
Stauroneis acuta
Stauroneis agrestis Petersen
Stauroneis alpina
Stauroneis anceps Ehr.
Stauroneis anceps fo. gracilis
Stauroneis anceps fo. linearis
Stauroneis densestriata
Stauroneis gracillima
Stauroneis thermicola
Stephanodiscus astraea var. minutula
Surirella delicatissima
Surirella linearis
Surirella spiralis
Surirella tenuis
Synedra amphicephala
Synedra amphicephala var. austriaca
Synedra rumpens
Synedra ulna
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.
Tetracyclus rupestris
PLANKTON
Phytoplankton
Achnanthes (diatoms) (1)
Aphanothece
Asterionella
Ceratium
Chamaesiphon
Eurastrum
Navicula, Achnanthes
Cilata
Closterium
Cocconeis (diatoms)
Cosmarium
Cosmarium regnelli
Cryptomonas
Cyanobacteria
Cyano-filaments
Cyclotella
Cyclotella, Stephanodiscus,
Cymbella (Diatoms)
Diatoma elegans, Cyclotella,
Fragilaria
Fragilaria capucina
Fragilaria capucina, Asterionella
Fragilaria crotonensis
Gastropus (rotatoria)
Geminella
Geminella or Microspora
Gymnodinium
Hydrurus

Karatella
Karatella (rotatoria)
Kellicottia (rotatoria)
Keretella (rotatoria)
Mougeotia
Pediastrum
Peridinium
Polyarthra
<i>Polyarthra (rotatoria)</i>
Scenedesmus
<i>Schroederia</i>
Spirogyra
Staurasrum
Stephanodiscus
Tabellaria fenestrata
Tabellaria flocculosa
Ulotrichales
Zygnema
Zooplankton
Alonella
Bosmina
Cyclops
Daphnia
Ehippia
Macrothrix
Rotatoria
Makrozoobenthos
<i>Ephemeroptera</i>
Baetis alpina
Rithrogena sp.
<i>Plecoptera</i>
Allogamus cf uncatu
Nemurella pictetii
Perlodes intricatus
Leuctra sp.
Rhabdiopteryx sp.
<i>Turbellaria</i>
Crenobia alpina
<i>Diptera</i>
<i>SIMULIIDAE (Kriebelmücken)</i>
Prosimulium latimucro
Simulium variegatum
<i>CHIRONOMIDAE (Zuckmücken)</i>
(alphabetisch)
Corynoneura scutellata gr.
Corynoneura scutellata*

Cricotopus (I.) sylvestris gr.
Cricotopus spp.
Diamesa bertrami
Diamesa spp. (juv.)
Diamesa steinboeckii
Diamesa zernyi/cinerella gr.
Eukiefferiella fuldensis
Eukiefferiella lobifera
Eukiefferiella minor/fittkau
Eukiefferiella spp.
Heterotrissocladius marcidus
Limnophyes spp.
Micropsectra spp.
Orthocladius (E.) luteipes
Orthocladius (O.) dentifer
Orthocladius (O.) frigidus
Orthocladius spp.
Parametriocnemus stylatus
Paraphaenocladius pseudirritus s. str.
Paratanytarsus austriacus*
Paratanytarsus cf. austriacus
Parorthocladius nudipennis
Psectrocladius sordidellus
Pseudodiamesa branickii
Pseudodiamesa nivosa
Pseudokiefferiella parva
Rheocricotopus effusus
Tokunagaia rectangularis gr.
Tvetenia calvescens
Zavreliomyia cf. melanura
Zavreliomyia melanura*
nach Familien
TANYPODINAE
Zavreliomyia melanura*
Zavreliomyia cf. melanura
DIAMESINAE
Diamesa steinboeckii
Diamesa zernyi/cinerella gr.
Diamesa spp. (juv.)
Pseudodiamesa branickii
Pseudodiamesa nivosa
Pseudokiefferiella parva
Diamesa bertrami
ORTHOCLADIINAE
Corynoneura scutellata*
Corynoneura scutellata gr.
Cricotopus (I.) sylvestris gr.
Cricotopus spp.
Eukiefferiella spp.

Eukiefferiella lobifera
Eukiefferiella minor/fittkau
Heterotrissocladius marcidus
Limnophyes spp.
Orthocladius (O.) dentifer
Orthocladius (E.) luteipes
Orthocladius (O.) frigidus
Orthocladius spp.
Parametriocnemus stylatus
Parorthocladius nudipennis
Paraphaenocladius pseudirritus s. str.
Psectrocladius sordidellus
Rheocricotopus effusus
Tokunagaia rectangularis gr.
Tvetenia calvescens
CHIRONOMINAE - TANYTARSINI
Micropsectra spp.
Paratanytarsus austriacus*
Paratanytarsus cf. austriacus
Arten See (nach Familien)
TANYPODINAE
Zavreliomyia melanura*
Zavreliomyia cf. melanura
DIAMESINAE
Diamesa steinboeckii
Diamesa zernyi/cinerella gr.
Diamesa spp. (juv.)
Pseudodiamesa branickii
Pseudodiamesa nivosa
Pseudokiefferiella parva
ORTHOCLADIINAE
Corynoneura scutellata*
Corynoneura scutellata gr.
Cricotopus (I.) sylvestris gr.
Cricotopus spp.
Eukiefferiella spp.
Heterotrissocladius marcidus
Orthocladius (O.) dentifer
Parametriocnemus stylatus
Paraphaenocladius pseudirritus s. str.
Psectrocladius sordidellus
CHIRONOMINAE - TANYTARSINI
Paratanytarsus austriacus*
Paratanytarsus cf. austriacus

Arten Fluss (nach Familien)
TANYPODINAE
Zavrelimyia melanura
DIAMESINAE
Diamesa bertrami
Diamesa latitarsis gr.
Diamesa steinboeckii
Diamesa zernyi/cinerella gr.
Pseudodiamesa branickii
Pseudodiamesa nivosa
Pseudokiefferiella parva
ORTHOCLADIINAE
Corynoneura scutellata*
Corynoneura scutellata gr.
Eukiefferiella lobifera
Eukiefferiella minor/fittkaui
Tokunagaia rectangularis gr.
Eukiefferiella spp.
Heterotrissocladius marcidus
Limnophyes spp.
Orthocladius (E.) luteipes
Orthocladius (O.) frigidus
Orthocladius spp.
Parametriocnemus stylatus
Parorthocladius nudipennis
Rheocricotopus effusus
Tvetenia calvescens
CHIRONOMINAE - TANYTARSINI
Micropsectra spp.

Appendix C: Aufnahmeblätter

Aufnahmeblatt der im Feld zu messenden Parameter

Wasserchemismus

Probenahmestellen		Zu messende Parameter							Algen				
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung	Wasser probe 1 L	pH	Gelöster Sauerstoff (DO)	Leitfähigkeit	Temperatur	Trübung	Lichtdurch- lässigkeit	Anzahl Quadrat	Anzahl Proben	Max. Tiefe	Netzdurch- messer	pH, DO pro 0.5 m Schritt
1	Abfluss Lai Dragon												
2	Zufluss Lai da la Mezza Glüna												
3	Abfluss Lai da la Mezza Glüna												
4	Zufluss Lai d'Immez Seite Mezza Glüna												
5	Oberhalb Sura												
6	Zufluss Lai Sura												
7	Abfluss Lai Sura												
8	Zufluss Lai d'Immez Seite Sura												
9	Abfluss Lai d'Immez												
10	Zeznina												
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung	Wasser probe 1 L	pH	Gelöster Sauerstoff (DO)	Leitfähigkeit	Temperatur	Trübung	Lichtdurch- lässigkeit	Anzahl Quadrat	Anzahl Proben	Max. Tiefe	Netzdurch- messer	pH, DO pro 0.5 m Schritt
M 1	Lai d'Immez												
M 2	Lai Sura												
M 3	Lai Dragon												
M 4	Lai da la Mezza Glüna												
M 6													
M 8													
M 10													
M 13													
M 19													
M 21													
M 22													
M 23													
Abfluss Lai d'Immez		Abflussmenge:	Zeit	Leitfähigkeit									

Probenahmestellen		Wasserchemismus											Algen	Inverte- braten			
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung	NO ₂ -N mg/l	NO ₂ -N + NO ₃ -N mg/l	DN mg/l	PN mg/l	PO ₄ -P µg/l	DP µg/l	PP µg/l	SiO ₂ mg/l	SO ₄ mg/l	Cl ⁻ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Na ⁺ mg/l	AFDM g / m2	AFDM g / m2
1	Ausfluss Lai Dragon																
2	Einfluss Lai da la Mezza Glüna																
3	Ausfluss Lai da la Mezza Glüna																
4	Einfluss Lai d'Immez Seite Mezza Glüna																
5	Oberhalb Sura																
6	Einfluss Lai Sura																
7	Ausfluss Lai Sura																
8	Einfluss Lai d'Immez Seite Sura																
9	Ausfluss Lai d'Immez																
10	Zeznina																
																	Artenliste separat

		Wasserchemismus											Plankton				
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung	NO ₂ -N mg/l	NO ₂ -N + NO ₃ -N mg/l	DN mg/l	PN mg/l	PO ₄ -P µg/l	DP µg/l	PP µg/l	SiO ₂ mg/l	SO ₄ mg/l	Cl ⁻ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Na ⁺ mg/l	Zoo #	Phyto #
M 1	Lai d'Immez																
M 2	Lai Sura																
M 3	Lai Dragon																
M 4	Lai da la Mezza Glüna																
M 6																	
M 8																	
M 10																	
M 13																	
M 19																	
M 21																	
M 22																	
M 23																	
																	Artenliste separat

Alle 5 Jahre		SiO ₂ mg/l	SO ₄ mg/l	Cl ⁻ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Na ⁺ mg/l		
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung									
1	Ausfluss Lai Dragon									
2	Einfluss Lai da la Mezza Glüna									
3	Ausfluss Lai da la Mezza Glüna									
4	Einfluss Lai d'Immez Seite Mezza Glüna									
5	Oberhalb Sura									
6	Einfluss Lai Sura									
7	Ausfluss Lai Sura									
8	Einfluss Lai d'Immez Seite Sura									
9	Ausfluss Lai d'Immez									
10	Zeznina									
Nummer (vgl. Karte)	Bezeichnung									
M 1	Lai d'Immez									
M 2	Lai Sura									
M 3	Lai Dragon									
M 4	Lai da la Mezza Glüna									
M 6										
M 8										
M 10										
M 13										
M 19										
M 21										
M 22										
M 23										

Schwermetalle alle 5 - 7 Jahre