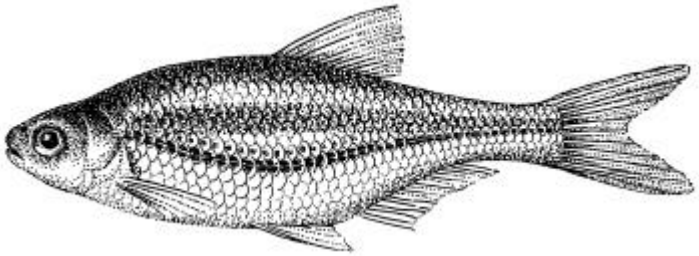
Vollzug Umwelt

MITTEILUNGEN ZUR FISCHEREI

NR. 62

Biologie, Gefährdung und Schutz des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Schweiz



Autoren: Martina Breitenstein & Arthur Kirchhofer
Gewässerökologie, Fischbiologie, Naturschutz
Murtenstrasse 52
3205 Gümmenen

m.breitenstein@bluewin.ch
a.kirchhofer@bluewin.ch

Titelbild: © Béatrice Gysin, Hinterkappelen

Bezugsquelle: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
Dokumentation
3003 Bern

Fax ++41 (0)31 324 02 16
E-Mail: docu@buwal.admin.ch
Internet: http://www.admin.ch/buwal/publikat/d

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG / RÉSUMÉ / RIASSUNTO

1. EINLEITUNG 1

2. SYSTEMATISCHE STELLUNG, WIRTSCHAFTLICHE BEDEUTUNG UND LOKALNAMEN 2
2.1. SYSTEMATIK 2
2.2. WIRTSCHAFTLICHE BEDEUTUNG UND LOKALNAMEN 3

3. MORPHOLOGISCHE MERKMALE 4

4. VERBREITUNG 5
4.1. VERBREITUNG WELTWEIT 5
4.2. VERBREITUNG IN DER SCHWEIZ EINST UND HEUTE 6

5. BIOLOGIE UND ÖKOLOGIE 8
5.1. HABITAT 8
Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe 8
Substrat und Gewässerstrukturen 10
Wasserqualität 11
5.2. ERNÄHRUNG 12
5.3. FORTPFLANZUNG UND ENTWICKLUNG 14
Laichen in freier Wildbahn 15
Laichen unter künstlichen Bedingungen im Labor, Entwicklung der Eier 16
Larvalentwicklung 17
Wachstum und Alter 18
Längen-Gewichts-Beziehung 20
5.4. POPULATIONSDYNAMIK 21
5.5. SCHWARM- UND WANDERVERHALTEN 22
Altersstruktur der Schneiderschwärme 22
Wanderverhalten 23
5.6. ARTENGEMEINSCHAFT 25

6. GEFÄHRDUNG UND MASSNAHMEN ZUM SCHUTZ 26
6.1. GEFÄHRDUNGSSITUATION IN EUROPA UND IN DER SCHWEIZ 26
6.2. MASSNAHMEN ZUM SCHUTZ DES SCHNEIDERS 27
Habitatsveränderungen 28
Geschiebehaushalt 31
Wasserqualität 32
Hydrologische Verhältnisse 32
Fischereiliche Bewirtschaftung 33
Wahrnehmung des Schneiders in der Öffentlichkeit 34

7. AUSBLICK 35

8. LITERATUR 36

9. ANHANG 40
Historische Verbreitung in der Schweiz 40
Aktuelle Verbreitung ab 1980 42

Zusammenfassung

Der Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), der seinen Namen der markanten, dunkel gesäumten Seitenlinie zu verdanken hat, gehört zu den als gefährdet eingestuften Fischarten der Schweiz. Da dieser kleine Cyprinide wirtschaftlich nicht von grossem Interesse ist, fehlten bis vor kurzem umfassende Kenntnisse zu seiner Biologie.

Das Verbreitungsgebiet des Schneiders ist auf die Binnengewässer Eurasiens beschränkt, in welchen bis heute insgesamt ein Dutzend Unterarten bekannt sind. In der Schweiz ist er nur in den Gewässern nördlich der Alpen heimisch. Mit Groppe (*Cottus gobio*), Barbe (*Barbus barbus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Alet (*Leuciscus cephalus*) als häufigste Begleitarten, besiedelt er die untere Forellen-, Äschen- und Barbenregion unserer Flüsse. Früher war er jedoch in fast allen Fliessgewässern, gemäss einzelnen Autoren auch in kleineren Bächen, anzutreffen.

Im Alter von 2 Jahren werden die Schneider geschlechtsreif. Während einer Fortpflanzungsperiode (Juni – August, bei Temperaturen von 14 bis 24 °C) kann ein Weibchen im Abstand von wenigen Wochen mehrmals laichen. Die klebrigen Eier werden tief in das Interstitial des kiesigen Flussgrundes abgegeben. Nach ca. 110-120 Tagesgrade schlüpfen die Dottersacklarven. In Europa sind Alter bis zu 9 Jahren bekannt, in der Schweiz war der bisher älteste untersuchte Schneider fünfjährig.

Die Habitatspräferenzen sind je nach Jahreszeit und Entwicklungsstadium verschieden. Larven besiedeln seichte, strömungsarme Abschnitte der Fliessgewässer; ältere Individuen hingegen leben in Schwärmen, die aus mehreren Altersklassen bestehenden, und sind eher in tieferen Bereichen, z.T. mit starker Strömung, anzutreffen. Strukturreichtum (Totholz, Wurzeln, Steinblöcke, usw.) mit entsprechender Strömungsvielfalt und Tiefenvariabilität sind für alle Stadien von grosser Bedeutung. Durch Kompensations- und Laichwanderungen können die Schneider in grösserer Zahl neue Gebiete erschliessen.

Die Ernährung des Schneiders besteht hauptsächlich aus sich im Wasser entwickelnden Insektenlarven (Zweiflügler, Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) und Kleinkrebsen. In geringerem Masse werden auch Algen und Detritus gefressen. Bei adulten Schneidern bildet im Sommerhalbjahr der Anflug einen beträchtlichen Bestandteil der Nahrung.

Als hauptsächliche Gefährdungsursachen in der Schweiz sind Habitatsveränderungen (Verbauungen, Verlust an Fliessstrecken usw.) und Wanderhindernisse aufzuführen. Weiter können schlechte Wasserqualität, sowie erhöhte Prädation durch zu hohe Raubfischbestände zu einer Verminderung der Schneiderpopulationen führen. Im Gegensatz zu anderen gefährdeten rheophilen Arten erholten sich während der letzten Jahre die Schneiderbestände in gewissen Regionen der Schweiz. Das Potential des Schneiders in Bezug auf die Bestandeserholung liegt in seiner Fortpflanzungsstrategie (bereits im Alter von zwei Jahren geschlechtsreif, gestaffeltes Laichen) und der Möglichkeit, durch Migration neue Lebensräume zu besiedeln.

Résumé

Le spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) appartient aux espèces piscicoles menacées en Suisse. Comme il s'agit d'une petite espèce qui ne présente aucun intérêt sur le plan économique, sa biologie n'a fait l'objet d'investigations poussées que récemment.

La distribution du spirlin est limitée aux eaux continentales de l'Eurasie où une douzaine de sous-espèces sont connues aujourd'hui. En Suisse, l'espèce est confinée sur le versant Nord des Alpes; elle colonise les cours d'eau appartenant à la zone inférieure à truite, à ombre et à barbeau. Ses principales espèces accompagnatrices sont le chabot (*Cottus gobio*), le barbeau (*Barbus barbus*), la truite de rivière (*Salmo trutta fario*) et le chevaine (*Leuciscus cephalus*). A l'époque, la présence du spirlin était signalée dans quasiment tous les cours d'eau ainsi que, selon certains auteurs, dans de petites rivières.

Le spirlin atteint sa maturité sexuelle à l'âge de 2 ans. Pendant la période de reproduction (juin à août; températures de 14 à 24 °C), une femelle peut frayer à plusieurs reprises dans un laps de temps de quelques semaines. Les œufs sont enfouis dans les interstices du substrat graveleux. Les larves éclosent après une incubation de 110-120 degrés-jours. En Europe, des individus âgés de 9 ans ont été signalés; en Suisse, les individus les plus âgés capturés jusqu'à aujourd'hui atteignent 5 ans.

Les préférences écologiques de l'espèce varient dans l'année et en fonction du stade de développement. Les larves affectionnent les tronçons peu profonds et peu turbulents des cours d'eau; les individus plus âgés forment des bancs constitués de plusieurs classes d'âge et se rassemblent dans des zones plus profondes, parfois exposées à un fort courant. La structure du milieu (bois mort, racines, blocs, etc.) ainsi que la variabilité du courant et de la profondeur est déterminante pour tous les stades de développement. Grâce aux migrations compensatoires ou liées à l'activité de la reproduction, les spirlins peuvent coloniser en grand nombre de nouveaux milieux.

Le régime alimentaire du spirlin se compose essentiellement de larves d'insectes aquatiques (diptères, éphémères, plécoptères, trichoptères) ainsi que de petits crustacés. Accessoirement, algues et détritus sont également ingérés. En été, les apports exogènes (organismes qui tombent dans l'eau) constituent une partie importante de l'alimentation des adultes.

Toute modification de l'habitat (aménagement, perte de tronçons à écoulement libre, etc.) ainsi que les obstacles à la migration constituent les menaces les plus sérieuses pour l'espèce en Suisse. Par ailleurs, une qualité précaire des eaux ainsi qu'une forte prédation (présence de prédateurs piscicoles) sont susceptibles de réduire considérablement les effectifs. En revanche et contrairement à la majorité des espèces rhéophiles, les populations de spirlin se sont bien reconstituées dans certaines régions. Le potentiel de colonisation du spirlin réside surtout dans sa stratégie de reproduction (sexuellement mature déjà à partir de 2 ans; plusieurs épisodes de fraie) ainsi que la possibilité de coloniser de nouveaux habitats par migration.

Riassunto

L'alburno di fiume (*Alburnoides bipunctatus*) appartiene alle specie ittiche minacciate in Svizzera. Dato che questo piccolo Ciprinide non è molto interessante sul piano economico, fino a poco tempo fa non si disponeva di conoscenze approfondite relative alla sua biologia.

L'area di diffusione dell'alburno è limitata alle acque continentali dell'Eurasia dove finora sono note in tutto una dozzina di sottospecie. In Svizzera, la specie è diffusa solo a nord delle Alpi; colonizza i corsi d'acqua appartenenti alla zona delle trote, dei temoli e dei barbi. Le principali specie accompagnatrici sono lo scazzone (*Cottus gobio*), il barbo (*Barbus barbus*), la trota (*Salmo trutta fario*) e il cavedano (*Leuciscus cephalus*). Un tempo, la presenza dell'alburno era segnalata praticamente in tutti i corsi d'acqua e, secondo alcuni autori, anche nei piccoli ruscelli.

L'alburno raggiunge la maturità sessuale all'età di 2 anni. Durante il periodo della riproduzione (da giugno ad agosto; temperature da 14 a 24 °C), una femmina può deporre le uova più volte, a distanza di poche settimane. Le uova vengono deposte nella zona interstiziale del sostrato ghiaioso. Le larve compaiono dopo un'incubazione di 110-120 giorni/gradi. In Europa, sono stati segnalati individui di 9 anni; in Svizzera, il più vecchio individuo catturato finora aveva 5 anni.

Gli habitat preferiti variano in funzione della stagione e dello stadio di sviluppo. Le larve popolano tratti poco profondi e quasi del tutto privi di correnti dei corsi d'acqua; gli individui più vecchi formano branchi costituiti da più classi d'età che si riuniscono nelle zone più profonde e a volte esposte a forti correnti. L'ambiente riccamente strutturato (legno morto, radici, blocchi di pietra, ecc.) nonché la variabilità delle correnti e della profondità sono determinanti per tutti gli stadi dello sviluppo. Grazie alle migrazioni compensatrici o legate dell'attività di riproduzione, gli alburni possono colonizzare in grande numero nuovi ambienti.

Il regime alimentare dell'alburno è composto essenzialmente di larve d'insetti acquatici (ditteri, effimere, plecotteri e tricotteri) e piccoli crostacei. In misura minore vengono ingeriti anche alghe e detriti. D'estate, gli apporti esogeni (organismi che cadono in acqua) costituiscono una parte importante dell'alimentazione degli adulti.

Ogni modifica dell'habitat (opere di protezione, perdita di tratti a scorrimento libero, ecc.) e gli ostacoli alla migrazione costituiscono le minacce più serie per la specie in Svizzera. Inoltre, una qualità precaria delle acque, oltre a una forte attività predatoria (presenza di pesci predatori) possono ridurre in modo notevole gli effettivi di alburno. Contrariamente ad altre specie reofile minacciate, negli ultimi anni le popolazioni di alburno si sono riprese bene in alcune regioni della Svizzera. Il potenziale di riproduzione dell'alburno va ricercato nella sua strategia di riproduzione (maturità sessuale già a due anni, vari periodi di fregola) e nella possibilità di popolare nuovi habitat grazie alla migrazione.

1. Einleitung

Noch im letzten Jahrhundert konnte eine ausgedehnte Verbreitung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in ganz Zentral- und Mitteleuropa verzeichnet werden. In der Schweiz war er in den meisten kleineren und grösseren Gewässern in relativ grosser Abundanz vorhanden (FATIO 1882). Seit Mitte dieses Jahrhunderts gilt dieser kleine Cyprinide jedoch in den meisten Gewässern Europas als stark gefährdet bis vom Aussterben bedroht (LELEK 1987, HERZIG-STRASCHIL 1991). In der Schweiz wird er als gefährdet eingestuft (VBGF 1993, KIRCHHOFER et al.1994, KIRCHHOFER 1997).

Die möglichen Ursachen für diese markante Bestandesabnahme sind mannigfaltig. Hervorgerufen durch eine wachsende Bevölkerung, starken ökonomischen Druck und die Verfügbarkeit technischer Hilfsmittel, fanden Veränderungen der Gewässerstruktur und des Abflussregimes durch den Gewässerausbau statt (Kanalisierungen, Ufersicherungen, Bau von Stauwehren). Die Durchgängigkeit der Flüsse war nach dem Bau von unüberwindbaren Wehren für Fische nicht mehr gewährleistet und Fliessstrecken wurden selten. Verunreinigungen durch Abwässer aus Haushalt, Gewerbe, Industrie und Landwirtschaft wirkten sich negativ auf die Wasserqualität aus. Viele wertvolle Lebensräume empfindlicher Organismen, zu denen auch die Fische gehören, wurden zerstört.

In ganz Europa sind vor allem die rheophilen Fische der Äschen- und Barbenregion stark gefährdet (LELEK 1996), denn die dort vorkommenden Cypriniden und Thymalliden stellen spezifische Ansprüche an die Strukturvielfalt des Flusslaufes, bevorzugen eine angemessene Strömung und die Vernetzung mit Nebengewässern und Überflutungszonen (SCHIEMER 1988). Mit dem Bau von Fischpässen seit Anfang dieses Jahrhunderts und durch Renaturierungen in jüngerer Zeit, wird versucht den Tieren verlorene Lebensräume wieder zurückzugeben.
Für kommerziell unbedeutende Fischarten - welche jedoch in der Nahrungskette der kommerziell wichtigen Arten und fischfressenden Vögel eine wichtige Rolle spielen - fehlen oft Kenntnisse, welche eine Grundlage für ein erfolgreiches Schutzmanagement bilden würden. Informationen in bezug auf die Regulationsmechanismen ihrer Populationen, ihre räumliche Organisation, ihre Habitatsansprüche und ihr Wanderverhalten sind deshalb von besonderem Interesse
Im Gegensatz zu anderen gefährdeten oder bedrohten Cypriniden, ist es dem Schneider in gewissen Gebieten der Schweiz gelungen, sich wieder zu etablieren und zu recht ansehnlichen Beständen heranzuwachsen. Sein mögliches Erholungspotential liegt hauptsächlich in der Reproduktionsstrategie, der Habitatswahl, der Populationsstruktur und dem Migrationsverhalten.
Dieses Heft soll einen Einblick in die Lebensweise und Ansprüche des Schneiders geben, sowie Ansätze zu dessen Schutz bieten. Als Grundlage diente die an der Universität Bern verfasste Diplomarbeit "Altersstruktur, Wachstum, Wanderverhalten und Ontogenese des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Aare" (BREITENSTEIN 1997), welche durch Einbeziehen von Erkenntnissen und Daten anderer Untersuchungen ergänzt wurde.

2. Systematische Stellung, wirtschaftliche Bedeutung und Lokalnamen

2.1. Systematik

Der Schneider gehört der in der Schweiz weit verbreiteten Familie der Karpfenartigen (Cyprinidae) an. Er wurde im Laufe der Zeit verschiedenen Gattungen zugeteilt: Ursprünglich teilte ihn sein Erstbeschreiber MARCUS ELIESER BLOCH (1782) der Gattung *Cyprinus* zu, HECKEL & KNER (1858) der Gattung *Alburnus*, bis schlussendlich durch JEITTELES (1861) eine eigene Gattung *Alburnoides* definiert wurde. Jedoch herrschte unter den Taxonomen weiterhin Uneinigkeit, beschreibt doch der Schweizer Forscher FATIO (1882) den Schneider als *Spirlinus bipunctatus*.

In Europa wurden verschiedene Unterarten beschrieben (Tab. 1), wobei sich diese Untersuchungen nicht auf genetische, sondern vor allem auf meristische Merkmale stützen, wie zum Beispiel Anzahl Strahlen der Analflosse, Schlundzähne oder Schuppen entlang der Seitenlinie. Da jedoch bekannt ist, dass morphologische Merkmale je nach Höhenlage und Umweltbedingungen variieren können, sind diese Unterarten zum Teil zu Recht sehr umstritten.

Tabelle 1: Beschriebene Unterarten des Schneiders (*A. bipunctatus*).

Unterart	**Autor (Jahr)**	**Einzugsgebiet/Verbreitung**
A. bipunctatus bipunctatus	BLOCH (1782)	Westeuropa, Donaubecken
A. bipunctatus fasciatus *(=Asp. fasciatus (Nordman 1840) gem.Kottelat 1997)*	NORDMAN (1840)	Ohrid-See, Drin, Krim, Westkaukasien, Zuflüsse des Schwarzen Meeres
A. bipunctatus fasciatus natio eichwaldi *(= Alb. Eichwaldii gem. Kottelat 1997)*	FILIPPI (1863)	Ost-Transkaukasien, Süd-Dagestan, Nord-Persien, Transkaspien, Turkestan
A. bipunctatus rossicus	BERG (1924)	Wolga-Einzugsgebiet, Dnjester, Dnjepr, Don, Bug, Kama
A. bipunctatus var. prespensis	KARAMAN (1924)	Prespa-See und Zuflüsse (Griechenland, Mazedonien)
A. bipunctatus var. smyrnaea	PELLEGRIN (1927)	Meles (Türkei)
A. bipunctatus ohridanus	KARAMAN (1928)	Ohrid-See, Drin, Skutari-See (Mazedonien)
A. bipunctatus rossicus natio kubanicus	BERG (1932)	Kuban
A. bipunctatus tzanevi	CHICHKOFF (1934)	Kamtsche, Weleka, Riesova (Bulgarien)
A. bipunctatus strymonicus	CHICHKOFF (1940)	Maritsa-Einzugsgebiet, Mesta, Struma (Bulgarien), Strymon bis Nestos (Griechenland)
A. bipunctatus var. thessalicus	STEPHANIDIS (1950)	Strymon bis Nestos (Griechenland)
A. bipunctatus armeniensis	DADIKYAN (1972)	Arpa, Vorotan, Vedi, Marmarik, Kasakh Araks (Armenien)

2.2. Wirtschaftliche Bedeutung und Lokalnamen

Hat heute der Schneider, ausser als Köderfisch und Beute für Raubfische, keinen grossen wirtschaftlichen Nutzen, wurde zu Gessner's Zeit in Zürich aus diesem Fisch eine Art Sulze hergestellt (HOFER 1911) und auch als Backfisch war er von gutem Geschmack (RÜHMER 1952). In Solothurn wurde der "Yscherig" zusammen mit anderen Kleinfischen (Groppen, Butzli, Grundeln) Ende des 16. Jahrhunderts zu drei Batzen das Mass gehandelt (VON LIEBENAU 1897).

Wir finden in der Schweiz eine grosse Anzahl verschiedener Lokalnamen vor. Schon Gessner schrieb in seinem 1670 veröffentlichten "Historiae Animalium" von der "schuppigen Elritze, welche im Volksmund Bambele genannt wird". Die verwendeten Lokalnamen führten jedoch häufig zu Verwechslungen, da Doppelbenennungen für kleine Cypriniden nicht selten waren (vor allem mit Elritze, Strömer und Laube). So waren im deutschsprachigen Raum der Schweiz Namen wie Bambeli, Bämmeli, Bringgli (Zürich, Thurgau, Walensee), Bachbummeli, -bumbeli (Zug, Glarus), Bambele, Aertzeli (Zentralschweiz), Breitischerli (Bern), Plattischerli, Breiteli (Aargau), Breiterli, Zwergrotschwänzli (Muri), Blingge, Bliecke, Wissfischli (Basel), Breitschniderli (St. Gallen) anzutreffen. In der Romandie findet man neben dem heute gebräuchlichen "spirlin", Namen wie platet (Genf), baroche (Waadt), barré oder platton (Neuenburg, Freiburg). In Frankreich werden zusätzlich die Namen religieuse, lignette, lurette, mesaigne, ablette grise, louvotte und ablette de courant verwendet. In Deutschland und in Österreich sind unter anderem weitere Namen wie Flusslaube, Aalbandblecke, Schusslaube, Kleinweisserl, Gestreifte Laub, Stocklaugle, Stronze und Weisserl geläufig.

3. Morphologische Merkmale

Seinen deutschen Namen hat der Schneider der charakteristisch oben und unten dunkel eingefassten, stark nach unten gebogenen Seitenlinie (Abb. 1) zu verdanken, welche an eine Textilnaht erinnert. Auch im lateinischen Artnamen *A. bipunctatus* kommt dieses markante Merkmal durch den Term *bipunctatus* (zwei Punkte) zum Ausdruck.

Foto: Breitenstein

Abbildung 1: Schneider (*A. bipunctatus*).

Die Grundfärbung des seitlich abgeflachten Körpers ist silbern, der Rücken ist bräunlich-oliv. Besonders zur Paarungszeit ist eine dunkelviolette Längsbinde vom Kiemendeckel bis zur Schwanzwurzel erkennbar und die Flossenansätze (ausgenommen Schwanz- und Rückenflosse) sind intensiv orangerot gefärbt. Diesem dunkelvioletten Pigmentstreifen hat der Schneider in Deutschland wohl auch den Namen "gestreifte Laube" zu verdanken (DEMOLL 1941). Die Körperlänge beträgt meist 10-12 cm, maximal 16 cm. Der Mund ist endständig mit fast horizontaler Mundspalte und die Afterflosse beginnt hinter der Rückenflosse. Die Anzahl Flossenstrahlen beträgt: Rückenflosse 10-11, Afterflosse 18-20, Brustflosse 15, Bauchflosse 9-10 und Schwanzflosse 19. Die Anzahl Schuppen entlang der Seitenlinie beläuft sich auf 44-54 und die Schlundzahnformel lautet 2.5-5.2.

Eine Geschlechtsbestimmung aufgrund äusserlicher Merkmale ist sehr schwierig bis undurchführbar. Einige Autoren beschreiben, dass die Männchen längere Brustflossen besitzen und weniger hochrückig sind als die Weibchen (PAPADOPOL & CRISTOFOR 1980, ETESSAMI 1982), auch sind die Weibchen grösser und schwerer als die Männchen gleichen Alters.

4. Verbreitung

4.1. Verbreitung weltweit

Die Verbreitung des Schneiders beschränkt sich auf Eurasien. Er wird als pontischer Einwanderer bezeichnet (HANKO 1932), der sein Hauptverbreitungsgebiet im östlichen Donaueinzugsgebiet findet (Abb.2). Ursprünglich war der Schneider von den Binnengewässern Frankreichs bis weit in den Osten verbreitet, südlich der Alpen und westlich der Pyrenäen fehlte er seit jeher (LELEK & BUHSE 1992).

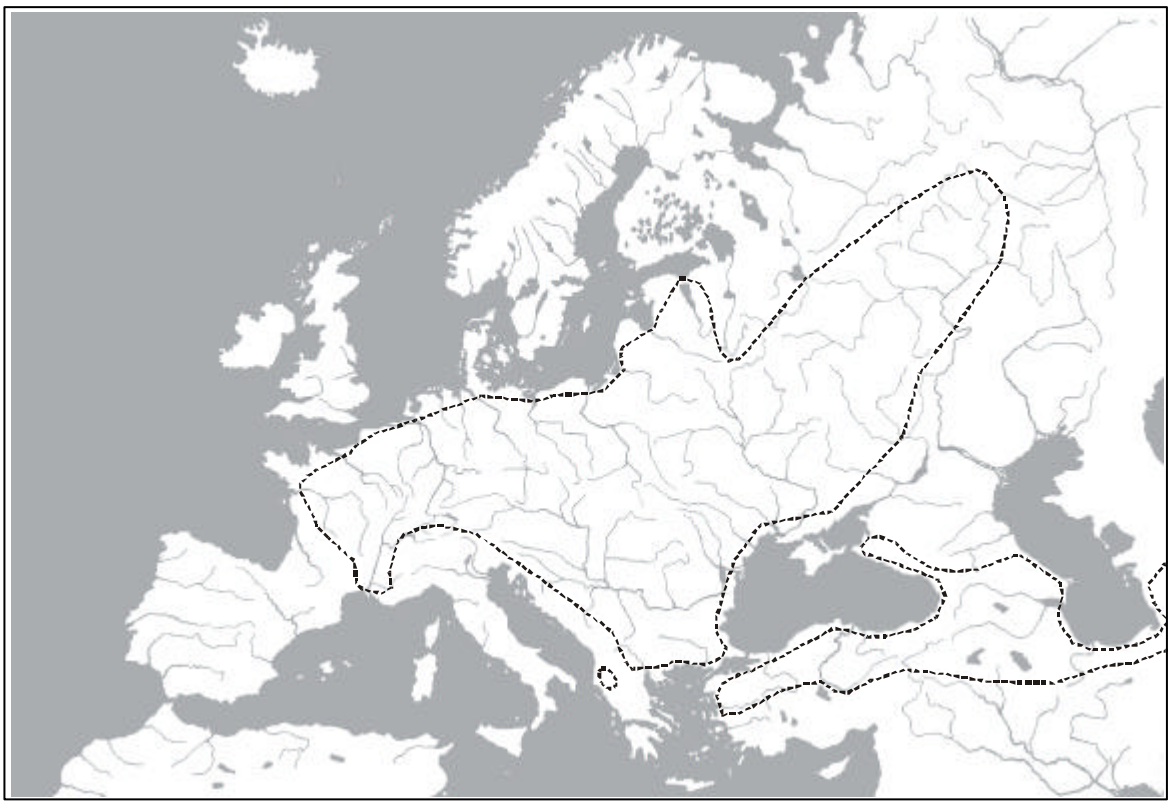


Abbildung 2: Verbreitungsgebiet des Schneiders (nach LELEK 1987, abgeändert).

In den Bächen der Forellenregion kann er bis über 500 müM. steigen (TÖNSMEIER 1989), doch sein typischer Lebensraum ist die Äschen- und Barbenregion (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989). In Armenien weist er gar ein Vorkommen bis auf 2100 müM. auf (DADIKYAN 1972).

In ganz Europa wurde in den letzten Jahrzehnten eine starke Abnahme der Schneiderbestände festgestellt: zum Beispiel wurde er selten in den Rheinzuflüssen, verschwand im Main und wurde sehr selten im Hauptstrom der Donau (LELEK 1987). Die Fundorte im Rhein beschränken sich auf die Einmündung der Birs und auf das Vorkommen im Hoch- und Restrhein (LELEK & BUHSE 1992). Ein grosses aktuelles Schneidervorkommen kann das Donaueinzugsgebiet verzeichnen, Rhein- und Elbegebiet wiesen schon immer ein kleineres Vorkommen auf.

Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass er sich in einigen Gewässern Europas, in denen er stark bedroht oder vom Aussterben bedroht war, wieder zu erholen scheint und in diesen vermehrt Einzelexemplare oder kleinere Trupps angetroffen werden können (BERG et al. 1989).

4.2. Verbreitung in der Schweiz einst und heute

Wie historischen Quellen zu entnehmen ist, beschränkte sich die Verbreitung des Schneiders zu Beginn dieses Jahrhunderts auf das Einzugsgebiet des Rheins und wenige Vorkommen in demjenigen der Rhône (Abb.3 oben). ASPER (1890) beschreibt das Fehlen des Schneiders oberhalb des Rheinfalles, hingegen erwähnt KLUNZINGER (1892) die Besiedelung zahlreicher deutscher Bodenseezuflüsse. Schon damals wurde beobachtet, dass der rheophile (strömungsliebende) Schneider auch vereinzelt in Seen vorkommt, wobei er sich dort hauptsächlich in den Mündungsbereichen der Zuflüsse aufhält (HOFER 1911).

Die obere Verbreitungsgrenze des Schneiders wird auf etwa 700 m beziffert und nur selten steigt er die Gewässer höher hinauf (STEINMANN 1948). Zwei Einzelfunde im Kanton Graubünden auf über 1700 müM. im Jahre 1985 zeigen, dass irrtümlich dort eingesetzte Schneider (Köderfische) wohl in kälteren Bergseen überleben könnten. In den letzten zehn Jahren wurden im Engadin jedoch keine Vorkommen mehr beobachtet (pers. Mitt. A. Klukker FA-GR).

Die aktuelle Verbreitung des Schneiders (Abb. 3 unten) zeigt, dass sich der gefährdete Kleinfisch vor allem im Rhein-Einzugsgebiet vielerorts wieder etablieren konnte. Speziell in der Ostschweiz (Thur) sind viele Standorte des Schneiders zu verzeichnen, jedoch auch in der Aare und in einigen derer Zuflüsse ist er an zahlreichen Orten vertreten. Im Gegensatz zu früher sind heute auch im Alpenrhein mehrere Standorte bekannt. Ob diese Tatsachen als erfreuliche Ausbreitung des Schneiders in gewissen Regionen der Schweiz gedeutet werden kann, oder ob dies den methodisch weniger umfassenden Untersuchungen des letzten Jahrhunderts zugeschrieben werden muss, bleibt vorläufig offen.

Frühere Vorkommen oberhalb des Neuenburgersees, in Brienzer- und Thunersee, in Saane, Emme, Linth und Walensee konnten bis heute nicht mehr nachgewiesen werden.

Im Rhône-Einzugsgebiet wurden in jüngerer Zeit zusätzlich einzelne Vorkommen im Doubs beobachtet, diejenigen in den Genfersee-Zuflüssen wurden jedoch nicht mehr bestätigt.

In den Einzugsgebieten von Po und Donau ist er bis heute - mit Ausnahme von Einzelfunden im Kanton Graubünden (vgl. oben) - nicht vertreten.

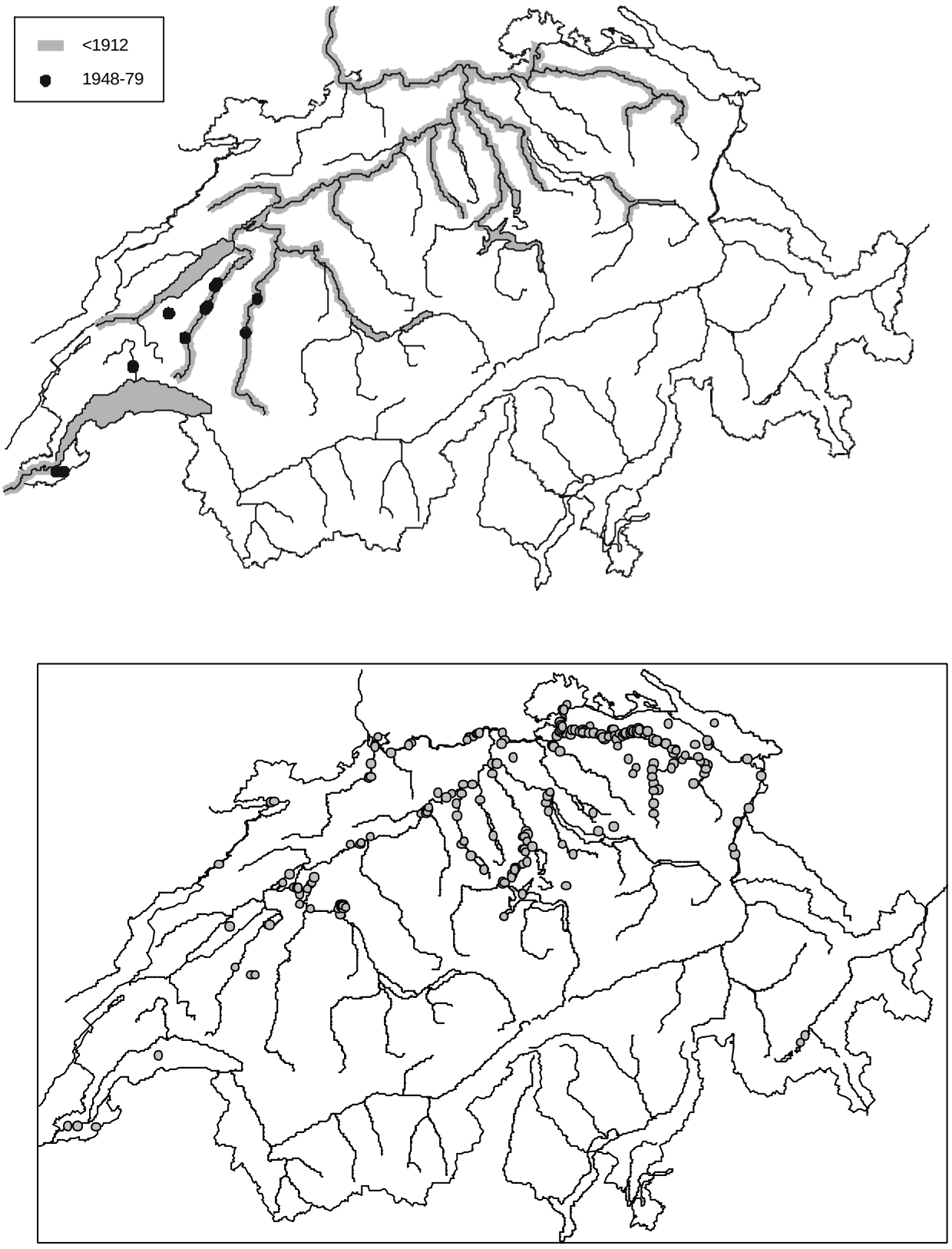


Abbildung 3: Historische (oben) und aktuelle Verbreitung des Schneiders (*A. bipunctatus*) in der Schweiz.

5. Biologie und Ökologie

5.1. Habitat

Wie bereits aufgrund der Verbreitungsdaten ersichtlich, ist der Schneider sowohl in Fliessgewässern, wie auch vereinzelt in stehenden Gewässern heimisch. Im letzten Jahrhundert war er noch in Gewässern aller Grössen anzutreffen (FATIO 1882). Er meidet kalte Gebirgsbäche, ist in kleineren Flüssen mit Gefälle grösser als 8‰ nicht anzutreffen und findet seine maximale Ausbreitung in der unteren Forellen- bis oberen Barbenregion mit Gefällen von 1.5 bis 4‰). Stimmen Gewässermorphologie und Sauerstoffverhältnisse, so könnte der Schneider - wie dies in Polen der Fall ist - die Flüsse der ganzen Länge entlang besiedeln (SKORA 1972).
Die Habitatsansprüche sind je nach Entwicklungsstadium und Jahreszeit sehr unterschiedlich: Hält sich der Schneider während der grössten Aktivität im Sommerhalbjahr öfters im freien Wasser auf, so ist er im Winter eher in geschützten Unterständen im Uferbereich und an tieferen Stellen anzutreffen (ETESSAMI 1982).

Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe

Als Vertreter der rheophilen Fischarten, kann man die adulten Schneider oft an Stellen mit einer mässigen bis starken Strömung beobachten. So berichtet KERESZTESSY (1996) von Schneidern in ungarischen Gewässern, welche Streckenabschnitte mit einem Strömungsspektrum von 0.8-1.5 m/s besiedeln. Vor allem im Übergangsbereich zwischen lenitischen und lotischen Stellen - d.h. in Bereichen in welchen sich die starke, turbulente Strömung beruhigt, z.B. hinter in der Strömung liegenden Steinformationen oder Totholz - sind oftmals grössere Schwärme anzutreffen. Dort vollführen sie ein charakteristisches Wechselspiel zwischen Schwimmen in Strömung und Strömungsschatten.
Eine wichtige Rolle kann der Strömung bei der Nahrungsaufnahme und bei den Fortpflanzungsritualen zugeschrieben werden (siehe Kap. 5.2). Entgegen der verbreiteten Annahme, dass sich Schneider bevorzugt in starker Strömung aufhalten (GLECHNER et al. 1993, LELEK 1987), beobachtete man diese häufig in Streckenabschnitten mit kleineren und mittleren Fliessgeschwindigkeiten (SALADIN 1998, ULMANN 1998) und MESSMER & LEHMANN (1994) berichten über bevorzugte Aufenthaltsorte der Schneider in der Suhre (LU), welche Fliessgeschwindigkeiten von lediglich 0.2 m/s aufweisen.
Auch ist bekannt, dass sich der Schneider im Uferbereich von Seen (PEDROLI et al. 1991, LADIGES & VOGT 1979) und nach Besatz auch in sauerstoffreichen, stehenden, in sich abgeschlossenen Gewässern entwickeln kann, z.B. in einem Giessenlauf im Berner Seeland (mündl. Mitteilung J. Ramseier, Fischereiaufseher BE).

Während der Larvalentwicklung sind strömungsarme, seichte Zonen des Fliessgewässers für die jungen Fische unerlässlich, um nicht abgedriftet zu werden. Die grösseren Individuen finden wir dann zunehmend in Regionen mit stärkerer Strömung (SALADIN 1998). Dieselbe Beobachtung wurde in verschiedenen Abschnitten der Töss gemacht (ULMANN 1998, Abb. 4).

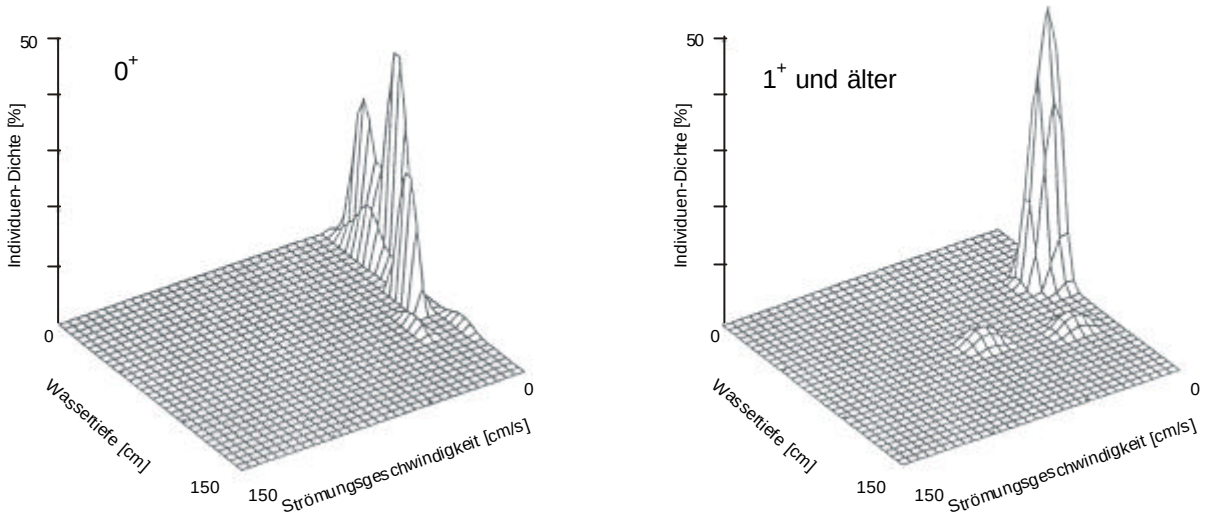


Abbildung 4: Aufenthaltsorte der 0^+- (links) und der älteren Schneider (rechts) in der Töss in Abhängigkeit von Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe (ULMANN 1998, abgeändert).

Eigene Beobachtungen zeigten, dass sich die Schneiderlarven bevorzugt in den seichteren Uferregionen aufhalten, wo sie sich in den frühen Lebensstadien zwischen den Kies- und Gesteinsbrocken in eher strömungsarmen Bereichen bewegen. Nach dem Erlangen der vollen Schwimmfähigkeit besiedeln ältere Individuen zusätzlich auch die tiefen Bereiche des Flusses. Auch SALADIN (1998) beobachtete grössere Schneider häufiger in tiefem Wasser, näher über der Gewässersohle als kleinere Artgenossen (Abb.5). Vor allem im offenen Wasser ohne Strukturen suchen sie relativ tiefe Standorte auf, um so die Strömungseinwirkung zu vermindern. Aussagen über generelle Präferenzen für die vertikale Besiedlung der Wassertiefe durch die Schneider sind schwierig zu machen, denn diese sind je nach Gewässer auch vom Gesamtfischbestand (Habitatskonkurrenz, Feindvermeidung) und anderen Faktoren abhängig. So besiedeln die Schneider in einem österreichischen Niederungsbach mit Maximaltiefen bis 45 cm vornehmlich die mittleren Wasserschichten (15-25 cm), die tieferen Schichten wurden vor allem durch Bachforellen und Alet besetzt (KAINZ & GOLLMANN 1990). Nach OLIVA (1953) nutzt der Schneider nicht allzu tiefe Stellen im Oberlauf der Äschenregion. Dort besiedelt er mittlere Wasserschichten und solche nahe dem Boden. HOFER (1911) berichtet, dass jüngere Exemplare mit Vorliebe ca. 20 cm unter dem Wasserspiegel schwimmen, grössere bis auf die Gewässersohle.

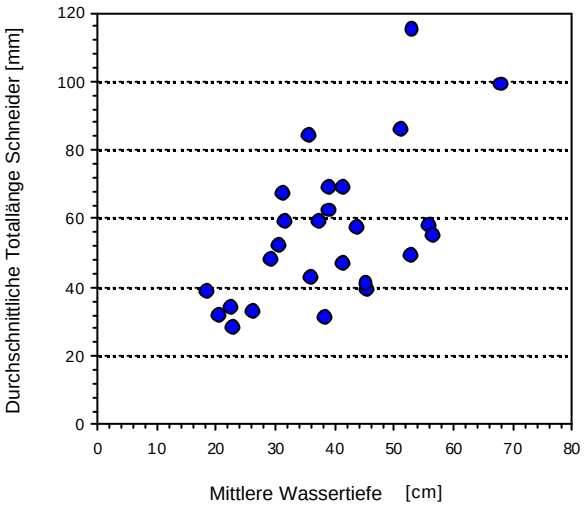


Abbildung 5: Durchschnittliche Länge der Schneider an einem Standort und Mittelwert der Tiefe des Standortes (SALADIN 1998).

Substrat und Gewässerstrukturen

Die Substratpräferenzen des Schneiders differieren je nach Autor und Untersuchungsgewässer: So zeigten die adulten Schneider in einer Untersuchung in der Suhre (MESSMER & LEHMANN 1994) eine Präferenz der Substratgrössen von 0.07-8 mm. Ähnliche Ergebnisse lieferten Untersuchungen in Polen (SKORA 1972), welche kiesige oder sandige Streckenabschnitte als von Schneidern bevorzugt angeben. SALADIN (1998) und LELEK (1987) geben hingegen Ufer mit grossen Steinen (64-250 mm) sowie steinigen oder felsigen Untergrund als bevorzugtes Substrat an.
Unabhängig vom Gewässer, kann angenommen werden, dass vor allem natürlich gestaltete, strukturreiche Streckenabschnitte mit vielfältigen Gesteinsformationen und Totholz (Abb. 6 und 7) von den Schneidern besonders bevorzugt werden (GLECHNER et al. 1993, KIRCHHOFER 1995, SALADIN 1998). So stellte auch JUNGWIRTH (1981) den Schneider in einem österreichischen Voralpenfluss nur in natürlichen Untersuchungsstrecken fest.

Foto: Breitenstein

Abbildung 6: Schneiderhabitat in der Aare bei Bern mit unterschiedlichen Substratgrössen.

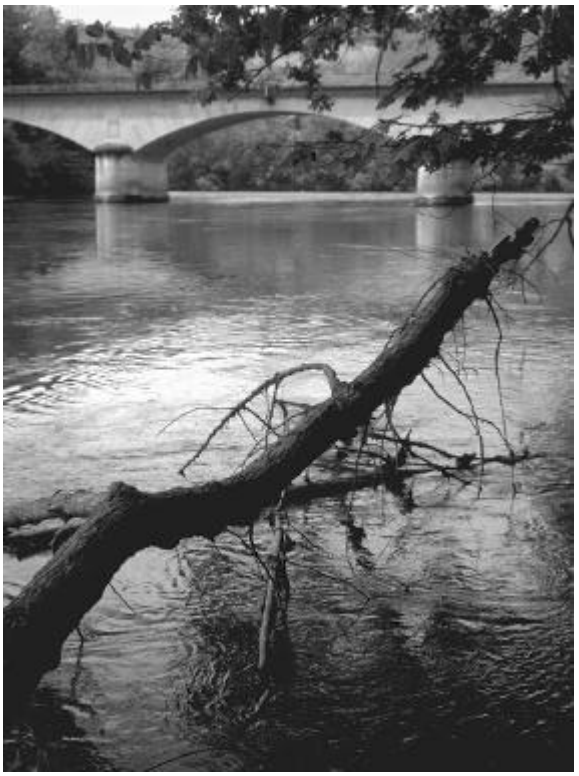


Foto: Kirchhofer

Abbildung 7: Totholz im Uferbereich als idealer Unterstand für den Schneider.

Vor allem für das Aufkommen der Larven sind strömungsarme Regionen unerlässlich, wie kleine Buchten, Steine und ins Wasser hineinragende Wurzeln oder Totholzformationen.
Der Untersuchung von Beziehungen zwischen Wasserpflanzen und dem Vorkommen des Schneiders wurde bis jetzt nur wenig Beachtung geschenkt oder der Bewuchs mit Wasserpflanzen für den Schneider als unwichtig eingestuft (LELEK & BUHSE 1992). Es zeigte sich jedoch, dass Streckenabschnitte mit starkem Algenbelag (als Zeichen stärkerer Eutrophierung), vom Schneider gemieden werden (SALADIN 1998) und dass ein dauerhaftes Vorkommen des Schneiders nur in einem Flussbett ohne starken Algenbelag möglich ist (LELEK & BUHSE 1992).

Wasserqualität

In Tabelle 2 sind einige Daten zur Wasserqualität in grösseren Schneidergewässern der Schweiz aus dem Jahre 1996 zusammengestellt. Daraus ist zu ersehen, dass der Schneider bis zu Maximaltemperaturen von 24 °C und minimalem Sauerstoffgehalt von 7 mg/l noch vorkommen kann. Über Extremwerte in kleineren Gewässern liegen nur Daten zur Temperatur vor. Diese zeigen, dass der Schneider Maximaltemperaturen bis zu 27°C (Limmat bei Baden 1994) noch erträgt. Dabei gilt es allerdings zu beachten, dass die Fische bei hohen Temperaturen in grösseren Gewässern eher Möglichkeiten finden, an tiefere Stellen mit Eintritt von kühlerem Grundwasser auszuweichen, um kritische Stunden zu überleben.

Tabelle 2: Angaben zur Wasserqualität 1996 in ausgewählten Fliessgewässern mit Schneidervorkommen (LANDESHYDROLOGIE UND–GEOLOGIE 1997). Die Werte in Kolonnen mit *) bezeichnen die Gewässergüteklassen nach EDI (1982): 1 = unbelastet, 2 = schwach belastet, 3 = stark belastet, 4 = sehr stark belastet.

Gewässer	Temperatur (°C) Mittel	min.-max.	Sauerstoff (mg/l) Mittel	min.-max.	Orthophosphat *)	Nitratstickstoff *)	DOC *)
Rhein-Diepoldsau (Alpenrhein)	8.1	1-16	11.3	8.5-13.7	1	1 (-2)	2 (-3)
Thur-Andelfingen	9.9	1-24	10.9	7-18.5	3 (-4)	3	3 (-4)
Rhein-Rekingen (Hochrhein)	11.2	2.5-22	11.3	8-14.5	1 (-2)	2	3
Rhein-Weil (BS)	12	4-22	10.6	8-13.5	1 (-2)	2	3 (-4)
Aare-Hagneck	11.6	4-21	9.4	7.5-13.5	1	2	3 (-4)
Aare-Brugg	11.5	3.8-21	10.1	7.5-13.5	1 (-2)	2 (-3)	2 (-3)
Rhône-Chancy (GE)	11.5	4.9-21	11.2	9-13.7	2 (-3)	1	2 (-3)

An die Wasserqualität stellt der Schneider recht hohe Ansprüche: Es werden nur unverschmutzte und mit Sauerstoff gut versorgte Flussabschnitte besiedelt. Deshalb dient er auch vielerorts als Indikator für sauberes Wasser. Unsere Erhebungen zeigen aber dass er auch in recht stark belasteten Gewässern, wie z.B. der Thur, noch in grösserer Zahl vorkommen kann. Weiter ist belegt, dass die Art selbst im organisch ziemlich stark verschmutzten Dnjester vorkommt (KORTE et al. 1997), wobei dort der grossen Strukturvielfalt eine höhere Selbstreinigungskraft zugeschrieben wird, als in strukturarmen Flüssen. Untersuchungen der Einflüsse von Insektiziden und Herbiziden im Wasser zeigten zudem eine signifikante Abnahme der mitotischen Aktivität im Nieren-Epithel und Veränderungen im Erbgut des Schneiders (SOFRADIZIJA et al. 1980).

5.2. Ernährung

Die Nahrungsaufnahme erfolgt beim Schneider gegen die Strömung schwimmend nach driftenden Objekten jagend, am Boden im Substrat wühlend oder an der Wasseroberfläche nach Anflug schnappend. Je nach Angebot der im Gewässer vorkommenden Organismen ernährt er sich unterschiedlich.

Bei den Adulten machten in sämtlichen vorgefundenen Untersuchungen die Zweiflügler (Diptera), vor allem die Familien der Zuckmücken (Chironomidae) und Kriebelmücken (Simuliidae), einen grossen Bestandteil der Nahrung aus. In Untersuchungen des "Karpatischen Flussystems" (SKORA 1972) wurde in den Schneidermägen nebst tierischen Organismen ein sehr grosser Anteil an (Aufwuchs)-Algen gefunden, wohingegen Untersuchungen in der Thur keine solchen an den Tag brachten. Nebst einer geringen Menge von Detritus und zufällig gefressenen Makrophytenbestandteilen werden auch weitere Wirbellose wie Kleinkrebse (Crustacea) oder im Wasser lebende Insektenlarven gefressen (Abb. 8).

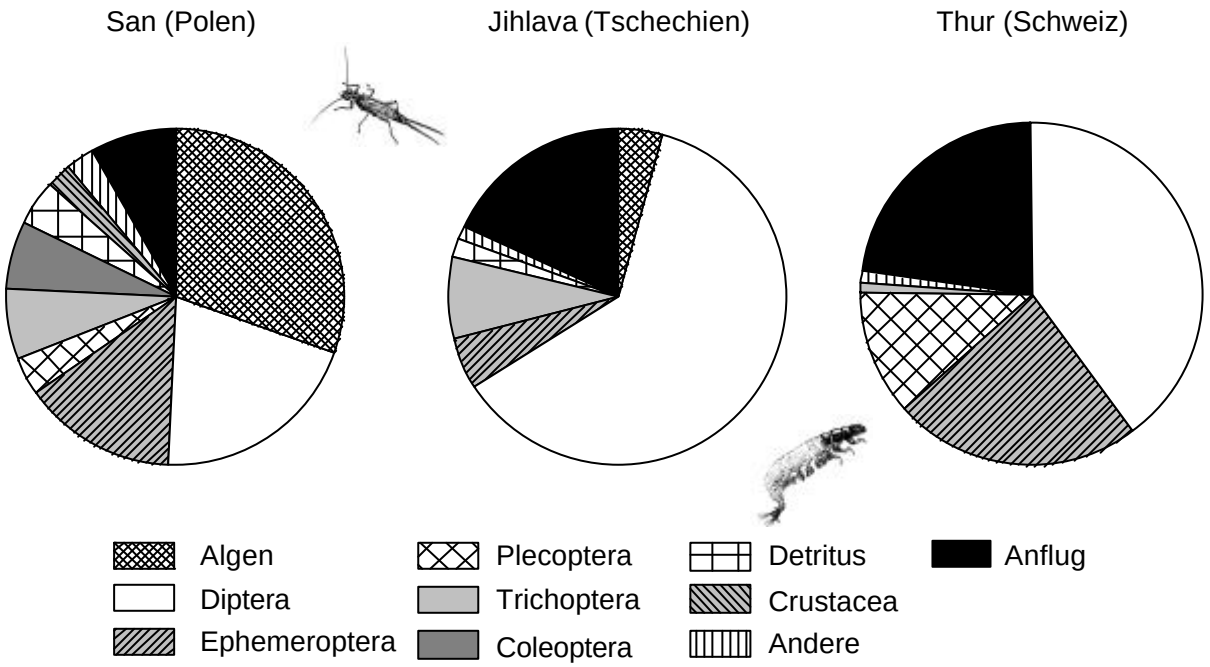


Abbildung 8: Aufgrund der Mageninhalte analysierte Nahrungszusammensetzung der Schneider in Fliessgewässern Polens (Daten von Mai und August/September gepoolt, n = 304, SKORA 1972), Tschechiens (n = 66, LOSOS et al. 1980) und der Schweiz (Daten von Juli bis September gepoolt, N = 29 REY & ORTLEPP 1992).

Auch terrestrische Drift wie Fragmente von Blättern der Ufervegetation und ins Wasser gefallene Insekten wie Ameisen oder Anflug verschmähen sie nicht (SKORA 1972, PELZ 1986). HOFER (1911) schildert den Schneider ausserdem als gelegentlichen Laichräuber, wobei dies bis heute nicht verifiziert werden konnte.

Über die Nahrungspräferenzen der Larven ist bis anhin nichts Genaues bekannt. PELZ (1986) berichtet, dass sie sich zunächst überwiegend von pflanzlicher Kost (Detritus und Algen) ernähren und erst später vermehrt auf tierische Nahrung umstellen.

Betrachten wir die Nahrungsaufnahme von Schneidern in der Thur im Zeitraum von Juli bis September, so ist ersichtlich, dass bedingt durch den längeren kräftigeren Körper, der Anteil an Anflugnahrung bei den adulten Schneidern merklich höher ist als bei den Juvenilen (Abb. 9). Interessant ist auch das Resultat vom September: Zu diesem Zeitpunkt der Untersuchung bildeten die Steinfliegen (Plecoptera) über die Hälfte der Nahrung der Juvenilen, wohingegen bei den Adulten vernachlässigbar wenige Steinfliegen in den Mägen gefunden wurden. Umgekehrt machten bei den Adulten die Eintagsfliegen über die Hälfte der aufgenommenen Nahrung auf, bei den Juvenilen war diese Tiergruppe nur sehr schwach vertreten. Diese Unterschiede können wahrscheinlich auf die jahreszeitlich variierende Grösse des Angebotes zurückgeführt werden (kleine Plecopterenlarven und grosse Trichopterenlarven im Herbst).

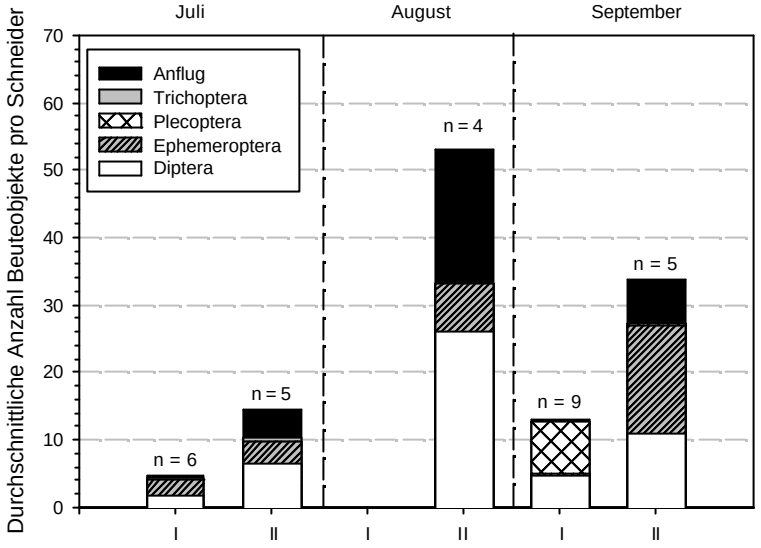


Abbildung 9: Durch Magenanalyse bestimmte Nahrungszusammensetzung von juvenilen (I) und adulten (II) Schneidern in der Thur (Die Rohdaten für diese Auswertung wurden freundlicherweise vom Büro Hydra, zur Verfügung.

5.3. Fortpflanzung und Entwicklung

Wie bei anderen Fischarten, ist auch beim Schneider während der Fortpflanzungszeit die Färbung der geschlechtsreifen Individuen (2+ und älter) intensiver und laut KABISCH (1974) sollen gelegentlich Kopf und Rücken relativ dicht mit kleinen weissen Hautwarzen (Laichperlen) bedeckt sein. Während diese bei den Männchen etwa ebenso häufig auch noch auf den Brustflossenstrahlen vorkommen, treten sie dort bei den Weibchen nur vereinzelt auf. Einen derartigen Laichausschlag konnten wir jedoch bei Schneidern aus der Aare und in den Zuchtaquarien nicht beobachten.

Die Fortpflanzungszeit des Schneiders wird in der Literatur von Mai bis Juni (MUUS & DAHLSTRÖM 1993, MANN 1996) angegeben. Aufgrund des Vorkommens noch nicht beschuppter Jungtiere (Larvalstadium L6) in unseren Winterabfischungen (Ende Januar), zeigt sich jedoch, dass die Fortpflanzungszeit weit länger dauern muss, als bisher angenommen.

Es ist nachgewiesen, dass der Schneider (wie auch Elritze, Laube und Bitterling) ein polyzyklisches Laichverhalten zeigt, das heisst die Produktion der Geschlechtsprodukte findet beim Individuum in verschiedenen Schüben statt. PAPADOPOL & CRISTOFOR (1980) berichten von einem sehr grossen Reproduktionspotential der Schneider in Rumänien. Diese laichen dort vier bis fünfmal pro Saison. Beim ersten Laich wird über ein Viertel des totalen Ovar-Inhaltes entleert, die restlichen Eier werden in drei bis vier Portionen, mit einem Intervall von ungefähr 15 Tagen abgegeben. Infolge dieses gestaffelten Laichverhaltens finden wir in den Ovarien und Hoden der geschlechtsreifen Tiere Geschlechtsprodukte in verschiedenen Entwicklungsstadien (ETESSAMI 1982). Die Anzahl Eier pro Weibchen ist wie bei anderen Fischarten stark abhängig von Alter und Grösse des Individuums. Untersuchungen in verschiedenen Ländern Europas zeigen eine recht grosse Streuung der absoluten Fekundität der Schneiderweibchen während einer Laichsaison. Die mittlere Anzahl Eier variiert zwischen 800 bis über 3000 Stück pro Saison (FATIO 1882, HOLCIK & HENSEL 1971, PAPADOPOL & CRISTOFOR 1980, SORIC & ILIC 1995).

Die Eier sind rund, gelblichweiss und weisen einen mittleren Durchmesser von 1.8 - 2.1 mm auf (GLECHNER et al. 1993, eigene Daten). Diese Grössendifferenzen können einerseits auf Unterschiede in Körpergewicht, Körperlänge und Alter der Tiere beruhen, andererseits übt auch das Futterangebot einen entscheidenden Einfluss aus (JOBLING 1995). Gleichmässig über die Oberfläche verteilte Haftzotten, welche am Ende keulenartig verdickt und teilweise verzweigt sind ergeben eine sehr gute Haftung ans Substrat (Abb. 10) und verhindern ein Abdriften der frisch abgelaichten Eiern (GLECHNER et al. 1993).

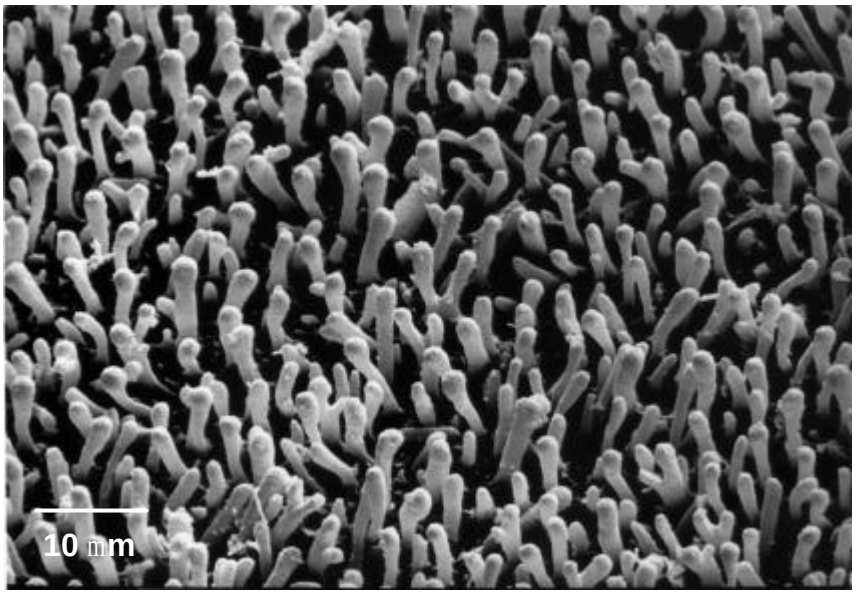


Foto: Patzner & Riehl

Abbildung 10: Elektronenmikroskopische Aufnahme der Oberfläche eines Schneider-Eies. Die Dicke der Eihülle beträgt 4-6 µm (GLECHNER et al. 1993).

Laichen in freier Wildbahn

Nach BALON (1975,1981) wird der Schneider als lithophiler Laicher eingestuft, das heisst er klebt seine Eier an Kies oder Steine. Beschreibungen über die Fortpflanzung des Schneiders und genauere Charakterisierungen der Laichplätze sind rar. Es ist bekannt, dass sich kleinere Laichschwärme über sandigem bis kiesigem Stubstrat fortpflanzen (ASPER 1890, BAUCH 1961, LELEK 1987, SKORA 1972). Entgegen allen anderen Befunden, wurden in Rumänien Schneider beobachtet, welche auf Pflanzenblättern oder anderem pflanzlichem Substrat und sogar auf Holzstücken laichten (PAPADOPOL & CRISTOFOR 1980).

Die in der Literatur beschriebenen Laichplätze befinden sich in schnell fliessenden Partien der Gewässer (BAUCH 1961, SCHINDLER 1953, LADIGES & VOGT 1979, LELEK 1987). Auch SKORA (1972) schreibt, dass der Schneider in Bezug auf des Laichsubstrat nicht sehr anspruchsvoll ist, wenn eine angemessene Strömung (wichtig!!) vorhanden ist. Fliessgeschwindigkeiten von <0.1 bis 0.5 m/s über Grund wurden an verschiedenen Laichplätzen gemessen (MANN 1996, MESSMER & LEHMANN 1994).

Die Strömung kann nicht essentiell für die Entwicklung der Eier sein, denn es ist auch ein stehendes Gewässer (Sibirien-Giesse) im Berner Seeland bekannt, in welchem sich die Schneider trotz fehlender Strömung fortpflanzen. Dank dem sauerstoffreichen Grundwasser, welches durch das Substrat dringt, können sich die Eier auch dort erfolgreich entwickeln.

Der Laichschwarm hält sich bis zu mehreren Tagen am Laichplatz auf und oft sind aggressive Interaktionen zwischen den Männchen zu beobachten (GLECHNER et al. 1993). Für die Fortpflanzung geeignete Wassertemperaturen liegen im Bereich von 14-24°C (MANN 1996, PELZ 1986).

Foto: Bless

Abbildung 11: Unter heftigem Zittern über das Substrat rutschend geben die Schneider ihre Geschlechtsprodukte ab (BLESS 1994).

Foto: Bless

Abbildung 12: Nach dem Laichvorgang suchen die Männchen kopfstehend den Laichplatz nach erreichbaren Eiern ab (BLESS 1994).

Laichen unter künstlichen Bedingungen im Labor, Entwicklung der Eier

In Gefangenschaft ist der Schneider nicht leicht zur Fortpflanzung zu bringen. Temperatur, Fütterung, Strömungsverhältnisse und Substrat müssen offensichtlich absolut artgerecht sein, damit Gonadenreifung und Laichverhalten ausgelöst werden. In den Aquarienanlagen des Alpenzoos Innsbruck (A) und des Tierparks Bern-Dählhölzli (CH) funktioniert aber die Fortpflanzung seit mehreren Jahren. In letzterem konnte erfolgreiches Laichen sowohl in einem grösseren Aussenteich zusammen mit mehreren anderen Arten, als auch isoliert in einem kleineren Zuchtaquarium beobachtet werden. In beiden Fällen schwammen die Tiere im Schwarm frontal gegen die Strömung und hielten ihre Stellung inne, wobei abwechselnd in ruckartiger Fortbewegung immer wieder ein anderes Individuum an die Spitze des Schwarms schnellte. Diese Phase dauerte im Schnitt etwa 20 Minuten. Plötzlich löste sich eine kleinere Gruppe von drei bis vier Individuen aus dem Schwarm. Diese Schneider schwammen gegen den späteren Ablaichort (ein Loch in der Felswand bzw. zur Strömungspumpe im Aquarium). Einzelne Tiere drehten ihre Körper 90° um die Längsachse ab, so dass ein charakteristisches Aufblitzen ihrer Flanken zu sehen war. Später stiessen alle zuerst mit dem Kopf in das Loch/Sediment, stellten sich danach seitwärts zum Loch/Sediment und gaben wiederholt unter stark zitternden Bewegungen Rogen und Milch ab. Diese Phase war von unterschiedlicher Dauer. Die Gruppe löste sich eher auf, wenn weitere Individuen dazu stiessen. Alle Tiere schlossen sich danach wieder dem immer noch in der Strömung stehenden Schwarm an. Die Eier wurden tief zwischen die Steine abgelegt. Für die Fische noch erreichbare Eier wurden aktiv entfernt, gefressen oder tiefer ins Kies geschoben. Ein ähnliches Verhalten stellte auch BLESS (1994) fest. Zusätzlich beobachtete er, dass Eier und Sperma über dem Substrat nach vorne rutschend abgegeben werden und tief in die Substratlücken gepresst und dabei die Mäuler weit aufgerissen werden. Er macht deshalb den Vorschlag, den bis anhin als „nicht bewachend, offen über steinigem Substrat laichend" (non guarding, open substrate spawning, lithophil, BALON 1981, HOLCIK 1989) bezeichneten Schneider zur Gruppe der Fische zu zählen, deren Laichverhalten als „nicht bewachend, laichversteckend auf steinigem Substrat laichend“ (broodhiding lithophil) beschrieben wird.

Die Temperaturen in unserem Zuchtaquarium betrugen während dem Zeitpunkt verschiedener Laichvorgänge zwischen 15.7°C-17.7°C. BLESS (1996) stellte in Laborexperimenten fest, dass die Schneider bei Temperaturen unter 12°C nicht mehr laichten. Weiter konnte er eine ausgedehnte potentielle Dauer der Laichzeit von 15 Wochen nachweisen (Abb. 13). Die bei unseren Untersuchungen ermittelte Laichfrequenz von 12 und 13 Tagen entspricht etwa den von PAPADOPOL & CRISTOFOR (1979) in Rumänien gemachten Beobachtungen von 15 Tagen.

Die bevorzugte Strömungsgeschwindigkeit für den Ablageort der Eier betrug bei Untersuchungen von BLESS (1996) 40 cm/s. Bei Beobachtungen in unserem

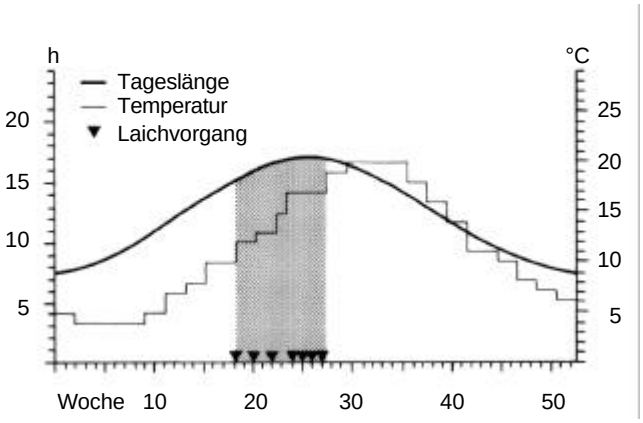


Abbildung 13: Potentielle Laichdauer des Schneiders im Labor unter natürlich gestalteten Bedingungen; τ = Laichabgabe. (BLESS 1996).

Aquarium beanspruchten die Schneider die Strömung wohl zum Paarungsverhalten vor dem eigentlichen Ablaichen, jedoch wurden die Eier innerhalb eines sehr strömungsarmen Bereiches deponiert (unter der auf dem Substrat stehenden Strömungspumpe).

Aus den bei 18.5°C und 19.3°C inkubierten Eiern schlüpften die Larven im Durchschnitt nach 6.5 resp. 5.5 Tagen (Abb. 14). Die daraus errechnete durchschnittliche Anzahl Tagesgrade belief sich auf 121T° (18.5°C) und 109T° (19.3°C). Der eigentliche Schlüpf-Stimulus ist nicht bekannt, doch scheinen Sauerstoffkonzentration und Licht einen grossen Einfluss auf die Aktivierung der Schlüpf-Enzyme, welche die Eischale zersetzen, zu haben (JOBLING 1995). Da eine tiefere Sauerstoffkonzentration die Entwicklung der Embryonen verlangsamt, kann dadurch auch die festgestellte Streuung der Schlüpftage erklärt werden. Embryonen, welche sich an der Peripherie des Eiklumpens entwickeln wachsen schneller als diejenigen im Zentrum.

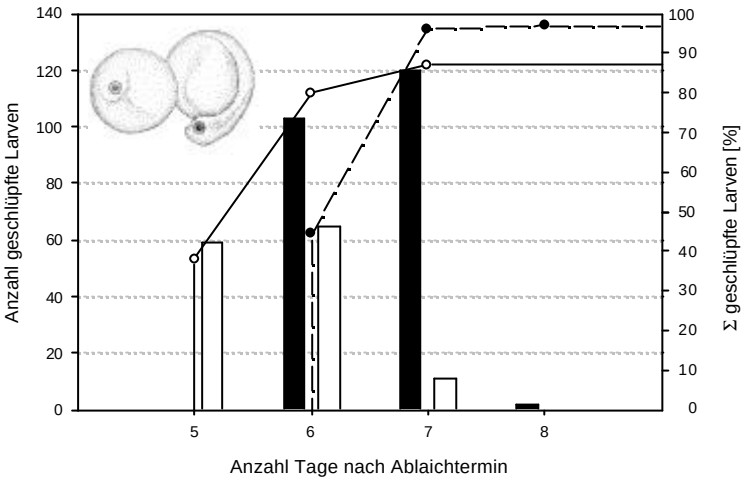


Abbildung 14: Anzahl schlüpfende Schneider-Larven bei Temperaturen von 18.5°C (schwarz) und 19.3°C (weiss), sowie die relative Summenhäufigkeit [%].

Larvalentwicklung

Die geschlüpften Larven verhalten sich lichtscheu und verweilen noch einige Tage in den vor Strömung geschützten Hohlräumen des Interstitials. In den Aufzuchtsaquarien konnten wir beobachten, dass sich die Larven in den ersten Tagen mit dem Kopf an vorhandenes Substrat hefteten. Nach etwa einer Woche schwimmen sie an die Wasseroberfläche, füllen ihre Schwimmblase und erreichen damit das Entwicklungsstadium E9 (Abb. 15 oben). Nach der Entwicklung der restlichen Organe und der Umbildung des Flossensaums in die einzelnen Flossen erreichen sie das Stadium L6 (Abb. 15 unten). Dieses Stadium zeichnet sich durch die vollständige Ausbildung aller Flossen aus. Schuppen sind zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorhanden. Anhand der 18-20 Flossenstrahlen der Analflosse kann die kleine Larve von nun an definitiv als Schneider identifiziert werden. Die Identifikation ist aber - mit Hilfe von entsprechendem Vergleichsmaterial - anhand der Ausprägungen typischer Pigmentmuster bereits ab Stadium L4 möglich.

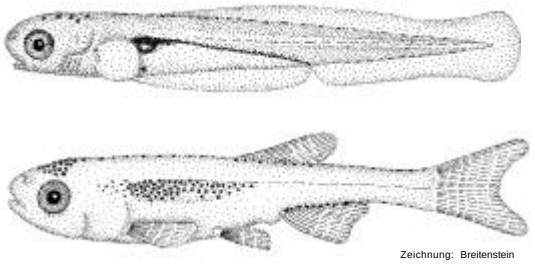


Abbildung 15: Larvalstadium E9 (oben) und letztes Larvenstadium L6 des Schneiders.

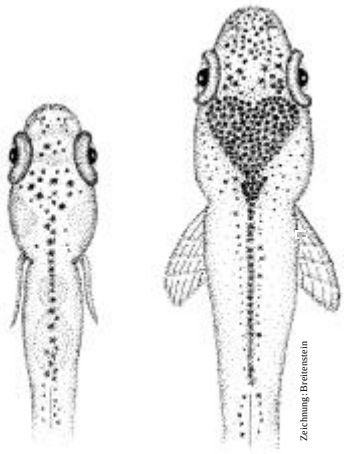


Abbildung 16: Charakteristisches Pigmentmuster der Schneiderlarven mit Streifen auf dem Rücken. (Larvalstadium L4 links, L6 rechts).

Nebst dem auffälligen Pigmentstreifen entlang der Flanke, ist der vom Hinterkopf bis zum Ansatz der Rückenflosse reichende Pigmentstreifen ein wichtiges Erkennungsmerkmal (Abb. 16). Dieser ist bereits im vierten Larvenstadium sichtbar, erreicht jedoch seine volle Ausprägung erst im Stadium L6. Eine Identifikation aufgrund der Körperlängen zum Zeitpunkt der verschiedenen Entwicklungsstadien wäre ebenfalls möglich. Wie erste Voruntersuchungen ergeben haben, sind auf diese Weise Schneiderlarven unter anderem von denjenigen der sehr ähnlichen Rotaugen (*Rutilus rutilus*) zu unterscheiden.

Wachstum und Alter

Anhand von Messungen der Zuwachsringe der Schuppen kann das Wachstum des Schneiders festgestellt und die Länge eines Individuums rückberechnet werden (Abb. 17). Da das Bestimmen des ersten Jahresringes bei einigen wenigen Schuppenpräparaten problematisch war, wurde als Kontrolle der Totalradius der Schuppen mit der Länge gleichaltrig geschätzter Individuen und mit Schuppenpräparaten von Tieren bekannten Alters (Tierpark Dählhölzli) verglichen.

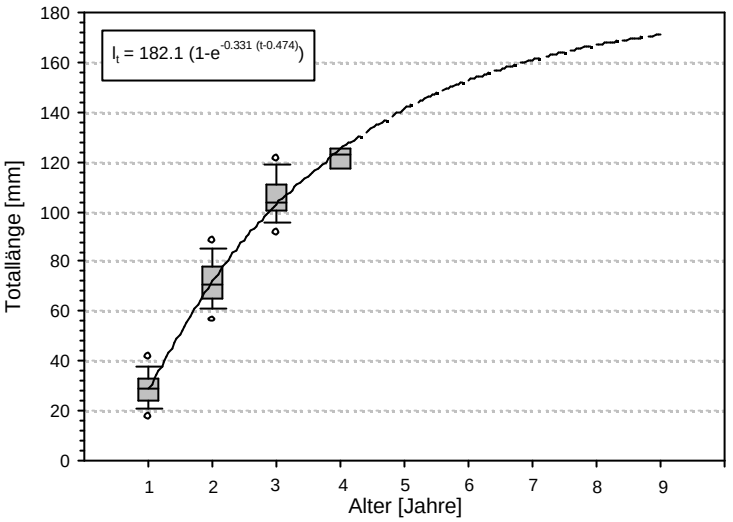


Abbildung 17: Von Bertalanffy- Wachstumskurve (basierend auf scalimetrisch rückberechneten Jahresendlängen) der Schneider in der Aare bei Bern.

Die rückberechneten Längen für die ersten zwei Jahre decken die Bereiche 15-53 mm resp. 52-96 mm ab. Diese grosse Streuung der Längen kann durch unterschiedliche Wachstumsraten der einzelnen Individuen und durch mehrere Fortpflanzungs-, bzw. Schlüpftermine pro Saison erklärt werden. In der multimodalen Verteilung der Längenfrequenzen der aus der Aare bei Bern stammenden Tiere können bei den 0^+Individuen mindestens zwei Modi erkannt werden (Abb.18).

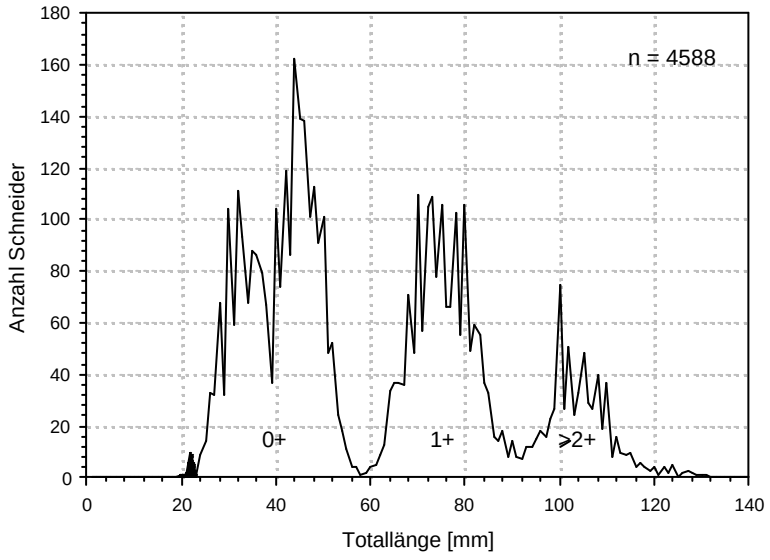


Abbildung 18: Längenfrequenzen des Schneiders in der Aare bei Bern im Herbst/Winter 1997. Schwarz = Larvalstadium L6.

Das Wachstum ist nach dem ersten Lebensjahr bis zur Geschlechtsreife etwas stärker als in den übrigen Lebensabschnitten (PAPADOPOL & CRISTOFOR 1980), wobei je nach vorhandenen Umweltfaktoren wie Temperatur, Nahrung, Konkurrenz usw.
Unterschiede in bezug auf die Wachstumsraten bestehen können. Allgemein ist bekannt, dass die Wachstumsrate von Süden nach Norden abnimmt (SKORA 1972). So sind anhand von rückberechneten Totallängen der Schneider in verschiedenen Gewässern Europas grössere Unterschiede ersichtlich (Tab. 3).

Tabelle 3: Mittelwerte der rückberechneten Jahresendlängen (Totallängen L_1-L_7 [mm]) des Schneiders in verschiedenen Gewässern Europas . ($^{\Delta}$ Wert basiert nur auf einem Individuum, * Gabellänge angegeben, in Klammer der auf die Totallänge hochgerechnete Wert).

	Schweiz, Aare (BREITENSTEIN 1997)	Ex-Yugoslavien, Morava (SORIC & ILIC 1985)	Tschechoslowakei, Rokytna (JOHAL 1979)	Rumänien, * Radimna (PAPADAPOL 1980)	Rumänien, * Eliseva (PAPADAPOL 1980)	Bulgarien, Ogosta (JOHAL 1979)
L_1	29	32	33	29 (35)	37 (44)	42
L_2	72	46	46	52 (63)	51 (61)	51
L_3	107	56	58	69 (83)	70 (84)	60
L_4	120	66	67	81 (98)	79 (95)	
L_5	132^{Δ}	73	76			
L_6		78	88			
L_7		86	97			

Der älteste 1996/97 in der Aare bei Bern gefangene Schneider war fünfjährig, in mehreren anderen Publikationen ist dies ebenfalls das höchste angetroffene Alter. In Polen sind jedoch Maximalalter von Weibchen bis zu neun Jahren festgestellt worden (SKORA 1972), wobei dies Ausnahmefälle sind, denn meistens erliegen die Schneider auch dort spätestens nach dem fünften oder sechsten Jahr dem Tod. In der Schweiz sind Maximallängen bis 15 cm bekannt (STEINMANN 1948, REY & ORTLEPP 1992), in Polen können diese über 16 cm liegen (SKORA 1972). Grosse Individuen über 12 cm sind jedoch sehr selten.
Betreffend Wachstumsunterschiede zwischen Weibchen und Männchen gibt es widersprüchliche Meinungen: entgegen den Beobachtungen von SKORA (1972), der keine Wachstumsunterschiede zwischen den Geschlechtern fand, stellte KABISCH (1974) fest, dass Weibchen durchschnittlich eine grössere Totallänge als die Männchen aufweisen.

Längen-Gewichts-Beziehung

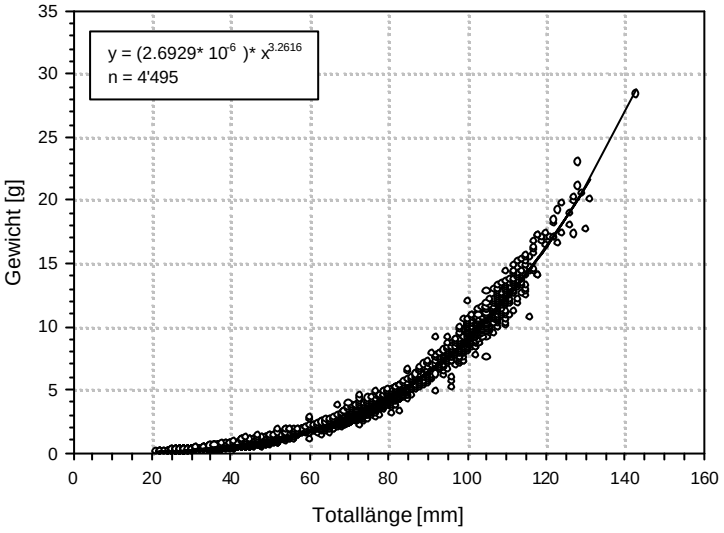


Abbildung 19: Gewicht der Schneider aus der Aare bei Bern in Abhängigkeit der Totallänge und Parameter der Länge-Gewichts-Beziehung.

Die Schneider weisen, wie die meisten anderen Fischarten, ein nahezu allometrisches Wachstum auf und erreichen mit ungefähr 13 cm Länge ein Gewicht von ca. 20 g (Abb. 19). Da die Geschlechtsbestimmung im Feld unmöglich ist, kann Fulton‘s Konditionsindex nicht nach Geschlechtern getrennt berechnet werden, sondern nur für Juvenile und Adulte. Die Werte schwanken zwischen 0.6 und 1.9 während der ganzen Saison, wobei im Sommer die höchsten Mittelwerte verzeichnet werden (Abb.20). Zwischen den Altersgruppen werden innerhalb einer Saison signifikante Unterschiede verzeichnet, dies überrascht nicht sonderlich, denn es ist bekannt, dass der Konditionsfaktor mit zunehmender Länge des Fisches steigt (KAINZ & GOLLMANN 1990). Da der Schneider mehrmals pro Saison laicht, ist seine Kondition zwischen den einzelnen Jahreszeiten nicht unterschiedlich, wie dies etwa bei „Einmal-Laichern“ wie Bachforelle, Äsche oder Nase der Fall ist.

Die in der Aare gefundenen Werte sind viel tiefer als diejenigen, die in Ex-Jugoslawien und Rumänien festgestellt wurden (dort liegen die Konditionswerte um ca. 0.3-0.5 höher, ZHUKOV 1965, PAPADAPOL 1980). Dies steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit einem langsameren Wachstum der Individuen in diesen Ländern, denn ältere, voluminösere Tiere sind in diesen Gewässern im Durchschnitt viel kleiner als bei uns (vgl. Länge-Alter).

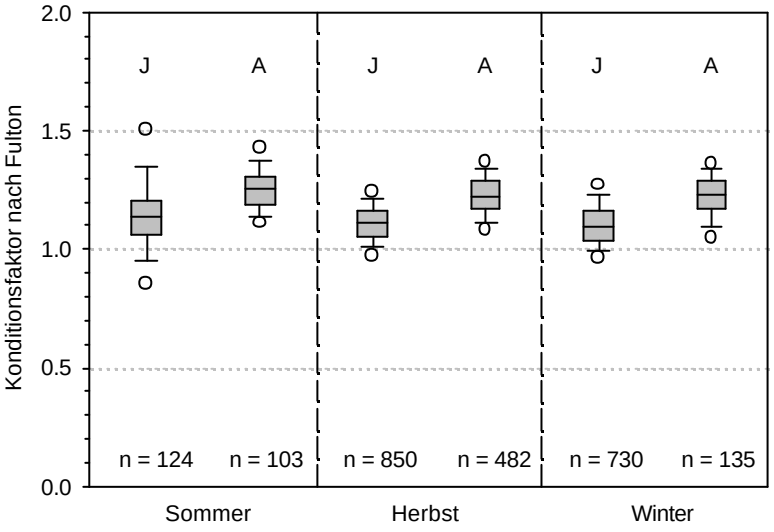


Abbildung 20: Mediane, Quartile, 10% und 90% Quantile des Konditionsfaktors nach Fulton von Schneidern in der Aare. Aufgezeigt sind die Werte für die Juvenilen (J) und die Adulten (A) zu jeder Jahreszeit.

5.4. Populationsdynamik

In der Aare bei Bern wurde 1985 nur ein einziger Schneider in sechs quantitativ untersuchten Strecken festgestellt (MARRER 1985). 1991/92 waren im gleichen Flussabschnitt 50% von 59 untersuchten Strecken mit Schneidern besiedelt (KIRCHHOFER unpubl. Daten). 1993 fand ULMANN (1993) im selben Aareabschnitt die Art in 40% von 180 untersuchten Strecken und der Schneider bildete die zweithäufigste Art. Auch in der Thur war der Schneider in einer Untersuchung 1990 (GERSTER et al. 1990) die häufigste Fischart.
Da Kleinfischbestände grosse Populationsschwankungen aufweisen können (KAINZ & GOLLMANN 1990), geht aus diesen Resultaten nicht klar hervor, ob der Schneiderbestand in den letzten Jahren nachhaltig zugenommen hat, oder ob die unterschiedliche Häufigkeit auf natürliche Schwankungen der Populationsstärke zurückgeführt werden muss.

Periodische Abfischungen des Fischereiinspektorates des Kantons Bern in der Alten Aare bei Lyss zeigen ebenfalls deutliche Zu- und Abnahmen der Schneiderhäufigkeit im Zeitraum von 9 Jahren (Abb. 21). Da immer derselbe Streckenabschnitt vom gleichen Team mit identischer Fangintensität mehrmals beprobt wurde, sind methodische Faktoren zur Erklärung der Häufigkeitsunterschiede weitgehend auszuschliessen und da der Abfluss in diesem Gewässer immer gleich gross ist (Restwasser), können auch hydrologische Ursachen zur Erklärung dieser Schwankungen ausgeschlossen werden und es ist vorläufig nicht geklärt, inwieweit diese Schwankungen durch die natürliche Populationsdynamik sowie Immigrations- und Emmigrationsereignisse verursacht werden. Die für Gefährdungsbeurteilung und Artenschutz wichtige Voraussage der zukünftigen Populationsentwicklung wird durch solche (tatsächlichen oder scheinbaren) Abundanzänderungen deutlich erschwert.

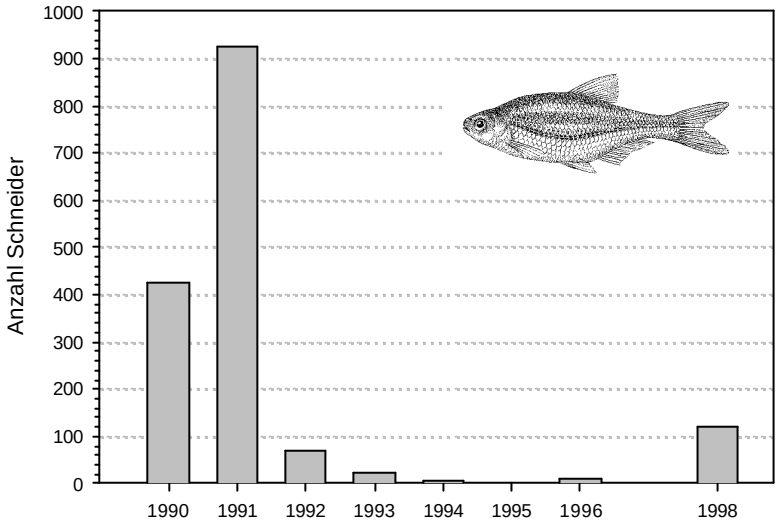


Abbildung 21: Anzahl gefangene Schneider in der Alten Aare (200m-Strecke bei Kappelen). Herbstabfischungen im Rahmen des Überwachungsprogramms des Fischereiinspektorates Bern.

5.5. Schwarm- und Wanderverhalten

Altersstruktur der Schneiderschwärme

Wie andere Cyprinidenarten bildet auch der Schneider anonyme Verbände (WINFIELD & NELSON 1991), innerhalb derer es keine erkennbare Struktur gibt und somit keine Unterscheidung zwischen Leittieren und anderen möglich ist.
Die Vorteile des Schwarms sind für Fische offensichtlich: Die Nahrung wird schneller gefunden, und das einzelne Tier ist weniger durch Prädation gefährdet. Weiter sind speziell in stärkerer Strömung auch die hydrodynamischen Vorteile für den einzelnen Fisch nicht zu unterschätzen. Um diese dynamischen Vorgänge bei den Schneidern besser zu untersuchen, wären sicherlich Unterwasserbeobachtungen von grossem Vorteil. Die Schwarmgrössen des Schneiders werden in der Literatur mit mittel (LELEK 1987) oder klein bis mittelgross (BERG et al. 1989) bezeichnet. Diese Variabilität der Schwarmgrösse lässt sich sehr gut mit den von uns gemachten Beobachtungen in Einklang bringen.
In unseren Untersuchungen in der Aare wurde eine maximale Schwarmgrösse von über 300 Individuen festgestellt, wobei Schwärme mit weniger als 50 Individuen am häufigsten vorkamen (60%), gefolgt von solchen mit 50-100 Individuen (25%) und solchen mit mehr als 100. Jedoch wurden auch vereinzelt solitär auftretende Tiere gefangen. Die Schwärme bestanden am häufigsten aus drei Altersklassen (Abb.22).
Schwärme nur aus 1^+Individuen bestehend, wurden nur im Sommer gefangen, reine 0^+Schwärme zu jeder Saison, doch vornehmlich im Herbst.

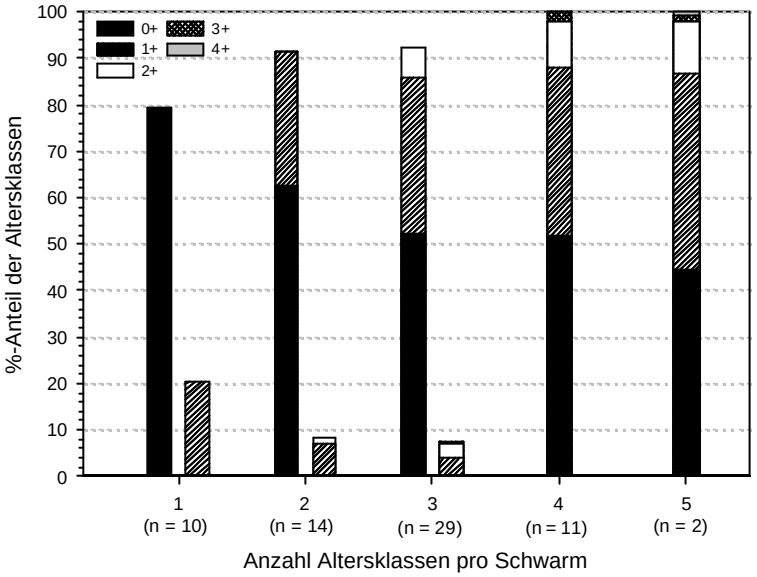


Abbildung 22: Anteil der einzelnen Altersklassen in altersklassenmässig unterschiedlich zusammengesetzten Schneider-Schwärmen in der Aare.

Die Durchmischung des Schwarms mit mehreren Altersklassen in der Aare zeigt, dass der Schneider, im Gegensatz etwa zu Nase (*Chondrostoma nasus*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Barbe (*Barbus barbus*), Alet (*Leuciscus cephalus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*) (DEDUAL 1990, COPP 1992, GUTHRUF 1996) und anderen rheophilen Fische mit einem ontogenetisch bedingten Habitatswechsel nicht kohortenweise verschiedene Habitattypen besiedelt.

Wanderverhalten

Aufwärtswanderungen von Fischen finden zur Kompensation der Abschwemmung statt, um einer Übervölkerung auszuweichen und zu expandieren (vor allem im Herbst, wenn Jungfische herangewachsen sind, nicht im Frühling, wenn die Population durch erhöhte Wintermortalität dezimiert ist) oder um an geeignete Laichplätze zu gelangen. Um für Fische unüberwindbare Hindernisse durchgängig zu machen, wurden verschiedenste Fischaufstiegshilfen konstruiert. Diese erlauben gleichzeitig, durch regelmässige Kontrollen die Wanderungsaktivitäten der verschiedenen Fischarten im Jahresverlauf zu studieren. Zählungen von Fischtreppen-Passagen bieten für das Erfassen von Wanderbewegungen ein geeignetes Hilfsmittel.

Bis anhin war man der Annahme, dass der Schneider keine wichtigen periodischen Migrationen durchführt (PAPADOPOL & CRISTOFOR 1980). Aufgrund von methodischen Problemen wurde der Schneider in älteren Untersuchungen von Fischpässen nur selten erwähnt oder der Sparte „übrige Arten“ zugeteilt. Es ist bekannt, dass STEINMANN (1935) in der Fischtreppen des Aarekraftwerkes Dogern von Mai bis Juli 1934 insgesamt 653 Schneider feststellte und einzelne wenige in Wangen, Ruppoldingen und Rüchling. Einige wenige Schneider fanden LAMPERT & LINK (1971) ebenfalls in Fischtreppen des Hochrheins (Albbruck-Dogern).

Untersuchungen in Fischpässen in jüngerer Zeit zeigen vermehrt, dass auch die Schneider diese Aufstiegsmöglichkeit rege benutzen. Im Vergleich mit den übrigen Fischarten werden die Fischpässe im Berner Seeland (Hagneck, Niederried, Aarberg) von Schneidern recht gut frequentiert (Abb. 23), weiter wurden auch im Fischpass Brügg (Bielerseeausfluss) Schneider verzeichnet. Mitte August 1998 stiegen im Fischpass Aarberg während einem Tag mehr als 350 Schneider in das Oberwasser der Aare auf. Die grössten Wanderbewegungen der Schneider finden sowohl im Frühsommer, als auch im Herbst vor allem bei oder kurz nach einem stärkeren Rückgang der Wasserführung statt (Abb. 23). Dies steht im Gegensatz zu den Wanderaktivitäten anderer rheophiler Fischarten wie Barbe oder Nase, die ihre grösste Intensität häufig bei steigenden Temperaturen und zunehmender Wasserführung zeigen (HUBER 1997, GERSTER 1998). Im Hochrhein sind Aufstiege von Schneidern in den Fischpässen Laufenburg und Kembs festgestellt worden (GERSTER 1998).

Im Vergleich aller Fischpässe, kann eine wichtige Migrationsphase zwischen Mitte August und Mitte Oktober angesiedelt werden. Eine weitere, weniger stark ausgeprägte Phase findet von Mitte Juni bis Mitte Juli statt.

Neue Technologien, wie z.B. die Anwendung von Videoüberwachung der Fischtreppe, eröffnen neue Möglichkeiten bezüglich der Untersuchung von tageszeitlichen Benutzungsintensitäten der Fischtreppen.

5.6. Artengemeinschaft

Nebst Faktoren wie Gewässermorphologie oder Wasserqualität, wird der Schneiderbestand eines Gewässers wahrscheinlich auch stark von der Zusammensetzung des Gesamtfischbestandes beeinflusst. Laut einer Untersuchung in Österreich (KAINZ & GOLLMANN 1990) kommt vor allem räuberischen Arten (Bachforelle, Aal, Trüschen) grosse negative Bedeutung zu. Beobachtungen im Hochrhein 1988 (Rekingen) zeigten ebenso, dass in einem groben Blockwurf im Abstand von 1-2 m von Aalen oder Bachforellen keine Kleinfische vorhanden waren.

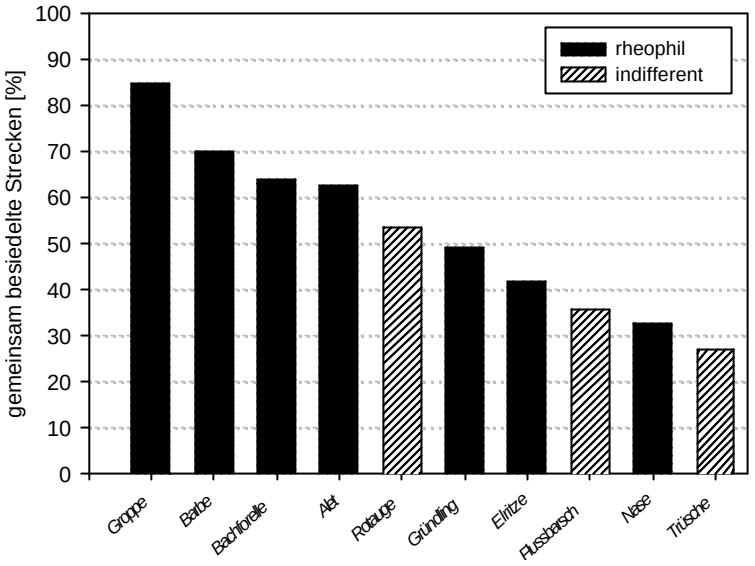


Abbildung 24: Prozentualer Anteil der am häufigsten mit Schneider-Schwärmen gemeinsam vorkommenden Arten in den untersuchten Standorten der Aare zwischen Bern und Bielersee (n = 37).

Beobachtungen in der Aare ergaben, dass sich oft in unmittelbarer Nähe von grossen Raubfischen weniger Schneider befanden, doch da unsere Untersuchung methodisch nicht auf das Thema Prädation ausgerichtet waren, konnte keine Korrelation der Häufigkeit des Schneiders mit jener von Fressfeinden festgestellt werden.

An den von uns untersuchten Standorten kam der Schneider mit insgesamt 19 anderen Fischarten gemeinsam vor. Zehn dieser Fischarten weisen wie der Schneider auch, rheophile Ansprüche auf, acht sind indifferent und eine Fischart ist limnophil. Das Artenspektrum widerspiegelt die Fischgesellschaft der Äschen- und Barbenregion.

In mehr als der Hälfte der Streckenabschnitte mit Schneiderschwärmen (mehr als 20 Individuen) wurden Groppen (*Cottus gobio*), Barben (*B. barbus*), Bachforellen (*Salmo trutta fario*), Alet (*L. cephalus*) und Rotaugen (*R. rutilus*) vorgefunden (Abb. 24). Streckenabschnitte mit einzelnen Schneidern wurden von Groppe, Barbe und Bachforelle dominiert (> 63% aller Individuen), gefolgt von den anderen Fischarten. Nebst den in Abb. 24 erwähnten Arten teilte der Schneider sein Habitat zusätzlich mit Bartgrundel (*Barbatula barbatula*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Laube (*Alburnus alburnus*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Brachsme (*Abramis brama*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Hecht (*Esox lucius*) und Aal (*Anguilla anguilla*).

Im polnischen Fluss San (SKORA 1972) ist der Schneider auch bei grösserem Gefälle in der Forellenregion nach der Elritze am häufigsten, weiter flussabwärts wird der Schneider anzahlmässig von Barbe, Nase, Laube, Alet und Gründling übertroffen.

Im Jihlava (Tschechien, Barbenregion) stellten Schneider, Barbe, Alet, Gründling (*Gobio gobio*), Rotauge und Nase anzahlmässig mehr als 90% aller dort vorkommenden Fischarten, wobei der Schneider mit 23% den höchsten Anteil aufwies (LUSK 1977).

6. Gefährdung und Massnahmen zum Schutz

6.1. Gefährdungssituation in Europa und in der Schweiz

Der Gefährdungsstatus des Schneiders ist in Europa recht unterschiedlich (Tab. 4): In gewissen Gewässern, wie z.B. in manchen Gegenden Deutschlands ist der Schneider ausgestorben (Niedersachsen-Bremen / Sachsen-Anhalt und Thüringen), in anderen Ländern ist er nicht gefährdet (z.B. Frankreich).

Tabelle 4: Gefährdungsstatus des Schneiders (*A. bipunctatus*) in einigen Ländern Europas.

Land	*Gefährdungskategorie*	*Quelle*
Schweiz	Gefährdet	VBGF 1993, KIRCHHOFER *et al.* 1994
Deutschland	Ausgestorben bis stark gefährdet	JEDICKE 1997
Österreich	Gefährdet	SPINDLER 1997
Frankreich	Nicht in Roter Liste	KEITH et al. 1992
Slowakei	Potentiell gefährdet	HOLCIK 1996
Tschechien	Stark gefährdet	LUSK 1996
Niederlande	Potentiell gefährdet	DE NIE 1998
Ungarn	Vom Aussterben bedroht	KERESZTESSY 1996

Der Schneider ist laut Berner Konvention (Anhang III) geschützt (CONSEIL DE L'EUROPE 1979). Dies bedeutet, dass diese Art nur so genutzt werden darf, dass die Existenz der Population nicht gefährdet wird. Es können Schonzeiten, Befischungsvorschriften und bei zurückgehenden Populationen temporäre lokale Fangrestriktionen erlassen werden, bis sich die Art wieder erholt.
In den letzten Jahren ist es dem Schneider gelungen, sich in gewissen Regionen der Schweiz (Aare Bern, Thur) vermehrt zu etablieren und zu recht ansehnlichen Beständen heranzuwachsen. Der Schneiderbestand in der nördlichen Schweiz wird in der Blauen Liste - eine Ergänzung zur Roten Liste, welche die erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen aufzeigt - als zunehmend definiert (KIRCHHOFER 1998). Durch Natur- und Umweltschutztechniken wurden mindestens lokale Förderungen erzielt.
In Anbetracht der Tatsache, dass Populationen von Kleinfischen zu starken Bestandesschwankungen neigen, soll diese an und für sich erfreuliche Beobachtung nicht zu allzu grosser Euphorie Anlass geben. In vielen Gewässern, in denen der Schneider im letzten Jahrhundert in grosser Zahl auftrat (FATIO 1882), ist er heute gar nicht mehr oder nur in kleinen Populationen anzutreffen.

6.2. Massnahmen zum Schutz des Schneiders

Die Erarbeitung eines Programmes zum Schutz der Schneiderbestände erweist sich als komplexe Aufgabe, denn aufgrund der bisherigen Kenntnisse können keine spezifischen Massnahmen vorgeschlagen werden, die gezielt und ausschliesslich diese Fischart fördern. Da die Gefährdung auf eine Vielzahl verschiedenster Faktoren zurückgeführt werden kann (Abb. 25), muss auch zur Förderung der Art ein ganzes Massnahmenpaket vorgesehen werden. Jede der im folgenden vorgeschlagenen Massnahmen kann für sich oder in Kombination mit andern eine positive Bestandesentwicklung bewirken, wobei die Reihenfolge der besprochenen Massnahmen die Prioritäten widerspiegelt.

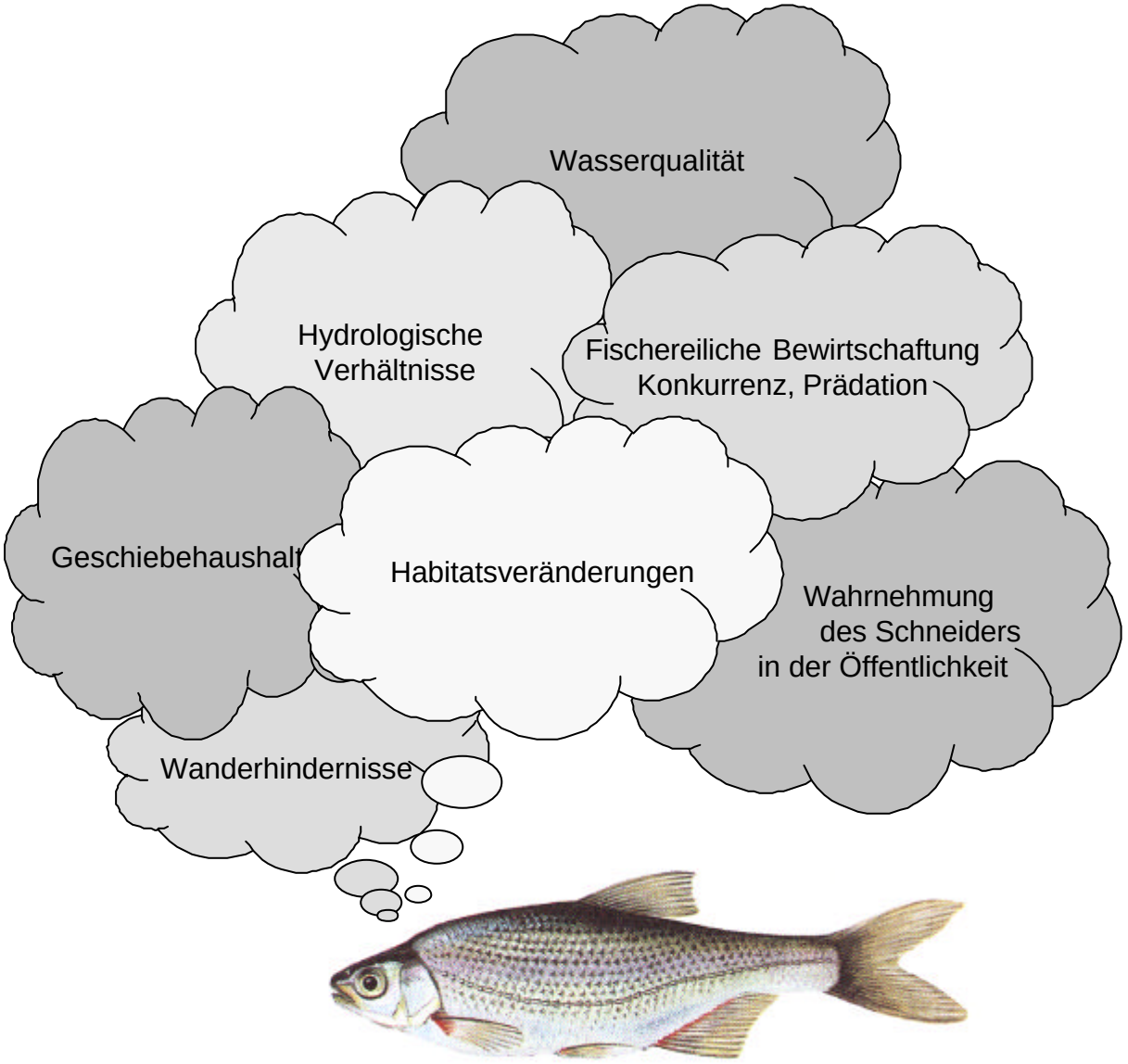


Abbildung 25: Auf den Schneider wirkende Umweltfaktoren, die zu seiner Gefährdung beitragen können.

Habitatsveränderungen

- Durch Begradigungen und Uferverbauungen (Hartverbau mit Blocksatz oder Betongerinne, Abb. 26) der Fliessgewässer fehlt das für die ganze Flussfauna wichtige Mosaik verschiedener Habitattypen und Tiefen- sowie Strömungsvariabilität gehen verloren. Geeignete Laichplätze und Flachwasserzonen für das Aufwachsen der Jungfische (Abb. 27) werden selten oder verschwinden ganz.
- Der mit Stauhaltungen zur Energiegewinnung verbundene Gefälleverlust lässt viele Fliessstrecken der Mittelläufe grösserer Flüsse verschwinden. Versandung und Verschlammung des Substrates sind die Folgen. Obwohl die Wasserqualität in diesen Abschnitten nicht a priori beeinträchtigt ist, verschiebt sich durch das praktisch stehende Wasser und die höhere Wassertemperatur das Spektrum und die Anzahl der vorhandenen Futterorganismen und der Fischarten.
- Die Böschungen entlang der Wasserlinie sind oft unstrukturiert und monoton. Natürlich entstandene Unterstände (z.B. ins Wasser ragende Äste) als Schutz vor Fressfeinden und Strömung, sowie Schatten spendende Vegetation sind in vielen Gewässern selten.
- Dem Ordnungssinn unserer Zivilisation fällt auch das im Wasser liegende Totholz zum Opfer. Unordentliche Ansammlungen von Totholz, welche optimale Strukturen für Kleinfische bieten würden, werden nicht geduldet und entfernt.

Foto: Kirchhofer

Abbildung 26: Hart verbautes Flussufer (Aare, BE).

Foto: Breitenstein

Abbildung 27: Natürlich belassenes Flussufer (Aare, BE).

Immer noch werden jährlich viele Gewässerabschnitte verbaut, wobei in neuerer Zeit naturnahe Methoden mehr Beachtung finden als noch vor zwanzig Jahren. Die wenigen in der Schweiz noch vorhandenen natürlichen, strukturreichen Gewässerabschnitte müssen aber unbedingt erhalten werden. Im Vordergrund muss dabei der Grundsatz stehen, dass dem Fluss wieder mehr Raum zur Ausübung seiner Eigendynamik zurückgegeben wird. Uferbereiche mit fliessenden Übergängen zu semiaquatischen (Überflutungsbereiche) und terrestrischen Lebensräumen gewährleisten die laterale Vernetzung der verschiedenen ökologisch stark voneinander abhängigen Lebensräume, und es entsteht eine Pufferzone, in der Nährstoffe und Hochwasser zurückgehalten werden. Durch abwechslungsreiche Uferstrukturen (Unregelmässigkeiten, Ausbuchtungen, Bestockung) vergrössern sich Tiefen- und Strömungsvariabilität, welche auf die Anzahl von Fischarten in einem Fliessgewässer einen positiven Einfluss haben (JUNGWIRTH 1981). Zudem

nimmt der Anteil bedrohter Arten der Fischfauna mit zunehmender Natürlichkeit und Heterogenität von Flussbett und Uferbereich zu (KIRCHHOFER 1995).

Beim Uferunterhalt müssen einige Grundregeln beachtet werden: abschnittweises Vorgehen, kein Abbrennen der Vegetation, abwechslungsreiche Bestockung fördern, Schnittholz wenn immer möglich deponieren und nicht abtransportieren etc. Auch solche Massnahmen helfen mit, den Strukturreichtum im Uferbereich zu verbessern und schaffen neue Kleinlebensräume für Klein- und Jungfische.

Foto: Breitenstein

Abbildung 28: Standort einer Buhne im Berner Seeland 1996 (grosses Foto) und 1998 (kleines Foto).

Nicht überall ist eine viel Raum beanspruchende Renaturierung möglich. In solchen Fällen ist die Erstellung von Buhnen eine Alternative. Diese bieten in begradigten Flussläufen Strömungsschatten und Unterschlüpfe. Ihr Nutzen kann an einem Beispiel im Berner Seeland eindrücklich aufgezeigt werden: Zwecks besserer Ausübung wassersportlicher Aktivitäten wurde eine bestehende Buhne, welche vor allem in den kalten Jahreszeiten Strukturen für ein gutes Winterhabitat vieler Fliessgewässerorganismen bot, entfernt (Abb. 28). Abfischungen derselben Strecke mit und ohne Buhne (1996 resp. 1998) zeigten bei den Schneidern einen markanten Rückgang (Abb. 29). Augenfällig ist, dass vor allem im Herbst und Winter ältere Individuen, welche in den groben Blöcken Unterstände und Hohlräume zum Überwintern fanden, vollständig fehlen. Vor Strömung geschützt finden unterhalb der Buhne Jungfische vieler Fischarten geeignete Habitate. So konnten in diesem Widerwasser stets grössere Schneiderschwärme bei der Nahrungsaufnahme beobachtet werden.

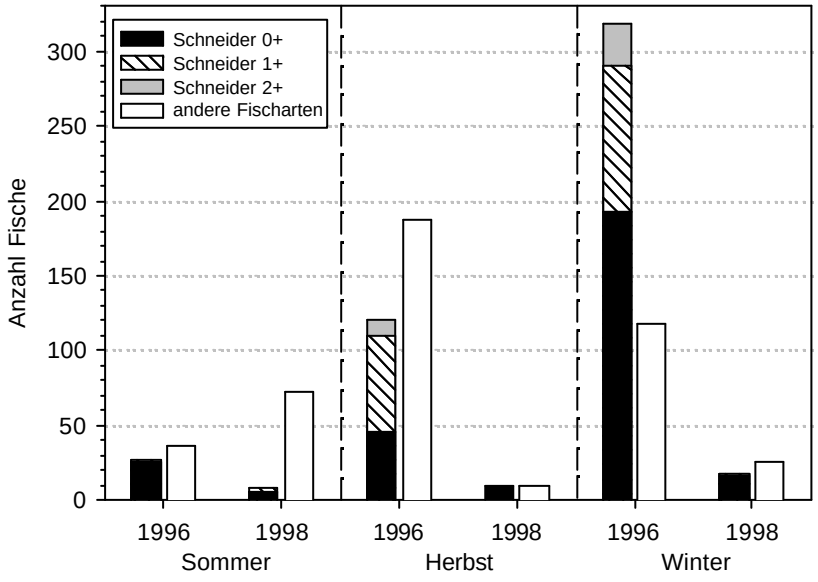


Abbildung 29: Anzahl Schneider und andere Fischarten in einer Strecke mit Buhne (1996) und in derselben Strecke ein Jahr nach der Entfernung der Buhne.

Wanderhindernisse

- Die Stauwehre der Kraftwerke bilden für Fische unüberwindbare Hindernisse, welche mit Fischaufstiegshilfen (Fischpässe, Umgehungsgerinne) überbrückt werden können. Es gibt jedoch immer noch Kraftwerke ohne Fischaufstiegshilfen, und ältere Fischpässe sind nicht immer an die Bedürfnisse weniger guter Schwimmern angepasst.
- Abstürze bei Schwellen sind nicht nur für den Schneider, sondern auch für alle anderen Fischarten ein grosses Problem.
- Durch diese Wanderhindernisse wird der Fischpopulation ihre Ausdehnung, die Besiedlung neuer Gebiete und nach einer Katastrophe (Hochwasser, Fischsterben) die natürliche Wiederbesiedlung verwaister Lebensräume, verwehrt.
- Wird durch unüberwindbare Hindernisse eine Flussstrecke kleinräumig in getrennte Abschnitte zerteilt, können Populationen isoliert werden und genetisch verarmen. Inwiefern dies auch beim Schneider eine Rolle spielt, ist bis anhin nicht bekannt.

Die Ergebnisse der Fischpasskontrollen in der Aare bei Niederried und Aarberg zeigen, dass neue Beckenpässe mit einem vertikalen Durchlass ("vertical slot", Abb. 30) sehr gut an die Bedürfnisse des Schneiders angepasst sind und rege benutzt werden. Mit einer grossen Sohlrauhigkeit werden zudem die Fliessgeschwindigkeiten im Becken in Bodennähe reduziert. Dies erlaubt auch weniger guten Schwimmern, sich hochzuarbeiten.

Eine permanente Überwachung des Fischpasses mit einer Videoanlage, wie dies an der Aare in Thun, Bern und Brügg der Fall ist, bietet Gelegenheit, den tageszeitlichen Verlauf sowie andere Aspekte des Migrationsverhaltens einzelner Fischarten näher zu studieren. Diese neu gewonnenen Erkenntnisse werden dazu beitragen, bei Neuerstellungen und Sanierungen alter Fischpässe noch besser auf die Bedürfnisse ihrer Benützer einzugehen.

Foto: Breitenstein

Abbildung 30: Fischtreppe in der Aare beim Kraftwerk Niederried (BE).

Die Sanierung von Schwellen und Überfällen gehört zu den dringendsten Vorhaben zur Verbesserung der Lebensbedingungen der Bewohner von Fliessgewässern. Bei Aufhebung der Abstürze gelingt es auch den Klein- und Jungfischen, oben liegende Streckenabschnitte zu besiedeln. Blockrampen (Abb. 31) mit einem Gefälle von 8-10%, besser noch 2-5%, erlauben auch schwachen Schwimmern den ungehinderten Aufstieg. Gut gestaltete Blockrampen sind in den letzten Jahren in vielen Gewässern realisiert worden.

Foto: Kirchhofer

Abbildung 31: Blockrampe in der Langeten (BE).

Geschiebehaushalt

- Die Mittelläufe der meisten grossen Fliessgewässer im schweizerischen Mittelland sind stark beeinträchtigt. Die periodische Umwälzung der Gewässersohle ist nicht mehr gewährleistet, da infolge der Veränderung der Fluss-Charakteristik durch Stauhaltung (siehe oben) dem Fluss die dazu notwendige Energie fehlt.
- Durch Geschiebesammler und Geschiebeentnahmen in den Nebenflüssen wird dem Hauptfluss kaum neues Material nachgeliefert, welches flussabwärts verfrachtet und deponiert werden könnte und so neue Strukturen (Kiesbänke, Flachwasserzonen) entstehen lässt, welche sich positiv auf die gesamte aquatischen Tierwelt auswirken würden.
- Das Kolmatieren der Flusssohlen ist eine weitere Folge des gestörten Geschiebehaushaltes. Der Schneider, welcher die Eier tief in die Zwischenräume des Substrats presst und aktiv versteckt, wird unter diesen Bedingungen kaum geeignete Laichplätze finden.

Den wenigen im Mittelland noch vorhandenen Fliessstrecken grösserer Flüsse sollte besondere Beachtung geschenkt werden, um diese zu erhalten. Eine Reduktion der Geschiebeentnahme sowie Kiesschüttungen im Fluss selbst oder am Ufer, sind erste Schritte zur Regeneration des gestörten Geschiebehaushaltes (Abb. 32). Die Verbesserung der Gewässersohle durch Kiesschüttungen wird in einem laufenden Projekt der Kantone Aargau/Bern/Solothurn in der Aare momentan getestet. In einigen Jahren wird sich zeigen, ob mit dieser Massnahme die Fortpflanzungsbedingungen für die kieslaichenden Fischarten tatsächlich verbessert werden konnten.

Foto: Kirchhofer

Abbildung 32: Künstlich erstelltes Kiesdepot, welches vom Fluss nach und nach abgetragen wird (Reuss, AG).

Die Umlagerung des Geschiebes bewirkt eine Auflockerung der Gewässersohle, sowie eine Reinigung des oberflächennahen Hohlraumsystems und schafft damit unzählige Kleinlebensräume. Durch die neu entstehenden Strukturen wird das Angebot an Laichplätzen für lithophile Laicher und an Larvalhabitaten (seichtere Regionen) erhöht. Nicht nur dem Schneider, sondern der ganzen Ichthyofauna kommt dies zu gute. Die Fortpflanzungsstrategie (r-Strategie) des Schneiders macht es zudem möglich, dass verbesserte Umgebungsbedingungen recht schnell zu einer Erholung des Bestandes führen können.

Wasserqualität

- Die Eutrophierung und die organische Belastung der Wasserläufe wird als wichtiger Grund für die Abnahme der Schneiderbestände betrachtet in Europa (LELEK 1987).
- Da der Schneider Flussabschnitte meidet, deren Sohle von einem dichten Algenteppich bewachsen ist, leidet die Art mindestens indirekt auch in schweizerischen Gewässern unter der häufig noch zu hohen Nährstoffbelastung.
- Die Wasserbelastung mit verschiedensten synthetischen Substanzen (z.B. östrogenartig wirkende Verbindungen) wird erst seit kurzer Zeit als mögliche Ursache für den Rückgang verschiedener Fischarten betrachtet. Abbauprodukte komplexer Verbindungen aus Industrie und Haushalt, die in den Abwasserreinigungsanlagen nicht eliminiert werden, können bei verschiedenen Fischarten Krankheiten und physiologische Störungen verursachen und damit zu einer Veränderung des Artenspektrums beitragen. Inwieweit auch der Schneider davon betroffen ist, steht heute noch nicht fest.

Der Eintrag an Nährstoffen sollte möglichst klein gehalten werden. Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung und die raumplanerische Ausscheidung genügend grosser Pufferzonen entlang der Gewässer können mithelfen, den Nährstoffeintrag in Flüsse und Bäche weiter zu reduzieren. Die Studien zum Raumbedarf der Fliessgewässer des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BWW 1998) und die in mehreren Kantonen begonnene Kartierung der Ökomorphologie der Fliessgewässer (s. z.B. KIRCHHOFER 1998) zeigen auf, dass in dieser Hinsicht ein grosser Handlungsbedarf besteht. Aber auch die Sanierung veralteter und überlasteter Abwasserreinigungsanlagen muss vorangetrieben werden.

Hydrologische Verhältnisse

- Bei Hochwasser werden viele Fliessgewässerorganismen in weiter unten liegende Abschnitte verfrachtet. Eine Wiederbesiedlung des ehemaligen Lebensraumes ist nur möglich, wenn keine Hindernisse den Aufstieg behindern (vgl. oben). Ein verändertes Abflussregime mit stärkeren, häufigeren und jahreszeitlich verschobenen Hochwassern ist zusätzlich als Auswirkung der Klimaerwärmung denkbar.
- Infolge des Schwallbetriebs von Kraftwerken im Mittelland treten durch unterschiedlich grosse Wassermenge innerhalb kürzester Zeit im ganzen unten liegenden Flusssystem markante Habitatsveränderungen auf (z.B. Saane – Aare bis Bielersee). Vor allem Fauna und Flora der Uferregionen und Flachwasserzonen werden stark beeinträchtigt. Speziell problematisch wird dies für Fischlarven, deren Schwimmfähigkeit in den ersten Entwicklungsstadien noch nicht voll ausgebildet und die nur über beschränkte Energiereserven verfügen. Durch zusätzliche, energiezehrende „Ausweichmanöver“ wird ihre Mortalität drastisch erhöht.

In morphologisch natürlich gestalteten Flussläufen übernimmt die semiaquatische Zone (Überschwemmungsbereich) eine Pufferfunktion und kann anfallende Wassermengen aufnehmen. Dadurch werden Spitzenabflüsse in unterliegenden Gewässerabschnitten gedämpft. Zudem finden die Flussbewohner in natürlichen Gewässern ein reichhaltiges Angebot an schützenden Unterständen, so dass die hochwasserbedingte Verdriftung reduziert wird. Die Erhaltung natürlicher

und die Wiederherstellung beeinträchtigter Gewässer erhält damit auch im Hinblick auf die Auswirkungen der weltweiten Klimaerwärmung zusätzliches Gewicht.
Natürlich gestaltete Uferbereiche mit nahe beieinander liegenden Flachwasserzonen und Kolken helfen mit, die negativen Auswirkungen des Habitatverlustes bei kurzfristig und stark schwankender Wasserführung abzufedern. Klein- und Jungfische finden so eher passende Ausweichmöglichkeiten und können auch längerfristig in solchen Gewässerstrecken überleben.
Mit der gestaffelten Fortpflanzung in mehreren Schüben verteilt der Schneider das Risiko des Ausfalls eines Jahrganges infolge Verlust der Eier durch Abschwemmung oder Austrocknung (in künstlich regulierten Gewässern) über einen längeren Zeitraum. So ist er, im Gegensatz zu „Einmal-Laichern“ wie etwa der Nase, weniger stark von hydrologischen Verhältnissen abhängig.

Fischereiliche Bewirtschaftung

- In für Schneider nicht optimalen Umweltbedingungen kann ein unverhältnismässig hoher Besatz mit Raubfischen den Bestand dieses Kleinfisches gefährden. So zeigten Erhebungen in selektiv überfischten Fliessgewässern der Westukraine (Dnjester), dass anspruchsvolle rheophile Arten wie der Schneider, bei niedrigem Prädationsdruck überwiegen.
- Über eine Gefährdung des Schneiders durch die Konkurrenz mit anderen Fischarten (v.a. mit nicht standorttypischen Arten) sind bis anhin keine konkreten Zahlen verfügbar. Es ist jedoch vorstellbar, dass in für den Schneider suboptimaler Umgebung indifferente Arten wie Rotauge oder Egli überhand nehmen und damit diesem Kleinfisch den Lebensraum streitig machen können.
- Kleinere Schneiderbestände können durch intensiven Köderfischfang geschädigt werden, so dass eine Erholung und Ausdehnung der Population kurz- bis mittelfristig nicht mehr möglich ist.

Die Besatzmassnahmen zugunsten fischereilich attraktiver Arten sollten in vernünftigem Rahmen getätigt werden, um das Gleichgewicht zwischen allen Arten der Fischgesellschaft in Fliessgewässern zu erhalten. So ist zum Beispiel auf den Einsatz von Hechten in strömenden Flussabschnitten gänzlich zu verzichten, um den Prädationsdruck auf gefährdete Kleinfische nicht zu erhöhen.
Da der Schneider ein beliebter Köderfisch ist, sollte für Gewässer mit sehr kleinem Bestand ein Fangverbot oder mindestens eine Schonzeit (Juni bis August) ins Auge gefasst werden. In Nordrhein-Westfahlen besteht für den Schneider eine ganzjährige Schonzeit, zusätzlich werden durch künstliche Vermehrung Neu- und Wiedereinbürgerungen getätigt (BORCHARD et al. 1986). Auch in der Schweiz steht der Schneider z.B. im Kanton St. Gallen das ganze Jahr unter Schutz (Amt für Umweltschutz SG 1998).
Wiedereinbürgerungen des Schneiders mittels künstlicher Vermehrung sind für die Schweiz momentan nicht aktuell. Dies soll primär durch die Vernetzung der Flüsse mit ihren Seitengewässern und unter Umständen mit Besatzmaterial aus grösseren Beständen bewerkstelligt werden. So sind z.B. in der Langeten im Kanton Bern und in Aarezuflüssen im Kanton Aargau in den 90er Jahren Wiederansiedlungen mit Besatzmaterial erfolgreich durchgeführt worden.

Wahrnehmung des Schneiders in der Öffentlichkeit

- Bei Erhebungen durch Bund und Kantone (Fangstatistiken, Fischpasszählungen etc.) wird er oftmals nicht als eigene Art geführt, sondern in der Kategorie "andere" erfasst.
- Der Schneider ist in der Öffentlichkeit eher unbekannt, denn das Interesse der Mehrheit der Bevölkerung gilt heute immer noch hauptsächlich den Speisefischen.
- Über die wirtschaftliche Nutzung als Köderfisch und die längerfristige Entwicklung der Schneiderbestände ist sehr wenig bekannt.

Nebst periodisch durchgeführten Bestandeserhebungen, könnte eine Aufnahme in die Fangstatistiken der Kantone längerfristig Hinweise auf die Bestandesentwicklung geben. Letzteres setzt allerdings eine verbesserte Artenkenntnis der Angelfischer voraus, so dass auch fischereilich weniger bedeutende Arten einwandfrei erkannt und erfasst werden können. Zur Abschätzung der gesamtschweizerischen Situation müssen die von den Kantonen erhobenen Daten auch elektronisch erfasst und in der zentralen Datenbank des CSCF in Neuchâtel eingespiesen werden.
Öffentlichkeitsarbeit kann beträchtlich zur Steigerung der Kenntnisse und zur Verbesserung der Wertschätzung wenig bekannter Fischarten in der Bevölkerung beitragen. Die Bedeutung der Kleinfische in einem intakten aquatischen Ökosystem kann dabei mit dem Aufzeigen grösserer Zusammenhänge, z.B. ihrer Stellung im Nahrungsnetz deutlich gemacht werden.

7. Ausblick

Im Hinblick auf die periodisch notwendige Überarbeitung der Roten Liste muss die Entwicklung der Schneiderpopulationen gesamtschweizerisch laufend aufdatiert werden. Dabei wird sich zeigen, ob die in einzelnen Gewässern festgestellte Erholung der Bestände längerfristig anhält, oder ob uns kurzfristige Populationsschwankungen bloss eine Verbesserung vortäuschten. Aber auch die Kenntnisse über die Lebensweise des Schneiders und seine Stellung im Artengefüge der Fliessgewässer müssen weiter verfeinert werden. Insbesondere Fragen zur Konkurrenz um Nahrung und Habitat mit andern Arten, zur körperlichen Leistungsfähigkeit in verschiedenen Entwicklungsstadien, oder zur exakten Beschaffenheit der Fortpflanzungshabitate und zur Eientwicklung sind noch lange nicht abschliessend geklärt.
Die hier vorgeschlagenen Massnahmen zum Schutz des Schneiders sind nicht spezifisch auf diesen kleinen Cypriniden zugeschnitten, sondern könnten zur Förderung vieler der gefährdeten oder vom Aussterben bedrohten Fischarten beitragen. Leider scheiterten bisher viele Vorhaben zur Verbesserung der aquatischen Lebensräume an den finanziellen Vorgaben des Staatshaushaltes. Da auch in den nächsten Jahren dieser Druck nicht geringer werden wird, sind einerseits neue Wege zur Finanzierung von Lebensraumverbesserungen notwendig (z.B. der Renaturierungsfonds im Kanton Bern), andererseits muss sich aber auch die Einsicht durchsetzen, dass die Beachtung der Habitatsansprüche von Kleinfischen bei Gewässerunterhalt und –ausbau nicht teurer sein muss als konventionelle Massnahmen. Voraussetzung dazu sind Kenntnisse über die Formenvielfalt in den Gewässern und die Bedürfnisse der verschiedenen Arten. Wir hoffen, dass das vorliegende Heft einen kleinen Beitrag dazu leisten kann.

Dank
Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) erstellt. Die Grundlagenarbeiten dazu wurden vom Schweizerischen Nationalfonds, vom BUWAL und von der Universität Bern unterstützt. Für die gute Zusammenarbeit mit dem Fischereiinspektorat des Kantons Bern (im speziellen Jürg von Orelli und Jörg Ramseier) danken wir herzlich.
Für die zur Verfügung gestellten Rohdaten, Grafiken und Fotografien danken wir Robert Patzner (Universität Salzburg), Rüdiger Bless (Bundesamt für Naturschutz Bonn), Peter Ulmann, Verena Saladin, Aquarius (Neuchâtel) und Hydra (Bern und Konstanz) bestens.

8. Literatur

ALTERMATT, R.U. (1997): Die Surb - Eine Ökomorphologische Beurteilung unter Berücksichtigung fischbiologischer Aspekte. *Diplomarbeit NDS ETHZ. 95 pp.*

AMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1998): Zustand und Nutzung der Gewässer im Kanton St. Gallen.

ASPER, G. (1890): Die Fische der Schweiz und die künstliche Aufzucht. *Schmid, Francke & Co., Bern. 126 pp.*

BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. of the Fisheries Research Board of Can 32, 821-64.*

BALON, E. K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Env. Biol. Fish. 6, 377-89.*

BAUCH, G. (1961): Die einheimischen Süsswasserfische. *J. Neumann-Neudamm, Melsungen.*

BERG, R., BLANK, S. & STRUBELT, T. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Ergebnisse einer landesweiten Fischkartierung und Bestandesuntersuchung. *Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Stuttgart. 158pp.*

BLESS, R. (1996). Reproduction and habitat preference of the threatened spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) and soufie (*Leuciscus souffia*) under laboratory condition. In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (Ed.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. 249-258.

BLOCH, M. E. (1782-1884): Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands. *Berlin.*

BORCHARD, B., BRENNER, T. & STEINBERG, L. (1986): Fische in Nordrhein-Westfalen. *Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. 126pp.*

BREITENSTEIN, M. (1997): Altersstruktur, Wachstum, Wanderverhalten und Ontogenese des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Aare. *Diplomarbeit, Zoologisches Institut, Universität Bern, 70pp.*

CONSEIL DE L'EUROPE (1979): Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe.

COPP, G. H. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes 33, 181-93.*

DADIKYAN, M. G. (1972): Variability of the armenian riffle minnow *Alburnoides bipunctatus eichwaldi* in relation to the altitude at which it occurs. *Journal of Ichthyology 13(1), 68-78.*

DE NIE, H. W. & OMMERING VAN, G. (1998): Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland. *IKC-Natuurbeheer, Wageningen.*

DEDUAL, M. (1990): Biologie et problèmes de dynamique de population du nase(*Chondrostoma nasus*) dans la Petite Sarine. *Thèse. Université De Fribourg. 174pp.*

DEMOLL, R. & MAIER, H. N. (1941): Handbuch der Binnenfischerei: Laube, Schneider. *Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung .*

DOTTRENS, E. (1948): Le spirlin dans le bassin du Léman. *Le Pêcheur Suisse, Bulletin Suisse De Pêche Et De Pisciculture 10, 322.*

EIDG. DEPARTEMENT DES INNERN (1982): Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer (Stand 1982). *Bern*

ETESSAMI, S. (1982): L'histologie des gonadees chez deux cyprinides *Alburnoides bipunctatus eichwaldi* (Filippi 1863) et *Barbus mursa miliaris* (Karman 1971) avec la description d'un cas d'hermaphrodisme chez ce dernier. *Cybium (3E Ser.) 6, no. 2, 5-13.*

FATIO, V. (1882): Histoire naturelle des poissons. 1ère Partie 1. Anarthroptérygiens 2.Physostomes, Cyprinidés. *In: Faune Des Vertébrés De La Suisse. 4, 389-411.*

GERSTER, S. (1991): Hochrhein-Fischfauna im Wandel der Zeit. *Internationale Fischereikommission für den Hochrhein . 27pp.*

GERSTER, S. (1998): Hochrhein: Aufstiegskontrollen 1995/96; Vergleich mit früheren Erhebungen. *Mitt. zur Fischerei Nr. 60. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 137pp.*

GERSTER, S., REY, P, SCHRÖDER, P., BECKER, M. & STIRNEMANN, P. (1990): Fischereibiologisches Begleitprogramm zur Thurkorrektion im Kanton Thurgau. *Bericht Institut Für Angewandte Hydrobiologie Konstanz Und Bern , 107pp.*

GESSNER, C. (1670): Historiae Animalum . *Lib IIII. 158-181.*

GLECHNER, R., PATZNER, R. A. & RIEHL, R. (1993): Die Eier einheimischer Fische: 3. Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). *Österreichs Fischerei 7, 169-72.*

GUTHRUF, J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. *Dissertation, ETH Zürich. 180pp.*

HANKO, B. (1932): Ursprung und Verbreitung der Fischfauna Ungarns. *Arch. Hydrobiol. 23, 520-556.*

HARTMANN, G. L. (1827): Der Karpfe. Dritte Familie achte Art: Die Alantblecke, Cyprinus bipunctatus. In: Hartmann, G. L. (Ed.): Helvetische Ichthyologie. 219-221.

HECKEL, J. & KNER, R. (1858): Die Süsswasserfische der Österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. *Engelmann, Leipzig.*

HERZIG-STRASCHIL, B. (1991): Rare and endangered fishes of Austria. *Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung Für Limnologie 24, 2501-4.*

HOFER, J. (1911): Wenig beachtete Fische unserer Gewässer. II. Alburnus bipunctatus. *Schweizerische Fischerei, 30-33.*

HOLCIK, J. & HENSEL, K. (1971): Ihtylolgika prirucika. *Bratislava.*

HOLCIK, J. (1989): The Freshwater Fishes of Europe. General Introduction to Fishes Acipenseriformes. *Aula-Verlag Wiesbaden. 469pp.*

HOLCIK, J. (1996). Vanishing freshwater fish species in Slovakia. In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (Ed.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe, Birkhäuser, Basel. 79-88.

HONSIG-ERLENBURG, W. & SCHULZ, N. (1989): Die Fische Kärntens. *Eigenverlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt. 112pp.*

HUBER, M. & KIRCHHOFER, A. (1997): Habitat use of radiotagged adult nase (*Chondrostoma nasus*) in a regulated river. *Folia Zoologica 46 (Suppl.), 67-77.*

JEDICKE, E. (1997): Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. *Ulmer, Stuttgart. 581pp.*

JEITTELES, L. H. (1861): Über zwei für die Fauna Ungarns neue Fische: *Lucioperca volgensis* und *Alburnus maculatus. Verh. Zool. Bot. Ges. Wien.*

JOBLING, M. (1995): Environmental biology of fishes. *Chapman & Hall, London , 455 pp.*

JOHAL, M. S. (1979): Notes on growth and systematics of *Alburnoides bipunctatus. Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke XLIII(4), 270-277.*

JUNGWIRTH, M. (1981): Auswirkungen von Flussregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. *Bundesmin. für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 104pp.*

KABISCH, K. (1974): Zur Systematik von *Alburnoides bipunctatus. Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke 38, no. 4, 243-50.*

KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P. (1990): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fliessgewässern. Teil 4: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). *Österreichs Fischerei 8/9, 187-92.*

KEITH, P., ALLARDI, J. & MOUTOU, B. (1992): Livre rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France. *Coll. Patrimoines Naturels, Vol. 10, S.F.F.-M.N.H.N., CSP, CEMAGREF, Min. Env., Paris , 111 p.*

KERESZTESSY, K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (Ed.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe . 73-77, Birkhäuser, Basel.

KIRCHHOFER, A. (1995): Morphological variability in the ecotone as important factor for the conservation of fish species richness in Swiss rivers. *Hydrobiologia 30, no. 3, 103-10.*

KIRCHHOFER, A. (1997): The assessment of fish vulnerability in Switzerland based on distribution data. *Biological Conservation 80, 1-8.*

KIRCHHOFER, A. (1998). Blaue Liste mit Ergänzungen und Hinweisen zur Förderung der Fische und Rundmäuler in den Kantonen Aargau, Schaffhausen und Zürich. In: Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C. & Nievergelt, B. (Ed.): Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen., *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. Vol. 129, 1-7.*

KIRCHHOFER, A. (1998b): Ökomorphologie bernischer Fliessgewässer - Bericht zur ersten Phase 1997. *Interner Bericht, GFN, Gümmenen. 46pp.*

KIRCHHOFER, A., ZAUGG, B. & PEDROLI, J.-C. (1994). Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. In: Duelli, P. Ed. (Ed.): Rote Listen der gefährdeten Tiere der Schweiz, *BUWAL, Bern. 35-37.*

KLUNZINGER, C. B. (1892): Bodenseefische, deren Pflege und Fang. *Enke Verlag, Stuttgart. 232pp.*

KORTE, E., LESNIK, V., LELEK, A. & SONDERMANN, W. (1997): Der Einfluss der fischereilichen Nutzung auf die Fischartengemeinschaft des Oberen Dniester. *Tagungsbericht Deutsche Gesellschaft Für Limnologie 2, 580-584.*

KOTTELAT, M. (1997): European freshwater fishes. *Biologia 52, no. Suppl. 5, 44-45.*

KRÄMER, A., EGLOFF, K., GRÜNENFELDER, M., RIBI, H.-P. & TRABER, H. (1990): Verbreitungsatlas der Fische, Neunaugen und Krebse des Kantons Thurgau. *Mitt. Thurg. Naturf. Ges. 50, 98-103.*

KÜRY, D. & MOREL, P. (1995): Die Fauna der Rundmäuler und Fische von Basel und Umgebung. *Mitt. Naturforschende Gesellschaft Beider Basel 1, 13-29.*

LADIGES, W. & VOGT, D. (1979): Die Süsswasserfische Europas - bis zum Ural und kaspischen Meer. *Paul Parey, Hamburg und Berlin. 299 pp.*

LAMPERT, W. & LINK, W. (1971): Markierungsversuche und Fischaufstiegskontrollen an Staustufen des Hochrheins in den Jahren 1947 und 1952. *Arch. Hydrobiol./Suppl. 38, no. 3, 315-35.*

LANDESHYDROLOGIE UND –GEOLOGIE (Hrsg.) (1997): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 1996. *EDMZ, Bern.*

LASSLEBEN, P. (1952): Vorkommen von Alburnoides bipunctatus im Bodenseegebiet. *Zoolog. Anzeiger 148, 47-48.*

LELEK, A. & BUHSE, G. (1992): Fische des Rheins- früher und heute. *Springer, Heidelberg: 142-43, 200.*

LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. *Aula Wiesbaden 9, 147-49.*

LELEK, A. (1996). General considerations regarding the decline of species. In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (Ed.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe, *Birkhäuser, Basel. 1-7*

LIEBENAU VON, T. (1897): Geschichte der Fischerei in der Schweiz. *Buchdruckerei Michel & Büchler, Bern. 207pp.*

LOSOS, B., PENAZ, M. & KUBICKOVA, J. (1980): Food and growth of fishes of the Jihlava River Hrubsice, Tchechoslovakia. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno 14, no. 1, 1-46.*

LUSK, S. (1977): The ichthyofauna of the middle course of the jihlava river in. *Folia Zoologica 26, no.3, 255-69.*

LUSK, S. (1996). The status of the fish fauna in the Czech Republic. In: A. Kirchhofer, & D. Hefti (Ed.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe., *Basel: Birkhäuser. 89-98.*

MANN, R. H. K. (1996): Environmental requirements of european non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia 323, 223-35.*

MARRER, H. (1985): Fischeribiologisches Gutachten zur Frage der erforderlichen Restwasserführung der Aare. *Bericht erarbeitet im Auftrag des Elektrizitätswerkes der Stadt Bern. Solothurn. 55pp.*

MESSMER, M. & LEHMANN, R. (1994): Bedeutung der Ökomorphologie für die Zusammensetzung und Struktur der Fischfauna in der Suhre unter spezieller Berücksichtigung des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*). *Diplomarbeit, ETH Zürich. 95 pp.*

MUUS, B. J. & DAHLSTRÖM, P. (1993): Süsswasserfische Europas - Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. *BLV Verlagsgesellschaft, Zürich. 223pp.*

OLIVA, O. (1953): Bemerkungen zum Vorkommen von Alburnoides bipunctatus und Leucaspius delineatus in Mitteleuropa. *Zoolog. Anzeiger 150, 201-2.*

PAPADOPOL, M. & CRISTOFOR, S. (1979): Preliminary data and biological consideration of the perch (*Alburnoides bipunctatus bipunctatus*) in our waters. *Studii Cercetari Biologie Seria Biologie Animala 31, no. 2, 163-66.*

PAPADOPOL, M. & CRISTOFOR, S. (1980): Recherches sur l'écologie de deux populations de spirlin, *Alburnoides bipunctatus*, des eaux de la Romanie. *Travaux Du Museum D'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" XXII, 483-93.*

PEDROLI, J. C, ZAUGG, B. & KIRCHHOFER, A. (1991): Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. *Documenta Faunistica Helvetiae, 206 pp.*

PELZ, G. R. (1986): Der Schneider. *Allg. Fischereizeitung Fischwaid .*

REY, P. & ORTLEPP, J. (1997): Der neue Lebensraum der Thurfische. *Hydra-Institut für angewandte Hydrobiologie. 48pp.*

REY, P., BECKER, M., GERSTER, S., GRÜNENFELDER, M., PETER, H.-M., SCHRÖDER, P., STIRNEMANN, P. & UTHER, H. (1992): Lebensraum und Nahrung der Thurfische. *Bericht Institut Für Angewandte Hydrologie- Büro Rey, 153 pp..*

RIBAUT, J.-P. (1966): Les poissons du canton du Vaud (Suisse). *Mémoires De La Société Vaudoise Des Sciences Naturelles 14(3) 69-128.*

RÜHMER, K. (1952): Die Süsswasserfische und Krebse. *Fischereiverlag (Germanenverlag) Dr.-Ing. Karl Rühmer, Ebenhausen. 203pp.*

SALADIN, V. (1998): Habitatpräferenzen des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Aare. *Diplomarbeit, Zoologisches Institut, Universität Bern. 68pp.*

SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flusssystemen. *Natur Und Landschaft 63, 370-373.*

SCHINDLER, O. (1953): Unsere Süsswasserfische. *Frankh'sche Verlagshandlung (Kosmos Gesellschaft der Naturfreunde), Stuttgart. 222pp.*

SKORA, S. (1972): The cyprinid *Alburnoides bipunctatus* from the basins of the rivers Upper San and Dunajec. *Acta Hydrobiologica. 14, 173-204.*

SOFRADAZIJA, A., VUKOVIC, T. & HADZISELIMOVOC, R. (1980): Effects of some pesticides and detergents on the fish chromosome sets - results of the preliminary investigations. *Acta Biologica Yugoslavica (E Ichthyol.) 12, no. 1, 71-76.*

SORIC, V. & ILIC, K. (1985): Systematical and ecological characteristics of *Alburnoides bipunctatus* in some waters of Yugoslavia. *Acta Biologica Yugoslavica (E Ichthyol.) 17, no. 1, 47-58.*

SPINDLER, T. (1997): Fischfauna in Österreich; Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. *Bundesministerium für Umwelt, Wien. 120pp.*

STEINMANN, P. (1935): Über den Fischaufstieg im Rhein und in der Aare auf Grund von Fischpasskontrollen im Jahre 1934. *Schweizerische Fischerei-Zeitung 43, no. 3, 63-72.*

STEINMANN, P. (1948): Schweizer Fischkunde. *Sauerländer & Co., Aarau. 222pp.*

STRAUB, M. (1993): Fischatlas des Kantons Zürich. *Th.Gut & Co., Stäfa. 141pp.*

TÖNSMEIER, D. (1989): Einheimische Fische im Aquarium. *Eugen &Ulmer, Stuttgart.*

ULMANN, P. (1993): Die räumliche Verteilung juveniler und adulter Nasen (*Chondrostoma nasus*, L.) in einem anthropogen beeinflussten Aare-Abschnitt bei Bern.*Lizentiatsarbeit, Zoologisches Institut, Universität Bern.54pp.*

ULMANN, P. (1998): The importance of habitat diversity and connectivity for fishes in the Toess River with special emphasis on temporarily isolated pools. *Diss ETH No. 12697, Zürich. 195pp.*

VBGF (1993): *Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei.*

WINFIELD, J. I. & NELSON, J. (1991): Cyprinid fishes. Systematics, biology and exploitation. *Chapman and Hall, London. 667 pp.*

ZHUKOV, P. V. (1965): Ryby Belorussii. *Minsk 24, 8-251.*

2. Anhang

Historische Verbreitung in der Schweiz

A) Museumsdaten (NHM = Naturhistorisches Museum, MZ = Musée Zoologique):

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	Jahr	Quelle
BS	Rhein		1906	NHM Basel (708-709)
FR	Lac de la Gruyère		1953	NHM Fribourg (7277-1953)
FR	Sarine	Fribourg	1903	NHM Genève (MHNG 815.77)
FR	Sarine	Maigrauge	1953	NHM Fribourg (7284-1953)
GE	Arve		1951	NHM Genève (MHNG 894.93)
GE	Seymaz	Thônex	1979	NHM Genève (MHNG 2030.27-28)
GE	Seymaz	Thônex	1979	NHM Genève (MHNG 2076.90-91)
GE	Seymaz	Thônex	1979	NHM Genève (MHNG 2170.34)
GE	Seymaz	Thônex	1979	NHM Genève (MHNG 2170.38)
NE	Neuenburgersee			NHM Neuchâtel (89.1083)
VD	Broye		1960	MZ Lausanne
VD	Broye		1961	MZ Lausanne
VD	Broye		1962	MZ Lausanne
VD	Broye		1961	MZ Lausanne
VD	Broye		1964	MZ Lausanne
VD	Broye		1964	MZ Lausanne
VD	Broye		1967	MZ Lausanne
VD	Mentue		1961	MZ Lausanne
VD	Mentue		1962	MZ Lausanne
VD	Mentue		1964	MZ Lausanne
VD	Mentue		1967	MZ Lausanne
VD	Orbe			MZ Lausanne
VD	Venoge		1961	MZ Lausanne
	Rhein			NHM Bern

B) Literaturdaten

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	Jahr	QUELLE
AG	Aabach	Seon	1906	ANON. 1912
AG	Aabach	Seon	1907	ANON. 1912
AG	Aabach	Seon	1909	ANON. 1912
AG	Aabach	Seon	<1911	HOFER 1911
AG	Aabach		<1911	HOFER 1911
AG	Aare	Aarau	1900	ANON. 1912
AG	Rhein	Kaiserstuhl	1906	ANON. 1912
AG	Rhein	Koblenz	1911	ANON. 1912
AG	Uerke		<1911	HOFER 1911
AG	Wyne	Kulm	<1911	HOFER 1911
AG	Wyne		<1911	HOFER 1911
AG/LU	Suhre		<1911	HOFER 1911
BE	Bielersee		<1882	FATIO 1882
BE	Bielersee		<1911	HOFER 1911
BE	Brienzersee		<1882	FATIO 1882
BE	Brienzersee		<1911	HOFER 1911
BE	Thunersee		<1882	FATIO 1882
BE	Thunersee		<1911	HOFER 1911
BE/AG	Aare und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
BE/SO	Emme und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
BE/SO	Emme		<1911	HOFER 1911

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	Jahr	QUELLE
BL/BS	Birs		<1911	HOFER 1911
BS	Wiese		<1911	HOFER 1911
FR	Seedorfsee		<1911	HOFER 1911
FR/BE	Sarine und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
FR/VD	Murtensee		<1882	FATIO 1882
FR/VD	Murtensee		<1911	HOFER 1911
GE	Arve		1948	DOTTRENS 1948
GE	Arve und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
GE	Arve		<1911	HOFER 1911
GE	Rhone und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
GE	Rhone		<1911	HOFER 1911
GE	Zuflüsse d. linken Rhone-Ufers		1948	DOTTRENS 1948
GE/VD	Genfersee		<1882	FATIO 1882
GE/VD	Genfersee		<1911	HOFER 1911
GL/SG/SZ	Linth und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
GL/SG/SZ	Linth		<1911	HOFER 1911
LU	Reuss		<1911	HOFER 1911
LU	Sempachersee		<1882	FATIO 1882
LU	Sempachersee		<1911	HOFER 1911
LU/AG	Reuss und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
LU/OW/NW/UR/SZ	Vierwaldstättersee		<1882	FATIO 1882
LU/OW/NW/UR/SZ	Vierwaldstättersee		<1911	HOFER 1911
NE/VD/FR	Neuenburgersee		<1882	FATIO 1882
NE/VD/FR	Neuenburgersee		<1911	HOFER 1911
OW	Sarnersee		<1911	HOFER 1911
SG/GL	Walensee		<1882	FATIO 1882
SG/GL	Walensee		<1911	HOFER 1911
SG/TG/ZH	Thur		1892	WEHRLI (in KRÄMER et al. 1990)
SG/TG/ZH	Thur und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
SG/TG/ZH	Thur		<1911	HOFER 1911
SH/ZH/AG/BL/BS	Rhein		1952	STEINMANN IN LASSLEBEN 1952
SH/ZH/AG/BL/BS	Rhein und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
SH/ZH/AG/BL/BS	Rhein (nicht oberhalb Rheinfall)		<1911	HOFER 1911
TG	Geisslibach		1879	KOLLBRUNNER (KRÄMER et al. 1990)
TG	Murg		<1911	HOFER 1911
TG	Schlatterbach		1879	KOLLBRUNNER (KRÄMER et al. 1990)
TG	Sitter		<1911	HOFER 1911
TG	Tobelbach		1950-1980	KRÄMER et al. 1990
TG/SG	Bodensee		<1882	FATIO 1882
VD	Broye	Can. Meyer	1964	RIBAUT 1966
VD	Broye	Corcelles	1964	RIBAUT 1966
VD	Broye	Granges-Marnand	1964	RIBAUT 1966
VD	La Broye	Corcelles	1964	RIBAUT 1966
VD	La Broye	Grange-Marand	1964	RIBAUT 1966
VD	La Mentue	Donneloye	1964	RIBAUT 1966
VD	La Venoge	Bussigny	1964	RIBAUT 1966
VD	Venoge		1948	DOTTRENS 1948
ZG	Zugersee und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
ZG	Zugersee		<1911	HOFER 1911
ZH/AG	Limmat		1827	HARTMANN 1827
ZH/AG			<1882	FATIO 1882
ZH/AG	Limmat		<1911	HOFER 1911
ZH/SG/SZ	Zürichsee		<1882	FATIO 1882
ZH/ZG/SZ	Sihl		1827	HARTMANN 1827
ZH/ZG/SZ	Sihl und Zuflüsse		<1882	FATIO 1882
ZH/ZG/SZ	Sihl		<1911	HOFER 1911

Aktuelle Verbreitung ab 1980

Diese Daten sind mit weiteren Angaben (genaue Datums- und Ortsangaben etc.) in der Fischdatenbank des Schweiz. Zentrums für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF) in Neuchâtel abgespeichert und werden auf Verlangen auch Dritten zur Verfügung gestellt.

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	xKoord	yKoord	Häufigkeit	Jahr	QUELLE
AG	Aabach	Mündung bis Seon			selten	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
AG	Aare		634.100	240.500		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Aare		648.800	251.500		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Aare		652.400	251.600		1989	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Aare		652.400	251.600		1989	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Aare		660.000	260.000		1987	PEDROLI ET AL. 1991
AG	Badkanal	Schinznach-Bad			häufig	1995-98	ANL AARAU
AG	Binnenkanal	durchgehend			häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
AG	Etzgerbach	Mündung			selten	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
AG	Freikanal	Rupperswil-Auenstein				1994-97	P.JEAN-RICHARD AARAU
AG	Limmat		661.700	260.200		1990	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Limmat		661.900	260.200		1990	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Limmat		662.200	260.000		1990	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Magdenerbach	Mündung			selten	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
AG	Reuss		660.000	256.000		1987	PEDROLI et al. 1991
AG	Rhein	Kraftwerk Laufenburg				1995	GERSTER 1998
AG	Rhein	Kraftwerk Reckingen				1995	GERSTER 1998
AG	Rhein	Kraftwerk Säckingen				1995	GERSTER 1998
AG	Rhein		651.200	270.500		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		651.800	270.500		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		652.700	270.600		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		653.900	271.800		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		654.400	271.600		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		655.000	272.000		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		665.000	269.200		1989	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
AG	Rhein		664.000	272.000		1988	PEDROLI et al. 1991
AG	Rhein		628.000	268.000		1985	PEDROLI et al. 1991
AG	Sengelbach	Aarau			häufig	1994-97	P.JEAN-RICHARD AARAU
AG	Suhre	Oberentfelden	645.970	244.170		1994	MESSMER & LEHMANN
AG	Suhre	Schöftland	646.120	239.280		1994	MESSMER & LEHMANN
AG	Suhre		648.000	248.000		1985	PEDROLI et al. 1991
AG	Surb	durchgehend			selten	1998	ALTERMATT
AG	Wigger	Mündung				1989	U.RIPPMANN
BE	Aare	Aarberg	587.010	210.270	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern	600.000	200.000		1985	PEDROLI et al. 1991
BE	Aare	Bern, Aaregg	601.090	202.285	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Neubrücke	599.150	202.460	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Reichenbach	600.610	203.920	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Reichenbach	600.625	204.010	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Reichenbach	600.700	204.250	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Reichenbach	601.000	204.260	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Steinibachmündung	601.100	203.560	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Worblemündung	601.975	202.805	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Zehndermätteli	600.170	203.245	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bern, Zehndermätteli	600.180	203.150	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Bremgarten	600.000	204.000		1985	PEDROLI et al. 1991
BE	Aare	Bremgarten	600.350	202.880	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Hagneck-Kanal	583.200	210.500		1991	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
BE	Aare	Hagneck-Kanal	581.575	210.830	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Hagneck-Kanal	581.700	210.790	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	xKoord	yKoord	Häufigkeit	Jahr	QUELLE
BE	Aare	Hagneck-Kanal	583.100	210.522	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Hagneck-Kanal	583.305	210.527	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Mühleberg	588.220	202.405	häufig	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Aare	Niederriedstausee	584.000	204.000		1988	PEDROLI et al. 1991
BE	Alte Aare	Fischerhäuschen	589.535	214.840	selten	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Alte Aare	Siechenbachmündung	588.670	212.650	selten	1997	BREITENSTEIN 1997
BE	Alte Aare		588.000	212.000		1987	PEDROLI et al. 1991
BE	Bielersee		580.000	216.000		1985	PEDROLI et al. 1991
BE	Kallnachkanal		583.900	208.000		1991	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
BL	Birs	Grellingen	611.310	254.490		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
BL	Birs				selten	1995	KÜRY & MOREL 1995
BL	Birs		612.000	260.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
BL	Rhein	Kraftwerk Augst-Wyhlen				1995	GERSTER 1998
BL	Rhein		620.000	264.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
BL/BS	Birs/Rhein	Birskopf Mündung	613.510	267.560	selten	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
BS	St. Alban-Teich		613.750	266.700		1997	FISCHEREIVERWALTUNG
BS	Wiese				selten	1995	KÜRY & MOREL 1995
FR	La Glâne	Le Tarin	564.800	176.000		1996	STRÖMER-STUDIE SCHWARZ
FR	La Glâne	Moulin Chénens	566.100	176.020		1996	STRÖMER-STUDIE SCHWARZ
GE	Lac Leman		528.000	144.000		1985	PEDROLI et al. 1991
GE	Le Rhône		496.000	116.000		1988	PEDROLI et al. 1991
GE	Retenue de Verbois		492.000	116.000		1988	PEDROLI et al. 1991
GE	Seymaz	Thônex	503.170	115.890		1991	GENÈVE, MUSÉUM D'HIST .NAT .
GR	Leja da Champfer	Buochasela	782.300	149.450	sehr selten	1985	FISCHEREIVERWALTUNG
GR	Leja da San Murezzan	Meierei	785.550	152.050	sehr selten	1985	FISCHEREIVERWALTUNG
JU	Doubs	Belle Fontaine	573.850	245.000		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
JU	Doubs	Ocourt	572.500	244.600		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Aabach	Ermensee	660.556	231.400	selten	1997	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Gr. Sempacheraa		657.000	218.000		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Kleine Emme	Reusszopf	664.250	213.225	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Reuss		669.000	218.000		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Reuss		664.000	212.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
LU	Reuss		668.000	216.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
LU	Reuss-Rotseekanal	Friedental	665.050	212.700	selten	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Ron	Ebikon	667.875	214.675	häufig	1996	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Rotbach	Perlen	669.350	218.500		1988	LUZERN, NATURMUSEUM
LU	Rotbach		669.000	218.000		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Suhre	Sursee	651.530	223.320	häufig	1994	MESSMER & LEHMANN 1994
LU	Suhre		649.000	229.000		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
LU	Suhre		648.000	228.000	häufig	1985	PEDROLI et al. 1991
LU	Vierwaldstättersee		672.000	208.000		1985	PEDROLI et al. 1991
LU	Vierwaldstättersee		669.000	218.000		1991	FISCHEREIVERWALTUNG
LU			672.000	220.000		1985	PEDROLI et al. 1991
NE	Lac de Neuchâtel		556.000	195.420		1986	GENÈVE, MUSÉUM D'HIST .NAT .
NE	Le Doubs		552.000	220.000		1985	PEDROLI et al. 1991
OW	Sarneraa		664.650	199.150		1992	FISCHEREIVERWALTUNG
SG	Alter Rhein	Altenrhein	761.270	261.630		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Bodensee		748.000	276.000		1986	PEDROLI et al. 1991
SG	Hasenlooweier		724.000	260.000		1988	PEDROLI et al. 1991
SG	Necker	Ganterschwil	726.040	249.390		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Rhein	Buchs	755.370	226.780		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Rhein	Oberfar	766.760	255.110		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Rhein	Oberriet	761.780	242.060		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Rhein	Räfis	756.420	223.980		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Rhein	Sargans	577.090	212.570		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	xKoord	yKoord	Häufigkeit	Jahr	QUELLE
SG	Sitter	Häggenschwil	742.680	260.900		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Sitter	Wittenbach	744.800	257.690		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Sitter		744.000	256.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SG	Sitter		744.000	260.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SG	Thur	Ganterschwil	723.920	249.270		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Thur	Jonschwil	723.480	254.600		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Thur	Niederstetten	723.520	257.500		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Thur	Oberbüren / Wil	731.120	258.120		1998	AMT F. UMWELTSCHUTZ 1998
SG	Thur		724.000	244.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SG			724.000	252.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SG			724.000	240.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SG			732.000	260.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SH	Rhein	Kraftwerk Schaffhausen			Einzelfund	1995	GERSTER 1998
SH	Rhein	Oberhalb Rheinfall	688.500	281.200	häufig, sehr lokal	1991	FISCHEREIVERWALTUNG
SH	Rhein	Unterhalb Rheinfall	688.200	281.330	häufig, sehr lokal	1991	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		634.700	241.700		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
SO	Aare		632.000	240.000		1987	PEDROLI et al. 1991
SO	Aare		644.000	248.000		1987	PEDROLI et al. 1991
SO	Aare		604.000	228.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SO	Aare		608.000	228.000		1985	PEDROLI et al. 1991
SO	Aare		602.700	226.600		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		599.250	224.750		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		627.750	235.000		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		630.625	236.225		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		608.100	228.450		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		611.880	231.070		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		634.850	242.400		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Aare		642.000	246.300		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Emme		610.300	226.450		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SO	Lostorferbach		638.500	248.350		1997/98	FISCHEREIVERWALTUNG
SZ	Schornenbach	Steinen				1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Aach	Romanshorn				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Aspibach	oben	718.430	273.390		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Aspibach					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Binnenkanal	links				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Binnenkanal	rechts				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Böni-Kanal					1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Brunnwasser					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Chemibach	oben	721.600	272.690		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Chemibach	unten	717.820	271.980		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Chemibach		720.000	272.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Dorfbach	Felben-Wellhausen				1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Elliker Bach	Ob.Wyden	703.830	270.160		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Ellikerbach					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Fabrikkanal	Bischofszell				1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Fabrikkanal	Bürglen				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Fabrikkanal	Schönenberg				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Fabrikkanal	Weinfelden				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Fabrikkanal		728.000	268.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Gilgraben					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Grüneckkanal					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Hegibach	Amriswil				1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Hell-Weiher		700.000	272.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Luxburger Aach					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Mooswisenbach					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	xKoord	yKoord	Häufigkeit	Jahr	QUELLE
TG	Müllheimbach		717.400	272.700		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Murg	Frauenfeld	709.530	269.670		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Murg	Frauenfeld	708.920	270.760		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Murg	Frauenfeld	709.810	266.760		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Murg					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Seebach	Hüttwilen	708.230	273.460		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Seebach	Ochsenfurt	710.850	271.780		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Seebach/Seegraben					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Sigg-Kanal					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Sitter	Bischofszell (unten)	736.520	263.090		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Sitter					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Sitter		741.720	262.490		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur	Ob. Uessingen-Brücke	705.830	270.680		1990	REY 1992
TG	Thur	Unterhalb Rohr-Brücke	713.210	271.950		1990	REY 1992
TG	Thur	Unt. Uessingen-Brücke	703.800	270.870		1990	REY 1992
TG	Thur		700.000	272.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Thur		716.000	272.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Thur		724.000	268.000		1985	PEDROLI et al. 1991
TG	Thur					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Thur, Seitenkanal	Bischofzell	735.240	261.420		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Bürglen	728.850	267.730		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Dietingen	703.300	271.400		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Felben	713.150	271.150		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Niederneunforn	700.410	272.160		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Schönberg	732.880	264.930		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Uesslingen	706.260	270.500		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Weinfelden	723.680	269.450		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal	Weinfelden	725.350	268.850		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		731.150	265.500		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		716.140	272.670		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		715.250	272.680		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		715.390	273.320		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		714.930	271.990		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		713.210	272.060		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		712.570	271.650		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		711.640	270.800		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Thur, Seitenkanal		702.650	271.140		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
TG	Wilerbach					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG	Zufluss von Dippishausen					1983-1990	KRÄMER ET AL. 1990
TG			716.000	256.000		1988	PEDROLI et al. 1991
TG			732.000	264.000		1985	PEDROLI et al. 1991
VD	Arena		529.560	156.620		1985	FISCHEREIVERWALTUNG
VD	Arena		529.590	156.620		1988	FISCHEREIVERWALTUNG
VD	Arena		550.280	167.860		1985	FISCHEREIVERWALTUNG
VD	La Broye	Granges-Marnand	558.200	179.100		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
VD	Lac de Morat		572.000	196.000		1985	PEDROLI et al. 1991
ZG	Binnenkanal	Hünenberg	672.000	231.000	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Binnenkanal	Hünenberg	673.000	231.000	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Binzmülibach	Rotkreuz	674.000	221.000	häufig	1998	FV OBERFREIAMT
ZG	Kleines Reussli	Hünenberg	673.000	226.000	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Lorze	Frauental, Cham	674.000	229.000	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Lorze	Friesencham, Cham	676.000	227.000	häufig	1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Reuss		672.000	226.000		1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZG	Sihl		688.000	228.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
ZG	Sihl		692.000	224.000	selten	1985	PEDROLI et al. 1991
ZH	Gossauerbach					1998	FISCHEREIVERWALTUNG

Kanton	Gewässer	Ortsbezeichnung	xKoord	yKoord	Häufigkeit	Jahr	QUELLE
ZH	Aabach					1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZH	Mettlenbach					1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZH	Limmat	Sihlmündung				1998	FISCHEREIVERWALTUNG
ZH	Lorze	Islikon				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Lorze	Maschwanden				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Zürichsee-Nord	Feldbach				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Reuss / Lorze					1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Rhein	Ellikon				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Rhein	Ellikon				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Rhein	Neurheinau				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Rhein	Rüdlingen				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Rhein		686.800	272.800		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
ZH	Rhein		687.100	276.400		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
ZH	Rhein		687.300	273.700		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
ZH	Rhein		687.300	275.400		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
ZH	Rhein		687.800	274.300		1995	AQUARIUS, NEUCHÂTEL
ZH	Rhein / Thur	Waldhof				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Sihl	Adliswil				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Sihl	Wollishofen				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Sihl	Zürich				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Alten				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Dätwil				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Dietingen				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Engi				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Farhof				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Husen				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Kleinandelfingen				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Niederneunform				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur	Thurhof				1993	STRAUB et al. 1993
ZH	Thur		696.000	272.000		1988	PEDROLI et al. 1991
ZH	Töss	Freienstein	686.790	264.930		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Freienstein	687.020	264.720		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Teufen	684.060	267.150		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Teufen	684.230	267.000		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Teufen	684.650	266.830		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Teufen	684.630	266.520		1995	ULMANN 1998
ZH	Töss	Teufen	684.630	266.520		1995	ULMANN 1998