



Flusskrebse und Großmuscheln im Bundesland Salzburg



Robert A. Patzner

Flusskrebse und Großmuscheln im Bundesland Salzburg

Projektleitung:

Univ.-Prof. Dr. Robert A. Patzner

Mitarbeit:

Mag. Stefan Achleitner

Stefan Langmeier

Mag. Sandra Schacherl

Alexandra Strasser

Thomas Strasser

Mag. Daniela Zick

Projekt gefördert durch:

Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 4: Land- und Forstwirtschaft

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Naturschutzbund Salzburg

Institut für Zoologie, Universität Salzburg

Adresse:

Univ.-Prof. Dr. Robert A. Patzner, Institut für Zoologie, Universität Salzburg

Hellbrunnerstraße 34, A-5020 Salzburg

E-Mail: robert.patzner@sbg.ac.at

Umschlagbilder:

Oben: Edelkrebs im Balcke-Teich (Tennengau), unten Große Teichmuschel aus dem Wallersee.

Fotos: Robert A. Patzner ©

Inhalt

Synopsis Flusskrebse	7
Synopsis Großmuscheln	8
1. Flusskrebse im Bundesland Salzburg	9
1.1. Einleitung und Problemstellung	9
1.2. Methode der Kartierung	10
1.2.1. Sammeln von Material	10
1.2.2. Belegmaterial	11
1.2.3. Erfassung in der EDV	11
1.3. Flusskrebse: Arten und Vorkommen	11
1.3.1. Edelkrebs - <i>Astacus astacus</i>	12
1.3.2. Steinkrebs - <i>Austropotamobius torrentium</i>	16
1.3.3. Sumpfkrebs (Galizier) - <i>Astacus leptodactylus</i>	18
1.3.4. Signalkrebs - <i>Pacifastacus leniusculus</i>	19
1.3.5. Kamberkrebs - <i>Orconectes limosus</i>	21
1.3.6. Roter Amerikanischer Sumpfkrebs - <i>Procambarus clarkii</i>	22
1.4. Gefährdung durch die Krebspest	24
1.4.1. Wirtsspektrum	24
1.4.2. Infektion	24
1.4.3. Krankheitsverlauf	26
1.4.4. Pathologie	27
1.4.5. Diagnose und Forschung	27
1.4.6. Maßnahmen und Prävention	28
1.5. Wiederansiedelung von heimischen Flusskrebsen	29
1.5.1. Gewässertypen	30
1.5.2. Vorhandene Krebsbestände	30
1.5.3. Gewässermorphologie	31
1.5.4. Chemisch-physikalische Parameter	31
1.5.5. Auswahl der Besatzstellen	32
1.5.6. Monitoring	32
1.5.7. Schutzmaßnahmen für bestehende Populationen	33
1.6. Rechtliche Grundlagen im Bundesland Salzburg	33

1.6.1. Historische Bestimmungen	33
1.6.2. Derzeit gültige Gesetze	34
1.7. Literatur Flusskrebse	35
2. Großmuscheln im Bundesland Salzburg	39
2.1. Einleitung und Problemstellung	39
2.2. Methode der Kartierung	40
2.2.1. Sammeln von Material	40
2.2.2. Belegmaterial	40
2.2.3. Historisches Material	40
2.2.4. Erfassung in der EDV	41
2.3. Großmuscheln: Arten und Vorkommen	41
2.3.1. Gemeine Flussmuschel - <i>Unio crassus</i>	42
2.3.2. Gemeine Malermuschel - <i>Unio pictorum</i>	43
2.3.3. Gemeine Teichmuschel - <i>Anodonta anatina</i>	46
2.3.4. Große Teichmuschel - <i>Anodonta cygnea</i>	49
2.3.5. Wandermuschel - <i>Dreissena polymorpha</i>	51
2.4. Gefährdung und Rückgang der Großmuscheln	54
2.4.1. Natürliche Einflüsse	54
2.4.2. Mittelbare anthropogene Einflüsse	58
2.4.3. Unmittelbare anthropogene Einwirkungen	63
2.4.4. Wiederbesiedlung und Umsiedlung von Großmuscheln	64
2.5. Literatur Großmuscheln	66
 Danksagung	 76
Zusammenfassung Flusskrebse	77
Zusammenfassung Großmuscheln	78

Flusskrebse und Großmuscheln im Bundesland Salzburg

Synopsis

Flusskrebse

Der Edelkrebs war in früheren Jahren im ganzen Bundesland und speziell im Flachgau häufig in vielen stehenden und fließenden Gewässern anzutreffen. Die Kartierung hat gezeigt, dass es bis auf den Ausfluss des Prebersees (Lungau) kein Vorkommen dieser Art in einem Fließgewässer mehr gibt. Grund hierfür ist hauptsächlich die Krebspest, die seit über 50 Jahren die Krebsbestände stark dezimiert hat. Weitere Gründe sind Gewässerverschmutzung und -verbauung. Da sich jedoch die Wasserqualität vieler Fließgewässer deutlich verbessert hat und immer mehr Bäche restrukturiert werden, sind Chancen für eine Wiederbesiedlung des Edelkrebses gegeben. Dabei ist allerdings zu beachten, dass solche Bäche in keinerlei Verbindung mit Gewässern sein dürfen, die mit Signalkrebsen besetzt sind. Bis auf wenige Ausnahmen sind die aus Amerika stammenden Signalkrebse Überträger der für die heimischen Krebse tödlichen Krebspest. Im Flachgau, wo es die besten Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung gibt, sind jedoch sehr viele Gewässer mit Signalkrebsen „verseucht“. Gute Edelkrebs-Bestände gibt es nur in einigen Teichen und Weihern, die fast alle künstlich besetzt wurden. Bemerkenswert ist die in über 1.500 m Höhe lebende Population im Prebersee.

Der Steinkrebs hat sich inselartig in mehreren Populationen im Flach- und Tennengau halten können. Aus dem Pongau und Lungau scheint er gänzlich verschwunden zu sein, im Pinzgau hat es ihn wahrscheinlich nie gegeben. Er wurde ausschließlich in Fließgewässern gefunden.

Von den nicht heimischen Krebsen kommt der Sumpfkrebs nur in den Trummerseen vor. Er ist zwar nicht Überträger der Krebspest hat aber dennoch den Edelkrebs von dort verdrängt.

Der aus Nordamerika eingeschleppte Signalkrebs besiedelt weite Gebiete des Flachgaves, ist aber auch in den anderen Gauen zu finden. Er ist Überträger der Krebspest und somit der größte Feind der heimischen Krebsarten. Durch seine Robustheit ist er praktisch nicht mehr aus einem Gewässer zu entfernen. Es wird dringend empfohlen, diese Krebsart nicht auszusetzen, auch nicht in abgeschlossene Gewässer, aus denen die Tiere über Land entkommen können. Ähnliches gilt für den Kamberkrebs, der nur im Zellersee und im Fuschlsee anzutreffen ist.

Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs wurde vor weniger Jahren in zwei Bereichen der Stadt Salzburg gesichtet. Im Rahmen der Kartierung konnte er jedoch nicht mehr nachgewiesen werden.

Synopsis

Großmuscheln

Von den Großmuscheln hat es ursprünglich vier Arten im Bundesland Salzburg gegeben. Eine Art, die Gemeine Flussmuschel *Unio crassus*, ist jedoch in den letzten 50 Jahren verschwunden. In früheren Jahren häufig, sind heute nur mehr vereinzelt Schalen(reste) zu finden. Hauptgrund für den Verlust ist die Gewässerverschmutzung, gegenüber der diese Art besonders empfindlich ist. Da sich jedoch die Qualität der Fließgewässer enorm verbessert hat, ist in einigen Bereichen an einen Wiederbesatz zu denken.

Die zweite *Unio*-Art, die Malermuschel *Unio pictorum* hat sich in einer Reihe von Gewässern gut gehalten. Hauptsächlich lebt sie in Seen und anderen stehenden Gewässern des Flachgates. Wie die Teichmuscheln wird auch die Malermuschel gerne in Teiche und andere stehende Gewässer eingesetzt. So ist diese Art auch in Gebieten zu finden, wo sie früher nie zu finden war (Pinzgau). Beim Muschelbesatz sollen möglichst heimische Formen verwendet werden und nicht solche aus Ost- oder Nordeuropa. Keinesfalls sollen Gewässer besetzt werden, wo noch heimische Arten vorhanden sind.

Von den beiden Teichmuscheln gibt es noch relativ gute Bestände. Die Besiedlungsdichte – hauptsächlich in den Vorlandseen – ist aber stark zurückgegangen. Dieser Trend ist in ganz Mitteleuropa zu finden; die Gründe dafür sind vielfältig und oft schwer zuordenbar. Das ökologische Spektrum der Gemeinen Teichmuschel *Anodonta anatina* ist wesentlich breiter, weshalb sie auch in nährstoffarmen Seen und in Fließgewässern lebt. Die Große Teichmuschel *Anodonta cygnea* bevorzugt dagegen nährstoffreiche stehende Gewässer. Für den Besatz gilt das gleiche wie für die Malermuschel.

Die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* ist zwar keine Großmuschel, wurde aber trotzdem bei der Kartierung mit erfasst. Sie hat sich in den letzten Jahrzehnten nicht nur in Europa sondern auch in Nordamerika rasend schnell verbreitet. Aufgrund ihrer Besiedlungsdichte schafft sie Probleme für den Menschen (Schifffahrt, Fischerei, Wasserversorgung, Badebetrieb) und für Tiere (Nahrungs- und Platzressourcen). In wenigen Jahren hat diese Art die Vorlandseen sowie den Fuschl- und Wolfgangsee besiedelt. Von den großen Seen sind der Zellersee und der Hintersee (noch) frei davon. Es ist streng darauf zu achten, dass keine Verschleppung durch Boote oder andere Geräte sowie durch die Verwendung als Angelköder geschieht.



1. Flusskrebse im Bundesland Salzburg

1.1. Einleitung und Problemstellung

Im Bundesland Salzburg sind zwei Arten von Flusskrebsen, der Edel- und der Steinkrebs, autochthon (heimisch). Sumpf-, Signal- und Kimberkrebse wurden eingeführt, um die Ausfälle durch die Krebspest am Ende des letzten und am Beginn dieses Jahrhunderts zu kompensieren. Die Fischereikarte von Kollmann (1900) sowie die Arbeiten von Freudelsberger (1921, 1936, 1937) geben einen historischen Rückblick und eine Schilderung der damaligen Situation. Kotschy (1979) berichtet aus dem Pinzgau. Exner (1996) aus dem Lungau. Wintersteiger (1985a, 1985b) fasst die früheren Arbeiten zusammen und berichtet über die Verbreitung der Flusskrebse im Jahr 1983. Aus der folgenden Zeit gibt es noch Studien aus dem Zellersee (Riedelsberger & Gassner 1996, 1997) und aus dem Lungau (Fingerlos 1997), eine Zusammenfassung bei Patzner (1998). Weitere Untersuchungen aus dem Institut für Zoologie an der Universität Salzburg bei Patzner (1999, 2001), Schacherl (2003) und Schacherl & Patzner (2003a, 2003b).

Berichte über Vorkommen und wirtschaftliche Nutzung des Edelkrebses in Salzburg reichen bis in das 15. Jahrhundert zurück. Bei den Salzburger Erzbischöfen waren die Krebse als Speise hoch geschätzt.

Um die Jahrhundertwende wurde in Mitteleuropa mit nordamerikanischen Krebsen die Krebspest eingeschleppt (siehe unten). Diese Krankheit ist äußerst ansteckend, ihr sind bis in die 50er Jahre der Großteil der Krebsbestände in Österreich und Deutschland zum Opfer gefallen. Aber auch Gewässerverbauung und -verschmutzung haben zum Rückgang der Krebse geführt. Man hatte dann die Idee, amerikanische Krebsarten, die immun gegen die Krebspest sind, bei uns einzusetzen. Damit sorgte man jedoch für eine weitere Verbreitung der Krankheit, da auch diese Krebse mit der Krankheit infiziert waren. Gott sei Dank wurde dies eingestellt und heute werden Edelkrebse in einer Reihe von Salzburger Gewässern - vom Flachgau bis in den Lungau - gehalten und nachgezüchtet.

Nur wenig beachtet haben sich in kleinen, unverbauten und nicht verschmutzten Bächen noch einige Bestände von den etwas kleineren Steinkrebsen (*Austropotamobius torrentium*) gehalten. Auch sie waren durch die Krebspest fast ausgerottet worden.

Durch den raschen Rückgang der heimischen Krebsbestände wurde in den 70iger und 80iger Jahren sehr oft die Auffassung vertreten, dass die heimischen Flusskrebse als verloren anzusehen sind. Die ökologische Lücke, die ihr Verschwinden verursacht hat, sollte durch die Einbürgerung von fremden Krebsarten, insbesondere durch den amerikanischen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) aufgefüllt werden (Patzner 1998). In Salzburg wurde der Signalkrebs erstmals in den Jahren 1970/71 aus der Sierra Nevada gebracht und unter anderem in Teiche in Hinterthal (Pinzgau) und in den Fuschlsee eingesetzt (Spitzzy 1971).

Weitere Gründe für das Verschwinden von vielen Beständen waren auch die Eutrophierung der Seen und Fließgewässer und deren Verbauung in den sechziger Jahren und die Nutzungsänderungen an vielen Weihern (Patzner 1998). Durch die mangelnde Kenntnis und das Desinteresse gerieten die einheimischen Edelkrebse langsam in Vergessenheit.



1.2. Methode der Kartierung

1.2.1. Sammeln von Material

Im Vorfeld der Kartierungsarbeiten wurde eine Fragebogen-Aktion ausgeführt. Der in „Salzburgs Fischerei“ abgedruckte Fragebogen ging an über 10.000 Fischer im Bundesland Salzburg (Patzner 1999). Der Rückmeldungserfolg lag jedoch unter 0,1 %!

Ausgehend von der Stadt Salzburg wurden von Mitte 2002 bis Oktober 2003 stehende Gewässer und Fließgewässer nach Flusskrebse abgesehen. Das Absuchen bei kleineren Gewässern und im Uferbereich geschah meist in den Abend- und Nachtstunden. Die Bereiche wurden mit starken Taschenlampen (Tauchscheinwerfer Kowalski, 50 W) abgesehen. Aufgesehen wurde direkt von Hand aus. In größeren Gewässern wurden Reusen (finnische Kunststoffreusen) eingesetzt. Als Köder wurde Rinder-, Schweine- oder Hühnerleber verwendet. Von einigen Standorten wurde das Material von Fischern (Netz- und Handfang) zur Verfügung gestellt. Die Fundorte wurden punktgenau (Bundesmeldenetz) erfasst. Die Benennung der Gewässertypen erfolgte nach Nowotny & Hinterstoisser (1994). Die Meereshöhe der Fundorte wurde in 11 Höhenstufen eingeteilt (Tab. 1.1). Die Arten wurden determiniert und nach folgenden Kriterien klassifiziert: Fundart (lebend – Exuvie – tote Krebse oder Krebstteile) und Häufigkeit (selten, Einzelfund - mäßig häufig - häufig - sehr häufig, massenhaft).

Stufe	Meereshöhe
1	350 bis 400 m
2	400 bis 450 m
3	450 bis 500 m
4	500 bis 550 m
5	550 bis 600 m
6	600 bis 700 m
7	700 bis 800 m
8	800 bis 900 m
9	900 bis 1.000 m
10	1.000 bis 1.500 m
11	1.500 bis 2.000 m

Tab. 1.1. Bei der Kartierung verwendete Höhenstufen

Im August 2003 war die Sammeltätigkeit aufgrund des Österreichweiten Hochwassers nicht möglich. Durch die starke Wasserführung waren die Flusskrebsebestände vielfach betroffen. Einige Populationen wurden stark vermindert, manche wahrscheinlich sogar gänzlich vernichtet. In vielen Fällen wurden Krebse flussabwärts verfrachtet. Man kann deshalb davon ausgehen, dass in mit Signalkrebse besetzten Gewässern von der Besatzstelle bis zur Mündung (Salzach, See) mit einer Verseuchung durch die Krebspest zu rechnen ist.

Der Sommer 2003 war extrem trocken. Mit Sicherheit sind hier einige Steinkrebsepopulationen durch das völlige Trockenfallen von kleinen Bächen vernichtet worden. Diese Populationen werden in der vorliegenden Kartierung nicht angezeigt.

1.2.2. Belegmaterial

Von einer Reihe von Fundorten wurden Flusskrebse gesammelt, abgetötet und in Alkohol fixiert. Dies ermöglicht auch eine spätere genetische Untersuchung. Nach Abschluss der Arbeiten wird das fixierte Material an die Sammlung im Haus der Natur in Salzburg übergeben.



1.2.3. Erfassung in der EDV

In einer speziell entwickelten Datenbank werden die aufgenommenen Daten gespeichert. Zur Auswertung, Analyse und kartographischen Darstellung wird das Online-Informationssystem, BioMapper © (Firma BIOGIS CONSULTING, Paul Schreilechner, Salzburg) verwendet. Das Produkt arbeitet auf Basis des weit verbreiteten Desktop-GIS-Programmes ArcView und der Datenbank MS-Access und stellt somit eine integrierte Arbeitsumgebung mit einer umfangreichen Funktionalität dar. Beide Programme verfügen über eine eigene Programmiersprache (Avenue; Visual Basic) mit Hilfe derer die einzelnen Auswertungs- und Analyseschritte automatisiert wurden. Zusätzlich wurden spezielle Visual Basic-Clients programmiert, die als User-Interface zwischen den beiden Standardsoftwarepaketen vermitteln. Die Kommunikation erfolgt dabei über ODBC (Open database connectivity) bzw. DDE (Dynamic data exchange) (Patzner 2001).

1.3. Flusskrebse: Arten und Vorkommen

Familie Astacidae

Ein zur Unterscheidung der Arten wichtiges Merkmal sind die seitlich am Kopf gelegenen „Postorbitalleisten“. Hinter jedem Auge, ist sich eine schmale Leiste, die Richtung Nackenfurche läuft. Bei den *Astacus*- und *Pacifastacus*-Arten ist diese Leiste im hinteren Bereich unterbrochen, so dass eine kurze Leiste und dahinter ein kleiner Knoten erkennbar ist. In diesem Fall spricht man von zwei Postorbitalknoten (Tab. 1.2).

	Edelkrebs	Steinkrebs	Sumpfkrebs	Signalkrebs	Kamberkrebs
Körperfärbung	rot-dunkelbraun	blaugrünlich-braun	hell-gelbbraun	mittelbraun	hell-mittelbraun
Hinterleibsfärbung	gleichmäßig	gleichmäßig	gleichmäßig	gleichmäßig	Querbinden
Scherengelenk	orange	blassrot	rötlich	blau-weiß	blass
Scherenform	breit/groß	breit/groß	lang, schmal	breit/groß	klein
Scherenbedornung	kl. Höcker	kl. Höcker	kl. Höcker	glatt	kl. Höcker
Scherenunterseite	rot/orange	weißgrau	weißlich, gelb	rot/orange	weißgrau
Körperspitze	lang, spitz	kurz, spitz	lang, spitz	lang, spitz	kurz, spitz
Rostrumkiel	bedornt	ohne	glatt	schwach gekielt	ohne
Rostrumseiten	fast parallel	nicht parallel	fast parallel	fast parallel	parallel
Postorbitalleiste	2	1	2	2	1

Tab. 1.2. Bestimmungsschlüssel der in Salzburg vorkommenden Flusskrebse, nach Troschel (1997), verändert.



1.3.1. Edelkrebs - *Astacus astacus* (Linnaeus 1758)

Beschreibung: Der Edelkrebs besitzt einen massigen, gedrungenen, schwach bedornten Körper von mittel- bis dunkelbrauner Färbung. Durch Pigmentverschiebung kann es gelegentlich zu einer Blaufärbung kommen. Die Scheren sind breit und groß und an der Oberseite wie der übrige Körper gefärbt. Die Scherenunterseite ist charakteristisch rot bis rotorange,



Abb. 1.1. Edelkrebs *Astacus astacus*. Deutlich sind die roten Scherengelenke erkennbar.

die Gelenkshaut beim beweglichen Scherenfinger ist leuchtend rot (Abb. 1.1.). Der Edelkrebs als *Astacus*-Art besitzt zwei Postorbitalknoten (Tab. 1.2). Die Geschlechtsreife erreicht der Krebs meist im dritten Sommer mit einer Größe von etwa 9 cm (Hager 1996).

Ökologie: Als Lebensraum werden Sommerwarme Niederungsbäche und -flüsse, Seen, Stauräume und Teiche mit steilen Ufern, Schotter- und Ziegelteiche bevorzugt. Ufer mit Wurzeln oder aus groben Steinen bieten gute Versteckmöglichkeiten. In lehmigen Uferböschungen gräbt er sich eine Wohnhöh-

le. Schlammige Böden meidet er als Wohnstätte, nutzt sie jedoch als Weide- und Jagdgebiete. An flach auslaufende, schlammige Ufer geht er nicht. Er ist erstaunlich unempfindlich gegenüber organischer Belastung, reagiert jedoch empfindlich auf chemische Verschmutzung, speziell niedrige pH-Werte. Der Edelkrebs benötigt eine Temperatur von mindestens 15° C über die Sommermonate. Er verträgt relativ geringe Sauerstoffmengen, Werte von 3 bis 4 mg/l sind jedoch als unterste Grenze anzunehmen (Hager 1996). Nach Bohl (1989) sind maximale Strömungsgeschwindigkeiten bis ca. 0,3 m/s als zuträglich anzusehen.

Allgemeine Verbreitung: Der Edelkrebs kommt in ganz Mitteleuropa, in Skandinavien, Finnland, im westlichen Russland, den baltischen Staaten, Polen, Rumänien, Bulgarien, dem nördlichen Griechenland und im ehemaligen Jugoslawien vor. Die durch die Krebspest in Mitleidenschaft gezogenen Stromgebiete wie Rhein, Donau, etc. und deren Hauptzuflüsse sind heute meist edelkrebsfrei, da sich bereits durch Besatz begründete amerikanische Krebse etabliert haben (Hager 1996).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Berichte über Vorkommen und wirtschaftliche Nutzung des Edelkrebses (*Astacus astacus*) in Salzburg reichen bis in das 15. Jahrhundert zurück. Im Flachgau gab es früher in fast allen Gewässern Krebse; es ist jedoch nicht sicher, ob es sich dabei um den Edelkrebs oder um den Steinkrebs gehandelt hat (Wintersteiger 1985a, 1985b). Auch in der Salzach sollen Krebse vorgekommen sein. Bereits am Beginn des 20. Jahrhunderts waren die Krebse des Flachgaves teilweise mit der Krebspest verseucht, es wurde jedoch noch 1904 ein Ausfang von 2.000 Edelkrebsen gemeldet (Anonymus 1906). Die großen Edelkrebs-Populationen aus dem Grabensee, dem Wallersee und dem Fuschlsee verschwanden nach Mitteilung der Bewirtschafter erst zwischen 1930 und 1950 (Wintersteiger 1985a, 1985b). Kotschy (1976, persönl. Mitteilung) fand noch bis vor 15 Jahren vereinzelt den Edelkrebs im Grabensee. Im Wallersee gibt es eine zeitliche Übereinstimmung des Rückganges des Edelkrebses mit dem Auftreten der Bisamratte, der Seespiegelabsenkung und Dezimierung der Unterstände, starkem Aalbesatz, Eutrophierung und sommerlichem Sauer-



stoffmangel ab wenigen Metern Tiefe. Krebse aus dem Wolfgangsee wurden bereits im 15. Jahrhundert wirtschaftlich genutzt (Freudlsperger 1921). Von der Fischach, dem Abfluss des Wallersees, wird aus dem 15. Jahrhundert eine wirtschaftliche Verwertung von Krebsen gemeldet; aber schon im 16. Jahrhundert ist die Fangmenge an Krebsen deutlich zurückgegangen. Es gab dort jedenfalls bis zur Krebspest im Jahr 1928 noch Edelkrebse (Dopsch & Weiss 1996). Die Krebse aus den Hellbrunner Teichen wurden vor einigen Jahren in Teiche bei Scheffau an der Lammer (Tennengau) umgesetzt, wo sie heute noch leben (Jäger persönl. Mitteilung). Kronberger (persönl. Mitteilung) berichtet von einem früheren Vorkommen zusammen mit Steinkrebsen aus dem Oberlauf der Vöckla (bei Straßwalchen). Das Verschwinden der Krebse aus vielen Gebieten ist sicherlich nur zum Teil der Krebspest zuzuschreiben. Wintersteiger (1985a, 1985b) gibt weitere Gründe für den Rückgang der Edelkrebspopulationen im Salzburger Flachgau an: In der Oichten (rechtsseitiger Zubringer der Salzach) ist der Ausfall des Edelkrebses zeitgleich mit einer Bekämpfung von Borkenkäfern mit Insektiziden. Außerdem wurden dort zwischen 1916 und 1920 Regulierungsarbeiten ausgeführt (Arnold et al. 1990). Am Eisbach (Zubringer des Wallersees) führten Regulierungen am Bach um 1950 zum Krebsausfall. Die Ragginger-Seen (zwischen Anthering und Elixhausen) wurden anlässlich einer Fischkrankheit mit Desinfektionsmitteln behandelt, was zum Verschwinden der dortigen Krebspopulation führte. Erst kürzlich wurde im Hintersee ein guter Bestand des Edelkrebses durch das Einschleppen von Signalkrebsen vernichtet (Rittsteiger 2001).

Im Tennengau wurde bei Unterscheffau im Lammertal der Edelkrebs in einige Teiche eingesetzt. Der Bestand entwickelte sich gut und blieb auch trotz einiger Ausfälle (Anonymus 1997) bis heute bestehen (Schacherl 2003, Schacherl & Patzner 2003a, 2003b, Jäger persönl. Mitteilung). Aus diesem Gebiet wurden Krebse in den Kuchler Teich eingesetzt (Scheibner persönl. Mitteilung).

Im Pongau gibt es im Goldeggersee einen langjährigen Bestand des Edelkrebses, der nicht nachbesetzt wird. In den 50er Jahren kam es dort zu Ausfällen durch große Welse (Geisinger persönl. Mitteilung). Im nahe gelegenen Böndlsee gibt es noch vereinzelt Edelkrebse aus älteren Beständen, es wird jedoch laufend nachbesetzt (Pronebner persönl. Mitteilung). Im Gasteinertal gab es früher einen guten Krebsbestand, der mit der Krebspest fast ausgerottet wurde. Eine kleine Population hatte sich jedoch erhalten, die aber durch Unfälle mit industriellen Abwässern 1982 und 1992 vernichtet wurde.

Im Pinzgau wurde der Edelkrebs seit dem 15. Jahrhundert wirtschaftlich genutzt. Noch Anfang des 19. Jahrhunderts wurden pro Jahr etwa 15.000 Krebse entnommen, was dem Gewicht von einer Tonne entspricht (Zillner 1865). Der Großteil der Tiere stammte aus dem Zellersee. Im Jahre 1551 wurde im Bereich von Zell am See der Kupferbergbau eröffnet. Durch die dabei abgeleiteten Abwässer ging der Bestand an Krebsen stark zurück (Freudlsperger 1917). Anfang bis Mitte des 19. Jahrhunderts wurden Teile des südlichen Bereiches des Zellersees sowie eine Reihe von Sumpfwiesen und -gräben trocken gelegt und im Bereich der Salzach Regulierungsarbeiten durchgeführt. Dies führte zu einer weiteren Abnahme der Krebsbestände im Pinzgau. Im Jahr 1880 breitete sich im Zellersee die Krebspest aus, was zur gänzlichen Ausrottung des dortigen Edelkrebsbestandes führte. Bereits am Beginn dieses Jahrhunderts regte Kollmann (1905) an, Krebse wieder in den Zellersee einzusetzen. Er sah durch das Fehlen der Krebse eine Lücke in der Nahrungskette der Fische. Im



Bereich von Mittersill, das etwa 25 km westlich von Zell am See liegt, hat es ursprünglich den Edelkrebs nicht gegeben. Er wurde erst im Jahr 1712 aus Tirol und Bayern eingesetzt. In den dortigen Sumpfbereichen wuchsen und vermehrte er sich ausgezeichnet. Die Krebse des Zellersees nahmen zu dieser Zeit „an Güte und Größe merklich ab, während die Mittersiller Krebse weit schöner und größer waren“ (Freudlsperger 1921). Aus diesem Grund forderten die Fischer von Zell am See, dass Mittersiller Krebse zur „Blutaufrischung“ in den Zellersee eingesetzt werden sollen. Noch vor dem großen Krebssterben wurden Edelkrebse aus dem Zellersee in den Uttendorfer See und andere Kleingewässer um Uttendorf gesetzt. Einige dieser Bestände – auch der im Uttendorfer See – blieben von der Krebspest verschont und stellen heute noch einen Teil der ursprünglichen Zellersee-Population dar (Kotschy persönl. Mitteilung). Der Uttendorfer See ist ein mit Karpfen, Barschen, Rotaugen, Schleien, Hechten und Zandern besetzter See, in dem sich der Krebsbestand gut entwickelte. Trotz intensiver Fischbewirtschaftung war eine stetige Zunahme des Edelkrebsbestandes festzustellen. Im Jahr 1978 wurde ein Ausfang von 46 kg gemeldet (Kotschy 1979). Aus diesen Beständen wurde in den letzten Jahrzehnten eine Reihe von stehenden und fließenden Gewässern des Pinzgaues besetzt. In Gewässern um Saalfelden gab es bis 1996 ein Restvorkommen, das aber wahrscheinlich durch den Bau eines Golfplatzes ausgelöscht wurde (Riedlsperger persönl. Mitteilung). Vom Uttendorfer See wurde der Edelkrebs auch in die „Bauernlacke“ bei Piesendorf eingesetzt. Bei Zell am Moos (südlich von Zell am See) wurde ein neuer Golfteich mit dem Edelkrebs aus Augsburg besetzt, der sich gut entwickelte (Kotschy 1991, persönl. Mitteilung). Im Stuhlfeldner Teich, einem Baggersee, findet man heute ebenfalls den Edelkrebs, dessen Herkunft jedoch ungewiss ist. 1979 wurden im Lengmoosbach bei Unken an die hundert Edelkrebse aus dem Böndlsee im Pongau und aus dem Uttendorfer See eingesetzt (Kotschy 1979). Danach wurden die Tiere einige Zeit lang beobachtet, ein Abwandern oder Absterben konnte vorerst nicht festgestellt werden. Nach einigen Jahren waren die Tiere jedoch verschwunden. Es wird angenommen, dass die Wassertemperatur des Baches zu niedrig war (Kotschy persönl. Mitteilung). Um den Edelkrebs im Zellersee selbst wieder einzubürgern wurde von der Stadtgemeinde Zell am See eine Studie in Auftrag gegeben (Riedlsperger & Gassner 1996, 1997). In der Achenfurth (Alte Salzach) wurden Edelkrebse ausgesetzt, die jedoch im Rahmen der Kartierung nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

Im Lungau sind Bestände des Edelkrebses seit über 100 Jahren nachgewiesen (Kürsinger 1853, Exner 1996). Fingerlos (1997) vermutet, dass die Krebse vor etwa 300 Jahren in den Prebersee für die Salzburger Erzbischöfe eingesetzt wurden. Sie haben dort die Krebspest überstanden und bis heute eine gute Population ausgebildet, die regelmäßig bewirtschaftet wird. Freudlsperger (1940) berichtet von zahlreichen Edelkrebsen (als Rotscherenkrebse *A. fluviatilis*) im See. 1995 wurden 50 kg Krebse ausgesetzt und 1997 erfolgte ein Ausfang von 12 kg (Hohensinn persönl. Mitteilung). In den letzten 30 Jahren wurden im Gemeindegebiet von St. Michael einige neue Teiche geschaffen und mit dem Edelkrebs besetzt. Bei einem davon stellte sich sogar ein vermeintlicher Signalkrebs- als Edelkrebsbesatz heraus (Fingerlos 1997).

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Edelkrebs ist *heimisch* im Bundesland Salzburg (autochthone Art). Im Rahmen der Kartierung wurden 20 Populationen gefunden. Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor: Weiher, Teich naturnah, Teich stark beeinflusst, Moorsee, Mittelgebirgsbach Klasse 1 (nur Seeausfluss); Hauptvorkommen: Weiher (52 %) (Tab. 1.3). Ein Grossteil dieser Gewässer wurde künstlich angelegt und mit Edelkrebsen besetzt. Die **Hö**



Verbreitung erstreckt sich von Höhenstufe 3 (450-500 m) bis Höhenstufe 11 (1.500-2.000 m). Hauptvorkommen in Stufe 7 (700-800 m), höchstes Vorkommen: Prebersee (Lungau, 1.514 m). Der Edelkrebs wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 1.2): *Flachgau*: Baggerteiche Postalmstrasse. - *Tennengau*: Balcke-Teiche und Haarbergteiche (Lammertal), Egelsee Golling. - *Pongau*: Goldeggersee, Böndlsee. - *Pinzgau*: Uttendorfer Badesee, Teich hinter Bauernlücke (südlich), Golfplatz-Teiche Zellermoos, Teich bei Rettenbach, Hollersbacher Badesee, Ritzensee. - *Lungau*: Prebersee,

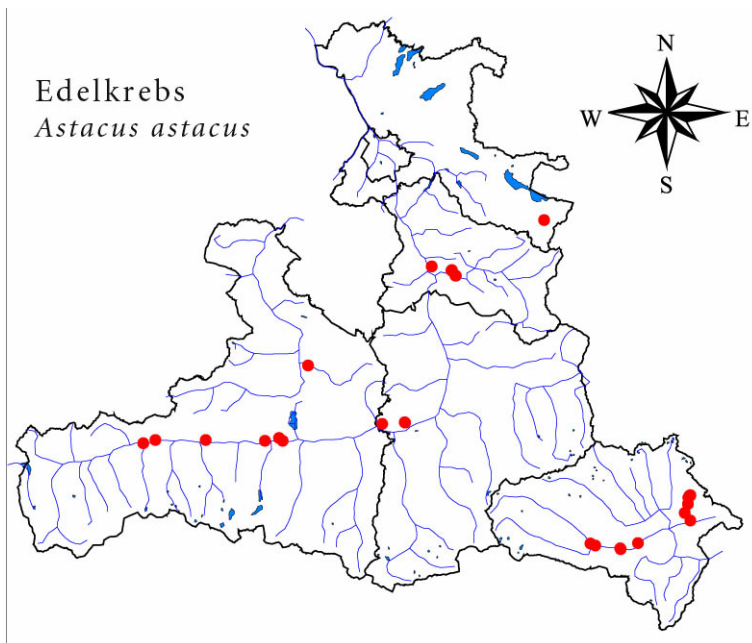


Abb. 1.2. Verbreitungskarte des Edelkrebses in Salzburg

Ausfluss Prebersee (einziger Nachweis in einem Fließgewässer), Teiche bei Oberweißburg, Unterweißburg und Voidersdorf, Golfplatzteiche St. Michael.

Gefährdung: Der Edelkrebs steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ auf

	Gewässertyp	Edelkrebs	Steinkrebs	Sumpfkrebs	Signalkrebs	Kamberkrebs
Stehende Gewässer	See, oligotroph, kalkarm	-	-	-	-	50
	See, oligotroph, kalkreich	-	-	-	5	50
	See, mesotroph	-	-	77	2	-
	See, eutroph	-	-	19	-	-
	Flussstausee	-	-	-	2	-
	Weiler	52	-	-	1	-
	Teich, naturnah	8	-	-	3	-
	Teich, stark beeinflusst	12	-	-	3	-
	Auenstillgewässer	-	-	-	3	-
	Moorsee, -teich, -tümpel	24	-	-	2	-
Fließgewässer	Mittelgebirgsbach Klasse 1*	4	57	-	5	-
	Mittelgebirgsbach Klasse 2*	-	5	-	8	-
	Niederungsbach Klasse 1*	-	19	4	29	-
	Niederungsbach Klasse 2*	-	19	-	32	-
	Niederungsbach Klasse 3*	-	1,5	-	5	-
	Niederungsbach Klasse 4*	-	1,5	-	-	-
Summe		100	100	100	100	100

Tab. 1.3. Verbreitung der Flusskrebse in verschiedenen Biotoptypen im Bundesland Salzburg (Angaben in Prozent). Biotoptypen nach Nowotny & Hinterstoisser (1994). *Klassen der Ökomorphologie, nicht der Gewässergüte.



Gefährdungsstufe 1 (vom Aussterben bedroht) (Pretzmann 1994). Hauptgefahr ist die Krebspest, die mit nordamerikanischen Flusskrebsen verbreitet wird.

1.3.2. Steinkrebs - *Austropotamobius torrentium* (Schrank 1803)

Beschreibung: Die Grundfärbung der Oberseite ist meist graubraun (Abb. 1.3). Hellere Bereiche wechseln sich mit dunkleren ab, so dass sich ein marmorierter Effekt ergibt. Zum Teil lassen sich blaugüne und orangebraune Zeichnungen erkennen. Im Gegensatz zu den Edelkrebsen, bei denen die Scherenunterseiten orangerot sind, sind sie beim Steinkrebs hellgrau bis weiß braun (Gruner et al. 1993). Der Steinkrebs hat eine Postorbitalleiste (Tab. 1.2). Er erreicht ohne Scheren nur eine Körperlänge von max. 10 cm (Hager 1996).



Abb. 1.3. Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* lebt meist in kleinen, sauberen Bächen.

Ökologie: Der Steinkrebs lebt hauptsächlich in Oberläufen von Niederungs- und Mittelgebirgsbächen. Im Gegensatz zum Edelkrebs ist er gegenüber organischer Belastung des Gewässers empfindlich. Er hat seine Verstecke meist unter großen Steinen in den ruhigeren Gewässerzonen (Hager 1996). Voraussetzung für eine erfolgreiche Besiedlung ist ein stabiles Substrat, das auch bei Hochwasser nicht in Bewegung gerät. Gelegentlich kommt er auch

in höher gelegenen Seen vor (Pöckl & Eder 1998). Er benötigt eine Sommertemperatur von mindestens 8° C. Das Optimum liegt bei 14° bis 18° C, das Maximum bei ca. 23° (Hager 1996).

Allgemeine Verbreitung: Man findet den Steinkrebs in ganz Österreich, in Süddeutschland, Slowenien, Kroatien, Serbien und Ungarn (Hager 1996).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Der Steinkrebs ist vermutlich die älteste Flusskrebsart Europas (Albrecht 1980) und hat den Alpenbereich nach der Eiszeit vor etwa 10.000 Jahren besiedelt (Wintersteiger 1985a, 1985b). Im Gegensatz zum Edelkrebs ist der Steinkrebs wirtschaftlich eher bedeutungslos und wurde wohl nur selten in ein Gewässer eingesetzt. Man kann also davon ausgehen, dass die jetzigen Bestände der natürlichen Verbreitung entsprechen. Nach Freudlsperger (1921) wurden 1804 beim Hof des Erzbischofs 1.580 Steinkrebse - als Suppenkrebse - abgeliefert. Über die ursprüngliche Verbreitung dieser Krebsart gibt es aufgrund der wirtschaftlichen Bedeutungslosigkeit weit weniger Aufzeichnungen als über den Edelkrebs.

Der Steinkrebs war früher in vielen Gewässern im gesamten Flachgau und im Tennengau bis etwa zur Höhe von Golling häufig anzutreffen (Kollmann 1900, Wintersteiger 1985a, 1985b). Die Vorkommen sind jedoch stark zurückgegangen. Hauptursache dafür war auch hier die Krebspest, die vom Ende des 19. bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts in diesem Gebiet grassierte. Aber auch Gewässerverbauung und -verschmutzung haben zum Rückgang des Steinkrebse geführt. Beispielhaft seien hier die Ausfälle im Auerbach bei Eugendorf durch industrielle Abwässer und im Hippingerbach bei Seekirchen durch häusliche Abwässer er-



wähnt (Wintersteiger 1985a, 1985b). Im Jahr 1983 gab es den Steinkrebs noch in mehreren Zuflüssen des Wallerseees und der Fischach, in Zuflüssen zum Mattsee und zum Fuschlsees sowie im Norden der Stadt Salzburg (Wintersteiger 1985a, 1985b). Man weiß auch einem früheren Vorkommen gemeinsam mit dem Edelkrebs in der Vöckla (Kronberger persönl. Mitteilung). Südlich der Stadt Salzburg fand man den Steinkrebs noch im Klausbach (Schwarz H. persönl. Mitteilung), in mehreren Bächen der Gemeinde Puch (Patzner 1991, Patzner et al. 1992, Patzner & Moosleitner 1993), bei Abtenau (Gassner persönl. Mitteilung), bei St. Kolomann (Gastager persönl. Mitteilung) und, zumindest noch 1983, bei Adnet (Wintersteiger 1985a, 1985b).

Im Pongau wird in der Fischereistatistik von 1904 ein Steinkrebs-Vorkommen im Bezirk von St. Johann im Pongau erwähnt (Anonymus 1906). Kollmann (1900) gibt ein Vorkommen in oder beim Scheibling See an. In einem Bach bei Goldegg wurde vor einigen Jahren ein Krebsbestand durch Abwässer vernichtet (Gesinger persönl. Mitteilung). In den Seitenbächen der Gasteiner Ache lebten früher Steinkrebse, die aber heute verschwunden sind (Grünbart persönl. Mitteilung).

Im gesamten Pinzgau dürfte es nie Steinkrebse gegeben haben (Kotschy persönl. Mitteilung).

Noch in den 50er Jahren war der Steinkrebs in vielen Bächen des Lungaues sehr häufig, in den letzten Jahren konnte jedoch trotz intensiver Suche kein einziger Bestand mehr nachgewiesen werden (Fingerlos 1997, Fingerlos & Patzner 1998). Das Verschwinden ist – zumindest teilweise – auf harte Verbauung und Verrohrung der Gewässer zurückzuführen.

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Steinkrebs ist *heimisch* im Bundesland Salzburg (autochthone Art). Im Rahmen der Kartierung wurden 33 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor: Mittelgebirgsbach Klassen 1 und 2, Niederungsbach Klassen 1, 2, 3 und 4; Hauptvorkommen: Mittelgebirgsbach Klasse 1 (57 %)(Tab. 1.3). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich von Höhenstufe 2 (400-450 m) bis Höhenstufe 8 (800-900 m). Hauptvorkommen in Stufe 6 (600-700 m), höchstes Vorkommen: Lienbach (Tennengau, 870 m). Der Steinkrebs wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 1.4):

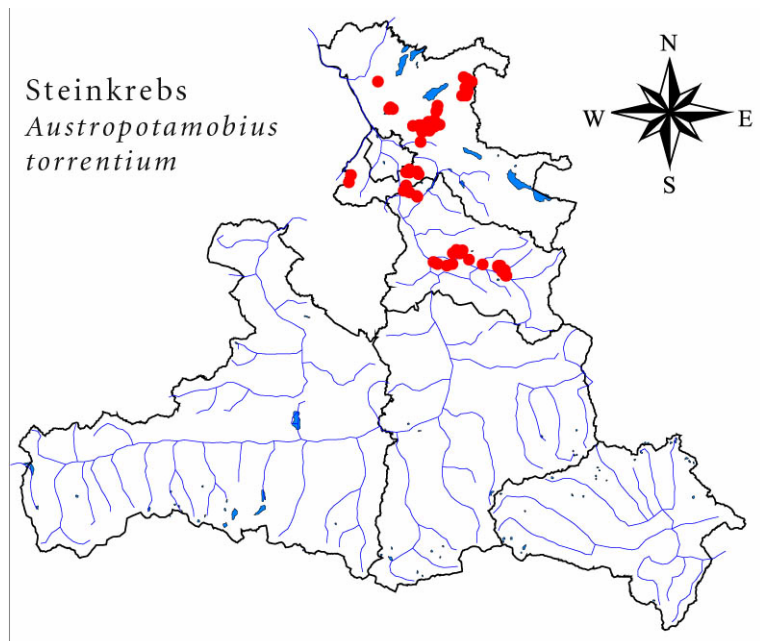


Abb. 1.4 Verbreitungskarte des Steinkrebsees in Salzburg

Flachgau: Ursprung Angerbach (nördl. Hausberg), Ehrenbach, Zubringer Raggingersee (Zwischen Anthering und Ursprung), Schlachterbach (Wallerseezufluss, Henndorf), Haldingerbach, Aubach, Zubringer Klausbach, Zubringer Steinbach (alle Wallerseezuflüsse, Neumarkt), Zubringer Eugenschbach, Zubringer Burgstallbach, Kraiwiesenbach, Zubringer Kraiwiesenbach, Reitbach, Zubringer Reitbach, Bach ohne Namen, Zubringer Scherenbach (alle zwischen Eugendorf und Thal-



gau), Zubringer Alterbach (Guggenthal), Zubringer Sandbach, Zubringer Moosbach (alle Großmain), Klausbach (Elsbethen) - *Tennengau*: Steingrubbach, Staudenführerbach, Gastteigbach, Oberthurnbach, Golsbach (alle Puch), Mitterbach (Golling), Lienbach, Wiesenbach bei Lienbachbauer, Weitenaubach, Tanngaben (alle Seitenbäche der Lammer). In den anderen Gauen wurden keine Steinkrebspopulationen gefunden.

Gefährdung: Der Steinkrebs steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ auf Gefährdungsstufe 2 (stark gefährdet) (Pretzmann 1994). Hauptgefahr ist die Krebspest, die mit nordamerikanischen Flusskrebsen verbreitet wird.

1.3.3. Sumpfkrebs (Galizier) - *Astacus leptodactylus* (Eschscholz 1823)

Keine heimische Art, eingeschleppt!

Beschreibung: Die Grundfärbung ist meist hell sandfarben (hellbraun). Er ist schlanker als unsere einheimischen Krebse gebaut. Das wichtigste Merkmal sind die beiden lang gestreckten Scherenfinger (Abb. 1.5). Die Scheren sind nicht eingebuchtet. Die Seiten des Karapax vor



Abb. 1. 5. Der Sumpfkrebs *Astacus leptodactylus* ist an seinen schlanken Scheren zu erkennen.

und hinter der Nackenfurche sind rau und mit kleinen Dornen und Körnern besetzt. Er hat zwei Paar Postorbitalleisten (Tab. 1.2). Das hintere Paar trägt an der Spitze einen kleinen Dorn. Seitlich am Körper, direkt hinter den Nackenfurchen, ist mindestens ein spitzer Dorn vorhanden. Er wird maximal bis 18 cm (Rostrumspitze bis Schwanzende) groß (Pöckl & Eder 1998).

Ökologie: Der Sumpfkrebs bevorzugt stehende oder langsam fließende Gewässer. Im Gegensatz zum Edelkrebs nimmt er auch schlammige Gebiete als Wohnstätte. In festen Ufern gräbt er

sich Wohnhöhlen. Seine Widerstandsfähigkeit gegen organische Belastung und Sauerstoffmangel ist noch größer als beim Edelkrebs (siehe oben). Die Temperatur soll im Sommer mindestens 17° C, optimal jedoch 23 bis 26° C betragen (Hager 1996). Im Gegensatz zu den meisten anderen Krebsarten ist er häufiger auch bei Tage aktiv (Pöckl & Eder 1998).

Allgemeine Verbreitung: Der Sumpfkrebs stammt ursprünglich aus der Türkei, im Bereich des Kaspischen und des Schwarzen Meeres und nördlich davon. In Mitteleuropa wurde er eingesetzt (Hager 1996).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Der Sumpfkrebs wurde im Jahr 1891 erstmals im Zellersee ausgesetzt. Dieser Versuch misslang jedoch (Anonymus 1905). Nach Wintersteiger (1985a, 1985b) wurde diese Art im Bundesland Salzburg oft für Besatzversuche verwendet, konnte sich jedoch nur im Mattsee, Obertrumersee und Grabensee halten. Ein Besatzversuch in einem Teich bei Bruck an der Glocknerstraße scheiterte vor einigen Jahren (Richtarski persönl. Mitteilung).

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Sumpfkrebs ist *nicht heimisch* im Bundesland Salzburg (allochthone Art). Im Rahmen der Kartierung wurden 3 **Populationen** gefunden (siehe un-



ten). Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor: See mesotroph, See eutroph, Niederungsbach Klasse 1; Hauptvorkommen: See mesotroph (77 %)(Tab. 1.3). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich nur in Höhenstufe 4 (500-550 m) alle Vorkommen in einer Höhe von 503 m. Der Sumpfkrebs wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 1.6): *Flachgau*: Obertrummersee und in einem Zufluss, Mattsee, Grabensee. Zu bemerken ist, dass diese Gewässer alle miteinander in Verbindung stehen. Im Reitbach (Antheringer Au, Flachgau) wurde eine einzelne Exuvie gefunden, die jedoch in der Kartendarstellung nicht berücksichtigt wurde, da in diesem Bach Signalkrebse leben.

Gefährdung: Der Sumpfkrebs steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ auf Gefährdungsstufe 1 (vom Aussterben bedroht) (Pretzmann 1994). Allerdings ist er im Bundesland Salzburg eingeschleppt worden und gilt daher als „nicht gefährdet“.

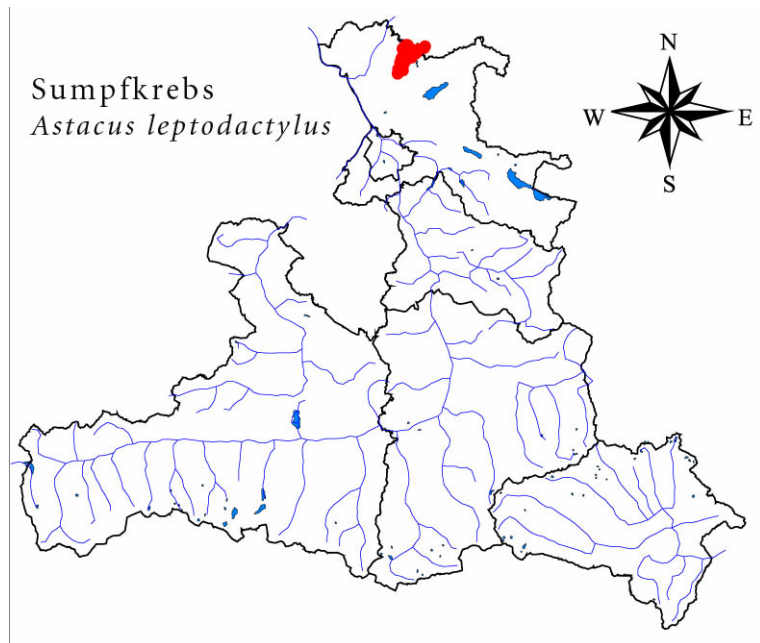


Abb. 1.6 Verbreitungskarte des Sumpfkrebsees in Salzburg

1.3.4. Signalkrebs - *Pacifastacus leniusculus* (Dana 1852)

Keine heimische Art, eingeschleppt! Überträger der Krebspest!

Beschreibung: Der Signalkrebs ähnelt in Körperform und Massigkeit der Scheren sehr stark dem Edelkrebs. Seine Färbung ist jedoch deutlich heller und sein Panzer nahezu unbedornt. Das auffälligste Merkmal ist sein weiß-blaues Scherengelenk, das besonders beim Öffnen der Scheren als deutliches Signal sichtbar wird (Pöckl & Eder 1998). Der Signalkrebs besitzt zwei



Abb. 1.7. Der Signalkrebs - *Pacifastacus leniusculus* hat weiße Scherengelenke. Überträger der Krebspest!

Postorbitalknoten (Tab. 1.2). Er ist schnell- und großwüchsig und erreicht eine Länge von mehr als 15 cm. Exemplare von 200 g sind keine Seltenheit (Hager 1996).

Ökologie: Die ökologische Ansprüche sind denen des Edelkrebsees sehr ähnlich, der Sumpfkrebs besitzt jedoch eine etwas größere Toleranz gegenüber hohen Temperaturen und ist auch schlammigen Gebieten nicht gänzlich abgeneigt (Hager 1996). Als Überträger der Krebspest stellt er eine große Gefahr für heimi-



sche Krebse dar. Mit Signalkrebsen besetzte Gewässer sind nicht mehr für heimische Krebse geeignet.

Allgemeine Verbreitung: Der Signalkrebs kommt aus Nord-Amerika kommt heute allerdings punktuell in ganz Europa vor. Ursachen sind Besatz und aus Zuchtanstalten entkommene Tiere (Hager 1996).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Nach Österreich wurde der Signalkrebs erstmals (illegal) aus der Sierra Nevada durch Reinhard Spitzky in den Jahren 1970/71 gebracht und unter anderem in Teiche in Hinterthal (Pinzgau) und in den Fuschlsee eingesetzt (Spitzky 1971). 1972 wurden weitere 20.000 Signalkrebse aus Schweden nach Österreich gebracht und 3.000 Stück in den Zellersee eingesetzt. Für 1973 war ein Import von 100.000 Krebsen geplant (Spitzky 1973). In den folgenden Jahren wurden Signalkrebse teilweise mit (leider) sehr gutem Erfolg in Seen, Bächen und Teichen eingesetzt. Positiv ist, dass aufgrund von Aufklärungen die Besatzwelle mit den „Amerikanern“ in letzter Zeit abgeebbt ist.

Im Flachgau gibt es erfolgreichen Besatz in Zuflüssen zum Wallersee (Glechner & Heberling 1995, Stemberger persönl. Mitteilung), im Abfluss des Krottensees zum Wolfgangsee (Jagsch persönl. Mitteilung), im mittleren und oberen Bereich der Oichten (Auersperg persönl. Mitteilung) und nach Wintersteiger (1985a, 1985b) auch in der Fuschler Ache, in der Mattig und einigen kleineren Gewässern. Durch Einschleppen in den Hintersee wurde ein guter Edelkrebsbestand in kurzer Zeit vernichtet (Rittsteiger 2001).

Im Tennengau wurden vor einigen Jahren Signalkrebse in den Weiher von St. Jakob am Thurn eingesetzt (Feichtinger persönl. Mitteilung). Die führte zum Absterben einer unterhalb gelegenen Steinkrebspopulation (eigene Beobachtung). Aus dem Pongau liegen keine Meldungen vor.

Im Pinzgau wurde diese Krebsart von Spitzky in einen Teich bei Hinterthal und in den Zellersee eingesetzt (siehe oben); im letzteren sind sie heute nicht mehr zu finden. Vor einigen Jahren wurden Signalkrebse zahlreich in Teichen der Fischerei in der Haider Senke bei Saalfelden sowie in Teiche im Bereich des Golfplatzes von Zell am See freigesetzt. Bei Haid (Saalfelden) wurden in den Schwaighoferteich statt Edelkrebse irrtümlich Signalkrebse eingesetzt (Kotschy persönl. Mitteilung).

Im Lungau wurden Signalkrebse 1972 in das hintere Weißpriachtal eingesetzt (Fingerlos 1997).

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Signalkrebs ist *nicht heimisch* im Bundesland Salzburg (allochthone Art). Im Rahmen der Kartierung wurden 39 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden vor (Abb. 1.8): See oligotroph kalkreich, See mesotroph, See eutroph, Stausee, Weiher, Teich naturnah, Teich stark beeinflusst, Auenstillgewässer, Moorsee, Niederungsbach Klassen 1, 2 und 3, Mittelgebirgsbach Klassen 1 und 2. Hauptvorkommen: Niederungsbach Klasse 2 (32 %)(Tab. 1.3). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich von Höhenstufe 1 (350-400 m) bis Höhenstufe 8 (800-900 m). Hauptvorkommen in den Stufen 4 und 5 (500-600 m), höchstes Vorkommen: Mandlinger Moorteich (Pongau, 810 m). Der Signalkrebs wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 1.8): *Stadtbereich von Salzburg:* Alterbach und Zubringer, Söllheimer Bach, Schleiferbach, St. Peter Weiher, Hellbrunner Teiche, Hellbrunnerbach, Hechtenbach, Almkanal, Glan, Lieferinger Mühlbach. – *Flachgau:* Autümpel Reitbach, Lehenbach und Strubach (Anthering, Weitwörth), Oichten, Wallersee und dessen Zubringer



(Grabenbach, Stalzenbach, Steinbach, Altenbach), Fischach, Eugenbach (Zubringer Fischach), Hainbach (Strasswalchen), Hintersee, Wolfgangsee (Nordteil), Ausfluss Krotensee, Plainfeldbach und Fuschler Ache, Totenbach (Koppl), Fischbach (Thalgau), Pfongauer Bach (Schleedorf), Ehrenbach und Zubringer, Prossingerbach (Elixhausen), Weißenbach und Zubringer (Großmain), Mayrbachl (Glanegg), Anifer Alterbach, Mitterbach (Anif). – *Tennengau*: Wiestalsee, Almbach (Ausfluss Wiestalsee), Bader-Brunn-Lacke (Hallein). – *Pongau*: Zubringer Enns. – *Pinzgau*: Hofis Angelteich und Bach daneben, Haider Angelteich, Teiche bei Haid, Golfteiche Maria Alm, Mandlinger Moorteiche, Abachl, Gröbenbach, Harhammerbach. Keine nachgewiesenen Vorkommen im Lungau.

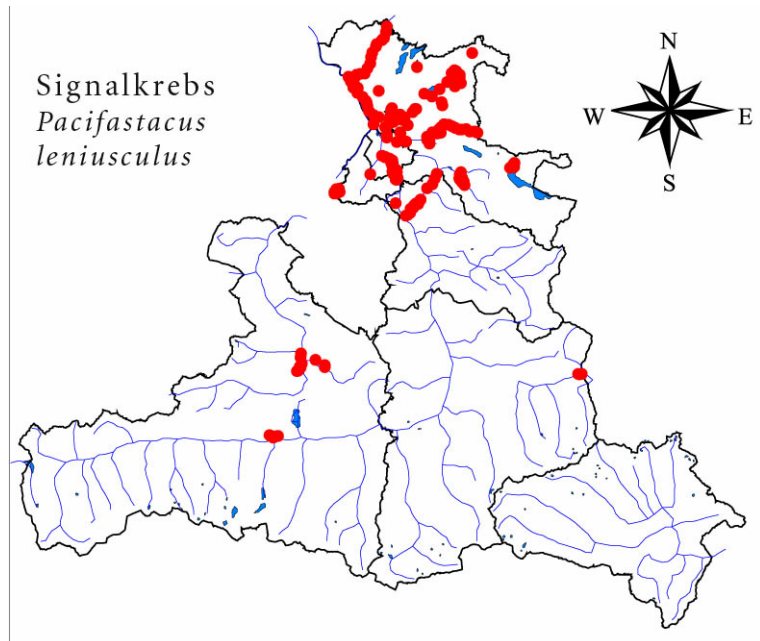


Abb. 1.8. Verbreitungskarte des Signalkrebses in Salzburg

Gefährdung: Der Signalkrebs wurde im Bundesland Salzburg eingeschleppt und gilt daher als „nicht gefährdet“.

1.3.5. Kamberkrebs - *Orconectes limosus* (Rafinesque 1817)

Keine heimische Art, eingeschleppt! Überträger der Krebspest!

Beschreibung: Der Kamberkrebs ist von hell- bis mittelbrauner Färbung. Charakteristisch sind die dunkelbraunen Querstreifen auf jedem Schwanzsegment (Abb. 1.9). Die Scheren sind im Verhältnis zum Körper sehr klein entwickelt. Der Kamberkrebs besitzt eine Postorbitaleiste (Tab. 1.2). Er erreicht eine Länge von maximal 10 cm (Hager 1996).



Abb. 1.9. Der Kamberkrebs *Orconectes limosus* hat dunkelbraune Querstreifen am Hinterkörper. Überträger der Krebspest!

Ökologie: Der Kamberkrebs lebt in großen Flüssen und Seen. Er ist extrem unempfindlich gegenüber Gewässerverschmutzung und Sauerstoffmangel und bevorzugt den schlammigen Gewässergrund als Aufenthaltsgebiet, wo er auch tagsüber sehr aktiv ist (Hager 1996). Im Gegensatz zu den meisten anderen Arten gräbt er keine Höhlen, kann sich aber im Schlamm verstecken (Pöckl & Eder 1998). Temperaturen um 20° C und mehr sind optimal (Hager 1996). Als Überträger der Krebspest stellt er eine große Gefahr für heimische Krebse dar. Mit Kamberkrebsen besetzte Gewässer sind nicht mehr für heimische Krebse geeignet.



Allgemeine Verbreitung: Der Kamberkrebs stammt aus Nord-Amerika und kommt heute aufgrund von Besatzmaßnahmen in ganz Europa vor. Speziell in großen Flüssen (z.B. Donau) und in einigen Seen (Hager 1996).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Im Herbst 1969 setzte Spitzzy an die 7.000 Stück in eigenen Gewässern sowie in den Fuschlsee, den Zellersee und einen Baggerteich an der Salzach aus (Spitzzy 1971). Die Tiere stammten aus den Havelseen um Berlin (Spitzzy 1973). Im Auftrag der Stadtgemeinde Zell am See wurden Daten über die Biologie und Verbreitung der besetzten Kamberkrebse im Zellersee erhoben (Riedlsperger & Gassner 1996, 1997). Es sollte dabei abgeklärt werden wie groß die Chancen für eine Wiedereinbürgerung des Edelkrebse sind (siehe oben). Ein zusätzlicher Besatz erfolgte in den Dießbachsee, ein 1.400 m hoch liegender Stausee, der im Winter 90 % des Wasserstandes verliert (Spitzzy 1973). Dort war diese Art noch 1983 zu finden (Wintersteiger 1985a, 1985b); seit 1990 wurden aber keine Krebse mehr gesichtet (Lapuch mündl. Mitteilung).

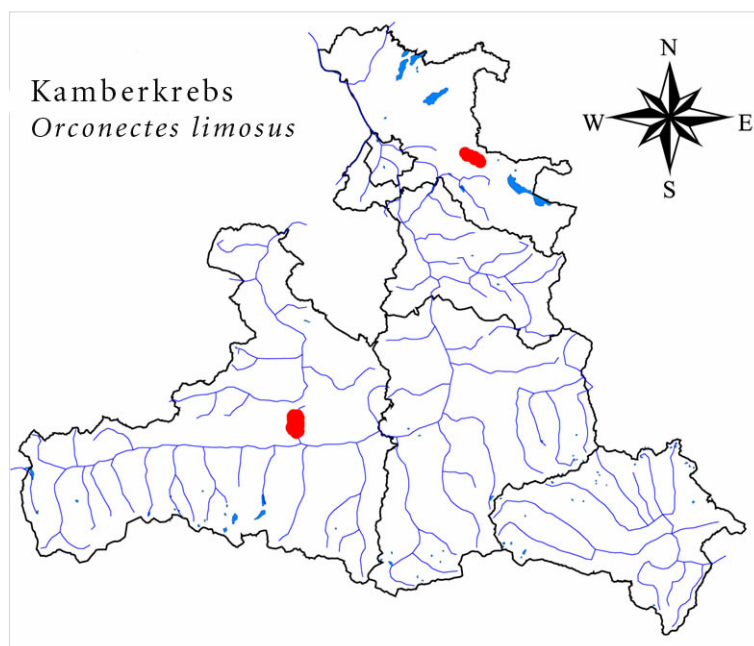


Abb. 1.10. Verbreitungskarte des Kamberkrebse in Salzburg

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Kamberkrebs ist *nicht heimisch* im Bundesland Salzburg (allochthone Art). Im Rahmen der Kartierung wurden 2 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor: See oligotroph kalkarm, See oligotroph kalkreich (Tab. 1.3). Die **Höhenverbreitung** liegt in Höhenstufe 6 (600-700 m) und 7 (700-800 m); höchstes Vorkommen: 750 m (Zellersee, Pinzgau). Der Kamberkrebs wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 1.10): *Flachgau*: Fuschlsee. – *Pinzgau*: Zellersee.

Gefährdung: Der Kamberkrebs wurde im Bundesland Salzburg eingeschleppt und gilt daher als „nicht gefährdet“.

1.3.6. Roter Amerikanischer Sumpfkrebs - *Procambarus clarkii* (Girard 1852)

Keine heimische Art, eingeschleppt! Überträger der Krebspest!

Beschreibung: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs hat einen spindelförmigen, kaum bedornen dunkelrot bis schwarz Körper. Seine ebenso gefärbten schmalen, langen Scheren sind mit leuchtend roten Dornen besetzt. Er besitzt eine Postorbitalleiste (Hager 1996).

Ökologie: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs bewohnt Flüsse, Teiche, Seen und regelmäßig überschwemmte Gebiete. Seine Grabtätigkeit ermöglicht ihm das Überdauern langer Trockenperioden. Gefürchtet ist auch seine Ausbreitungsgeschwindigkeit (Hager 1996). Als Überträger der



Krebspest stellt er eine große Gefahr für heimische Krebse dar. Mit Roten Amerikanischen Sumpfkrebsen besetzte Gewässer sind nicht mehr für heimische Krebse geeignet.

Allgemeine Verbreitung: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs stammt aus Nord-Amerika und wurde 1973 in Spanien eingeführt. Freilebend findet man ihn heute in Frankreich, Deutschland und in der Schweiz (Hager 1996, Stucki 2003).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs wurde vor einigen Jahren in der Stadt Salzburg in einem Wassergraben im Aubach (Aigen) und im unteren Bereich des Alterbaches (Izling) gesichtet (Jersabek persönl. Mitteilung).

Heutiges Vorkommen in Salzburg: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs wurde nicht mehr in Salzburg gefunden.

Gefährdung: Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs wurde im Bundesland Salzburg eingeschleppt und gilt daher als „nicht gefährdet“.



1.4. Gefährdung durch die Krebspest

Der Erreger der Krebspest ist der Pilz *Aphanomyces astaci*, ein Fadenpilz aus der Familie der Oomyceten (Oidtmann & Hoffmann 1998). Die Ende des 19. Jahrhundert aus Nordamerika eingeschleppte Seuche hat viele mitteleuropäische Edelkrebs-Bestände hinweggerafft. Sie breitete sich von Norditalien auf den Rest Europas aus.

1.4.1. Wirtsspektrum

Der Edelkrebs, der Steinkrebs und der in Kärnten heimische Dohlenkrebs sind hoch empfänglich für die Krebspest. Sie konnten sich evolutiv nicht auf die Krankheit vorbereiten, wie ihre amerikanischen Artverwandten. Obwohl diese, in erster Linie Signalkrebs und Kamberkrebs auch besiedelt werden, sind sie weitgehend resistent. Man geht davon aus, dass sich der Krebs an den Pilz angepasst hat. Man weiß, dass der Erreger (*Aphanomyces astaci*) mit seinen Hyphen in die Kutikula der amerikanischen Arten (Familien Camberidae und Parastacidae) eindringt. Durch eine Kaskade von Enzymen gelingt es den amerikanischen Krebsen das Wachstum zu hemmen, so kann sich das Immunsystem auf die Belastung einstellen (Häll & Söderhäll 1983). Nach Cerenius (1984) lagert sich an den infizierten Stellen der schwarze Farbstoff Melanin ab und verhindert das Eindringen des Pilzes. Der Erreger wird jedoch nicht getötet. Spätestens bei der Häutung ist der Krebs den Erreger wieder los, indem er ihn mit der Exuvie abgibt. Signalkrebse sind nicht völlig resistent gegen die Krebspest. Bei einer Zweitinfektion mit einer anderen Krankheit, einem anderen Parasiten oder unter großem Stress kommt es auch bei dieser Art zum Massensterben durch *A. astaci*. Ursache ist die permanente Abwehraktivität der Haemocyten gegen den Pesterreger. 90 % der Blutzellen beim Signalkrebs sind aktiviert und können eine zusätzliche Infektion nicht abwehren, ohne *A. astaci* zu vernachlässigen (Cerenius & Söderhäll 1999).

1.4.2. Infektion

Obwohl die Krebspest nun schon seit über 150 Jahren in Europa bekannt ist, gibt es erst spärliche Informationen darüber, wie sie übertragen wird. Der Erregerorganismus *A. astaci* kommt in drei Lebensformen vor: Mycelium, Zoospore und Cyste. Die Zoosporen werden an der Oberfläche der Kutikula vom Mycelium gebildet. Mycelien wurden sowohl in amerikanischen Arten, als auch in infizierten europäischen, asiatischen und australischen Tieren gefunden. Das Ausschwärmen von Zoosporen konnte man bei amerikanischen Krebsen während der Häutung beobachten, bei heimischen Krebsarten bilden sie sich in erster Linie, wenn das Tier von der Krankheit geschwächt oder bereits tot ist. Mit Hilfe von Chemotaxis finden die Schwärmer den Weg zum nächsten Wirt (Unestam 1969). Hat die Spore ihr Ziel erreicht, wirft sie ihre Geißeln ab, bildet eine Zyste und versucht in den Wirtsorganismus einzudringen. Hat sie sich jedoch auf einem anderen Substrat niedergelassen, bildet sie wieder zwei Geißeln aus und macht sich erneut auf die Suche. Dieser Vorgang kann maximal zwei bis drei Mal wiederholt werden, da die Geißelbildung an der Substanz der Zelle zehrt. Der Schwärmer kann nur wenige Tage im freien Gewässer überleben (Unestam 1969).



Es sind mehrere Übertragungswege bekannt, die zur Verbreitung der Erreger der Krebspest führen:

1) Infizierte Flusskrebse können auf zwei verschiedene Arten zur Verbreitung der Krankheit beitragen. (a) Die amerikanischen Flusskrebsarten sind „stille Träger“ des Pilzes. Durch Einwanderung oder Einsetzung in nicht kontaminierte Gewässer übernehmen sie die Rolle der Carrier. Laut einer nicht publizierten Studie von Oidtmann et al. sind der Großteil der amerikanischen Flusskrebspopulationen mit *A. astaci* belastet (Oidtmann et al. 2002a). (b) Eine noch größere Ansteckungsgefahr geht allerdings von infizierten heimischen Krebspopulationen aus. Während des Krankheitsverlaufes können innerhalb der Population alle Tiere sterben.

2) Wie verschiedene Studie belegen stellt der wirtschaftliche Fischbesatz ein gewaltiges Risiko für heimische Flusskrebse dar. Die Fische und das transportierte Wasser gelten als mögliche Vektoren, die die Krankheit in nicht verseuchte Gewässer verbreiten. Nach neusten Untersuchungen über die Überlebensfähigkeit des Erregers im Wasser zeigen, dass diese bei einer Wassertemperatur von 0 bis 10° C mindestens 14 Tage überstehen. Bei besseren Bedingungen wird die Lebensdauer erheblich verlängert (CEFAS 2000).

Im Rahmen einer Studie von Oidtmann et al. (2002a) über Fische als Vektoren standen zwei Möglichkeiten der Übertragung durch Fische im Mittelpunkt: Was passiert, wenn der Fisch potentiell infektiöses Material frisst und welche Folgen hat der Hautkontakt bei Fischen mit *A. astaci*?

Das Material wurde auf verschiedene Weisen infiziert. Man hat bei Fütterung von puren in vitro kultivierten Mycelien und von Sporen in Lösung keine Infektionsgefahr für die Flusskrebse festgestellt. Hingegen hat sich gezeigt, dass die Stadien von *A. astaci*, welche auf der Kutikula der Flusskrebse sitzen, den Verdauungstrakt der Fische überstehen. Im Gastrointestinaltrakt konnte man bis zu drei Tagen nach der Fütterung noch *A. astaci* nachweisen.

Durch Hautkontakt konnte man keine nachweisliche Gefahr für die Übertragung der Krebspest feststellen. Die Haut der Fische ist mit anti-infektiösen Proteinen überzogen und der Erreger kann sich nicht ansiedeln. Im Freiland könnte es eine Rolle spielen, wenn die Hautoberfläche des Fisches in irgendeiner Weise beschädigt ist und sich der Pilz deshalb festsetzen kann (Oidtmann et al. 2002a).

Gegenstände, die in Kontakt mit verseuchtem Wasser waren, sind potentielle Sporenträger.

Tiere, die von kontaminierten Gewässern in andere Gewässer überwechseln, transportieren auf diese Weise den Erreger in Form von Sporen mit sich.

Sobald der Schwärmer einen Wirt gefunden hat, hängt er sich an die Oberfläche. Sofort beginnt die Pilzspore Enzyme auszuschleiden, die die Kutikula des Wirtorganismus auflösen, so dass der Erreger mit seinen Hyphen in das Gewebe eindringen kann (Nylen & Unestam 1975). Häufig beobachtete Andockstellen sind die weiche Kutikula der Unterseite des Schwanzes, Gelenke und die Augen, da sie für den Pilz wesentlich leichter zu durchdringen sind. Der Pilz dringt mit seinen Hyphen durch die Kutikula bis zur Basalmembran vor. Diese bildet das Innenskelett der Krebse. Wenn es dem Erreger gelingt diese Schicht zu durchdringen, können sich die Hyphen unkontrolliert im Körper ausbreiten und befallen in erster Linie die Muskulatur und das Nervensystem (Oidtmann et al. 1997).



1.4.3. Krankheitsverlauf

Die Krankheit verläuft ist sehr schnell. Bereits einen Tag nach der Infektion kann man beim Tier Verhaltensauffälligkeiten beobachten (Oidtmann et al. 1996).

- Kratzbewegungen mit den Schreitbeinen an Augen, Abdomenunterseite und/oder Gliedmaßen
- Die nachtaktiven Tiere werden tagaktiv
- Zunehmende Lähmungserscheinungen
- Vereinzelt findet man einen watteähnlichen Belag auf den Augen und/oder anderen weichen Stellen des Krebskörpers
- Aussetzen des Fluchtreflexes
- Eingeklapptes Abdomen
- Die Extremitäten hängen schlaff am Körper, später auch Verlust von Gliedmaßen
- Seitliches Umkippen, die Tiere liegen am Rücken und können nicht mehr aufstehen
- Tod

Das Erscheinungsbild der Krankheit und der Zeitpunkt des Todes sind von mehreren Faktoren abhängig:

Bei einer Wassertemperatur von ca. 20° C ist ein rasches Wachstum des Pilzes und optimale Beweglichkeit der Zoosporen gesichert. Der Tod des Krebses tritt nach ca. 6 Tagen ein. Unter 10° C und über 25° C ist die Aktivität bereits eingeschränkt (Schmid 1998).

In Beständen heimischer Flusskrebse mit geringer Dichte kann es zu einem chronischen Verlauf der Pesterkrankung kommen. Durch die geringe Wirtsdichte finden nur wenige Sporen wieder einen Wirtsorganismus. Dadurch bleibt auch die Sporenkonzentration unter einer bedrohlichen Zahl. Nimmt der Krebsbestand aber zu, wird ein kritischer Punkt erreicht, bei dem es zum epidemischen Ausbruch der Krebspest kommt. Bei nicht zu hoher Krebsdichte und für die Sporen suboptimalen Temperaturen kann ein geringer Teil der Tiere einen Krebspestausbuch überleben, ohne angesteckt zu werden. Es kommt zum Wiederaufbau einer Population, die jedoch bei Erreichen der kritischen Dichte wieder zusammenbricht (Schaukelprinzip). Im Versuch ließ sich beobachten, dass juvenile Krebstiere bei einer Sporenkonzentration von 100 Sporen pro ml Wasser und einer Wassertemperatur von 15 bis 20° C durchschnittlich nach acht Tagen starben. Bei 10° C und der gleichen Sporendichte überlebten sie etwa doppelt so lange (Schmid 1998).

Dichte Macrophytenbestände bilden ein Hindernis für die Zoosporen beim Aufsuchen eines neuen Wirtes. Auf diese Weise sind sie gezwungen immer wieder Zystenstadien auszubilden. Dadurch wird die Chance verringert, vor Aufbrauchen der Zellsubstanz einen neuen Krebs zu finden (Oidtmann & Hoffmann 1998).

Starke Wasserbewegungen (Turbulenzen) schädigen die Sporen mechanisch und verkürzen dadurch ihre Lebenszeit.



Wasserchemismus: Calciumchlorid regt die Sporenfreisetzung bei einer Konzentration von 1 mol/L an (Cerenius & Söderhäll 1985). Eine Hemmung der Sporenbildung hat man bei hohen Magnesiumkonzentrationen beobachtet (Cerenius 1985).

1.4.4. Pathologie

An toten Tieren konnten teilweise aufgehellte Flecken an den vom Pilz befallenen Stellen festgestellt werden. Dies ist durch eine Veränderung in der Muskelstruktur zu erklären, die auf Pilzhyphen zurückzuführen ist. Wenn das Auge des Wirtes befallen ist, kann man auf der Kutikula häufig Pilzrasen erkennen. Histologische Untersuchungen zeigen, dass der Pilz bevorzugt Muskulatur und Haut befällt, aber auch das Bindegewebe rund um Nervenstränge und Ganglien durchdringt (Oidtmann et al. 1997).

1.4.5. Diagnose und Forschung

Die Identifikation des Krebspesterregers *Aphanomyces astaci* erfolgte sehr spät. Um das Jahr 1860 trat die Krankheit zum ersten Mal in Italien in der Gegend um den Po auf. In den ersten Publikationen über das Massensterben der Flusskrebse war von einem *Bacillus pestis astaci* (Name!) die Rede (Hofer 1898). 1903 erkannte Schikora, dass der Erreger ein Pilz aus der Gattung *Aphanomyces* ist. Aber erst mehr als 30 Jahre später, 1934, gelang es Nybelin die Art zu bestimmen. Der Grund für diese späte Erkenntnis liegt in der Schwierigkeit den Pilz aus der Familie der Oomyceten zu isolieren und zu kultivieren.

Das Problem liegt darin ein Wachstumsmedium zu finden, das nicht durch andere Pilze oder Bakterien kontaminiert werden kann. Die Verunreinigungen können den langsam wachsenden Krebspesterreger schnell überwuchern. Nybelin gelang es 1934 zum ersten Mal eine reine Kultur anzulegen. Er entfernte ein Stück eines Nervenstranges eines verendeten Tieres und kultivierte es in 10 – 15 % Blutagar von Flusskrebsen. Um bakterienfreie Kulturen zu erhalten, mussten Subkulturen angelegt werden. Andere Möglichkeiten sind, das Präparat mit destilliertem Wasser und 70 %igem Alkohol zu spülen (Unestam 1965). Antibiotika können die Bakterienkontamination nicht verhindern (Oidtmann et al. 1999).

River-Glucose-Yeast (RGY) wird seit 1986 ebenfalls zur Kultivierung von *A. astaci* verwendet. Das infektiöse Material wird kurz mit destilliertem Wasser gespült. Um bakteriellen Verunreinigungen vorzubeugen, werden Oxalsäure und Penicilin G beigegeben. Die Platten werden bei 16° C inkubiert (Oidtmann et al. 1999). Eine weitere Möglichkeit besteht darin, aus der Kutikula auf der Ventralseite des Abdomens ein Stück herauszuschneiden, das mit Pilzhyphen durchwachsen ist. Dieses wird gut mit destilliertem Wasser abgespült und auf einer Pepton-Glucose-1 (PGI) Agarplatte angesetzt. Das Präparat wird bei 20 °C inkubiert (Oidtmann et al. 1999).

Neben *Aphanomyces astaci* gibt es noch andere für Flusskrebse gefährliche Pilzerkrankungen, z.B. *Fusarium solani* (Vey & Vago 1973, Chinain & Vey 1984) und *Saprolegnia parasitica* (Söderhäll et al. 1991, Dieguez-Uribeondo et al. 1994). Außerdem sind noch viele andere Arten bekannt, die parasitisch auf Flusskrebsen leben, aber nicht gefährlich für ihren Wirt sind (Vey & Vago 1973, Smith & Söderhäll 1984, Adlerman & Polglase 1988).



Derzeit sind vier verschiedene genetische Gruppen von *Aphanomyces astaci* bekannt die anhand ihrer DNA-Struktur zugeordnet werden können: Gruppe A repräsentiert den Erreger, der im neunzehnten Jahrhundert zum ersten Auftreten der Krebspest in Europa führte. Gruppe B: 1970 mit Signalkrebsimporten nach Schweden gebracht, seither auch bei Pestausbrüchen bei heimischen Arten isoliert; bei Signalkrebsen im Lake Tahoe und Sacramento River nachgewiesen ("California Strain"). Gruppe C: aus Signalkrebsimporten aus Kanada und Gruppe D repräsentiert einen Warmwasser bevorzugenden Stamm aus *Procambarus clarkii* in Spanien isoliert. Mit jedem Import einer nordamerikanischen Krebsart durch den Aquarienhandel besteht die Gefahr der Einschleppung eines neuen Genotyps.

Es gelang eine Methode zu entwickeln, die es ermöglicht die Erreger der Krebspest anhand ihres Genotypes genau zu charakterisieren. Man bedient sich sogenannter Primer, die ein Segment von 1050 Basenpaaren aus der 28 S rDNA des Pilzes hervorheben. Der Genabschnitt und die Primer werden durch die PCR-Methode gewonnen. Auf Grund der Länge des Segmentes kann man den Erreger bereits von anderen untersuchten Verwandten unterscheiden. Bei genetisch sehr eng verwandten Arten werden die PCR-Produkte außerdem mit dem Restriktionsenzym *AluI* behandelt. Wenn man die genauen Schnittstellen des Enzyms in der Erregersequenz kennt, erreicht man dadurch eine weitere Unterscheidung der vergleichbaren Arten. Zur weiteren Absicherung kann dieselbe Vorgangsweise mit dem Enzym *HindIII* wiederholt werden (Oidtmann et al. 2002b).

Diese neue Methode, die an der Uni in München erprobt wird, bringt einige Vorteile mit sich: Tierversuche sind eine heikle Angelegenheit, die genetische Untersuchung kommt ohne Versuchstiere aus. Es genügen an die 100 Sporen um ein brauchbares Ergebnis zu erhalten. Diese Anzahl kann man aus einer geringen Menge von infiziertem Material gewinnen. Bis heute war man auf Kontakt-Experimente mit Flusskrebsen angewiesen, die einen Arbeitsaufwand von mindestens zwei Wochen bedeuteten. Wenn es dabei um eine Diagnose ging, die für eine Population überlebenswichtig war, ging der Bestand in der Zwischenzeit ein (Adlerman & Polglase 1986, Cerenius et al. 1988). Nun gelingt es innerhalb kurzer Zeit den Erreger zu identifizieren und Schutzmaßnahmen zu ergreifen.

Die Studie der Veterinärmedizinischen Universität München umfasst ausschließlich im Labor kultivierte Erreger. Es gibt also noch keine Gewissheit, ob sie *in vivo* gleich verwendbar ist (Oidtmann et al. 2002b).

1.4.6. Maßnahmen und Prävention

Sollte bei einer Untersuchung auf den Krebspesterreger die Diagnose positiv sein, müssen sofort Maßnahmen ergriffen werden, um eine weitere Ausbreitung zu verhindern. Aufklärung betroffener Personenkreise, wie Fischer oder Züchter ist der erste Schritt. Sie müssen darauf aufmerksam gemacht werden, dass ihre Geräte desinfiziert werden und bereits verwendete Tiere aufgesammelt werden müssen. Die Einrichtung von Krebsperren an Flussläufen kann verhindern, dass die Krankheit durch Krebse oder Fische weiter flussaufwärts verschleppt wird.

Die Desinfektion kann ganz einfach erfolgen, indem man Geräte mit Jodoform u.ä. behandelt. Liegen die Geräte 48 Stunden im Trockenen, besonders im UV-Licht (Sonne) ist die Gefahr der Übertragung auch gebannt. Wärme- oder Kältebehandlungen sind im Gastronomie-



bereich oder für Krebse, die als Köder verwendet werden eine praktikable Methoden (Oidtmann & Hoffmann 1998). Flusskrebskadaver bleiben im Wasser bei einer Temperatur von 21 °C bis zu fünf Tagen infektiös. Der einfachste Weg ist das infizierte Tier bei 100° C eine Minute kochen zu lassen. Was die Kältebehandlung der Tiere betrifft gibt es verschieden Forschungsergebnisse: In einer Untersuchung der Veterinärmedizinischen Universität München konnte man infektiöses Material bei -20° C noch nach 48 Stunden finden. Hingegen fand man bei einer Studie der CEFAS bereits nach 3 Stunden keine ansteckenden Formen von *A. astaci* mehr (CEFAS 2000).

Da die Krebspest in Europa einen Großteil der Bestände erreicht hat, ist es schwierig die Situation nun unter Kontrolle zu bringen. In den letzten Jahren war die Problematik vermehrt auch in den Medien präsent. Dabei steht die Information involvierter Personenkreise (Fischer, Gastronomen, Aquarianern ...) an erster Stelle. Es ist wichtig, dass Fischer und Züchter gewisse Grundkenntnisse in Artenbestimmung und in der Erkennung des Gefahrenpotentials aufweisen. Bei Fischbesatz ist es entscheidend, dass man das Herkunftsgewässer der Fische kennt und dieses unbelastet ist. Werden Flusskrebse jeglicher Art als Köder verwendet, ist es eine Grundvoraussetzung, dass sie zuerst abgekocht werden. Diese Maßnahme hat man in einigen deutschen Bundesländern bereits gesetzlich festgehalten. Durch regelmäßige Krebsbefischung erreicht man eine ungefährliche Bestandsdichte und vermeidet auf diese Weise explosionsartige Verbreitung der Krebspest. Diese Maßnahme kann durch die Befischung krebsfressender Fische (Aal, Barsch, Hecht) unterstützt werden. Der Einsatz von Pestiziden ist eine Ausnahme, da das gesamte Ökosystem unter den Folgen leidet (Oidtmann & Hoffmann 1998).

1.5. Wiederansiedlung von heimischen Flusskrebse

In den letzten Jahren entwickelte sich durch ein neues ökologisches Denken wieder vermehrt das Interesse den heimischen Edelkrebs in ursprünglichen Vorkommensbereichen wieder anzusiedeln, beziehungsweise ihm neue Lebensräume zu erschließen. Eine Wiederansiedlung von Edelkrebsen ist heute jedoch nur noch im begrenzten Maße möglich.

Die besten Ansiedlungsmöglichkeiten bestehen derzeit immer noch in Teichen und Weihern. Die Gewässer sollten einen möglichst dichten Pflanzenbestand haben und im Uferbereich Strukturen aufweisen, die von den Krebsen zum Versteck genutzt werden können (Pekny 1998). Außerdem dürfen keine Aale vorkommen, und der Bestand an Barschen oder anderen Raubfischen sollte gering sein.

Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit von kleinen Abstrümen, die die Krebspopulation von anderen fremden Populationen schützen, sollte in diesen Fällen nicht angestrebt werden. Schon wenige lokale Belastungen können eine kleine Population zum Aussterben bringen. Von einer Veränderung der Wasserläufe sollte abgesehen werden. Schutzmöglichkeiten sind über einen weitgehenden Lebensraumschutz gegeben (Pekny 1998).



Eine fischereiliche Bewirtschaftung sollte den Krebsen angepasst sein. Eine Bewirtschaftung als Brutbach würde den Schutzbestrebungen entgegenstehen, da die herangewachsenen, einsömmrigen Fische in der Regel mit Elektrofischereigeräten abgefischt werden müssen und dadurch gravierende Schäden an den Flusskrebs-Beständen verursacht werden können (Bohl 1989).

Einen Edelkrebsbesatz ohne entsprechende Vorbereitung durchzuführen, gleicht einem Lotteriespiel - die Erfolgchancen sind äußerst gering. Grundsätzlich gilt es bei der Vorbereitung festzustellen, ob das in Frage kommende Gewässer den generellen Ansprüchen des Edelkrebses genügt und potentielle Gefahrenquellen auszuschließen oder gering zu halten sind (Pekny 1998). Um möglichst hohe Erfolgchancen von Besatzmaßnahmen zu sichern, sind jedoch folgende Kriterien zu beachten:

1.5.1. Gewässertypen

Prinzipiell in Frage kommen sommerwarme stehende und fließende Gewässer ohne Geschiefbeführung, also Seen, Teiche, Stauräume, Baggerseen, Bäche und Flüsse der Niederungen. Generell dürfen im weiteren Umkreis keine amerikanischen Flusskrebse vorkommen. Verschiedene Edelkrebs- oder Steinkrebs-Bestände sollten keinesfalls miteinander vernetzt werden. Ein Krebssterben, das vielleicht in einer kleineren Population durch die Krebspest ausgelöst wurde, könnte sich dann schnell zu einer verheerenden Seuche entwickeln (Pekny 1998).

1.5.2. Vorhandene Krebsbestände

Vor jeder Besatzmaßnahme mit Flusskrebsen ist unbedingt eine Untersuchung auf eventuell bereits vorhandene Krebsbestände vorzunehmen. Diese Kartierung umfasst nicht nur das zu besetzende Gewässer, sondern auch dessen Einzugsgebiet. Der Grund hierfür liegt in der Gefährdung der heimischen Krebsarten durch die verschiedenen, in Europa eingeschleppten, krebsepestübertragenden allochthonen Arten, wie Signalkrebs und Kamberkrebs, sowie im Schutz eventuell noch vorhandener, autochthoner Bestände von Edel- oder Steinkrebs (Hager 1996).

In Gewässer, in denen bereits Edelkrebse vorkommen, sollten keine Besatzkrebse eingebracht werden. Eine Stützung der Bestände ist dann über einen Biotopschutz oder über fischereiliche Maßnahmen sinnvoll. Hierzu soll auch eine Reduktion von Raubfischen zählen, da neben dem Aal auch Barsche oder Hechte, sofern sie in großen Beständen vorkommen, einen hohen Fraßdruck auf Flusskrebse ausüben können.

Bei einem Nachweis nordamerikanischer Krebsarten im Einzugsbereich ist ein Besatz mit heimischen Krebsen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit zum Scheitern verurteilt, da eine Einschwemmung von Krebspestsporen nicht zu verhindern ist. Durch die angeführten Gründe erhöht sich natürlich das Risiko eines Scheiterns des Besatzes, je weiter ein Besatzbereich von der Quelle entfernt ist.



1.5.3. Gewässermorphologie

Die Bestandesentwicklung bei Edelkrebsen ist in hohem Maße von geeigneten Versteckmöglichkeiten abhängig (Pekny 1998). Dadurch ergeben sich bereits wichtige Anhaltspunkte für die Eignung eines Gewässers für Besatzmaßnahmen.

Fließgewässer sollen sich durch eine hohe Breiten- und Tiefenvariabilität auszeichnen und eine reichhaltige Struktur aufweisen. Am besten geeignet sind mäandrierende Bäche mit hohem Anteil an Prall- und Gleitufeln, Gumpen und einem durchgehenden Ufergehölzbewuchs der zur Strukturbereicherung im Gewässer deutlich beiträgt. In solchen Gewässern erfolgt eine Heterogenisierung des Strömungsbildes, die zu sortierter Substratablagerung führt und im Falle eines Hochwasserereignisses eine Verdriftung der Tiere mindert (Bohl 1989).

Die Besiedelung durch den Edelkrebs erfolgt hauptsächlich in den strömungsberuhigten Bereichen, welche durch ihre Strukturierung gute Versteckmöglichkeiten bieten. Geradlinige Bäche mit geringer Breitenvarianz sind für einen Besatz ungeeignet (Pekny 1998).

Stehende Gewässer sollen einen großen Anteil an Steiluferbereichen aufweisen. Steinwürfe, unterspülte Wurzelballen von Ufergehölz und jede sonstige Struktur wird von den Krebsen sofort als Versteck angenommen. In lehmigem, festem Substrat besteht die Möglichkeit, Wohnhöhlen zu graben. Stehende Gewässer mit flach auslaufenden Ufern und Schlammauflage sind für den Edelkrebs nicht besiedelbar. Generell ist festzuhalten, dass die Strukturierung des Uferbereiches entscheidenden Einfluss auf die Bestandesentwicklung ausübt (Stressl et al. 1998).

1.5.4. Chemisch-physikalische Parameter

Temperatur: Edelkrebse benötigen zur erfolgreichen Ausbildung der Geschlechtsprodukte sommerliche Temperaturen von über 15 °C. Gewässer, die diese Temperatur nur als Höchstwerte im Sommer aufweisen, sind für den Edelkrebs nicht geeignet, sondern würden sich für einen Besatz mit dem kälteverträglicheren Steinkrebs anbieten. Der optimale Temperaturbereich in den Sommermonaten bewegt sich zwischen 18 °C und 24 °C. Ab etwa 26 °C beginnt der kritische Bereich. Die Edelkrebse schränken den Stoffwechsel ein, der Herzrhythmus verlangsamt sich und sie werden inaktiv (Bohl 1989). Der letale Bereich beginnt bei etwa 28 bis 30°C. In Gewässern mit tieferen Bereichen haben die Krebse die Möglichkeit, in kühlere Regionen auszuweichen, so dass eine sommerliche Oberflächentemperatur von über 25 °C keinen Ausschließungsgrund darstellt. Der Temperaturverlauf soll möglichst konstant sein. Abrupte, öfter wiederkehrende Schwankungen in den Monaten der Wachstumsperiode (Mai bis September) können zu massiven Ausfällen bei in der Häutungsvorbereitung befindlichen Jahrgängen führen. Anzuführen bleibt noch, dass auch eine winterliche Temperaturgrenze existiert. Zur erfolgreichen Entwicklung der Eier ist eine winterliche Abkühlung des Gewässers unter 5°C unbedingt notwendig (Bohl 1989). Dadurch schließt sich eine reine Warmwasserproduktion ebenso aus, wie eine erfolgreiche Reproduktion im Zimeraquarium.

Sauerstoff: Der Optimalbereich des Sauerstoffgehalts für Edelkrebse liegt natürlich im Bereich der Sättigung. Dennoch sind sie erstaunlich widerstandsfähig gegenüber geringen Sau-



erstoffwerten. Bohl (1989) belegt, dass Edelkrebse langfristig 2 bis 3 mg/l und kurzzeitige Werte von 1 mg/l tolerieren. Tiere in der Häutungsphase und Jungkrebse im ersten Sommer sind jedoch empfindlicher.

pH-Wert: Ein pH-Wert im neutralen, bzw. leicht basischen Bereich erleichtert den Krebsen die Aufnahme der für den Panzeraufbau in der Häutungsphase benötigten Mineralstoffe. Die Untergrenze liegt etwa bei einem Wert von 5,7. Kurzfristig (z.B. zur Schneeschmelze) sind auch geringere Werte tolerierbar. Wenn der pH-Wert auf 4 fällt, wird der Resorptionsprozess vollkommen blockiert und die Tiere verenden. Befindet sich der Krebs in einem Stadium zwischen den Häutungen so kann er bei einem pH-Wert von 4 bis zu 10 Tagen überleben (Pöckl 1998).

Eutrophierung: Vor allem der Edelkrebse ist gegenüber Phosphat- und Nitratgehalt sehr widerstandsfähig. Fließgewässergüte II-III ist noch im Toleranzbereich. Es wurden auch in Gewässern mit Güteklasse über III noch Edelkrebsebestände nachgewiesen (Streissl et al. 1998). Auch in stehenden Gewässern werden eutrophe Zustände toleriert bzw. sogar bevorzugt, wie äußerst produktive Bestände in Karpfenteichen mit hohen Nährstoffwerten zeigen.

1.5.5. Auswahl der Besatzstellen

Entspricht das Gewässer den oben angeführten Punkten, sind als letzte Vorbereitung die Besatzstellen auszuwählen. Meist ist man von den Gegebenheiten (Größe des Gewässers, zur Verfügung stehende finanzielle Mittel) her nicht in der Lage, den gesamten Uferbereich durchgehend zu besetzen. Daher werden in einer guten räumlichen Verteilung über das gesamte Besatzgebiet die am besten geeigneten Bereiche ausgesucht. Die Größe bzw. Länge der, und der Abstand zwischen den einzelnen Besatzstellen sollte so gewählt sein, dass bei einem erfolgreichen Besatz im Zuge der Bestandesentwicklung der Bereich zwischen den Stellen in absehbarer Zeit selbständig besiedelt wird. Die Menge der Tiere richtet sich nach der Größe der Besatzstelle. Allerdings sollte sie nicht über einem Weibchen pro Quadratmeter liegen. Das Verhältnis zwischen Männchen und Weibchen sollte zwischen 1 : 3 und 1 : 5 liegen (Pekny 1998). Hager (persönl. Mitteilung) empfiehlt das Aussetzen von Jungtieren (Sömmerlinge). Pro Laufmeter Uferlinie wird ein Sömmerling ausgesetzt, jedoch mindestens 100 an einer Stelle. Am besten geeignet ist der Oberlauf eines Gewässers.

1.5.6. Monitoring

Um den Erfolg von Besatzmaßnahmen beurteilen zu können, sind begleitende und nachfolgende Untersuchungen notwendig. Diese sind zum Zeitpunkt der größten Aktivität der Krebse durchzuführen (Sommer, Nacht) (Pöckl 1998). Im Folgejahr des Erstbesatzes ist die Wahrscheinlichkeit eines Beobachtungserfolges auf Grund der geringen Mobilität und Körpergröße der Tiere sehr gering. Die Wahrscheinlichkeit, Krebse nachweisen zu können, steigt naturgemäß mit jedem weiteren Jahr. Einen Besatz als erfolgreich beurteilen, kann man allerdings erst, wenn der im Gewässer geborenen Nachwuchs eine Größe erreicht hat, mit welcher er gut auffindbar ist (ca. 2-sömmerig), das heißt im 4. bzw. 5. Jahr nach Erstbesatz.



1.5.7. Schutzmaßnahmen für bestehende Populationen

Die aktuelle Gefährdung vorhandener Steinkrebs-Bestände geht von zu intensiven Nutzungsansprüchen an unsere Fließgewässer aus. Veränderungen an den Gewässern können unbeabsichtigt Krebsbestände gefährden, wenn das Vorkommen selbst unbekannt ist. Dieses Manko kann durch eine Erhebung der Populationen behoben werden. Uferabbrüche und Einträge von Sand oder Lehm können zu Beeinträchtigungen führen (Pekny 1998).

Diese Gefahrenpotentiale lassen sich über einen Biotopschutz weitgehend auffangen. Besondere Vorsicht ist bei der Verwendung von Insektiziden in Gewässernähe geboten, da Krebse als Gliederfüßer auf diese Mittel besonders empfindlich reagieren. Wahrscheinlich sind zahlreiche, scheinbar unerklärliche Krebssterben auf die unsachgemäße Verwendung von Insektiziden zurückzuführen.

Die fischereiliche Bewirtschaftung von Fließgewässern, in denen Steinkrebse vorkommen, sollte rücksichtsvoll durchgeführt werden. Flusskrebse sind bei Elektrofischungen besonders gefährdet, da sie beim Einschalten des elektrischen Stromes oftmals ihre Scheren oder Beine abwerfen. Das Einsetzen von Aalen in stehende Gewässer kann dazu führen, dass sie in angrenzende Bäche einwandern und Steinkrebs-Bestände zu stark reduzieren (Bohl 1989).

Für den Schutz des Steinkrebse ist die Erhaltung der natürlichen Gewässerstruktur und der guten Wasserqualität in den Oberlaufbächen von besonderer Bedeutung. Steinkrebse sind in Teichen der Teichwirtschaft nur sehr schlecht zu halten und zu vermehren, deshalb ist der Schutz der natürlichen Populationen von ganz besonderer Bedeutung.

Gewässer dürfen nicht so verändert werden, dass die Populationen beeinträchtigt sein könnten. Wichtig ist weiters, dass in diesen Gewässern im weiteren Bereich der Vorkommen kein Besatz mit anderen einheimischen oder gar fremden Flusskrebsarten durchgeführt wird. Allzu leicht könnten verheerende Krankheiten übertragen werden, die zum Verschwinden von Populationen führen würden (Hager 1996).

1.6. Rechtliche Grundlagen im Bundesland Salzburg

1.6.1. Historische Bestimmungen

Die ältesten bekannten Fischerordnungen des Bundeslandes Salzburg stammen aus 1467 für den Wallersee, 1486 für den Zellersee und 1539 für den Wolfgangsee (Freudlsperger 1921, Dopsch & Weiss 1996). Im 16. Jahrhundert mussten aus dem Zellersee jährlich an die 14.000 Stück Edelkrebse als „Dienstkrebse“ an den erzbischöflichen Hof in der Stadt Salzburg abgeliefert werden. Sie wurden von speziellen „Hofkrebsträgerinnen“ zur erzbischöflichen Küche transportiert (Freudlsperger 1921). Die Mindestfanggröße der Krebse war in die Ruder der Fischerboote eingebrennt. Die Strafen für ein Unterschreiten waren sehr hoch (Spitzzy 1973). Schon in der damaligen Zeit waren aber die Krebsbestände durch Schwarzfang und durch Schwarzhandel gefährdet (Lahnsteiner 1960). Schwarz-Fischen und Krebse stehlen war an der Tagesordnung und wurde mit Geldstrafen oder Züchtigungen bestraft (Freudlsperger



1921). Als 1803 das Erzbistum Salzburg aufgelöst wurde, verfielen auch die strengen Auflagen für den Fang und Schutz der Edelkrebse. Dies führte zu einer verstärkten Ausbeutung. Nach Baptist-Egger (1855) ging der Krebsbestand schon damals deutlich zurück. Im Jahr 1472 ist in den „Anlaitlibellen“ von St. Peter genau verzeichnet, wie die Fischerei in der Fischach bei Seekirchen vergeben wurde. Der Fischer war verpflichtet, alle von ihm gefangenen Krebse zu einem festgelegten Preis an die Abtei zu verkaufen. Vom Küchenmeister durfte er nicht mehr als 15 Pfennige pro Pfund verlangen. In der Fischordnung für den Wallersee aus dem Jahr 1467 wurde vorgeschrieben, dass die Fischer die Krebse, die sie fangen, niemand anderem als dem Erzbischof verkaufen dürfen (Dopsch & Weiss 1996). In der Fischordnung von 1530 wurde bereits ein Mindestmaß für gefangene Krebse vorgeschrieben. Nun wurde auch festgesetzt, dass die Krebse nur an speziell eingesetzte „Fischaufkäufer“ abgegeben werden durften (Dopsch & Weiss 1996).

1.6.2. Derzeit gültige Gesetze

In einer Novelle von 1980 (Landesgesetzblatt 79/1980) wurde im § 10a bestimmt, dass landesfremde Fische und Krebse in Fischwasser nur mit Bewilligung der Landesregierung eingesetzt werden dürfen. Ausgenommen davon sind Teiche, die mit einem Fischwasser nicht in Verbindung stehen. Leider wird dieses Gesetz immer wieder gebrochen und offensichtlich nicht strafrechtlich verfolgt.

Gemäß der Salzburger Fischereiordnung (Landesgesetzblatt 65/1981, § 6) dauerte die Schonzeit für Krebse bisher vom 1. Dezember bis 31. März, wobei Krebs-Weibchen ganzjährig geschont waren. Die Mindestlänge betrug 10 cm. Nach Ansicht von Fachleuten sollten jedoch männliche Krebse über 8 cm bereits im Frühjahr gefangen werden, da sie eine Gefahr für den Jungbestand darstellen (Landesfischereiverband Salzburg 1982, Kotschy 1988).

Vor kurzem fand eine Novellierung der Gesetze statt. Das Fischereigesetz 2002 (Landesgesetzblatt 81/2002) ist seit 01. 01. 2003 in Kraft. Die Schonbestimmungen sind in der Salzburger Fischereiverordnung 2003 (Landesgesetzblatt 1/2003) geregelt, diese ist ebenfalls seit 01. 01. 2003 rechtskräftig. Es gab Änderungen für die Schonzeit und die Mindestlänge. Außerdem werden die Arten nun getrennt berücksichtigt. Der Steinkrebs ist künftig ganzjährig geschont, beim Edelkrebs nur Weibchen vom 1. Oktober bis 31. Juli, die Mindestlänge für Edelkrebse beider Geschlechter wurde auf 12 cm erhöht. Für alle anderen Krebsarten gibt es keine Schonzeiten und Mindestlängen (Landesfischereiverband Salzburg 2002).

Ein Schutz für sämtliche Fließgewässer ist durch § 19a der Salzburger Naturschutzgesetz-Novelle (Landesgesetzblatt 67/1986) gegeben. Unkontrollierte Verbauungen und Verrohrungen sollen damit verhindert werden.

Veterinärgesetzgebung bezüglich Krebspest

Office international des epizooties (O.I.E.), das internationale Tierseuchenamt widmet sich weltweit ausschließlich der Vorbeugung und Bekämpfung von Tierseuchen. Im Kapitel 4 des „International Aquatic Animal Health Code“ des O.I.E., 3 rd edition 2000 werden Seuchen und andere Krankheiten und deren Behandlung bei Krebstieren behandelt.



In der EU gilt seit dem Jahr 1991 zum Schutz von Tieren der Aquakulturen, die der Vermarktung dienen die Richtlinie 91/67 EWG. Jedes Mitgliedsland kann dieser Richtlinie freiwillig folgen. Die entworfenen Seuchenschutzprogramme werden von einer EU-Kommission geprüft.

In Österreich gilt die Krebspest nicht als Seuche! Es besteht die Möglichkeit eine Anzeige bei Gericht einzubringen, wenn jemand die Ausbreitung einer Seuche unter Tieren herbeiführt. Hier ist der Besatz von Freigewässern oder Zuchtanlagen einbegriffen, auch wenn einem Gartenteich infizierte Tiere entweichen, ist das strafbar. Dies wird mit Geldstrafe oder Gefängnis geahndet (Heisinger 2001).

1.7. Literatur Flusskrebse

- Adlerman D.J. & J.L. Polglase (1986): *Aphanomyces astaci*: isolation and culture. – J. Fish Dis. 9: 367 - 379.
- Adlerman D.J. & J.L. Polglase (1988): Pathogens, parasites and commensals. – In: Holdich D.M., Lowery R.S. (eds) Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. Croom Helm Ltd. London, pp. 167 - 212.
- Albrecht H. (1980): Untersuchungen zur Evolution und Systematik der europäischen Flußkrebse und ihrer Verwandten. - Dissertation Univ. Marburg an der Lahn.
- Anonymus (1905): Wanderversammlung der Sektion „Fischerei“ der k.k. Landwirtschafts-Gesellschaft Salzburg. – Österr. Fischerei Ztg. 3: 89-90.
- Anonymus (1906): Die Binnenfischerei in Österreich, eine statistische Darstellung nach dem Stande von 31.12. 1904. - Verlag Friedrich Irrgang, Brünn.
- Anonymus (1997): Titelfoto, nach Kotschy, persönl. Mitteilung. – Salzburgs Fischerei 28: Titelseite.
- Arnold C., H. Augustin, H. Blatterer, A.-M. Patzner, R. Patzner, U. Richtarski, A. Unterweger, H.-W. Weinmeister & W. Wiener (1990): Lebensadern der Landschaft. Vom lautlosen Sterben unserer Bäche und Flüsse. - ARGE Fließgewässer Salzburg.
- Baptist-Egger J. (1855): Der Zeller See. Büchlein Chronik Zell. – Tuyle'sche Buchbinderei, Salzburg.
- Bohl E. (1989): Untersuchungen an Flusskrebsbeständen. – Bericht der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach.
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science) (2000): Summary final report: effects of exposure to high and low temperatures on the survival of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* in vitro and in vivo. – Australian Quarantine and Inspection Service, Canberra.
- Cerenius L. & K. Söderhäll (1985): Repeated zoospore emergence as a possible adaptation to parasitism in *Aphanomyces astaci*. – Exp. Mycol. 9: 259 - 263.
- Cerenius L. & K. Söderhäll (1999): The crayfish plague fungus: history and recent advances. – IAA 12: 11 - 37.
- Cerenius L. (1985:) Morphology and physiology of the differentiation process in aquatic fungus, *Aphanomyces astaci*. – Acta Universitatis Upsaliensis 783.
- Cerenius L., K. Söderhäll, M. Persson, M. & R. Ajaxon (1984): The crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* - Diagnosis, isolation, and pathobiology. – Freshwater Crayfish 6: 131 - 144.
- Chinain M. & A. Vey (1984:) Infection caused by *Fusarium solani* in crayfish *Astacus leptodactylus*. – Freshwater Crayfish 6: 195 - 202.
- Dieguez-Urbeano J., L. Cerenius & K. Söderhäll (1994): *Soprolegina parasitica* and its virulence and three different species of crayfish. – Aquaculture 120: 219-228.



- Dopsch H. & A.S. Weiss (1996): Die Fischerei im See und in der Ache. – In: E. Dopsch & H. Dopsch (Hrsg.) 1300 Jahre Seekirchen, Geschichte und Kultur einer Salzburger Marktgemeinde. Eigenverlag, Seekirchen: 603-615.
- Eder E., J. Petutschnig, R. Patzner & T. Kaufmann (1998): Wunderheiler und Volksfeind. Anektotische Beiträge zur Kulturgeschichte des Krebse. – Stapfia 58: 257-274.
- Exner W. (1996): Der historische Fischbestand des Lungau. - Salzburgs Fischerei 27: 42-43.
- Fingerlos S. (1997): Krebsfauna im Lungau. - Fachbereichsarbeit aus Biologie, Bundesgymnasium Tamsweg.
- Freudlsperger H. (1917): Fischereiverhältnisse auf dem Zellersee im Pinzgau, 1799. - Österr. Fischerei Ztg. 14: 70-72.
- Freudlsperger H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg und ihre Lehren. - Österr. Fischerei Ztg. 18: 89-124.
- Freudlsperger H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. I. Teil. – Mitt. Ges. Sbg. Landeskunde 76: 81-128.
- Freudlsperger H. (1937): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. II. Teil. – Mitt. Ges. Sbg. Landeskunde 77: 145-175.
- Freudlsperger H. (1940): Der Preber, Prebersee und das Preberschießen. - Mitt. Ges. Sbg. Landeskunde 80: 13-32.
- Glechner R. & O. Heberling (1995): Der Statzenbach aus fischereilicher Sicht. Eine Bestandsaufnahme als Voruntersuchung zur geplanten Gewässersanierung. – Unveröff. Gutachten, Gemeinde Neumarkt am Wallersee, Amt der Salzburger Landesregierung.
- Gruner H.E., M. Moritz & W. Dunger (1993): Lehrbuch der Speziellen Zoologie. Band I: Wirbellose Tiere, 4. Teil. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Hager J. (1996): Edelkrebse. – Biologie, Zucht, Bewirtschaftung; Stockerverl. Graz.
- Häll L. & K. Söderhäll (1983): Isolation and properties of a protease inhibitor in crayfish (*Astacus astacus*) cuticule. – Comp. Biochem. Physiol. 76 B: 699 - 702
- Heisinger H. (2001): Hinweise auf die Krebspest in der Veterinärgesetzgebung Bekämpfungsmöglichkeiten aus der Sicht des Fischgesundheitsdienstes. – In: Internationale Flusskrebstagung Kartaue Gaming - Niederösterreich Kurzfassung der Tagungsbeiträge: 51 - 54.
- Hofer B. (1898): Über die Krebspest. – Allgemeine Fischerei-Zeitung 23: 293 - 300.
- Kollmann J. (1900): Fischereikarte und Fischereikataster des Landes Salzburg, Stand 1898.
- Kollmann J. (1905): Wanderversammlung der Sektion „Fischerei“ der k.k. Landwirtschaftsgesellschaft. - Österr. Fischerei Ztg. 3: 90.
- Kotschy K. (1976): Finnlands Flußkrebse. – Salzburgs Fischerei 2: 2-7.
- Kotschy K. (1979): Edelkrebsvorkommen im Pinzgau. - Österr. Fischerei 11: 238.
- Kotschy K. (1988): Vom Gemeinen Flußkrebse zum Nobelkrebs. Gedanken zum 7. Internationalen Symposium für Astakologie in Lausanne in der Zeit von 3. bis 5. August 1987. - Salzburgs Fischerei 19: 8-14.
- Kotschy K. (1991): Franz Neuwirth gelang die erfolgreiche Neubesiedlung von Teichen mit Edelkrebsen (*Astacus astacus* L.) im Raume Zell am See. – Salzburgs Fischerei 22: 12-13.
- Kürsinger I.v. (1853): Lungau. – Ober'sche Buchhandlung, Salzburg.
- Lahnsteiner J. (1960): Der Unterpinzgau im Lande Salzburg. - Eigenverlag.
- Landes-Fischereiverband Salzburg (Hrsg.) (1982): Salzburgs Fischerei in Recht und Gesetz. - Landes-Fischereiverband Salzburg.
- Landes-Fischereiverband Salzburg (Hrsg.) (2002): Salzburgs Fischerei in Recht und Gesetz. - Landes-Fischereiverband Salzburg.
- Nylen L. & T. Unestam (1975): Ultrastructure of the penetration of the crayfish integument by the fungal parasite, *Aphanomyces astaci*, oomycetes. – J. Invertebr. Path. 26: 353 - 366
- Oidtmann B., L. Schmid, K. Klärting & R. Hoffmann (1996): Pathologie und Diagnose der Krebspest. – Ber. Tag. Fachgr. Fischkrankheiten der DVG: 152 - 258.



- Oidtmann B., M. El-Matbouli, H. Fischer, R. Hoffmann & R. Schmid (1997): Light microscopy of physiological conditions in noble crayfish (*Astacus astacus* L) and selected pathological conditions. – Freshwater Crayfish 11: 465 - 480.
- Oidtmann B. & R.W. Hoffmann (1998): Die Krebspest. – Stapfia 58: 187–196.
- Oidtmann B., L. Schmid, D. Rogers & R. Hoffmann (1999): An improved isolation method for the cultivation of crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*. – Freshwater Crayfish 12: 303-312.
- Oidtmann B., E. Heitz, D. Rogers & R. Hoffmann (2002a): Transmission of crayfish plague. – Dis. Aquat. Org. 52: 159 - 167.
- Oidtmann B., S. Bausewein, L. Hölzle, R. Hoffmann & M. Wittenbrink (2002b): Identification of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* by polymerase chain reaction and restriction enzyme analysis. – Veterinary Microbiology 85: 183-194.
- Patzner R.A. (1991): Fließgewässerstudie Oberthurnbach, St. Jakob am Thurn, Gemeinde Puch, Biologische Unterwasser-Forschungsgruppe der Universität Salzburg. – Unveröffentlichtes Gutachten, Gemeinde Puch.
- Patzner R.A. (1998): Flußkrebse im Bundesland Salzburg. – Stapfia 58: 67–76.
- Patzner R.A. (1999): Flußkrebse im Bundesland Salzburg. – Salzburgs Fischerei. 30 (2): 44-46.
- Patzner R.A. (2001): Kartierung von Flusskrebsen im Bundesland Salzburg. – Sauteria 11: 223-229.
- Patzner R.A., R. Glechner, R. Hofrichter, D. Latzer, E. Moosleitner & E. Pfeffer (1992): Gemeinde Puch. Die Bäche Teil I und das Egelsee-Moor. - Unveröffentlichtes Gutachten, Gemeinde Puch.
- Patzner R.A. & E. Moosleitner (1993): Gemeinde Puch. Die Bäche Teil II. - Unveröffentlichtes Gutachten, Gemeinde Puch.
- Pekny R. (1998): Die Zucht von Flusskrebsen. – Stapfia 58: 239-250.
- Pöckl M. & E. Eder (1998): Bestimmungsschlüssel der in Österreich vorkommenden Flußkrebse. – Stapfia 58: 9-28.
- Pretzmann G. (1994): Rote Liste der Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) und der Schwebegarnelen (My-sidacea) Österreichs. – In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, pp 279-282. Styria Medienservic, Graz.
- Riedlsperger R. & H. Gassner (1996): Der Krebsbestand des Zellersees. Bestandsanalyse. Nutzungsmöglichkeiten und Chancen für eine Wiedereinbürgerung des Edelkrebsees. - Projektendbericht der Voruntersuchung, Stadtgemeinde Zell am See.
- Riedlsperger R. & H. Gassner (1997): Der Krebsbestand des Zellersees (Land Salzburg) und Chancen für eine Wiedereinbürgerung des Edelkrebsees (*Astacus astacus*). – Österr. Fischerei 50: 122-128.
- Rittsteiger E. (2001): Gefährdungsursache Signalkrebs. – Fallbeispiel Hintersee. Flusskrebstagung Kartause Gaming, 16-18.
- Schacherl S. (2003): Untersuchungen an zwei Teichpopulationen des Edelkrebsees *Astacus astacus* (Linnaeus 1758). Diplomarbeit, Univ. Salzburg.
- Schacherl S. & R. A. Patzner (2003a): Krebse in unseren Gewässern (Teil I). – Salzburgs Fischerei 34 (2): 18-22.
- Schacherl S. & R. A. Patzner (2003b): Krebse in unseren Gewässern (Teil II). – Salzburgs Fischerei 34 (3) 16-20.
- Schmid I. (1998): Untersuchung zur Diagnose und Differentialdiagnose des Krebspesterreger *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) bei Edelkrebsen (*Astacus astacus* L). – Diss med Vet Univ München.
- Smith V. & K. Söderhäll (1984): Crayfish pathology: an overview. – Freshwater Crayfish 6: 199-211.
- Söderhäll K., M.W. Dick, G. Clark, M. Fürst & O. Constantinescu (1991): Isolation of *Sapolegina parasitica* from the crayfish *Astacus leptodactylis*. – Aquaculture 92: 121 - 125.
- Spitz R. (1971): Resistente amerikanische Krebse ersetzen die europäischen, der Krebspest erliegenden Astaciden. - Salzburgs Fischerei 2: 18-25.
- Spitz R. (1973): Crayfish in Austria, history and actual situation. - In: Abraham S. (Hrsg.), Freshwater crayfish. First international symposium on freshwater crayfish, Austria, 1972., Studentlitteratur, Lund: 135-150.



- Streissl F., A. Chovanec & G. Käfel (1998): Flusskrebse als Bioindikatoren. – *Stapfia* 58: 225-232.
- Stucki T. (2003) Bestandsmanagement von *Procambarus clarkii* und *Pacifastacus leniusculus* im Kanton Aargau. – Internat. Flusskrebsforum Augsburg, 2003: 80-84.
- Troschel H.J. (1997): In Deutschland vorkommende Flußkrebse: Biologie, Verbreitung und Bestimmungsmerkmale. – *Fischer & Teichwirt* 9: 370-376.
- Unestam T. (1969): On the adaptation of *Aphanomyces astaci* as a parasite. – *Physiol Plant* 22: 221-235.
- Vey A. C. & Vago (1973): Protozoan and fungal diseases of *Austropotamobius pallipes* Lereboullet in France. – *Freshwater Crayfish* 1: 165 - 179.
- Wintersteiger M. (1985a): Studie zur gegenwärtigen Verbreitung der Flußkrebse in Österreich und zu den Veränderungen ihrer Verbreitung seit dem Ende des 19. Jahrhunderts. Ergebnisse limnologischer und astacologischer Untersuchungen an Krebsgewässern und Krebsbeständen. - Dissertation, Univ. Salzburg.
- Wintersteiger M. (1985b): Zur Besiedlungsgeschichte und Verbreitung der Flußkrebse im Land Salzburg. – *Österr. Fischerei* 38: 220-233.
- Zillner F.V. (1865): Salzburgische Fischer- und Seenordnungen. - *Mitt. der Ges. f. Sbg. Landeskunde* 5: 80-104.



2. Großmuscheln im Bundesland Salzburg

2.1. Einleitung und Problemstellung

Wassermollusken spielen eine wichtige Rolle als Sekundärproduzenten und Beute im Nahrungsnetz. Muscheln leisten durch ihre Filtrationsleistung einen erheblichen Beitrag zur Selbstreinigung der Gewässer (Klee 1971). Whotton (1988) betont die bedeutende Rolle aller benthischen Filtrierer im aquatischen Ökosystem als Vermittler zwischen dem im Wasser suspendierten Material und dem Substrat.

Die Najaden mit den Gattungen *Anodonta*, *Margaritifera* und *Unio* sind einerseits Bioindikatoren für die Qualität des Gewässers; andererseits kann man von ihrem Vorkommen auf das Vorkommen bestimmter Fischarten schließen. Denn ihre Larven (Glochidien) leben parasitisch an den Kiemen der Fische. Die Bedeutung der Großmuscheln als Indikatoren wurde bereits in vielen Ländern Europas erkannt, so dass dort inzwischen umfangreiche Bestandsprüfungen durchgeführt werden. Unter anderem wird dies in Skandinavien (länderübergreifend) und in der Bundesrepublik Deutschland, zum Teil flächendeckend, durchgeführt (Jungbluth, pers. Mitteilung, siehe unten).

Immer wieder berichten Fischer und Taucher (mündl. Mitteilungen, eigene Beobachtungen) von verschiedenen Salzburger und Oberöstr. Seen, dass in letzter Zeit auffallend weniger lebende Großmuscheln (Najaden) zu finden sind, als in früheren Jahren. Vielfach werden nur mehr leere Muschelschalen gefunden. Diese Probleme sind jedoch nicht spezifisch für Österreich, sondern treten z.B. auch in Deutschland und in den U.S.A. auf. Eine Zusammenfassung dieser Problematik findet man bei Patzner & Müller (1997) und in Kapitel 2.4 (unten).

Aus Arbeiten um 1950 kennt man Berichte über das Vorkommen von Großmuscheln im Bundesland Salzburg (z.B. Mahler 1951, 1952), die jedoch keinerlei quantitative Daten enthalten. Nur Jäger (1974) bringt einige Zahlen zur Abundanz und Tiefenverbreitung von *Unio* und *Anodonta* vom Wallersee. Vom Wallersee, den Trumerseen und vom Fuschlsee gibt es Untersuchungen aus den 90er Jahren (Patzner et al. 1992a, 1993, Patzner & Müller 1996, Patzner 1997, Patzner & Müller 1998).

Die Arbeitsgruppe von Dr. Jürgen Jungbluth führt seit 1972 Molluskenkartierungen in Deutschland durch (Jungbluth et al. 1982). Hierbei wird zunächst eine Altdatenerfassung und -auswertung durchgeführt. Auf diesen Daten aufbauend erfolgt eine ökologische Standortüberprüfung. Dabei werden alle erfassten Vorkommen auf den heutigen Muschelbesatz überprüft und Daten zur Populationsstruktur und zur biologischen Gewässergüte ermittelt. Auf dieser Basis werden zum Beispiel Artenschutzprojekte konzipiert.

Aus mehreren Gründen ist die Erfassung (Kartierung) von Großmuscheln der Familie Unionidae, wichtig:

- Die Großmuscheln haben eine doppelte Indikatorfunktion (siehe oben).
- Die Mehrzahl der Arten ist stenök (haben einen geringen ökologisch Spielraum), es gibt nur wenige euryöke (breites ökologisches Spektrum) Arten.



- Viele Arten reagieren auf Veränderungen im Gewässer und sterben aus. Die Schalen bleiben nach dem Tode der Tiere aber lange erhalten, was die Rekonstruktion früherer Verhältnisse ermöglicht.
- Der Aktionsradius ist gering. Die Muscheln sind wenig vagil und können sich Veränderungen im Biotop kaum durch Abwanderung entziehen.
- Die Erhebung der Jungmuschelpopulation gibt Auskunft über eine eventuelle Überalterung der Gesamtpopulation (siehe unten).
- Salzburg ist das einzige Bundesland Österreichs, in dem die Großmuscheln in früheren Jahrzehnten erfasst wurden (siehe Arbeiten von Mahler 1951, 1952). Schon aus diesem Grund war eine neuerliche Kartierung von großem ökologischem Wert.
- Der Vergleich mit Daten aus älteren Aufsammlungen gibt Auskunft über Sukzessionen und Ausfälle von Arten.
- Die Großmuscheln sind Voraussetzung für die Vermehrung des bereits stark gefährdeten Bitterlings *Rhodeus sericeus amarus*, der ohne sie zum Aussterben verurteilt ist.

2.2. Methode der Kartierung

2.2.1. Sammeln von Material

Ausgehend von der Stadt Salzburg wurden stehende Gewässer und Fließgewässer nach Muscheln abgesucht. Das Absuchen geschah bei kleineren Gewässern und im Uferbereich direkt von Hand aus, in größeren Gewässern beim Schnorcheln oder Tauchen mit Pressluftgeräten. Zum Teil wurde auf Material der landesweiten Kartierung von Wassermollusken (BUFUS, Inst. für Zoologie, Universität Salzburg, Leitung Robert A. Patzner) zurückgegriffen. Die Fundorte wurden punktgenau (Bundesmeldenetz) erfasst. Die Benennung der Gewässertypen erfolgte nach Nowotny & Hinterstoisser (1994). Die Arten wurden determiniert und nach folgenden Kriterien klassifiziert: Fundart (lebend - frisch tote Schale - alte Schale, Schalenrest) und Häufigkeit (selten, Einzelfund - mäßig häufig - häufig - sehr häufig, massenhaft).

2.2.2. Belegmaterial

Von allen Fundorten wurden Schalen gesammelt, gelegentlich wurden auch lebende Tiere genommen. Die Schalen werden nach Arten und Fundortnummern geordnet in der BUFUS-Sammlung am Institut für Zoologie, Universität Salzburg aufbewahrt. Proben von Lebendmaterial (Fuß, Mantel, Kieme) wurden für eine eventuelle spätere genetische Untersuchung entnommen und bei -70°C tiefgefroren.

2.2.3. Historisches Material

In folgenden österreichischen Museen befinden sich Wassermollusken aus Salzburg: Naturhistorischen Museum in Wien, Stift von Kremsmünster (Sammlung von Friedrich Mahler),



Oberösterreichischen Landesmuseum in Linz, Haus der Natur in Salzburg. Weiteres Material findet sich in einigen Privatsammlungen.

2.2.4. Erfassung in der EDV

In einer speziell entwickelten Datenbank werden die aufgenommenen Daten gespeichert. Zur Auswertung, Analyse und kartographischen Darstellung wird das Online-Informationssystem, BioMapper © (Firma BIOGIS CONSULTING, Paul Schreilechner, Salzburg) verwendet. Das Produkt arbeitet auf Basis des weit verbreiteten Desktop-GIS-Programmes ArcView und der Datenbank MS-Access und stellt somit eine integrierte Arbeitsumgebung mit einer umfangreichen Funktionalität dar. Beide Programme verfügen über eine eigene Programmiersprache (Avenue; Visual Basic) mit Hilfe derer die einzelnen Auswertungs- und Analyseschritte automatisiert wurden. Zusätzlich wurden spezielle Visual Basic-Clients programmiert, die als User-Interface zwischen den beiden Standardsoftwarepaketen vermitteln. Die Kommunikation erfolgt dabei über ODBC (Open database connectivity) bzw. DDE (Dynamic data exchange) (Patzner & Schreilechner 1998, 1999).

2.3. Großmuscheln: Arten und Vorkommen

Familie Najaden - Unionidae

Diese Süßwassermuscheln werden als Najaden bezeichnet, nach den antiken Quell- und Flussgöttinnen, die für die Reinheit des Wassers bürgten. Durch ihre enorme Filtriertätigkeit haben sie eine sehr große Bedeutung für den Gewässerhaushalt (Falkner 1990). Die in Mitteleuropa lebenden Arten erreichen meist eine Länge von 10 bis 20 cm. Innenseite der Schale besteht aus einer glänzenden Perlmuttersschicht, die äußere, organische Hülle (Periostrakum) ist hornartig, schwarz oder braun bis grün und gelb, häufig mit verschiedenfarbigen Zuwachszonen (Altersringe). Das Schloss kann gut ausgebildet sein (Gattung *Unio*) oder ganz fehlen (Gattung *Anodonta*). Die meisten Arten zeigen neben der vielfältigen Ausbildung genetisch fixierter geographischer Rassen und Kleinrassen eine erhebliche ökologische Variabilität (Falkner 1990). Die Bestände der Großmuscheln sind weltweit, besonders aber in Mitteleuropa rückgängig. Die Gründe dafür sind vielfältig (Patzner & Müller 1997). Die Fortpflanzung erfolgt über spezielle Larven (Glochidien), die ein parasitisches Stadium an Fischen durchlaufen müssen. Aus diesem Grund ist das Vorkommen von Großmuscheln auch an Fische gebunden. Bei den meisten Arten kommen mehrere Fischarten als Zwischenwirt in Frage (Patzner & Müller 1997). Der Parasitismus bietet der Larve Schutz und trägt zur Verbreitung der Art bei. Die meisten Arten erreichen ein Alter von etwa 10 Jahren.

Unterfamilie Flussmuscheln - Unioninae

Gattung: *Unio* Philipsson 1788

Die Einström- und Ausströmöffnung ist immer voneinander getrennt. Über der Ausströmöffnung liegt noch eine isolierte Randspalte, die Supraanalöffnung. Die Einström-



öffnung ist von zäpfchenförmigen Papillen umgeben. Fuß stumpf beilförmig (Glöer & Meier-Brook 2003).

Bestimmungsschlüssel für die heimischen Arten der Gattung *Unio* (nach Glöer & Meier-Brook 2003):

- 1a. Schale elliptisch oder kurz-eiförmig, meist nicht ganz doppelt so lang wie hoch, Wirbel wenig hervortretend mit dichten, konzentrischen Wirbelfalten..... *Unio crassus*
- 1b. Schale länglich bis keilförmig Ober- und Unterseite fast parallel..... *Unio pictorum*

2.3.1. Gemeine Flussmuschel - *Unio crassus* Philipsson 1788

Beschreibung: *U. crassus* erreicht eine Länge von 7 cm, maximal 11 cm (Abb. 2.1). Die Schale ist meist weniger als doppelt so lang wie hoch (Falkner 1990). Salzburg liegt im Verbreitungsgebiet der Unterart *Unio crassus cytherea* Küster 1836 (Nesemann 1993). Deren Schale ist



gestreckt elliptisch bis nierenförmig; der Wirbel ist weit nach vorn gedrückt und der ganze Oberrand ist gleichförmig gebogen (Glöer & Meier-Brook 2003). Die Färbung ist grünlich-braun bis schwärzlich. Die Lebensdauer ist wesentlich höher als bei den vorher genannten Arten, sie liegt zwischen 20 und 30 Jahren, in Nord-Europa bei bis zu 50 Jahren (Falkner 1990).

Ökologie: *U. crassus* findet man hauptsächlich in Bächen – auch in kleinen Oberläufen – und Flüssen mit sauberem Wasser, bevorzugt über sandigem und kiesigem Grund. Gelegentlich auch in stehenden Gewässern, wobei nach Falkner (1990) die Seepopulationen in Mitteleuropa ohne ständigen Nachschub aus den Zuflüssen nicht lebensfähig sind.

Allgemeine Verbreitung: In ganz Europa ohne Britische Inseln, Iberische Halbinsel und Italien; gesamtes Schwarzmeergebiet und Mesopotamien (Falkner 1990).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Siehe Tabelle 2.1.

Abb. 2.1. *Unio crassus* in Salzburg. Keine Lebendfunde mehr! Oben: Oichten; Mitte: Fuschler Ache; Unten: Fuschler Ache, stark versintert. Linie = 1 cm.



Gau	Fundort	Autor
Stadtgebiet von Salzburg	Leopoldskroner Teich und dessen Abfluss	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 29, Stüber 1967: 190, Oberösterr. Landesmuseum Linz leg. Wessely
	St. Peterer Teich und dessen Abfluss	Mahler 1944/45: 40, Mahler 1952/53: 29
	Mündung des Alterbaches	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39
	Plainbach	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39
	Straßengraben an der Moosstraße	Mahler 1952/53: 30
	Moosbach im Goiser Moor	Mahler 1952/53: 30
Flachgau	Grabensee	Modell 1965: 270, Mahler 1952/53: 29
	Im Bereich des Wallersees	Klemm 1950: 53
	Fuschensee	Mahler 1952/53: 29
	Östlichen Zufluss des Grabensees	Stüber 1967: 190
	Mattig zwischen Obertrumer- und Grabensee	Naturhistor. Museum Wien leg. Adensamer (Reischütz & Sackl 1991: 220)
	Fischach bei Mühlberg	Mahler 1952/53: 29
	Oichtenbach bei Nußdorf	Mahler 1952/53: 29
	Nebenbach der Oichten	Mahler, nach Klemm 1954: 265
Bach neben dem Abfluss des Fuschensees	Mahler, nach Klemm 1954: 265	
Pinzgau	Moor bei Saalfelden	Schreiber 1913: 147 ¹

¹ als *Margaritifera margaritifera* (nach Mahler 1951: 55).

Tabelle 2.1. Literaturberichte und Sammlungsbelege von *Unio crassus* im Bundesland Salzburg.

Heutiges Vorkommen in Salzburg: *U. crassus* ist nach Reischütz & Sackl (1991: 220) im Bundesland Salzburg heute nicht mehr lebend vorhanden. Schalenfunde (Abb. 2.1) gibt es bisher nur im *Flachgau*: Oichtenbach, Fuschlsee und dessen Abfluss (Fuschler Ache), Statzenbach bei Schalkham. Eine Wiederbesiedelung in der Fuschler Ache wurde angeregt (Patzner 1997).

Gefährdung: *U. crassus* war bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts die häufigste Flussmuschelart, heute ist erheblich stärker gefährdet als die Flussperlmuschel. Neben der Wasserverschmutzung ist wahrscheinlich auch die Veränderung der Fischfauna eine Ursache für das Erlöschen der Populationen (Falkner 1990). *U. crassus* steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ im Bundesland Salzburg auf Gefährdungsstufe 1 (vom Aussterben bedroht) (Frank & Reischütz 1994), müsste allerdings nach den neuen Erkenntnissen auf Stufe 0 (ausgestorben, ausgerottet oder verschollen) gesetzt werden. Zur allgemeinen Gefährdung der Großmuscheln siehe Kapitel 2.4.

2.3.2. Gemeine Malermuschel - *Unio pictorum* (Linnaeus 1758)

Beschreibung: *U. pictorum* erreicht eine Länge bis 10 cm, maximal bis 14 cm. Die Schale ist mehr als doppelt so lang wie hoch, Ober- und Unterrand sind beinahe parallel zueinander (Falkner 1990). Die Färbung ist grünlichgelb bis dunkelbraun. Die Wirbelskulptur besteht aus einzelnen, in Reihen stehenden Höckern, die besonders bei Jungtieren gut zu erkennen sind (Abb. 2.2). Diese Art hat charakteristische Sonderformen hervorgebracht, deren Bestände

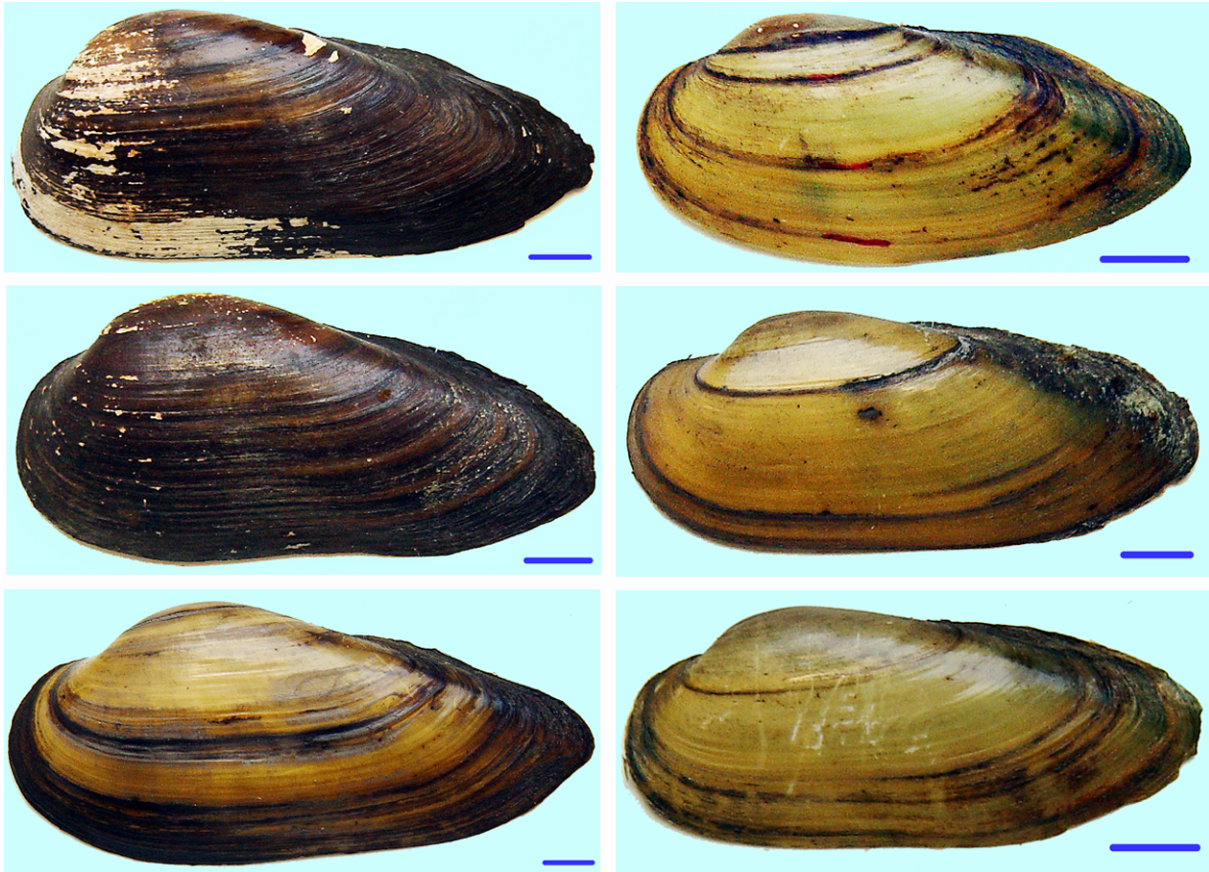


Abb. 2.2. *Unio pictorum* in Salzburg. Oben links: Mattsee, alte Form (keine Lebendfunde); oben rechts: Mattsee, Normalform; Mitte links: Wallersee, alte Form (keine Lebendfunde); Mitte rechts: Mattig; Unten links: Teich von St. Jakob (Länge: 11,6 cm!); Unten rechts: Zellersee. Linie = 1 cm.

jedoch vielfach erloschen sind. In vielen Gebieten machte sich eine andere Form breit, die sich durch gleichförmige Ausprägung und rasches Wachstum auszeichnet (Falkner 1990).

Ökologie: *U. pictorum* kommt in stehenden und langsam fließenden Gewässern vor. Sie bevorzugt Schlamm- und Sandböden, ist aber auch in sandigen bis schottrigen Bereichen zu finden.

Allgemeine Verbreitung: In Mittel-, Nord- und Nordwest-Europa, im Westen bis Portugal, im Osten bis ins Uralgebiet (Falkner 1990).

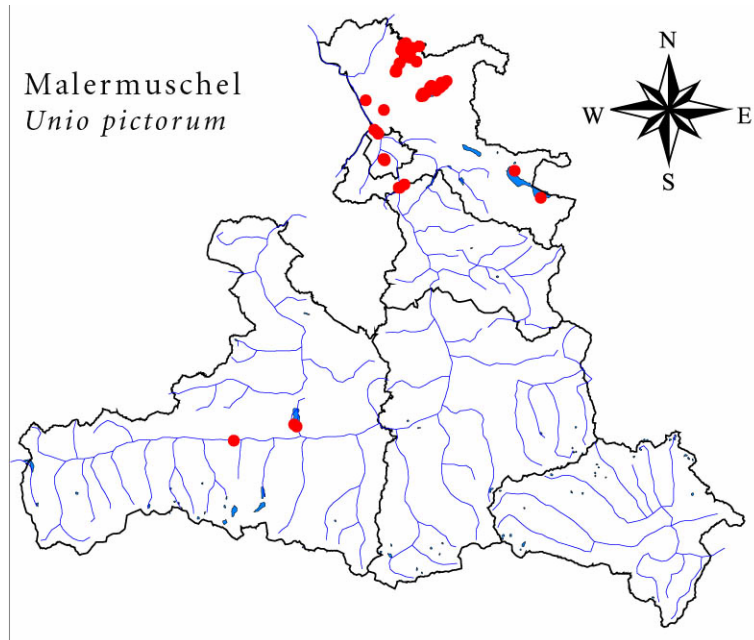
Historisches Vorkommen in Salzburg: Siehe Tabelle 2.2.

Gau	Fundort	Autor
Stadtgebiet von Salzburg	Leopoldskroner Teich und dessen Abfluss	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 33, Patzner & Garcia Isarch (1998)
	St. Peterer Teich	Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 33
	Schleienlacke bei Morzg	Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 33
Flachgau	Obertrumer- und Grabensee	Mahler 1952/53: 29, 31, Modell 1965: 295, Patzner et al. 1993: 60
	Mattsee	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Modell 1965: 295, Patzner et al. 1993: 60, Zick 1998
	Wallersee	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Gaschott 1927: 307, Klemm 1950: 53, Mahler 1952/53: 31, Modell 1965: 295, Jäger 1974: 51, Patzner et al. 1992: 89, Patzner et al. 1993: 60



Lugingersee	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Mahler 1952/53: 31
Teich von Oberholz bei Ursprung	Mahler 1952/53: 33

Tabelle 2.2. Literaturberichte und Sammlungsbelege von *Unio pictorum* im Bundesland Salzburg.



Malermuschel
Unio pictorum

Heutiges Vorkommen in Salzburg: *U. pictorum* ist heimisch im Bundesland Salzburg (autochthone Art). Es gibt sympatrische Vorkommen mit *Anodonta anatina* und *A. cygnea*. Im Rahmen der Kartierung wurden 17 **Populationen** gefunden (Abb. 2.3). Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor (Tab. 2.4): See oligotroph kalkarm, See oligotroph kalkreich, See mesotroph, See eutroph, Weiher, Teich naturnah, Niederungsbach Klassen 1 und 2; Hauptvorkommen: See mesotroph (51 %). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich von Höhenstufe 2 (400-450 m) bis Höhenstufe 7 (700-800 m). Hauptvorkommen in Stufe 4 (500-550 m), höchstes Vorkommen: Zeller-

Abb. 2.3. Verbreitungskarte der Malermuschel in Salzburg
 Abb. 2.4. Verbreitung der Großmuscheln in verschiedenen Biotoptypen im Bundesland Salzburg (Angaben in Prozent).
 Biotoptypen nach Nowotny und Hinterstoisser (1994). *Klassen der Ökomorphologie, nicht der Gewässergüte.

	Gewässertyp	<i>U. pictorum</i>	<i>A. anatina</i>	<i>A. cygnea</i>	<i>D. polymorpha</i>
Stehende Gewässer	See, oligotroph, kalkarm	3	7	-	-
	See, oligotroph, kalkreich	6	15	1	37
	See, mesotroph	51	21	50	53
	See, eutroph	13	6	8	4
	Weiher	8	7	13	-
	Teich, naturnah	10	12	9	-
	Teich, stark beeinflusst	-	5	-	-
	Auenstillgewässer	-	1	2	-
	Totarm	-	5	2	-
	Moorsee	-	8	9	-
Fließg.	Niederungsbach Klasse 1*	6	5	3	3
	Niederungsbach Klasse 2*	3	8	3	3
Summe		100	100	100	100

Tab. 2.4. Verbreitung der Großmuscheln in verschiedenen Biotoptypen im Bundesland Salzburg (Angaben in Prozent).
 Biotoptypen nach Nowotny und Hinterstoisser (1994). *Klassen der Ökomorphologie, nicht der Gewässergüte.



see (Pinzgau, 750 m, wahrscheinlich eingesetzt). Höchstes natürlichstes Vorkommen: Egelseen bei Schleedorf (Flachgau, 592 m). *U. pictorum* wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 2.3): *Stadtgebiet von Salzburg*: Karlsbader Weiher, Leopoldskroner Teich, 2 Salzachseen. – *Flachgau*: Relativ häufig im Wallersee, Mattsee, Obertrumersee und Grabensee sowie vereinzelt im Wolfgangsee; Anifer Waldbad, Ragginger See, Egelseen (bei Schleedorf), Fischach, Mattig und Salzach-Auen. – *Tennengau*: Teich von St. Jakob am Thurn. – *Pinzgau*: Niedersillir Badensee (eingesetzt), Zellersee (Meereshöhe 750 m). Die Vorkommen im Tennengau und Pinzgau sind nicht als ursprünglich anzusehen. Die Malermuschel wurde hier entweder mit Absicht eingesetzt (wie Niedersillir Badeseee oder eingeschleppt (z.B. mit glochidientragenden Fischen).

Gefährdung: *U. pictorum* steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ im Bundesland Salzburg auf Gefährdungsstufe 3 (gefährdet) (Frank & Reischütz 1994). Zur allgemeinen Gefährdung der Großmuscheln siehe Kapitel 2.4.

Unterfamilie Teichmuscheln - Anodontinae

Gattung: *Anodonta* Lamarck 1799

Die Schalen haben weder Zähne noch Schlossleiste. Die Abtrennung verschiedener Rassen innerhalb der Gattung *Anodonta* ist noch ungeklärt (Glöer & Meier-Brook 2003).

Bestimmungsschlüssel für die heimischen Arten der Gattung *Anodonta* (Glöer & Meier-Brook 2003):

- 1a. Schale rhombisch-eiförmig, Unterrand der Schale innen verdickt *Anodonta anatina*
- 1b. Gehäuse länglich-eiförmig, Unterrand des Gehäuses nicht verdickt *Anodonta cygnea*

2.3.3. Gemeine Teichmuschel - *Anodonta anatina* (Linnaeus 1758)

Beschreibung: *A. anatina* bleibt meist unter 15 cm Länge, ausnahmsweise kann bis 18 cm erreichen (Falkner 1990). Der Wirbel ist eher zur Mitte gerückt mit unten geraden oder leicht eingezogenen Runzeln, die die Zuwachsstreifen kreuzen (Abb. 2.4). Die Schale ist relativ dick, die Form rhombisch-eiförmig (Abb. 2.5). Die Färbung ist ähnlich der Vorigen, aber weniger gelb-grün. Der Oberrand der Schale ist gegen das Hinterende schräg ansteigend, hinter dem verhältnismäßig kurzen Ligament mit spitzer Ecke, eingebuchtet zum Hinterende abfallend. Die Innenseite des vorderen Unterrandes ist wulstig verdickt (Falkner 1990). Die Einströmöffnung ist breit und trägt kurze Papillen (Glöer & Meier-Brook 2003). Die äußere Form ist variabel (Abb. 2.5).

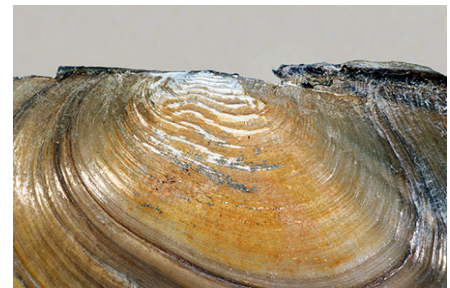


Abb. 2.4. Wirbelstruktur von *Anodonta anatina*

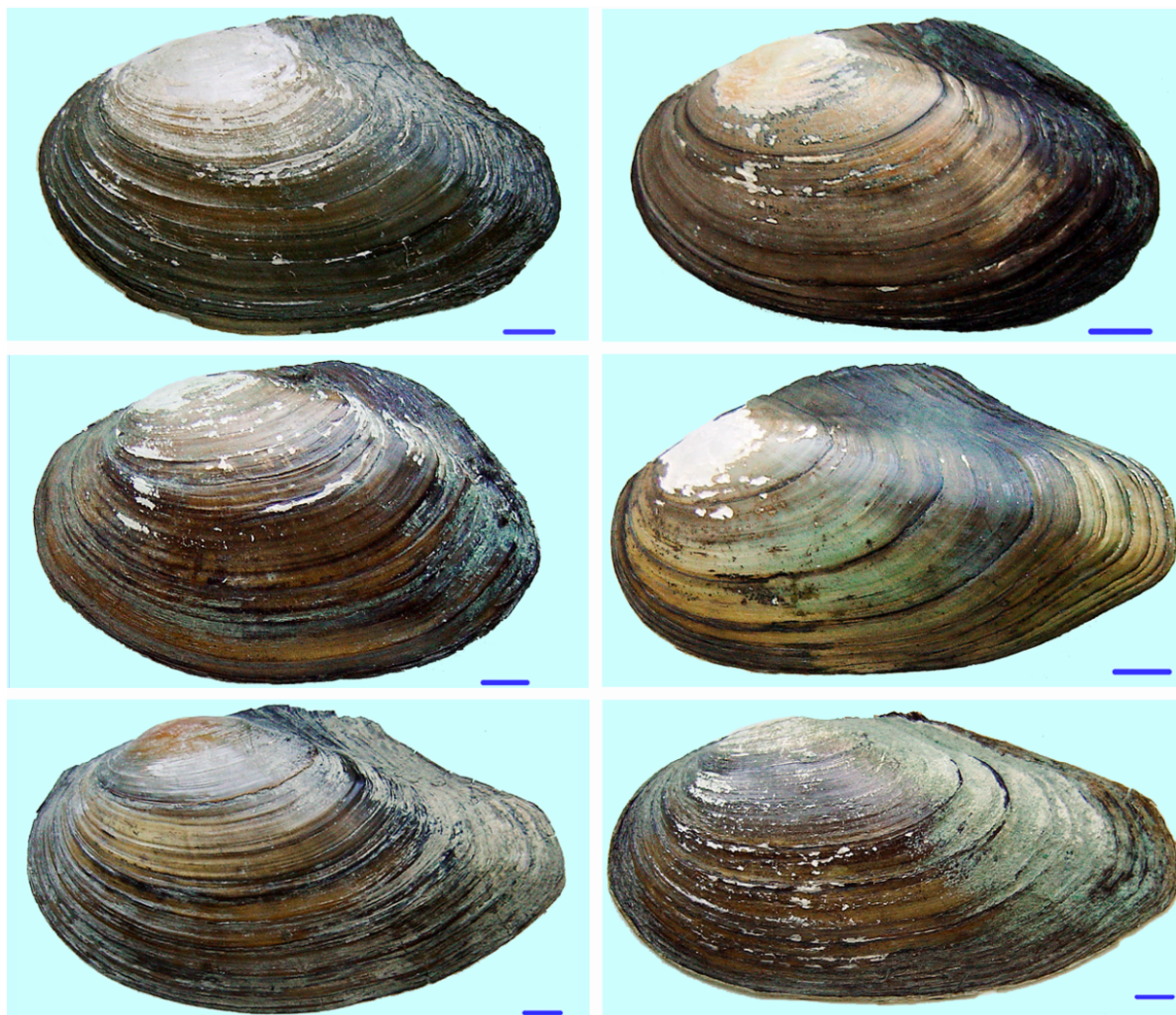


Abb. 2.5. *Anodonta anatina* in Salzburg. Oben links: Wallersee (mesotroph); oben rechts: Wolfgangsee (oligotroph); Mitte links: Mattig (Fließgewässer); Mitte rechts: Seewaldsee (1.074 m Seehöhe); Unten links: Teich von St. Jakob (eutroph); Unten rechts: Teich Hellbrunn (eutroph, Länge: 15,5 cm). Linie = 1 cm.

Ökologie: *A. anatina* findet man in stehenden und fließenden Gewässern. In Fließgewässern in Zonen mit ruhiger Strömung und Strombuchten mit Schlamm Boden, aber auch in Bächen mit grobsandig-kiesigem Untergrund (Falkner 1990).

Allgemeine Verbreitung: In fast ganz Europa und Nord-Asien (Falkner 1990).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Siehe Tabelle 2.5.

Gau	Fundort	Autor
Stadtgebiet von Salzburg	Leopoldskroner Teich und dessen Abfluss	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Mahler 1944/45: 154, Patzner & Garcia Isarch (1998)
	St. Peterer Teich	Mahler-Sammlung
	Lacke am Fuß des Morzger Hügels	Mahler 1952/53: 41, 42
	Scherenbrandtner Weiher von Gnigl	Mahler 1952/53: 41, 42
	Bittner Teich von Sam	Mahler 1952/53: 41, 42



Flachgau	Grabenteich von Itzling	Mahler 1952/53: 41, 42
	Mündung des Alterbaches	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39
	Obertrumer- und Grabensee	Modell 1965: 223, 224, Patzner et al. 1993: 60, Müller 1995: 1, Mahler-Sammlung
	Mattsee	Edlauer, nach Klemm 1954: 266, Modell 1965: 223, Patzner et al. 1993: 60, Müller 1995: 1, Zick 1998
	Wallersee	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39, Klemm 1950: 53, Modell 1965: 222, Jäger 1974: 51, Patzner et al. 1992: 89, Patzner et al. 1993: 59, Mahler-Sammlung
	Lugingersee	Kastner 1892: 256, Kastner 1905: 39
	Fuschelsee	Mahler, nach Klemm 1954: 266
	Wolfgangsee	Mahler, nach Klemm 1954: 266, Müller 1995: 1
	Hintersee	Micoletzky 1911: 522
	Tümpel neben der Fischach	Mahler, nach Klemm 1954: 266
Tennengau	Lacke bei Göming	Mahler-Sammlung
	Bladenbach bei St. Georgen	Mahler-Sammlung
	Seewaldsee in 1.078 m Höhe	Stüber 1967: 190 ¹
	Teich von St. Jakob am Thurn	Mahler 1952/53: 41
Pinzgau	Zellersee	Micoletzky 1912: 433 ² , Mahler-Sammlung
	Pumpenteich des Golfplatzes Zell am See	Inst. für Ökologie 1978-86: 39/86

¹ als *Anodonta* sp., eine Überprüfung zeigte, dass es sich um *A. anatina* handelt (Patzner unveröffentl.).

² als *Anodonta cygnea*.

Tabelle 2.5. Literaturberichte und Sammlungsbelege von *Anodonta anatina* im Bundesland Salzburg.

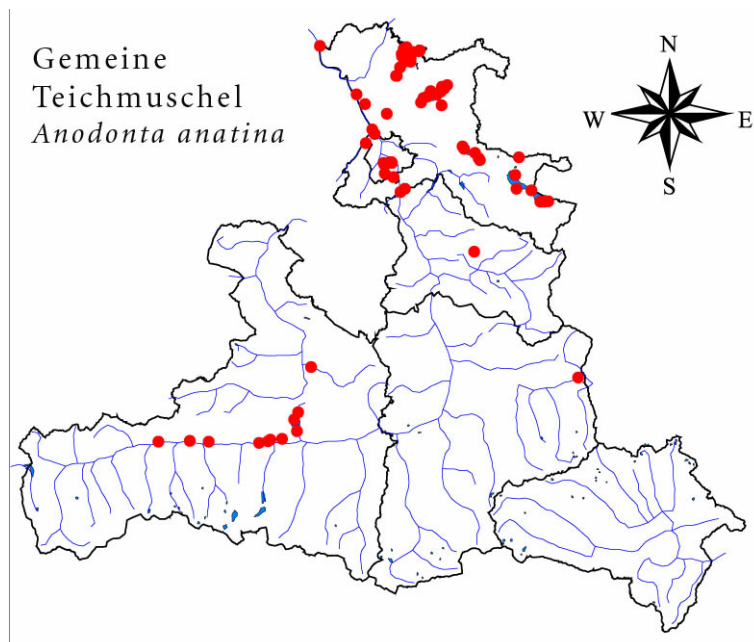


Abb. 2.6. Verbreitungskarte der Gemeinen Teichmuschel in Salzburg

Heutiges Vorkommen in Salzburg:

A. anatina ist heimisch im Bundesland Salzburg (autochthone Art). Sie ist von den 4 Arten am weitesten verbreitet, kommt jedoch nur an wenigen Standorten häufig vor. Es gibt sympatrische Vorkommen mit *A. cygnea* und *Unio pictorum*. Im Rahmen der Kartierung wurden 33 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor (Tab. 2.4): See oligotroph kalkarm, See oligotroph kalkreich, See mesotroph, See eutroph, Weiher, Teich naturnah, Teich stark beeinflusst, Auenstillgewässer, Totarm,

Moorsee, Niederungsbach Klassen 1 und 2; Hauptvorkommen: See mesotroph (21 %). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich von Höhenstufe 1 (350-400 m) bis Höhenstufe 10 (1.00-1.500



m). Hauptvorkommen in Stufe 4 (500-550 m), höchstes Vorkommen: Seewaldsee (Tennengau, 1.078 m). *A. anatina* wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 2.6): *Stadtgebiet von Salzburg*: Leopoldskroner Teich, Hellbrunner Teiche, bei Freisaal, bei Siezenheim, Karlsbader Weiher, Kneisselweiher. — *Flachgau*: Wallersee, Mattsee, Obertrumersee, Grabensee (in allen nur mehr vereinzelte Vorkommen), Fuschlsee, Wolfgangsee, Anifer Waldbad, Ragginger See, Egelsee bei Scharfling, Egelsee bei Schleedorf, bei St. Georgen, Salzachau, Mattig, Fischach, Pladenbach. — *Tennengau*: Teich von St. Jakob am Thurn, Seewaldsee. — *Pongau*: Moor-teich Mandling. — *Pinzgau*: Zellersee, Uttendorfer Badese, Ritzensee, Baggerteich Stuhlfelden, Hofis Angelteich, Bauernlacke, Golfplatzteich Zellermoos, Weiher bei Rettenbach, Teiche bei Piesendorf.

Gefährdung: *A. anatina* steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ im Bundesland Salzburg auf Gefährdungsstufe 3 (gefährdet) (Frank & Reischütz 1994). Bemerkenswert ist der Rückgang in den großen Vorlandseen. Zur allgemeinen Gefährdung der Großmuscheln siehe Kapitel 2.4.

2.3.4. Große Teichmuschel - *Anodonta cygnea* (Linnaeus 1758)

Beschreibung: *A. cygnea* ist die größte heimische Muschelart. Sie erreicht eine Länge bis 20 cm, maximal bis 26 cm (Falkner 1990). Wirbel eher am Vorderende, ziemlich flach und mit konzentrischen, den Zuwachsstreifen parallelen Runzeln (Abb. 2.7). Die Schale ist relativ dünn, innen mit Perlmutter, außen gelblich bis olivbraun. Der Oberrand der Schale bis zur Schildecke ist fast gerade; der Unterrand ist innen nicht verdickt. Die Einströmöffnung ist schmal und hat lange Papillen (Glöer & Meier-Brook 2003). Die äußere Form ist sehr variabel (Abb. 2.8). Aus diesem Grund hatte man früher viele Arten beschrieben.



Abb. 2.7. Wirbelstruktur von *Anodonta cygnea*

Ökologie: Diese Art ist eine ausgeprägte Stillwasserart, man findet sie im Schlamm von Seen, Altwässern und Teichen, nur selten gibt es Kümmerformen in Fließgewässern (Falkner 1990).

Allgemeine Verbreitung: In Nord- und Mitteleuropa, im Süden bis Mittelfrankreich; im gesamten Donaugebiet, bis Mittelgriechenland und im Kaukasusgebiet. Die Gesamtverbreitung ist noch unklar (Falkner 1990).

Historisches Vorkommen in Salzburg: Siehe Tabelle 2.6.

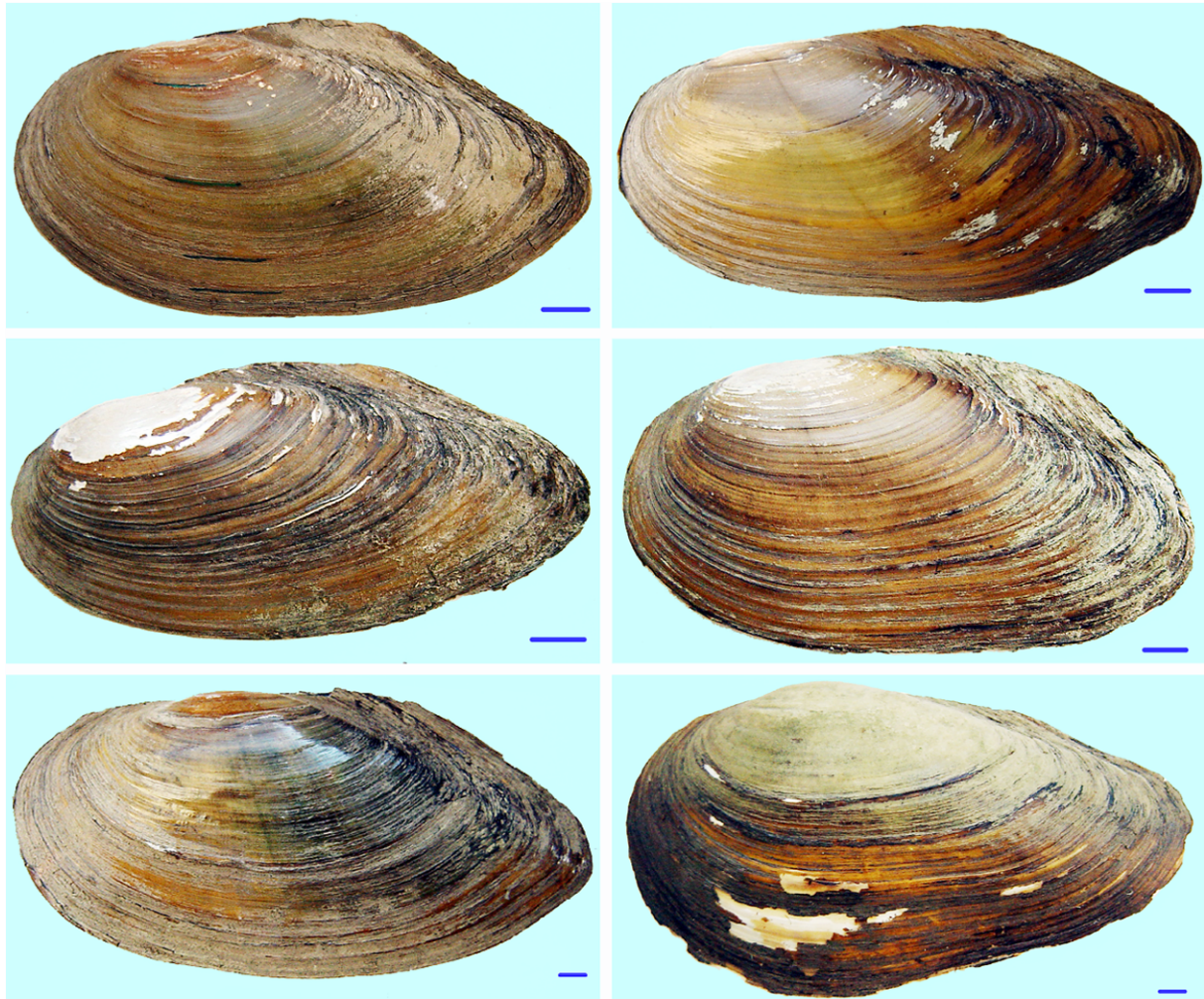


Abb. 2.8. *Anodonta cygnea* in Salzburg. Oben links: Wallersee (mesotroph); oben rechts: Wolfgangsee (oligotroph); Mitte links: Mattsee (mesotroph); Mitte rechts: Grabensee (eutroph); Unten links: Teich von St. Jakob (eutroph); Unten rechts: Teich Schloss Freisaal (eutroph, Länge: 19,5 cm). Linie = 1 cm.

Gau	Fundort	Autor
Stadtgebiet von Salzburg	Leopoldskroner Teich	Mahler-Sammlung, Patzner & Garcia Isarch 1998
	St. Peterer Teich	Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 40
	Schleienlacke bei Morzg	Mahler 1944/45: 154, Mahler 1952/53: 40
Flachgau	Obertrumer- und Grabensee	Modell 1965: 238, Patzner et al. 1993: 60, Müller 1995: 1, Mahler-Sammlung
	Mattsee	Patzner et al. 1993: 60, Müller 1995: 1, Zick 1998
	Wallersee	Gaschott 1927: 307, Modell 1965: 238, Patzner et al. 1992: 89, Patzner et al. 1993: 59
	Lugingersee	Mahler 1952/53: 37, 40
	Egelseen bei Schleedorf	Mahler 1952/53: 37, 40
	Wolfgangsee	Müller 1995: 1 ¹
	Tümpel südwestlich von Obertrum	Inst. für Ökologie 1978-86: 14/78
	Fischach bei Mühlberg	Mahler-Sammlung

¹ wahrscheinlich eingeschleppt.

Tabelle 2.6. Literaturberichte und Sammlungsbelege von *Anodonta cygnea* im Bundesland Salzburg.



Heutiges Vorkommen in Salz-

burg: *A. cygnea* ist heimisch im Bundesland Salzburg (autochthone Art). Es gibt sympatrische Vorkommen mit *A. anatina* und *Unio pictorum*. Im Rahmen der Kartierung wurden 15 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden **Biotoptypen** vor (Tab. 2.4): See oligotroph kalkreich, See mesotroph, See eutroph, Weiher, Teich naturnah, Auenstillgewässer, Totarm, Moorsee, Niederungsbach Klasse 1 und 2; Hauptvorkommen: See mesotroph (50 %). Bei den Vorkommen in Fließgewässern handelt es sich um Abflüsse aus Seen oder Teichen. Die **Höhen-**

verbreitung erstreckt sich von Höhenstufe 1 (350-400 m) bis Höhenstufe 5 (550-600 m). Hauptvorkommen in Stufe 4 (500-550 m), höchstes Vorkommen: Egelsee bei Schleedorf (Flachgau, 592 m). In den gebirgigen Bereichen fehlt *A. cygnea* vollkommen. *A. cygnea* wurde in folgenden **Gewässern** gefunden (Abb. 2.9): *Stadtgebiet von Salzburg*: Leopoldskroner Teich, Bittnerteich, Freisaalteich, Silbersee und Karlsbader Weiher. — *Flachgau*: Relativ häufig in folgenden Seen: Wallersee, Mattsee, Obertrumsee und Grabensee sowie vereinzelt im Wolfgangsee (nicht typisch, eventuell eingeschleppt), Salzachsee, Freisaalteich und -bach, Egelsee bei Schleedorf. Weiters in der Fischach und in der Mattig. — *Tennengau*: Teich von St. Jakob am Thurn, Bader Brunn Lacke (Hallein). — *Pinzgau*: Uttendorfer Badensee (eingesetzt).

Gefährdung: *A. cygnea* steht in der „Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs“ auf Gefährdungsstufe 2 (stark gefährdet) (Frank & Reischütz 1994). Zur allgemeinen Gefährdung der Großmuscheln siehe Kapitel 2.4.

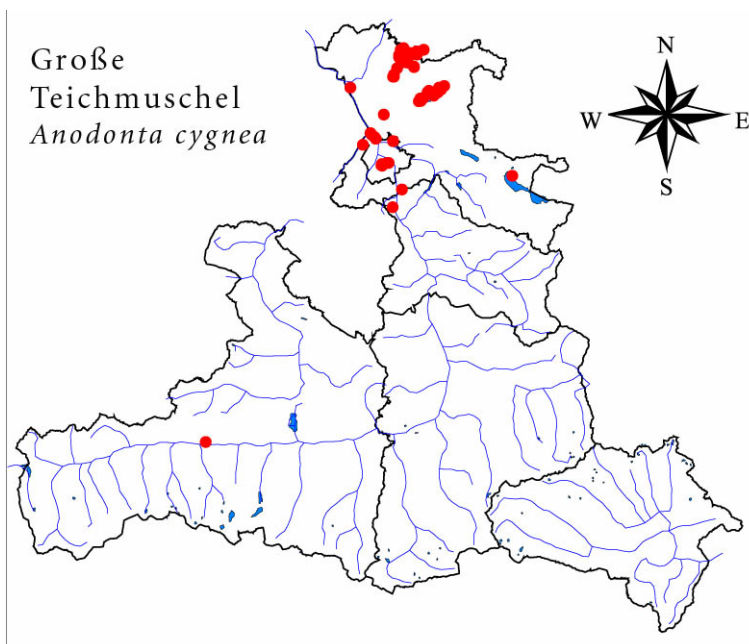


Abb. 2.9. Verbreitungskarte der Großen Teichmuschel in Salzburg

Familie Wandermuscheln - Dreissenidae

Die Vertreter dieser Familie werden meist nicht den Großmuscheln zugeordnet. Sie sollen aber trotzdem hier erwähnt werden, da sie in den letzten Jahrzehnten eine wichtige Rolle in vielen stehenden Gewässern spielen. Die Muscheln sind mit Byssus-Fäden an den Untergrund angeheftet. Sie besiedeln harte Untergründe und Gegenstände (auch Muscheln der Gattungen *Anodonta* und *Unio*) können aber auch über den Schlamm Boden kriechen. Die Fortpflanzung geschieht über freischwimmende Veliger-Larven, mit ein Grund für ihre rasche Verbreitung.



Gattung: *Dreissena* Van Beneden 1835

2.3.5. Wandermuschel - *Dreissena polymorpha* (Pallas 1771)

Keine heimische Art, eingeschleppt!

Beschreibung: *D. polymorpha* erreicht bis 4 cm Länge. Die Form der Schale ist dreikantig, der sehr stark hervortretende Wirbel bildet die vorderste Spitze der Muschel (Abb. 2.10). Die Färbung ist gelbbraunlich bis schwärzlich. Jungtiere wiesen ein Zickzackmuster auf. Die Einströmöffnung ist mit Tastzapfen umstellt (Glöer & Meier-Brook 2003).

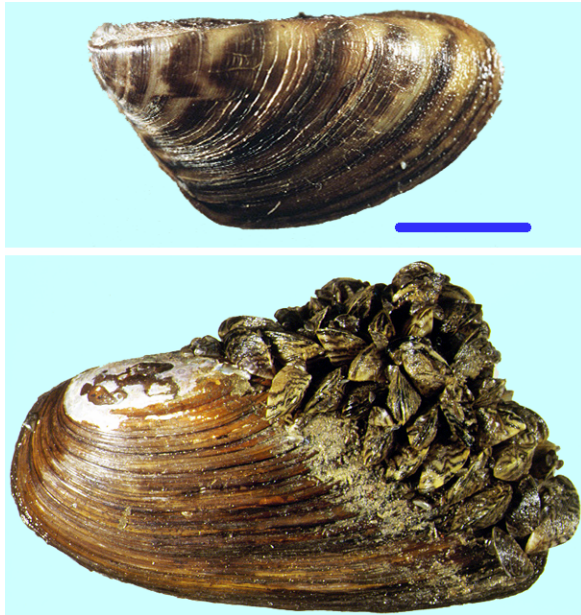


Abb. 2.10. *Dreissena polymorpha*. Oben: aus dem Wallersee. Unten: Befall einer Teichmuschel. Der linke, vordere Bereich steckt im Schlamm und ist deshalb nicht besetzt.

Ökologie: *D. polymorpha* hat sich seit Ende des 18. Jahrhunderts über ganz Europa massenhaft ausgebreitet (siehe oben). Diese Art, die aus dem pontischen Raum stammt (Banarescu & Joseph 1990), wird hauptsächlich durch die Schifffahrt verbreitet; die wesentliche Ausbreitungsstraße war die Donau (Frank 1995). In Deutschland kommt sie seit etwa 150 Jahren vor, in Österreich wurde sie durch einen Bagger aus dem Suezkanal in die Alte Donau bei Wien verschleppt (Zaunick 1917). Ihre natürliche Verbreitung kann durch Wasservögel und stromabwärts über Fließgewässer erfolgen (Patzner et al. 1992b). Durch die rasche Vermehrung kann es zu einer Besatzdichte bis 30.000 Individuen pro Quadratmeter kommen (Klee 1971). Sie besitzen Byssusfäden und benötigen zur Besiedlung hartes Substrat. Die Schalen der Großmuscheln bieten ihnen eine gute Besiedlungsmöglichkeit; in vielen Seen Mitteleuropas ist jede Teich-

und Malermuschel dicht mit *Dreissena* bewachsen (Abb. 2.10). Strayer et al. (1994) bezeichnen die Unionidae als Hauptsubstrat für *Dreissena polymorpha*. Schloesser & Kovalak (1991), Schloesser & Nalepa (1994), Nalepa (1994) und Tucker (1994) zeigen einen direkten, zum Teil sehr starken negativen Einfluss auf die Großmuscheln. Andere Autoren geben nur eine indirekte Beziehung zwischen dem Auftreten von *Dreissena* und dem Rückgang der Unioniden an (Hunter & Bailey 1992). Man vermutet eine generelle Schwächung der physiologischen Kondition der Großmuscheln (Nalepa 1994). Haag et al. (1993) wiesen bei befallenen Unioniden innerhalb von 3 Monaten einen Rückgang Glycogen, der wichtigsten Energiereserve, und eine erhöhte Cellulase-Aktivität, somit also Stress, nach. Dies kann folgende Gründe haben: (1) Durch den dichten *Dreissena*-Besatz wird die Einströmöffnung blockiert, (2) das einströmende Wasser ist von *Dreissena* vorgefiltert und arm an Nährstoffen und/oder (3) durch das zusätzliche Gewicht drohen sie im lockeren Schlamm zu versinken und benötigen mehr Energie um dies zu verhindern. Letzteres meint auch Arter (1989). Nach eigenen Beobachtungen in den schlammreichen Seen des Alpenvorlandes ist dies jedoch fraglich, denn einige Großmuscheln sind so tief in den Schlamm eingegraben, dass nur ihre Atemöffnungen zu sehen ist. Wir konnten jedoch feststellen, dass *Dreissena* über die Schalenhälften



wachsen und die Muscheln deshalb die Schalen nicht mehr vollständig schließen können. Dadurch sind sie störenden Umwelteinflüssen wesentlich mehr ausgesetzt. Bei vermehrtem *Dreissena*-Besatz wurden starke Deformationen der Unioniden-Schalen gefunden (Patzner & Müller, eigene Beobachtungen).

Allgemeine Verbreitung: Ursprünglich im pontisch-kaspischen Raum verbreitet, wurde sie vor über 100 Jahren nach Mittel- und West-Europa eingeschleppt.

Historisches Vorkommen in Salzburg: Siehe Tabelle 2.7.

Gau	Fundort	Autor
Flachgau	Fuschlsee	Patzner 1997
	Fuschler Ache	Hadl et al. 1978, Inst. für Ökologie 1982-89, Patzner 1997
	Wallersee	Patzner et al. 1992, Müller 1995
	Mattsee	Patzner et al. 1992, Müller 1995, Zick 1998
	Obertrumersee	Patzner et al. 1992, Müller 1995
	Grabensee	Patzner et al. 1992, Müller 1995

Tabelle 2.7. Literaturberichte von *Dreissena polymorpha* im Bundesland Salzburg.

Heutiges Vorkommen in Salzburg: *D. polymorpha* ist nicht heimisch im Bundesland Salzburg (allochthone Art). Sie wurde von Hadl et al. (1978) in Salzburg erstmals in der Fuschler Ache gefunden. Im Rahmen der Kartierung wurden 7 **Populationen** gefunden. Sie kommen in folgenden Biotoptypen vor (Abb. 2.11): See oligotroph kalkreich, See mesotroph, See eutroph, Niederungsbach Klassen 1 und 2; Hauptvorkommen: See mesotroph (53 %) (Tab. 2.4). Die **Höhenverbreitung** erstreckt sich von Höhenstufe 2 (400-450 m) bis Höhenstufe 6 (600-700 m). Hauptvorkommen in Stufe 4 (500-550 m), höchstes Vorkommen: Fuschlsee (Flachgau, 664 m). Sie wurde in folgenden **Gewässern** gefunden: *Flachgau:* Häufig im Wallersee, Mattsee, Obertrumersee, Grabensee, Fuschlsee, Wolfgangsee und in deren Abflüssen. Auch im Abfluss des Mondsees (gehört zu Oberösterreich). Einzelvorkommen im Anifer Alterbach (Angelköder?). Die Bestände erreichen hohe Dichten und es kommt immer wieder zu Problemen bei Badenden (Schnittverletzungen). Fast alle in dem Bereich vorkommenden Großmuscheln sind dicht mit *Dreissena* besiedelt (Abb. 2.10). In den anderen Gauen gibt es bisher kein Vorkommen. Ge-

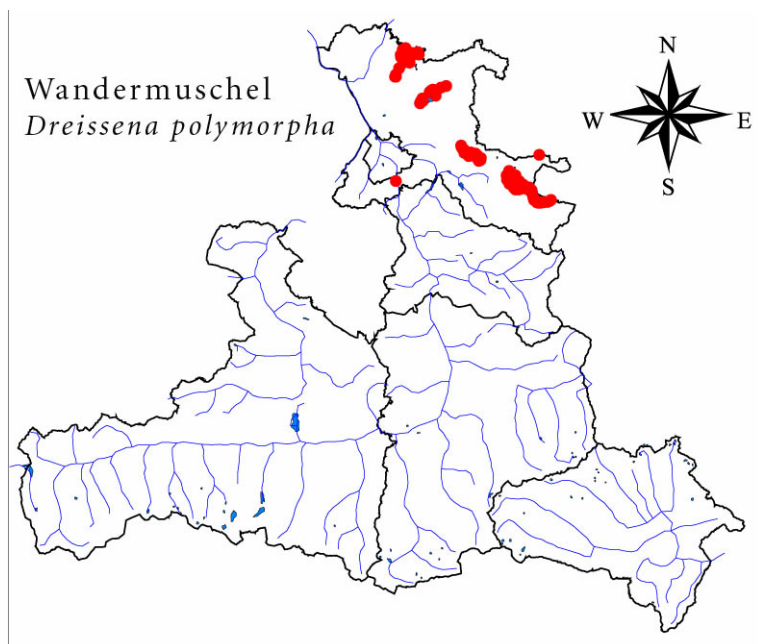


Abb. 2.11. Verbreitungskarte der Wandermuschel in Salzburg



fährdet sind der Hintersee (Flachgau), der Wiestalsee (Tennengau) und der Zellersee (Pinzgau).

Gefährdung: *D. polymorpha* ist eingeschleppt und gilt deshalb als „nicht gefährdet“.

2.4. Gefährdung und Rückgang der Großmuscheln

In nahezu allen Seen und anderen stehenden Gewässern sind die Abundanzen der Großmuscheln rückläufig, in vielen Ländern sind sie in verschiedenem Maß gefährdet. Und zwar nicht nur in Europa (Richnovszky et al. 1987, Wells und Chatfield 1992, Patzner et al. 1993), sondern auch in Nordamerika, wo 297 Großmuschel-Arten aus 2 Familien vorkommen, kennt man diese Problematik seit vielen Jahren (van der Schalie 1938, Athearn 1968, Jorgensen & Sharp 1971, Stansbery 1976, Neves 1987, Havlik 1987, Adams 1990, Bogan 1993). In Nordamerika sind bereits 19 Arten ausgestorben, in Europa ist hingegen bisher noch keine Art vollkommen ausgelöscht (Wells & Chatfield 1992, Bogan 1993).

Sind Wassermollusken in einem Lebensraum einmal ausgerottet, ist eine Wiederbesiedlung oft nicht mehr möglich. Dies trifft besonders in Seen und Teichen zu, denn nur selten können glochidientragende Fische von einem stehenden Gewässern in ein anderes gelangen. Leider fehlen vielfach Aufzeichnungen über Vorkommen und Abundanzen von Muscheln aus den früheren Jahrzehnten. Oft ist man auf relativ unpräzise Aussagen von Fischern, Tauchern oder Badenden angewiesen. Gelegentlich kann das ehemalige Vorkommen von Arten nur mehr anhand von Schalenfunden nachgewiesen werden.

Bei der Gefährdung der Großmuscheln unterscheiden wir drei Kategorien von Einwirkungen: (1) In der Natur vorkommende Abläufe, die zum Teil auch vom Menschen beeinflusst sein können, (2) mittelbare Einflüsse, die durch menschliche Aktivitäten die Lebensbedingungen für die Muscheln verändern und (3) unmittelbare Einflüsse, durch die der Mensch direkt auf die Muscheln einwirkt. Ob in einem Gewässer nur eine Ursache oder eine Kombination von Ursachen für den Rückgang verantwortlich sind, ist oft kaum feststellbar.

2.4.1. Natürliche Einflüsse

Krankheiten

Über Krankheiten von Großmuscheln liegen bisher nur wenige Berichte vor. Der allgemeine Rückgang der Muscheln erinnert an die Krebspest, die vor etwa 100 Jahren in Europa auftrat und einen Großteil der Krebsbestände vernichtete (siehe Teil I). In mehreren europäischen Unionidenarten beschrieb Pekkarinen (1993) eine Infektion mit Pilzhyphen, die die Glochidien in den Marsupien schädigen. Nach Higgins (1930) und Ellis (1931) führen Bakterien und Pilze zu einer hohen Mortalität bei den Glochidien. Im Allgemeinen sind jedoch bei den Großmuscheln Krankheiten eher selten anzutreffen (Isom 1969).



Tumorartige Bildungen sind relativ häufig bei der Gattung *Anodonta* zu finden, sowohl in Europa, als auch in den U.S.A. (Williams 1890, Pauley 1967a, 1967b). In einem Gebiet der U.S.A. waren 61 % der Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* von einer Infektion befallen, bei der Teile des Körpers schwammartig anschwellen (Pauley 1968). Leider werden in keiner der Arbeiten Angaben über die Gefährdung der Muscheln durch diese Krankheiten gemacht. Pekkarinen (1993) fand in Großmuscheln von finnischen Gewässern häufig unspezifische Pustelbildungen. Die Pusteln treten zwischen Mantel und Schale auf und können lethal sein.

Parasiten

Muscheln, die durch bereits durch Umwelteinflüsse geschwächt sind, werden leichter und intensiver von Parasiten befallen. In diesem Zusammenhang spricht man von „Schwächeparasiten“ (Matthes 1988).

In der Mantelhöhle von Großmuscheln findet man immer wieder Milben der Gattung *Unionicola* (Davids 1973). Es gibt davon über 200 Arten, die weltweit vorkommen (Vidrine 1993). Sie verbringen ihr erstes Larvalstadium parasitisch im Körper von Chironomidenlarven und leben als Nymphen und als Adulttiere in Süßwassermuscheln.

Außer den Milben leben verschiedene Nematoden und Trematoden in den Muscheln (Voeltzkow 1888, Steinberg 1931, Bakker & Davids 1973, Duobinis-Gray et al. 1990, Scholz 1992, Davids & Kraak 1993). Stadnichenko et al. (1994) konstatieren, dass ein starker Befall von parasitischen Trematoden den Einfluss von schlechten Umweltbedingungen auf Großmuscheln verstärkt. Ihr Herzschlag verlangsamt sich dabei bis zum Stillstand. Weiters wird berichtet dass ein Trematodenbefall zur Sterilität bei Muscheln (Dennis 1969, Zale & Neves 1982, Taskinen et al. 1995) oder zu Metaplasie (Pauley & Becker 1968) führen kann. Nelson et al. (1975) fanden jedoch trotz starkem Trematodenbefall - eine Muschel hatte 1.545 Parasiten - keine Auswirkungen auf den Wirt.

Curry & Vidrine (1976) und Curry (1979) fanden Egel in amerikanischen Unioniden, ohne einen Parasitismus zu erkennen. In mitteleuropäischen Muscheln gibt es keine parasitischen Egel, gelegentlich findet man jedoch räuberische Egel der Gattungen *Erbobdella* und *Haemopsis* in bereits abgestorbenen Muscheln (Nesemann pers. Mitteilung). In Nordamerika und Nordeuropa leben parasitische Chironomiden-Larven in der Mantelhöhle von *Anodonta* und anderen Großmuscheln (Beedham 1965, 1971, Gordon et al. 1978, Roback et al. 1979). Sie ernähren sich vom Gewebe der Muschelkiemen und können dabei bis 50 % des Gewebes auffressen. Pekkarinen (1993) beschreibt parasitische Copepoden in nordeuropäischen Großmuscheln. Bitterlinge *Rhodeus sericeus amarus* legen ihre Eier in *Anodonta* und *Unio* ab, indem sie die Kiemen als Bruttaschen benützen. Die Eier und Larven dieser Fische sind nur als Raumparasiten anzusehen, da sie sich nicht von der Muschel ernähren (Bade 1909). In der Mantelhöhle von Großmuscheln werden auch eine Reihe von Wimpertieren (Ciliata) gefunden. Es handelt sich um Vertreter der Ordnungen Holotricha und Peritricha, von denen nicht bekannt ist, ob und wie weit sie für ihren Wirt schädlich sind (Zusammenstellung bei Matthes 1978). Higgins (1930) beschreibt einen Protozoen („Clark's bug“), der bei nordamerikanischen Großmuscheln zu einer hohen Mortalität der Glochidien führt.



Räuber

Eine Reihe von Autoren berichtet, dass sich Wasservögel, allen voran das Blässhuhn *Fulica atra*, neben der pflanzlichen Kost von der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* ernährt (z.B. Gollmann 1984, Knoflacher & Müller 1984, Hamilton et al. 1994). Aber auch die Reiherente *Aythya fuligula* gilt als Molluskenfresser (Kolbe 1981). Bei einer Untersuchung in Polen zeigte es sich, dass Entenvögel zwischen 0,2 und 20 % der Jahresproduktion an Mollusken fressen können (Stanczykowska et al. 1990). Neben *Dreissena* werden aber auch *Anodonta* und *Unio* aufgenommen. Dies geschieht einerseits gezielt als Nahrung, wobei den Muscheln der herausstehenden Fuß abgerissen wird (Kornowski 1957), oder die Muscheln werden an das Ufer gebracht und aufgehackt (Noll 1864, Knoflacher & Müller 1984). Hier ist besonders *Anodonta cygnea* aufgrund ihrer dünnen Schale gefährdet. Andererseits werden *Dreissena* mitsamt ihrem Untergrund von den Blässhühnern an Land gebracht. Dieser Untergrund kann aus Steinen, aber auch aus leeren Schalen oder lebenden Teich- und Malermuscheln bestehen (Knoflacher & Müller 1984, Patzner & Müller: Beobachtungen am Obertrumerssee 1995). Die Wasservögel können Muscheln von der Uferlinie aus bis zu einer Tiefe von 7 m ertauchen (Müller & Knoflacher 1981). Dies entspricht den Lebensbereichen von *Anodonta*- und *Unio*-Arten (Patzner et al. 1993). Nur einzelne Exemplare sind unterhalb der 7-m-Linie anzutreffen (Patzner: Beobachtungen an mehreren österreichischen Seen).

Eine weitere Gefährdung der Großmuscheln ist durch die rasant zunehmende Abundanz der Wasservögel an den Seen gegeben. Am Mondsee (Oberösterreich) wurden im Jahr 1968 noch weniger als 200 Blässhühner gezählt, 1982 waren es bereits über 10.000. Die Reiherente wurde dort erstmals 1971 gesehen, 1982 zählte man über 2.000 Exemplare (Knoflacher & Müller 1984). Von 1976 bis 1989 haben beide Arten auch im Bundesland Salzburg zugenommen (Heinisch & Heinisch 1990). In der Schweiz wurde von 1967 bis 1987 eine Zunahme vor allem der Reiherente beobachtet (Suter & Schifferli 1988). Die Zunahme der Abundanzen von Wasservögeln steht teilweise in Zusammenhang mit der Zunahme von *Dreissena*, die gerne als Nahrung genommen wird (Diskussion bei Knoflacher & Müller 1984). Der im Alpenvorland gelegene Wallersee war jedoch schon Jahre vor dem Auftreten von *Dreissena* stark mit Entenvögeln besetzt (Heinisch 1989, Patzner et al. 1992a, 1992b).

Ein weiterer Feind der Großmuscheln ist die erst Anfang dieses Jahrhunderts aus Nordamerika eingeschleppte Bisamratte *Ondatra zibethica* (Brander 1955, Neves & Odom 1989, Hochwald 1990). Sie bewohnt größere Bäche, ist aber auch an Ufern von Teichen und Seen zu finden. Ihr Vorkommen ist leicht an den leeren Muschelschalen zu erkennen, die sie vor ihren Bauten anhäuft (Akkermann 1972). Sie ist vorwiegend zwar herbivor, nimmt aber auch tierische Kost (Butler 1940). Ihre animalische Nahrung dürfte zur Hauptsache aus Großmuscheln bestehen. Besonders im Winter, wenn der Zugang zu grünen Pflanzenteilen erschwert ist, steigt die Muschelkonsumation (Brander 1955). Innerhalb weniger Monate können diese Tiere tausende Teichmuscheln (*Anodonta anatina*) verzehren (Hochwald 1990), aber auch alle anderen Großmuschelarten wie *A. cygnea*, *Unio pictorum*, *U. tumidus* und die in Fließgewässern lebende *U. crassus* sind gefährdet (Scholz 1992). Im Bereich des Wallersees kommen beide *Anodonta*-Arten und *Unio pictorum* vor (Patzner et al. 1992a). Hier konnte beobachtet werden, daß *Anodonta* - wahrscheinlich aufgrund der dünneren Schale - gegenüber *Unio* als Beute bevorzugt wird (Patzner: Beobachtungen in Voralpenseen). Dies stellte auch Akkermann (1972) fest. Nach Brander (1955) nehmen sie aber auch *Unio* und die noch dickschaligeren



Margaritifera als Nahrung. Durchschnittlich werden pro Bismarrattenpopulation mindestens 228 ± 23 *Anodonta grandis* pro Tag verzehrt. Dies entspricht einer Biomasse von 150 g Muscheln pro Tag (Convey et al. 1989). Die Verletzungen der Schalen durch den Bism sind typisch, meist wird nur eine Schalenhälfte aufgebrochen.

Aufwachsende Organismen

Auf die Einflüsse der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* auf die Großmuscheln wurde bereits im Kapitel 2.3. näher eingegangen. Es wurde weiters bereits darauf hingewiesen, dass Großmuscheln aufgrund der Besiedlung durch die Wandermuschel von Vögeln getötet werden (siehe Kapitel „Räuber“). Der Befall von *Dreissena* ist jedoch sicher nicht die alleinige Ursache für den Rückgang oder das Verschwinden der Großmuscheln, da die Populationen auch schon zu Zeiten rückgängig waren, als die Wandermuschel noch nicht oder nur selten in Seen vorhanden war. So waren 1991 und 1992 in den Salzburger Voralpenseen nur vereinzelt *Dreissena* zu finden, dennoch waren die Großmuscheln schon stark im Rückgang (Patzner et al. 1992b). P. Glöer (schriftliche Mitteilung) konnte keine Korrelation zwischen dem Rückgang der Unioniden in Deutschland und dem Auftreten von *Dreissena* erkennen, da der Rückgang vor 50 Jahren begann und *Dreissena* aber schon vor 150 Jahren Deutschland erreichte und sich schnell verbreitete.

Neben *Dreissena* können vor allem auf Schnecken (Seidl 1991), aber sicherlich auch auf Muscheln fadenförmige Algen aufwachsen. Die bis über 50 cm lange Algen können Schnecken beim Umherkriechen in ihrer Bewegungsfreiheit einschränken, ob Muscheln in stehenden Gewässern dadurch behindert werden, ist fraglich.

Sauerstoffmangel bei Eisbedeckung

Im Winter kommt es vor allem in eutrophen in Seen und stehenden Kleingewässern bei Eisbildung mit Schneebedeckung durch den Lichtmangel zu einem Absinken des Sauerstoffgehaltes. So verschlechterte sich, infolge einer starken Eutrophierung, die Sauerstoffbilanz des Piburger Sees (Tirol) derart, dass die < 4 mg O₂/l Grenze von 21 m Tiefe (1931/32) auf 3 m Tiefe (1966/67) anstieg (Pechlaner 1968). Auch im eutrophen Schwarzsee bei Kitzbühel konnten Ende Jänner 1978 unter der Eisdecke nur mehr 4 mg O₂/l gemessen werden (Rott & Schaber 1978). Über die Wintermonate tragen die *Anodonta*-Arten in ihren Bruträumen die Glochidienlarven, um sie im Frühjahr auszustoßen. Bei niedrigem Sauerstoffgehalt kann es jedoch zur verfrühten Abgabe von Glochidien kommen, die noch nicht lebensfähig sind (Tankersley & Dimock 1993). Andererseits berichten Englund & Heino (1992), daß *A. anatina* bei einer Wassertemperatur von +4°C ohne Sauerstoff 50 Tage lang (LD50) am Leben bleibt.

Populationsdichte und Reproduktionserfolg

Bei Großmuscheln werden Spermien von den männlichen Tieren in das freie Wasser abgesetzt und von den weiblichen Tieren mit dem Atemwasser eingestrudelt (Übersicht bei Watters 1994). Besonders in stehenden Gewässern ist eine erfolgreiche Reproduktion von der Populationsdichte der Muscheln abhängig. Sinkt die Dichte unter einen gewissen Wert, so



findet keine oder nur eine verringerte Reproduktion statt. Für eine erfolgreiche Befruchtung geben Downing et al. (1993) bei *Elliptio complanata* 10 Muscheln pro Quadratmeter als minimale Dichte an. In stehenden Gewässern sind Hermaphroditen im Vorteil, da die Wahrscheinlichkeit einer Befruchtung weitaus höher liegt als bei Getrenntgeschlechtlichen. Bei *Anodonta* treten sowohl getrenntgeschlechtliche als auch hermaphrodite Formen auf. Die Stillwasserart *Anodonta cygnea* ist zu einem hohen Anteil zwittrig (Bloomer 1934, Falkner 1990b, Franke 1993), während *Anodonta anatina* - sie kommt sowohl in Fließgewässern als auch in Seen und Teichen vor - überwiegend getrenntgeschlechtlich ist (Weisensee 1916, Falkner 1990b). Nur bei sehr geringen Populationsdichten bildet auch diese Art Zwitter aus (Franke 1993).

Verletzungen und Wundheilung bei Großmuscheln

Besonders in kalkreichen Gewässern ist es den Unioniden möglich, Verletzungen oder Verstümmelungen der Schalen schnell zu "reparieren". Abgebrochene Ränder und Löcher in der Schale bis mehrere Millimeter im Durchmesser werden mit Schalenmaterial wieder ergänzt. Messing (1903) untersuchte Gewebereaktionen von *Anodonta* auf Verletzungen und stellte eine schnelle Wundheilung fest. Zu den gleichen Ergebnissen gelangten Pauley & Heaton (1969).

2.4.2. Mittelbare anthropogene Einflüsse

Gewässerverunreinigung

Mit zunehmender Industrialisierung hat eine massive Verunreinigung der Gewässer durch den Menschen eingesetzt. Erst relativ spät hat man die damit verbundenen Gefahren erkannt und Maßnahmen, wie zum Beispiel Kanalisationen, Kläranlagen und Düngeverordnungen, ergriffen. In vielen Fließgewässern aber auch in den meisten Seen Mitteleuropas hat sich die Wasserqualität dadurch wesentlich gebessert.

Durch ihre sedentäre Lebensweise am Gewässerboden und durch ihre Filtertätigkeit sind Muscheln der Verschlechterung der Wasserqualität besonders stark ausgesetzt. Sie sind eine der ersten Gruppen des Makrozoobenthos, die von der Verunreinigung des Wassers betroffen sind (Stansbery & Stein 1971, Fuller 1974, Horne & McIntosh 1979, Forester 1980). Durch die Verschmutzung verschwinden aber auch oft die Fische, die die Wirte für die Muschellarven sind (Ortmann 1909). Die Verschlechterung der Wasserqualität ist zweifellos eine der Hauptursachen für das Verschwinden von Muscheln aus Fließgewässern (Athearn 1968, Bauer 1988). So haben der erhöhte Nitratgehalt und die schlechten Sauerstoffbedingungen zum Rückgang oder Erlöschen vieler Populationen von *Unio crassus* und *Margaritifera margaritifera* geführt (Bauer & Thomas 1980, Bauer 1991, 1992, Strecker et al. 1990, Buddensiek et al. 1993).

Einige Muschelarten profitieren allerdings bis zu einem gewissen Grad von Abwässern, die nicht toxisch sind. Es hat sich gezeigt, dass adulte Muscheln einen leicht erhöhten Nährstoffgehalt des Wassers und des Sediments sehr wohl nützen können und dabei erhöhte Wachstumsraten aufweisen (Arter 1989, Franke 1993, Müller & Patzner 1996). Es wurde auch beobachtet, dass Unionidae kurz nach einer Einleitungsstelle von Abwässern ungewöhnlich



groß wurden (Ortmann 1909). Heard (1970) konstatierte dagegen das Fehlen von Muscheln unterhalb einer Abwassereinleitung. Franke (1993) stellte noch bei hohen Nitratwerten (18 mg/l) maximale Dichten von *Anodonta anatina* fest. Parmalee & Hughes (1993) berichten, dass sich infolge einer starken Eutrophierung im Tellico Lake, U.S.A. der Schlammanteil deutlich erhöht hatte und eine Zunahme der Vertreter der Gattung *Anodonta* registriert wurde, während jedoch empfindliche Arten verschwanden. Die Auswirkungen einer mäßigen Nährstoffhöhung auf Reproduktion und Jugendstadien ist noch unbekannt und nur schwer messbar (Arter 1989).

Die Einflüsse der Eutrophierung auf Großmuscheln in stehenden Gewässern wurden von verschiedenen Autoren beschrieben. Agrell (1948), Metcalfe-Smith & Green (1992), Franke (1993), sowie Roper & Hickey (1994) untersuchten Wachstumsrate, Biomasse und Fortpflanzung von Muscheln in verschieden eutrophierten Seen und Teichen und stellten sie einander gegenüber. Andere Autoren, wie Ökland (1963), James (1985) und Hanson et al. (1988) verglichen ihre Ergebnisse mit jenen aus der Literatur. Es kann jedoch problematisch sein, verschiedene Populationen miteinander zu vergleichen, da Wachstum und Fortpflanzungsrate genetisch bedingt variieren können. Paterson & Cameron (1985) sowie Müller & Patzner (unveröffentl.) vermuten genetische Unterschiede als Ursache dafür, dass Großmuscheln in Seen mit stark unterschiedlichen Eutrophiegraden dennoch ähnliche Wachstumsraten und Konditionsfaktoren aufweisen. Bisher wurden nur wenige Untersuchungen durchgeführt, die Einflüsse von verschiedenen Umweltfaktoren auf ein und dieselben Population behandeln: Negus (1966) und Ostrovsky et al. (1993) untersuchten verschiedene Fundorte in ein und demselben Gewässer. Arter (1989) verglich die Artenzusammensetzung und das Wachstum zwischen alten und neuen Schalenfunden in einem Schweizer See, um den Einfluss der zunehmenden Eutrophierung zu demonstrieren. Müller & Patzner (1996) untersuchten eine Muschelpopulation in drei Seen des Alpenvorlandes mit unterschiedlichem Eutrophiegrad. Diese Seen waren nach der Eiszeit zu einem See vereinigt und stehen noch immer mit Kanälen untereinander in Verbindung. Es konnte hierbei gezeigt werden, dass die Muscheln in dem See mit dem höchsten Eutrophiegrad (Phosphatgehalt etwa 80 mg/l) einen höheren Konditionsfaktor und eine größere Glochidienmenge aufwiesen, als in den anderen Seen. In allen drei Seen war jedoch eine große Sterblichkeitsrate zu beobachten.

Die schlechte Sauerstoffsituation in eutrophen Habitaten wirkt sich sowohl als begrenzender Faktor auf die Tiefenverteilung, als auch auf die Mortalitätsrate bei juvenilen Muscheln aus. Da Jungmuscheln einen höheren Sauerstoffbedarf, als die adulten Muscheln haben (Ornatowski 1967), gehen sie in eutrophen Habitaten mit hohem Faulschlammanteil viel eher zu Grunde als in einem gut durchlüfteten Sediment (Arter 1989). Bei adulten Muscheln stellt die schlechte Sauerstoffsituation einen begrenzenden Faktor für die Tiefenverteilung dar. Es kann auch zur Abgabe von Glochidien kommen, die noch unreif sind (Tankersley & Dimock 1993). Ornatowski (1967) gibt für die große Teichmuschel einen Sauerstoffbedarf von 0,52 mg/Stunde pro 10 g Gewicht an. In eutrophen Seen kann der Sauerstoff im Verlauf der Sommerstagnation durch Zehrungsprozesse im Hypolimnion vollständig fehlen (Schwoerbel 1993). So wurden im Spätsommer 1974 in zwei eutrophen Seen des Salzburger Alpenvorlandes in 5 m Tiefe nur 4 mg Sauerstoff pro Liter gemessen (Jagsch 1975).

Einmalige Einleitungen (oft unbeabsichtigt) und auch dauernde Einleitungen (z.B. Abwässer aus Industrie) gefährden Muscheln in unterschiedlichem Maß. Die Tiere schließen ihre Scha-



len, um sich kurzfristig von schädlichen Umwelteinflüssen abzugrenzen und können dabei extremen Umweltbedingungen standhalten. Adulte *Anodonta cygnea* können bei 13°C 6 Tage lang ohne Sauerstoff überleben (Holwerda und Veenhof 1984) und 12 Tage lang einen pH-Wert von 3 überdauern (Machado et al. 1988). Das Problem in stehenden Gewässern ist jedoch, dass Einleitungen nicht wie in Fließgewässern abtransportiert werden, sondern stets länger auf Fauna und Flora einwirken.

Abwässer aus Industrie und Gewerbe senken einerseits den Gehalt an gelöstem Sauerstoff und beinhalten andererseits toxische Stoffe oder normalerweise nicht-toxische Stoffe in toxischen Quantitäten (Heard 1970). Aufgrund ihrer filtrierenden Ernährungsweise und der Schalenbildung sind die Großmuscheln, wie auch andere Muscheln, in besonderem Maße als Bioindikatoren für Schadstoffe geeignet. Rückstände in Geweben zeigen eine bestehende oder kurz zurückliegende Belastung (Salanki et al. 1982), Rückstände in ihren Schalen eine länger zurückliegende Aussetzung (Pahl 1969).

Havlik & Marking (1987) geben einen Überblick über die Einflüsse von Schwermetallen und anderen toxischen Stoffen auf Großmuscheln. Fast alle der in dieser Publikation referierten Arbeiten beziehen sich jedoch auf Fließgewässer. Die Schadstoffe können entweder direkt eine Population vernichten oder indirekt, indem sie die Nahrungsorganismen oder die Wirtsfische schädigen. Hauptsächlich wurden Auswirkungen von Blei, Kadmium, Kupfer, Magnesium und Zink untersucht. Die Schadstoffe haben sich in folgenden Konzentrationen als toxisch erwiesen: Ammoniak 5 ppm, Arsen, 16 ppm, Chrom 12,4 ppm, Kadmium 2 ppm, Kalium 11 ppm, Kupfer 19 ppm, Kupfersulfat 2 bis 18,7 ppm und Zink 66 ppm. Es gibt Hinweise, dass speziell Großmuscheln besonders empfindlich auf einen erhöhten Kaliumgehalt im Wasser reagieren (Salanki 1961, Imlay 1973). Magnesium wird schnell aufgenommen und im Gewebe eingelagert, jedoch sind auch durch höhere Dosen keine Schädigungen bekannt. Die Konzentrationen von Blei im Gewässer erwiesen sich in keiner der Studien als lethal (Havlik & Marking 1987). Pynnönen (1995) konnte feststellen, dass eine höhere Härte des Wassers in vielen, aber nicht in allen Fällen, die Widerstandskraft von Glochidien gegenüber Schwermetallen erhöht. Weiters zeigte er, dass ein niedrigerer pH-Wert sowohl einen synergetischen als auch einen antagonistischen Effekt auf die Toxizität von Schwermetallen haben kann. Algizide, die zur Vernichtung von Algen in das Wasser eingebracht werden, enthalten vielfach Kupfersulfat, welches Muscheln und andere Makrozoobenthosarten schädigen oder abtöten kann (Hanson & Stefan 1984). Kürzlich wurde das erste Mal von einem Muschelsterben durch eine Vergiftung mit Cholesterinase-Inhibitoren berichtet. Die Cholesterinase-Aktivität in den Schließmuskeln der Muscheln wurde dabei bis zu 89 % vermindert (Fleming et al. 1995).

Sedimentation und Trübung

Suspendierte Sedimente wirken entweder direkt auf die Organismen aquatische Ökosysteme oder indirekt, indem sie ihren Nahrungsgrundlage zerstören (Newcombe & MacDonald 1991). Besonders betroffen sind filtrierende Evertebraten, zu denen auch die Muscheln zählen. Eine Zunahme von suspendierten Sedimenten verstopft ihre Kiemen, reduziert dadurch die Nahrungsaufnahme und führt zu Stress und schließlich zum Tod (Ellis 1936, Hynes 1970). In vielen Fällen hat vermehrte Sedimentation Muschelpopulationen in Fließgewässern reduziert oder ausgerottet (Bauer & Thomas 1980, Bauer 1991, 1992, Strecker et al. 1990,



Buddensiek et al. 1993). Im Red River (Kentucky, U.S.A.) konnte klar gezeigt werden, dass einzelnen Arten eine Sedimentation unterschiedlich tolerieren. Nach Zunahme der Sedimentation von 1980 bis 1991 veränderte sich die Artenzusammensetzung der Großmuscheln. Die Anzahl der toleranteren Arten hatte sich stark vergrößert, während intolerante Arten stark abnahmen oder ganz verschwanden (Houp 1993).

In den Jahren 1961 und 1963 wurden im Zuge des Autobahnbaues entlang des Mondsees (Oberösterreich) etwa 900.000 Kubikmeter lehmiger Berg-Abraum in den See eingebracht. Dadurch wurden Fische, Plankton und Benthosbewohner schwer geschädigt und teilweise ganz vernichtet. Das eingebrachte Material setzte sich am gesamten Seeboden mindestens 2 cm hoch ab, während ansonsten mit einem Sedimentzuwachs von 0,1 mm pro Jahr zu rechnen war (Einsele 1963). Über Schäden des Muschelbestandes liegen keine Daten vor. Es ist aber klar, dass sie sowohl durch direkte Verschüttung, als auch durch das aufgeschlemmte Sediment stark in Mitleidenschaft gezogen wurden.

Im Allgemeinen kommt es auch im Bereich von Bootsanlegestellen zu starker Sedimentation, da die Boote im Seichten mit ihren Propellerschrauben das feine Sediment aufwühlen (Hilton & Phillips 1982).

Weiters trägt eine intensive Landwirtschaft durch Nährstoffeintrag und Erosion zu erhöhter Schlamm- und Sedimentbildung in Gewässern bei. Dies führt zum Rückgang von vielen Wasserlebewesen (Heard 1970).

Nahrungsmangel

Von einigen Autoren gibt es Angaben über die Nahrungszusammensetzung bei den Großmuscheln. Zacharias (1907) berichtet über 24 Arten von Planktonalgen als Nahrungsbestandteil von Muscheln der Plöner Seen (Holstein). Schrader (zitiert in Coker et al. 1920) nennt Mineralstoffe, Detritus und Plankton (hauptsächlich Grünalgen und Diatomeen) als Nahrung der Großmuscheln. Clark (1911) fand im Magen von Unioniden einen hohen Schlammanteil sowie Flagellaten, Diatomeen und Desmidiaceen. Coker et al. (1920) vermuten, dass der limitierende Faktor für das Wachstum das mineralische Nahrungsangebot ist. Durch verschiedene technische Maßnahmen wurde die Wasserqualität der meisten Seen in den letzten Jahren ständig verbessert. Eigentlich hätten sich durch die Wasserverschmutzung geschädigte Großmuscheln-Populationen schon längst wieder erholen müssen. Einer der Gründe für den weiteren Rückgang könnte die Veränderung der Nahrungszusammensetzung sein. So weist Bogan (schriftliche Mitteilung) darauf hin, dass sich durch die Säuberung der Seen die Zusammensetzung der Bakterien und des Phytoplanktons verändert. Dadurch könnten Tiere aus Populationen, die an eutrophierte Gewässer angepasst sind, zu wenig Nahrung bekommen.

Wirtsfische

Die Larven der Großmuscheln, die sogenannten Glochidien, parasitieren an den Kiemen und an der Haut von Fischen. Jede Muschelart hat ganz spezifische Wirtsfische, ohne die ein Aufkommen von Jungmuscheln nicht möglich ist. Siehe unten.



Aus Teichen und Fließgewässern werden im Zuge der Bewirtschaftung oft sämtliche standortgerechten Fische entfernt und unter anderem Arten eingesetzt, die sich nicht als Wirtsfische für die Muschelglochidien eignen (Athearn 1968). Weiters ist bekannt, dass gelegentlich Rotenon verwendet wird, um fischereiwirtschaftlich unliebsame Fische zu beseitigen. Der Einsatz dieses Fischgiftes ist zwar in Mitteleuropa nicht mehr gestattet, in anderen Ländern wird es jedoch noch immer gebraucht. Dabei werden nicht nur eventuelle Wirtsfische für Muschellarven vernichtet, sondern auch die adulten Muscheln (Heard 1970).

Bewirtschaftung von Teichen und Absenken des Wasserspiegels

In vielen Teichen, die für die Fischereiwirtschaft - hauptsächlich Karpfenzucht - angelegt wurden, haben auch Großmuscheln wichtige Standorte. Voraussetzung dafür ist, daß entsprechende Wirtsfische vorhanden sind (siehe Kapitel 3.4 „Wirtsfische“). Werden diese entfernt, stirbt die Population aus. Im Rahmen der Bewirtschaftungsmaßnahmen werden gelegentlich Teiche für eine Zeitspanne trocken gelegt. Geschieht dies nur kurzzeitig, können die Muscheln ihre Schalen verschließen und im Schlamm zurückgezogen überleben. Ein Austrocknen des Bodens vertragen sie jedoch nicht. Besonders schädlich für die Muscheln ist das gelegentlich angewandte „Kalken“ des Bodens oder der Einsatz von Molluskiziden, um Schnecken und Muscheln bewusst zu vernichten.

In Stauseen gibt es aufgrund der energiewirtschaftlichen Nutzung oft beträchtliche Schwankungen des Wasserspiegels. Durch das rasche Absenken ist es den Muscheln nicht möglich, in tiefere Regionen abzuwandern. Sie fallen trocken und sterben ab. Long (1983) beschreibt schwere Schäden an mehreren Arten von Unioniden in Maryland, U.S.A. Im Hintersee bei Salzburg fand man früher noch einen Schilfgürtel und eine Vielzahl von Molluskenarten, darunter auch *Anodonta anatina* (Mikoletzky 1911). Seit einigen Jahrzehnten wird dieser See jedoch energiewirtschaftlich genutzt und der Wasserspiegel mehrmals im Jahr bis zu 8 m abgesenkt (Hofrichter et al. 1994). Heute gibt es weder Schilf noch Großmuscheln in diesem See (Patzner unveröffentl.).

Um eine Wasserverbesserung zu erreichen, wird in Stauseen gelegentlich das eutrophierte, phosphathaltige Wasser bis zur Hälfte abgelassen. Hierbei stirbt ein Großteil (mehr als 98 %) der Muscheln durch Austrocknung ab (Samad & Stanley 1986). In den U.S.A. wird in einigen Gewässern im Winter der Wasserspiegel abgesenkt um den im Seichtwasser liegenden Müll abzusammeln und um den dichten Algenbewuchs durch niedere Temperaturen und durch Austrocknung zu vernichten. Bei diesen Maßnahmen sterben auch die meisten Mollusken durch Erfrieren und/oder Trockenfallen. *Anodonta cataracta* wurde so an verschiedenen Orten vernichtet (Adams 1990).

Entkrautungsmaßnahmen

Entkrautungsmaßnahmen werden hauptsächlich in Fließgewässern durchgeführt, gelegentlich werden aber auch Weiher und Badeteiche entkrautet. Engel & Wächtler (1990) und Scholz (1992) berichten über die Gefährdung von Unioniden durch den Einsatz von Entkrautungsmaschinen. Die Muscheln werden einerseits mit dem Mähgut aus dem Wasser entfernt und vertrocknen dort, andererseits werden die Schalen durch die Mähmaschinen zerbrochen



oder verstümmelt. Beim Mähen von Hand aus werden hingegen kaum Schädigungen festgestellt (Engel & Wächtler 1990).

Konkurrenz durch eingeschleppte Arten und Formen

Gebietsweise scheinen sich die Großmuscheln zu erholen und man kann sogar in Staustufen, Baggerseen und anderen künstlich angelegten Gewässern manchmal ein Massenvorkommen von *Unio pictorum* und *Anodonta anatina* beobachten. Diese Muscheln entsprechen jedoch nicht den alten Formen dieses Verbreitungsgebietes (Falkner 1990a). Es handelt sich dabei um offenbar über Besatzfische eingeschleppte neue Formen. Neesemann (in Falkner 1990a) schlägt vor, die alten Formen als „Primärformen“ von den neuen „Sekundärformen“ zu unterscheiden. Ob und wie weit diese neuen Formen die alten verdrängen, ist bisher nicht untersucht.

Über die Problematik des vermehrten Auftretens der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* wurde bereits in Kapitel 2.3. berichtet. Sie spielt sicher eine wesentliche Rolle beim Rückgang der Großmuscheln in Seen. Es ist fraglich, ob die Unioniden auf Dauer diesem Druck überhaupt standhalten können und ihre Populationen in *Dreissena*-Gewässern nicht früher oder später gänzlich erlöschen.

In den U.S.A. wurden seit 1938 verschiedene *Corbicula*-Arten aus Asien eingeschleppt und haben sich dort stark vermehrt. Mit den Pflanzen fressenden Gras- oder Amurkarpfen wurden die Blaubandbärblinge *Pseudorasbora parva* eingeschleppt. Diese Fische, die sich bereits an europäische Gewässer akklimatisiert haben und weiter in Ausbreitung sind, sind Wirte für die Glochidien der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* (Pérez 1994).

2.4.3. Unmittelbare anthropogene Einwirkungen

Sammeln von Perlen und Perlmutter

Durch das Sammeln von Muscheln für Süßwasserperlen wurde in den U.S.A. bereits zur Jahrhundertwende eine Reihe von Muschelbeständen stark dezimiert (Ortmann 1909). Die Schalen von *Unio pictorum* und *Unio crassus* wurden in Mitteleuropa für die Herstellung von Perlmutterknöpfen verwendet und die Reste als Wegschüttung aufgetragen (Steusloff 1943). In den 50er Jahren wurde *Unio pictorum* in Massen aus dem Wallersee gewonnen und „allwöchentlich ein Lastauto voll nach Bayern exportiert“ (Mahler 1952/53). Heute sind in ganz Europa die Populationen bereits soweit zurückgegangen, daß die kommerzielle Nutzung eingestellt wurde. Obwohl 80 % der in den U.S.A. lebenden Unioniden gefährdet sind, werden ihre Schalen weiter für die Perlindustrie verwendet (Isom 1969, Stansbery 1976). Jährlich werden etwa 10.000 Tonnen Muschelschalen nach Japan verschifft, wo sie als „Nucleus“ für die Perlenzucht verarbeitet werden (Bowen et al. 1994). Dies betrifft jedoch hauptsächlich Großmuscheln der Fließgewässer.

Verwendung von Muscheln als Angelköder und Viehfutter

Es ist bekannt, dass Fischer verschiedene Großmuschel-Arten gelegentlich als Angelköder benutzen (Otte 1993). Manchmal werden dabei große Mengen von Muscheln getötet, um



Fische mit den ausgelösten Weichteilen anzuködern. Die dabei übrig gebliebenen Leerschalen erinnern an einen Fressplatz des Bisam. Früher kamen Großmuscheln stellenweise so häufig vor, dass sie Hühnern schaufelweise als Futter gegeben wurden (Kobelt 1908, Pénczes 1994).

2.4.4. Wiederbesiedlung und Umsiedlung von Großmuscheln

Es geschieht immer wieder, dass Großmuscheln im besten Willen in Gewässer eingesetzt oder umgesiedelt werden. Dies ist jedoch keineswegs unumstritten, da es durch genetisch „fremde“ Populationen zu einer gewissen Faunenverfälschung kommt. Großmuscheln weisen über genetisch fixierte geographische Rassen eine erhebliche ökologische Variabilität auf (Falkner 1990b). So ist zum Beispiel die Abtrennung verschiedener Rassen innerhalb der Gattung *Anodonta* noch ungeklärt (Glöer & Meier-Brook 2003). Heute werden zwei Arten unterschieden: *Anodonta cygnea* und *Anodonta anatina*. Die Trennung der beiden Arten war nicht immer eindeutig. Da die Schale als etwas Konstantes angesehen wurde, wurden unterschiedliche Formen als verschiedene Arten angenommen, was zu einer wahren Artenexplosion führte. So gaben französische Autoren bis zu 251 *Anodonta*-Arten an (Schnitter 1922). Erst später wurden die unterschiedlichen Schalenformen als Anpassung an das Wohngewässer erkannt und berücksichtigt. Clessin (1891), Buchner (1900), Schnitter (1922) und eine Reihe anderer Autoren dieser Zeit weisen auf die Beeinflussung der Schalenbildung durch Wasserchemismus und Zusammensetzung des Bodens hin, und es werden Begriffe wie „Reaktionsformen“, „Varietäten“ und „Formae“ geprägt (Modell 1941).

Ein Besatz mit Fischen kann über die parasitischen Glochidien zu einer ungewollten Besiedlung von Gewässern mit Muscheln führen. Auf diese Weise sind neue Populationen von Großmuscheln entstanden (Frank 1995). In Seen mit bereits vorhandener Muschelpopulation ist eine solche Zuwanderung problematisch, da die Gefahr besteht, daß die eingeschleppte Art die ursprüngliche Population verdrängt. Dadurch gehen sogenannte Reaktionsformen - dem Wohngewässer entsprechende Wuchsformen einer Population - verloren. *Unio pictorum* bildete in vielen Gewässern Sonderformen aus, die jedoch weitgehend ausgestorben sind. Durch Wiederbesiedlung dieser Gewässer werden Formen mit gleicher Morphologie und raschem Wachstum verbreitet (Falkner 1990a, 1990b).

Die genetischen Unterschiede von Populationen unterschiedlicher Gewässer gewinnen aus Sicht des Artenschutzes immer mehr an Bedeutung. Unterschiede im Wachstum verschiedener Populationen können offenbar einerseits durch genetische Unterschiede, andererseits aber auch durch unterschiedlichen Trophiegrad bewirkt werden (Paterson & Cameron 1985, Müller & Patzner unveröffentl.). Hinch et al. (1986) und Hinch & Green (1989) stellten eine Veränderung der Wachstumsrate bei *Ellitio complanata* fest, nachdem diese von ihrem ursprünglichen Habitat in ein anderes umgesetzt worden war.

Wird eine Wiederbesiedlung überlegt, ist zuerst nachzuprüfen, ob noch Exemplare einer früheren Populationen leben, beziehungsweise anhand von Schalenfunden oder Literatur festzustellen welche Großmuschelarten früher im Gewässer anzutreffen waren. Zu beachten sind dabei auch die oben erwähnten „Formen“. Keinesfalls sollen neue Arten oder Formen eingesetzt werden. Leben noch einzelne Exemplare der ursprünglichen Population, ist in jedem Fall ihre gezielte Vermehrung durch Glochidieninfektion von Fischen (siehe unten)



vorzunehmen. Werden Muscheln neu eingesetzt, sollen diese nur aus geographisch möglichst nahe gelegenen Gewässern gleichen Typs entnommen werden. Gewässerart, Eutrophiestatus, Sedimente und Wirtsfischspektrum sollen übereinstimmen. Maler- und Teichmuscheln, die im Handel angeboten werden, eignen sich nicht für eine Wiederbesiedlung, da deren Herkunft meist unbekannt ist.

Cope & Waller (1995) geben eine Übersicht über verschiedene Umsiedlungs- und Wiederbesiedlungsprojekte in den U.S.A. Sie betreffen zwar hauptsächlich Fließgewässer, die wesentlichen Punkte sind jedoch auch auf stehende Gewässer anwendbar. Die Gründe für solche Maßnahmen sind das Entfernen von Muscheln bei Baumaßnahmen wie Brücken oder Straßen (43 %), die Wiederbesiedlung von Gewässern (30 %) und Forschungsprojekte (27 %). Der wahrscheinlich wichtigste Faktor ist das Vorkommen der entsprechenden Wirtsfische, gefolgt vom Habitat, in das die Muscheln ausgesetzt werden. Dabei ist von Bedeutung, daß Wasserqualität und Substrat mit dem ursprünglichen übereinstimmen (Hinch et al. 1986). Sheehan et al. (1989) weisen auf die Notwendigkeit hin, sowohl adulte, als auch juvenile Muscheln zu übersiedeln. Sie empfehlen auch, den Vorgang der Wiederbesiedlung mehrmals durchzuführen, um einen nachhaltigen Erfolg zu erzielen. Die Rahmenbedingungen der Übersiedlung selber sind bisher noch wenig untersucht (Cope & Waller 1995): Die Gesamtdauer, die Dauer der Luftexposition, die Luft- und Wassertemperatur. Welche Rolle die Fortpflanzungszeit der Muscheln dabei spielt, ist noch nicht genauer bekannt. In jedem Fall ist eine Erfolgskontrolle erforderlich. Obwohl in der amerikanischen Studie (Cope & Waller 1995) 97 % der Wieder- beziehungsweise Umsiedlungen im selben Gewässersystem stattfanden, lag die Mortalitätsrate der Muscheln bei etwa 50 %. In anderen Fällen war sie noch höher (Sheehan et al. 1989).

Die Wieder- oder Neubesiedlung erfolgt entweder direkt mit dem Aussetzen von Muscheln oder durch Besatz von glochidientragenden Fischen. Die letztere Methode eignet sich auch zur Erhöhung der Populationsdichte eines bestehenden Vorkommens (Scholz 1992). Eine adulte *Anodonta anatina* oder *A. cygnea* stößt etwa 100.000 bis 600.000 Glochidien aus (Falkner 1990b, Franke 1993, Bauer 1994), eine *Unio pictorum* 51.150 bis 242.000 (Bauer schriftliche Mitteilung). Bei der aktiven Infektion von Fischen mit parasitischen Glochidien sind 2 Methoden möglich (Moog 1993). Bei der Kurzzeitinfektion werden Fische von 5 bis 10 cm Länge bei einer Dichte von etwa 100.000 Larven pro Liter 5 min lang infiziert (Bauer & Vogel 1987). Für Fischbrütlinge reicht eine Larvenkonzentration von 30.000/Liter (Bauer 1987). Bei der günstiger erscheinenden Langzeitinfektion werden die Fische 20 min lang einer Konzentration von etwa 30.000 Glochidien pro Liter ausgesetzt (Renner, nach Moog 1993). Weitere Angaben zur Infektionsmethode findet man bei Bednarczuk (1986), Maass (1987), Hochwald (1988) und Hüby (1988).



2.5. Literatur Großmuscheln

- Adams, W.F.(1990): Recent changes in the freshwater molluscan fauna of the Greenfield Lake basin, North Carolina. – *Brimleyana* 16: 103-117.
- Agrell, I. (1948): The shell morphology of some Swedish unionids as affected by ecological conditions. – *Arkiv för Zoologi* 41: 1-30.
- Akkermann, R. (1972): Süßwassermuscheln als tierische Zukost des Bisam *Ondatra zibethica*. – *Bonner zool. Beitr.* 23: 61-65.
- Anders, K. und Wiese, V. (1993): Glochidia of the freshwater mussel, *Anodonta anatina*, affecting the anadromous European smelt (*Osmerus eperlanus*) from the Eider estuary, Germany. – *J. Fish Biol.* 42: 411-419.
- Arter, H. E. (1989): Effect of eutrophication on species composition and growth of freshwater mussels in Lake Hallwil (Aargau, Switzerland). – *Aquatic Sciences* 51 (2): 87-99.
- Athearn, H.D. (1968): Changes and reductions in our fresh-water molluscan populations. – *Am. Malacol. Union Ann. Rept.* 1967: 44-45.
- Bade, E. (1909): Die mitteleuropäischen Süßwasserfische. Ihre Naturgeschichte, Lebensweis und ihr Fang. – *Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart*.
- Baker, R.A. (1977): Nutrition of the mite *Unionicola intermedia*, Koenike and its relationship to the inflammatory response inducted in its molluscan host *Anodonta anatina* L. – *Parasitology* 75: 301-308.
- Baker, R.A., Hick, P.E. und Hill, V. (1992): Seasonal changes in the population of the mite *Unionicola intermedia* (Hydrachnella, Acari) from the freshwater mussel *Anodonta anatina* (Unionidae). – *Hydrobiologia* 242: 63-68.
- Bakker, K.E. und Davids C. (1973): Notes on the life history of *Aspidogaster conchicola* Baer, 1826 (Trematoda: Aspidogastridae). – *J. Helminthol.* 47: 269-276.
- Banarescu, P.und Joseph, P. (1990): Zoogeography of fresh waters.Vol.1. General distribution and dispersal of freshwater animals. – *Aula Verlag, Wiesbaden*.
- Bauer, G. (1987): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). III. Host relationships. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 76: 413-423.
- Bauer, G. (1988): Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in central Europe. – *Biol. Cons.* 45: 239-253.
- Bauer, G. (1991): Plasticity in life history traits of the freshwater pearl mussel - consequences for the danger of extinction and for conservation measures. *Species conservation: A population biological approach*. – *Birkhäuser Verlag*, pp. 103-119.
- Bauer, G. (1992): Variation in the life span and size of the freshwater pearl mussel. – *J. Animal Ecol.* 61: 425-436.
- Bauer, G. (1994): The adaptive value of offspring size among freshwater mussels (Bivalvia; Unionidea). – *J. Animal Ecol.* 63: 933-944.
- Bauer, G. und Thomas, W. (1980): Die Ursachen für den Rückgang der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge und Maßnahmen für ihren Schutz. – *Natur und Landschaft* 55: 100-103.
- Bauer, G. und Vogel, C. (1987): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). I. Host response to glochidiosis. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 76: 393-402.
- Bednarczuk, J. (1986): Untersuchungen zum Wirtsfischespektrum und Entwicklung der Bachmuschel *Unio crassus*. – *Diss. Tierärztl. Hochschule, Hannover*.
- Beedham, G.E. (1965): A chironomid (Dipt.) larva associated with the lamellibranchiate mollusc, *Anodonta cygnea*. – *Entomol. Month. Mag.* 101: 142-143.
- Beedham, G.E. (1971): The extrapallial cavity in *Anodonta cygnea* (L.) inhabited by an insect larva. – *J. Conch.* 26: 380-386.



- Bloomer, H.H. (1934): On the sex and sex modification of the gill of *Anodonta cygnea*. – Proc. Malacol. Soc. Lond. 21: 21-28.
- Bogan, A.E. (1993): Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionida): A search for causes. – Amer. Zool. 33: 599-909.
- Bole, J. (1992): Rdeci seznam ogrozenih kopenskih in sladkovodnih mehkužcev (Mollusca) v Sloveniji. – Varstvo Narave 17: 183-189.
- Bowen, Z.H., Malvestuto, S.R., Davies, W.D. und Crance, J.H. (1994): Evaluation of the mussel fishery in Wheeler Reservoir, Tennessee River. – J. Freshwater Biol. 9: 313-319.
- Brander, T. (1955): Über die Bisamratte *Ondatra z. zibethica* (L.), als Vernichter von Najaden. – Arch. Hydrobiol. 50: 92-103.
- Buchner, O. (1900): Beiträge zur Formenkenntnis der einheimischen Anodonten. Jahresh. – Ver. f. vaterl. Naturk. Württemberg 12.
- Buddensiek, V., Engel, H., Fleischauer-Rössing, S. und Wächtler, K. (1993): Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters. – Arch. Hydrobiol. 127: 151-166.
- Butler, L. (1940): A quantitative study of muskrat food. – Can. Field Nat. 54: 37-40.
- Buttner, J. K. und Heidinger, R. C. (1981): Rate of filtration in the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. Transactions I11. St. – Acad. Sci. 74 (3-4): 13-17.
- Campell, A.D. (1974): The parasites of fish in Loch Leven. – Proceedings of the Royal Society of Edinburgh (B) 74: 347-364.
- Clark, W. (1911): Some observations made on Little River, near Wichita, Kans., with reference to the Unionidae. – Proceedings, Biological Society of Washington 24: 63-68.
- Clarke, A.H. (1986): Competitive exclusion of *Canthyria* (Unionidae) by *Corbicula fluminea* (Müller). – Malacology Data Net 1: 2-10.
- Clarke, A.H. (1988): Aspects of corbiculid-unionid sympatry in the United States. – Malacology Data Net 2: 57-99.
- Clessin, S. (1891): Die Mollusken des Süßwassers. – In: Tier- und Pflanzenwelt des Süßwassers II, pp 125-150.
- Coker, R. E., Shira, A. F., Clark, H. W. und Howard, A. D. (1920): Natural history and propagation of freshwater mussels. – Bulletin of the United States Bureau of Fisheries 37: 79-181.
- Convey, L.E., Hanson, J.M. und MacKay, W.C. (1989): Size selective predation on unionid clams by muskrats. – J. Wildl. Managem. 53: 654-657.
- Cope, W.G. und Waller, D.L. (1995): Evaluation of freshwater mussel relocation as a conservation and management startegy. – Regul. Rivers: Res. und Manag. 10:1-9.
- Curry, M.G. (1979): New freshwater unionid clam hosts for three glossiphonid leeches. – Wasmann J. Biol. 37: 89-92.
- Curry, M.G. und Vidrine, M.F. (1979): New fresh-water host records for the leech *Placobdella montifera*, with distributional notes. – Nautilus 90: 141-144.
- Davids, C. (1973): The relations between mites of the genus *Unionicola* and the mussels *Anodonta* and *Unio*. – Hydrobiologia 41: 37-44.
- Davids, C. und Kraak, M.H.S. (1993): Trematode parasites of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). – In: Nalepa, T.F. und Schloesser, D.W. (Hrsg.): Zebra mussels. Biology, impacts, and control, pp 749-759. Lewis Publ.
- Davids, C., Holtslag, J. und Dimock, R.V. (1988): Competitive exclusion, harem behaviour and host specificity of the water mite *Unionicola ypsilophora* (Hydrachnella, Acari) inhabiting *Anodonta cygnea* (Unionidae). – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 73: 651-657.
- Dennis, S. (1969): Pennsylvania mussel studies. – Final report. Center of Aquatic Biology, Ypsilanti, Michigan.
- Dimock, R.V. Jr. und Wright, A.H. (1993): Sensitivity of juvenile freshwater mussels to hypoxic, thermal and acid stress. – J. Elisha Mitchelll Sci. Soc. 109: 183-192.



- Downing, J.A., Rochon, Y. und Perusse, M. (1993): Spatial aggregation, body size, and reproductive success in the freshwater mussel *Elliptio complanata*. – J. North Amer. Benthol. Soc. 12: 148-156.
- Duobinis-Gray, L., Urban, E., Sickel, J., Maddox, W. und Owen, D. (1990): Parasites of bivalves in Kentucky Lake. – Assoc. Southeastern Biologists Bulletin 37: 89 (abstract).
- Dyduch-Falniowska, A. (1992): Malze Bivalvia. In: Glowacinski, Z. (ed): Red list of threatened animals in Poland. – Polish Academy of sciences nature protection research centre, pp. 25-29, Krakow.
- Einsele, W. (1963): Schwere Schädigungen der Fischerei und der biologischen Verhältnisse im Mondsee durch Einbringung von lehmig-tonigem Berg-Abraum. Der spezielle Fall und seine allgemeinen Lehren. – Österreichs Fischerei 16: 1-9.
- Ellis, M.M. (1931): Some factors affecting the replacement of the commercial fresh-water mussels. – Bureau of Fisheries, Fishery Circular 7: 1-10.
- Ellis, M.M. (1936): Erosion silt as a factor in aquatic environments. – Ecology 17: 29-42.
- Engel, H. und Wächtler, K. (1989): Some peculiarities in developmental biology of two forms of the freshwater bivalve *Unio crassus* in northern Germany. – Arch. Hydrobiol. 115: 441-450.
- Engel, H. und Wächtler, K. (1990): Folgen von Bachentkrautungsmaßnahmen auf einen Süßwassermuschelbestand am Beispiel eines kleinen Fließgewässers des südlichen Drawehn (Lüchow-Dannenberg). – Natur und Landschaft 65: 63-65.
- Englund, V. und Heino M. (1992): The survival of *Anodonta anatina* in cold, anoxic water. – Luonnon Tutkija 96: 75.
- Falkner, G. (1990a): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 97: 61-112.
- Falkner, G. (1990b): Binnenmollusken. In: Fechtner, R. und Falkner, G.: Weichtiere. – Steinbachs Naturführer, pp 112-286. Mosaik Verlag, München.
- Fleming, W.J., Augspurger, T.P. und Alderman, J.A. (1995): Freshwater mussel die-off attributed to anticholesterinase poisoning. – Environ. Toxicol. Chem. 14: 877-879.
- Forester, A.J. (1980): Monitoring of the bioavailability of toxic metals in acid-stressed shield lakes using pelecypod molluscs (clams, mussels). – Proc. Univ. Mo. Annu. Conf. Trace Subst. Environ Health 14: 142-147.
- Frank, Ch. (1995): Die Weichtiere (Mollusca): Über Rückwanderer, Einwanderer, Verschleppte; expansive und regressive Areale. – Stapfia 37: 17-54.
- Frank, Ch. und Reischütz P. L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). – In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, pp 283-317. Styria Medienservice, Graz.
- Franke, G. (1993): Zur Populationökologie und Geschlechtsbiologie der Teichmuschel *Anodonta anatina* L. und *Anodonta cygnea* L. – Diplomarbeit Univ. Bayreuth.
- Fuller, S.L.H. (1974): Clams and mussels (Mollusca: Bivalvia). – In: Hart, C.W.Jr. und Fuller, S.L.H. (Hrsg.): Pollution ecology of freshwater invertebrates, pp 215-273. Academic Press, New York.
- Fuller, S.L.H. (1977): Freshwater and terrestrial mollusks. – In: Cooper, J.E., Robinson, S.S. und Funderburg, J.B. (Hrsg.): Endangered plants and animals of North Carolina, pp 143-174. North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh.
- Gardner, J.A. Jr., Woodall, W.R. Jr., Staats, A.A. Jr. und Napoli J.F. (1976): The invasion of the Asiatic clam (*Corbicula manilensis* Philippi) in the Altamaha River, GA. – Nautilus 90: 117-125.
- Gaschott, O. (1927): Mollusken des Litorals der Alpen-Vorlandseen im Gebiet der Ostalpen. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 17: 304-335. Berlin.
- Glöer, P. und Meier-Brook, C. (1994): Süßwassermollusken. 11. Auflage. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Hamburg.
- Gollmann, G. (1984): Zum Nahrungserwerb des Bläßhuhns (*Fulica atra*): Verzehr von Wandermuscheln (*Dreissena polymorpha*) auf einem Floß. – Egretta 27: 40-41.



- Gordon, M.J., Swan, B.K. und Paterson, C.G. (1978): *Baeoctenus bicolor* (Diptera: Chironomidae) parasitic in unionid bivalve molluscs, and notes on other chironomid-bivalve associations. – J. Fish. Res. Board Can. 35: 154-157.
- Griffiths, R.W., D.W. Schloesser, J.H. Leach und W.P. Kovalak, 1991: Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes region. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 1381-1388.
- Haag, W.R., Berg, D.J., Garton, D.W. und Farris, J.L.(1993): Reduced survival and fitness in native bivalves in response to fouling by the introduced zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 13-19.
- Hamilton, D.J., Ankney, C.D. und Bailey, R.C.(1994): Predation of zebra mussels by diving ducks: An enclosure study. – Ecology 75: 521-531.
- Hanson, J.M., Mackay, W. C. und Prepas, E. E. (1988): Population size, growth and production of a unionid clam, *Anodonta grandis simpsoniana*, in a small, deep, boreal forest lake in central Alberta. – Can. J. Zool. 66: 247-253.
- Hanson, M.J. und Stefan, H.G. (1984): Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmount Lakes, Minnesota. – Water Resour. Bull. 20: 889-900.
- Havlik, M.E. (1987): Probable causes and considerations of the naiad mollusk die-off in the upper Mississippi River. – In: Neves, R.J. (Hrsg.): Proceedings of the workshop on die-offs of freshwater mussels in the United States. Va. Polytech. Inst. and State Univ., Blacksburg.
- Havlik, M.E. und Marking, L.L. (1987): Effects of contaminants on naiad mollusks (Unionidae): A review. – Resour Publ. 164, U.S. Fish Wildl. Serv., Washington D.C.
- Heard, W. H. (1970): 3. Eastern freshwater mollusks (II). The south Atlantic and Gulf drainages. American Malacological Union symposium: Rare and endangered mollusks. – Malacologia 10: 23-31.
- Heinisch, M. und Heinisch, W. (1990): Winterliche Schwimmvogelbestände im Bundesland Salzburg. Ergebnisse der internationalen Wasservogelzählungen 1976-1989. – Jahresber. Haus der Natur Salzburg 11: 53-60.
- Heinisch, W. (1989): Wasservogelzählung - Salzburg 1988/89 (Kurzbericht). – Salzburger Vogelkundl. Ber. 1: 6-9.
- Hevers, J. (1978): Morphologie und Systematik der in Deutschland auftretenden Schwamm- und Muschel-Milben der Gattung *Unionicola* (Acarina: Hydrachnellae: Unionicolidae). – Entomologica generalis 5: 57-84.
- Hevers, J. (1980): Biologisch-ökologische Untersuchungen zum Entwicklungszyklus der in Deutschland auftretenden *Unionicola*-Arten (Hydrachnellae, Acari). – Arch. Hydrobiol. Suppl. 57: 324-373.
- Higgins, E. (1930): Fresh-water mussel investigations. – Report of commissioner of fisheries for the fiscal year 1929, App. 10: 670-673.
- Hilton, J. und Phillips, G.L. (1982): The effects of boat activity on turbidity in a shallow broadland river. – J. Appl. Ecol. 19: 142-150.
- Hinch, S. G. und Green, R. H. (1989): The effects of source and destination on growth and metal uptake in freshwater clams reciprocally transplanted among Ontario lakes. – Can. J. Zool. 67: 855-863.
- Hinch, S. G., Bailey, R. C. und Green, R. H. (1986): Growth of *Lampsilis radiata* (Bivalvia: Unionidae) in sand and mud: A reciprocal transplant experiment. – Can. J. Aquat. Sci. 43: 548-552.
- Hochwald, S. (1988): Untersuchungen zur Populationsökologie und Fortpflanzungsbiologie der Bachmuschel *Unio crassus* Phil., 1788. – Diplomarbeit Univ. Bayreuth.
- Hochwald, S. (1990): Bestandsgefährdung seltener Muschelarten durch den Bisam (*Ondatra zibethica*). – Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 97: 113-114.
- Hofrichter, R., Bergthaler, G. und Patzner, R.A. (1994): Laichhilfen für Amphibien in einem Gewässer mit stark schwankendem Wasserspiegel. – Herpetozoa 7: 59-62
- Holwerda, D.A. und Veenhof, P.R. (1984): Aspects of anaerobic metabolism in *Anodonta cygnea* L. – Comp. Biochem. Physiol. 78B: 700-711.



- Horne, F.R. und McIntosh, S. (1979): Factors influencing distribution of mussels in Blanco River of central Texas. – *Nautilus* 93: 119-133.
- Houp, R. E. (1993): Observations on long-term effects of sedimentation on freshwater mussels (Mollusca: Unionidae) in the north fork of Red River, Kentucky. – *Trans. Ky. Acad. Sci.* 54: 93-97.
- Hüby, B. (1988): Zur Entwicklungsbiologie der Fließgewässermuschel *Pseudanodonta complanata*. – Diss. Tierärztl. Hochschule, Hannover.
- Humes, A.G. und Russell, H.D. (1951): Seasonal distribution of *Najadicola ingens* (K.) (Acarina) in a New Hampshire pond. – *Psyche* 58: 111-119.
- Hunter, R.D. und Bailey, J.F. (1992): *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): colonization of soft substrata and some effects of unionid bivalves. – *Nautilus* 106: 60-67.
- Hynes, H.B.N. (1970): The ecology of running waters. – Liverpool University Press, Liverpool.
- Imlay, M.J. (1973): Effects of potassium on survival and distribution of freshwater mussels. – *Malacologia* 12: 97-113.
- Inst. für Ökologie (1978-86): Limnologisch-ökologische Begutachtung stehender Kleingewässer. – Gutachten im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung, Abteilung Naturschutz. Institut für Ökologie am Haus der Natur in Salzburg.
- Isom, B.G. (1969): The mussel resource in the Tennessee River. – *Malacologia* 7: 397-425.
- IUCN (1994): Red list of threatened animals. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre, London.
- Jaekel, S.H. (1952): Unsere Süßwassermuscheln. – Die Neue Brehm-Bücherei, Leipzig.
- Jäger, P. (1974): Limnologische Untersuchungen im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. – Dissertation, Karl-Franzens Universität Graz.
- Jagsch, A. (1975): Zustand des Wallersees und der Trumer Seen 1974. – *Salzburgs Fischerei* 6: 2-5.
- James, M. R. (1985): Distribution, biomass and production of the freshwater mussel *Hyridella menziesi* (Gray) in Lake Taupo, New Zealand. – *Freshwater Biology* 15: 307-314.
- Jorgensen, S.E. und Sharp, R.W. (1971): Proceedings of a symposium on rare and endangered mollusks (naiads) of the United States. – US Fish and Wildlife Service.
- Jungbluth, J. H. und Knorre, D. (1995): Rote Liste der Binnenmollusken /Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia) in Deutschland. – *Mitt. Deutsch. Malakol. Ges.* 56/57: 1-17.
- Kastner, K. (1892): Die Conchyliensammlung des Salzburger Museum Carolino-Augusteum. – *Mitt. Ges. salzb. Landesk.* 32: 241-256. Salzburg.
- Kastner, K. (1905): Beiträge zur Molluskenfauna des Landes Salzburg. – J.-Ber. Staatsrealschule Salzburg, pp. 3-40. Salzburg.
- Klee, O. (1971): Die größte Kläranlage im Bodensee: Eine Muschel. – *Mikrokosmos* 60: 129-132.
- Klemm, W. (1950): Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna Salzburgs. Die Gehäuseschnecken und Muscheln des Wallersees, seines Einzugsgebietes und seines Abflusses (Fischachtal). – *Mitt. naturwiss. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg. Zoologische Arbeitsgruppe* 1: 45-54. Salzburg
- Klemm, W. (1954): Klassen Gastropoda und Bivalvia. – In: H. Franz (Hrsg): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Band 1. – pp. 210-280 Innsbruck (Wagner).
- Knoflacher, H.M. und Müller, G. (1984): Beiträge zur Ökologie der überwinternden Wasservögel am Mondsee. Teil II. – *Jb. Oö. Mus.-Ver.* 129: 287-316.
- Kobelt, W. (1908): Zur Kenntnis unserer Unionen. *Wetterau naturf. Ges., Festschrift* 1908: 84-111.
- Kolbe, H. (1981): Die Entenvögel der Welt. – Melsungen-Verlag, Berlin, Basel, Wien.
- Kornovski, G. (1957): Beiträge zur Ethologie des Blässhuhns (*Fulica atra* L.). – *J. Orn.* 98: 318-355.
- Lewandowski, K., 1982: The role of early developmental stages in the dynamics of *Dreissena polymorpha* (Pall.) populations in lakes. I. Occurrence of larvae in the plankton. – *Ekol. Pol.* 30, 81-109.
- Long, G.A. (1993): The unionids (Bivalvia) of Loch Raven Reservoir, Maryland. – *Nautilus* 97: 114-116.
- Maas, S. (1987): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie einheimischer Süßwassermuscheln der Gattung *Unio*. – Dissertation Tierärztl. Hochschule, Hannover.



- Machado, J., Coimbra, J. C. und Cardoso, I. (1988): Shell thickening in *Anodonta cygnea* by induced acidosis. – Comp. Biochem. Physiol. 91A: 645-651.
- Mahler, F. (1944/45): Die gehäusetragenden Schnecken und Muscheln des Moorgebietes am Fuße des Untersberges. – Mitt. Ges. salzb. Landes. 84/85: 142-172. Salzburg.
- Mahler, F. (1951): Geschichtlicher Überblick über die Erfassung der Wassermolluskenfauna Salzburgs. – Mitt. naturwiss. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg. Zoologische Arbeitsgruppe 2: 47-59. Salzburg.
- Mahler, F. (1952/53): Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Großmuscheln im Lande Salzburg. – Mitteil. Naturwiss. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg. Zoolog. Arbeitsgr. 3: 26-48.
- Mahler, F. (1952/53): Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Großmuscheln im Lande Salzburg. – Mitt. naturwiss. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg. Zoologische Arbeitsgruppe 3: 26-48. Salzburg.
- Matthes, D. (1978): Tiersymbiosen und ähnliche Formen der Vergesellschaftung. – G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Matthes, D. (1988): Tierische Parasiten. – Vieweg-Verlag, Braunschweig.
- McCorkl, S., Shirley, T. C. und Dietz, T. H. (1979): Rhythms of activity and oxygen consumption in the common pond clam, *Ligumia subrostrata* (Say). – Can. J. Zool. 57: 1960-1964.
- Messing, S. (1903): Über Entzündung bei den niederen wirbellosen Tieren. – Allg. Pathol. Pathol. Anat. 14: 915-920.
- Metcalfe-Smith, J. L. und Green, R. H. (1992): Ageing studies on three species of freshwater mussels from a metal-polluted watershed in Nova Scotia, Canada. – Can. J. Zool. 70: 1284-1291.
- Micoletzky, H. (1911): Zur Kenntnis des Faistenauer Hintersees bei Salzburg, mit besonderer Berücksichtigung faunistischer und fischereilicher Verhältnisse. – Intern. Rev. ges. Hydrobiol. 3: 506-542.
- Micoletzky, H. (1911): Zur Kenntnis des Faistenauer Hintersees bei Salzburg, mit besonderer Berücksichtigung faunistischer und fischereilicher Verhältnisse. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 3: 506-542. Berlin.
- Micoletzky, H. (1912): Beiträge zur Kenntnis der Ufer- und Grundfauna einiger Seen Salzburgs sowie des Attersees. – Zool. Jahrb. (Systematik) 33: 421-444. Jena.
- Modell, H. (1941): Die Rassen der mittel- und osteuropäischen Najaden. Arch. Moll. 73: 161-177.
- Modell, H. (1965): Die Najaden-Fauna der oberen Donau. – Veröff. Zool. Staatssammlung München 9: 159-304. München.
- Moog, O. (1993): Grundlagen zur Erhaltung und Wiedereinbürgerung. In: Moog, O., Nesemann, H., Ofenböck, T. und Stundner, C.: Grundlagen zum Schutz der Flußperlmuschel in Österreich, pp 204-212. Bristol Stiftung. Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz, Schaan.
- Morton, B. (1970): The rhythmical behaviour of *Anodonta cygnea* L. and *Unio pictorum* L. and its biological significance. Forma et Functio. 2: 110-120.
- Müller, D. (1995): Populationsökologie der Großen Teichmuschel (*Anodonta cygnea*) in Seen des Salzburger Alpenvorlandes. – Diplomarbeit, Universität Salzburg.
- Müller, D. und Patzner, R.A. (1996): Growth and age structure of the swanmussel *Anodonta cygnea* (L.) at different depth in lake Mattsee (Salzburg, Austria). – Hydrobiologia 341: 65-70.
- Müller, G. und Knoflacher, H.M. (1981): Beiträge zur Ökologie der überwinternden Wasservögel am Mondsee. – Jb. Oö. Mus.-Ver. 126: 305-345.
- Nagel, K.O. (1985): Glochidien und Fortpflanzungsbiologie von Najaden des Rheins. – Mainzer Naturwiss. Arch. Beih. 5: 163-174.
- Nalepa, T.F. (1994): Decline of native unionid bivalves in Lake St. Clair after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2227-2233.
- Negus, C. (1966): A quantitative study of growth and production of unionid mussels in the River Thames at Reading. – J. Animal Ecol. 35, 513-532.



- Nelson, E.N., Richardson, J.K. und Bailey, H.H. (1975): Aspects of the occurrence of aspidobothrid parasites (Trematoda: Aspidobothrea) in Oklahoma naiads (Pelecypoda: Unionidae). – Proc. Oklahoma Acad. Sci. 55: 159-162.
- Nesemann H. (1993): Zoogeographie und Taxonomie der Muschel-Gattungen *Unio* PHILIPSSON 1788, *Pseudanodonta* BOURGUINAT 1877 und *Pseudunio* HAAS 1910 im oberen und mittleren Donausystem (Bivalvia Unionidae, Margaritiferidae) (mit Beschreibung von *Unio pictorum tisianus* n. ssp.). – Nachrichtenbl. Erste Vorarlb. Malakol. Ges. 1: 20-40.
- Neves, R.J. (1987): Recent die-offs of freshwater mussels in the United States: An overview. – Proceedings, workshop on die-offs of freshwater mussels in the United States, Davenport, IA, 1986, pp. 7-18.
- Neves, R.J. und Odom, M.C. (1989): Muskrat predation on endangered freshwater mussels in VA. – J. Wildlife Man. 53: 934-941.
- Newcombe, C.P. und MacDonald, D.D. (1991): Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. – N. Americ. J. Fish. Manag. 11: 72-82.
- Nisters, H. (1994): Rote Liste der gefährdeten Schnecken und Muscheln (Mollusca) Südtirols. – In: Rote Liste gefährdeter Tierarten Südtirols, pp. 376-391. Abteilung für Landschaft und Naturschutz der Autonomie Provinz Bozen (Hrsg.).
- Noll, C.F. (1864): Das Wasserhuhn auf dem Main. – Zool. Garten 5: 27.
- Ökland, J. (1963): Notes on population density, age distribution, growth and habitat of *Anodonta piscinalis* Nilss. (Moll., Lamellibr.) in a eutrophic Norwegian lake. – Nytt Magas. Zool. 11: 19-43.
- Ornatowski, Z. (1967): Oxygen consumption in several species of freshwater mussels (Bivalvia). – Bulletin de la societe des Ammis des sciences et des lettres de Poznan D-8: 143-148.
- Ortmann, A.E. (1909): The destruction of the fresh-water fauna in western Pennsylvania. – Proc. Am. Philos. Soc. 48: 90-110.
- Ostrovsky, J., Gophen, M. und Kalikliman, I. (1993): Distribution, growth, production and ecological significance of the clam *Unio terminalis* in Lake Kinneret, Israel. – Hydrobiologia 271: 49-63.
- Otte, G. (1993): Schleienköder. In: Koch, K. (Hrsg.): Schleie. – Sonderheft Blinker, 2. Aufl., pp 34-40. Jahr-Verlag, Hamburg.
- Pahl, G. (1969): Radioactive and stable strontium analysis of Upper Mississippi River clamshells. – In: Nelson, D.J., Evans, F.C, Auerbach, S.I., Dunaway, P.B., Hooper, F.F., Kuenzler, E.J., Rice, T.R., Tyron, C.A. und Wiegert, R.G. (Hrsg.): Proceedings of the second national symposium on radioecology, pp 234-239. U.S. Atomic Energy Commission Conference 670503.
- Parmalee, P. W. und Hughes, M. H. (1993): Freshwater mussels of Tellico Lake: twelve years after impoundment of the little Tennessee River. – Annals of Carnegie Museum 62 (1): 81-93.
- Paterson, C. G. und Cameron, I. F. (1985): Comparative energetics of two populations of the unionid, *Anodonta cataracta* (Say). – Freshw. Invertebr. Biol. 4: 79-90.
- Patzner, R. A. (1995): Wasserschnecken und Muscheln im Bundesland Salzburg. Stand zu Beginn einer landesweiten Kartierung. – Nachrichtenbl. Erste Vorarlb. Malakol. Ges. 2: 12-29. Rankweil.
- Patzner, R. A. (1997): Die Schnecken- und Muschelfauna des Fuschlsees (Salzburg, Österreich). – Österr. Fischerei 50: 188-192. Scharfling.
- Patzner, R. A., Loidl, B., Glechner, R. und Hofrichter, R.(1992a): Untersuchungen der Großmuschel-Fauna im Wallersee (Bundesland Salzburg). – Österreichs Fischerei 45: 88-94.
- Patzner, R. A., Hofrichter, R., Glechner, R. und Loidl, B.(1992b): Das Vorkommen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* in den Salzburger Alpenvorlandseen. – Österreichs Fischerei 45: 158-163.
- Patzner, R. A., Loidl, B., Glechner, R. und Hofrichter, R.(1993): Abundanz und Tiefenverteilung von Najaden (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) in den Seen des Salzburger Alpenvorlandes. – Natur und Landschaft 68: 58-62.
- Patzner R. A. & E. Garcia Isarch (1998): The water molluscs of the "Leopoldskroner Teich", a pond in the city of Salzburg, Austria. – Mitt. dtsh. malakozool. Ges. 19: 273-279.



- Patzner R.A. & D. Müller, 1998: Zum Vorkommen von Najaden (Unionidae) im Bundesland Salzburg (Österreich). — *Heldia* 4, Sonderheft 6: 33-38.
- Patzner R.A. & P. Schreilechner, 1998: Kartierung von Süßwassermollusken im Bundesland Salzburg (Österreich). — *Heldia* 4, Sonderheft 6: 13-16
- Patzner R.A. & P. Schreilechner, 1999: EDV-unterstützte Kartierung von Süßwassermollusken im Bundesland Salzburg. — *Sauteria* 10: 219-228.
- Pauley, G. B. (1967b): Four freshwater mussels (*Anodonta californiensis*) with pedunculated adenomas arising from the food. *J. Invertbr. Pathol.* 9: 459-466.
- Pauley, G.B. (1967a): A tumorlike growth on the food of a freshwater mussel (*Anodonta californiensis*). — *J. Fish. Res. Bd. Canada* 24: 679-682.
- Pauley, G.B. (1968): A disease of the freshwater mussel, *Margaritifera margaritifera*. *J. Invertebr. Pathol.* 12: 321-328.
- Pauley, G.B. und Becker, C.D. (1968): *Aspidogaster conchicola* in mollusks of the Columbia River system with comments on the host's pathological response. — *J. Parasitol.* 54: 917-920.
- Pauley, G.B. und Heaton, L.H. (1969): Experimental wound repair in the freshwater mussel *Anodonta oregonensis*. — *J. Invertebr. Pathol.* 13: 241-249.
- Pechlaner, R. (1968): Beschleunigte Eutrophierung im Piburger See (Tirol). — *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck* (56): 143-161.
- Pekkarinen, M. (1993): Reproduction and condition of unionid mussels in the Vantaa River, south Finland. *Arch. — Hydrobiol.* 127: 357-375.
- Pénzes, B. (1994): Vorsicht - Muschelgefahr! — *Österr. Fischerei* 47: 219-220.
- Pynnönen, K. (1995): Effect of pH, hardness and maternal pre-exposure on the toxicity of Cd, Cu, and Zn to the glochidial larvae of a freshwater clam *Anodonta cygnea*. — *Wat. Res.* 29: 147-154.
- Reischütz, P. L. & P. Sackl (1991): Zur historischen und aktuellen Verbreitung der gemeinen Flußmuschel, *Unio crassus* Philipsson 1788 (Mollusca: Bivalvia: Unionidae), in Österreich. — *Linzer biol. Beitr.* 23: 213-232. Linz.
- Richnovszky, A., Ponyi, J. und Járαι, J. (1987): Zum Vorkommen von *Unio pictorum* im Balaton. — *Soo-siana* 15: 43-48.
- Roback, S.S., Bereza D.J. und Vidrine, M.F. (1979): Description of an *Ablabesmya* (Diptera: Chironomidae: Tanyptodinae) symbiont of unionid fresh-water mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionacea), with notes on its biology and zoogeography. — *Trans. Amer. Entomol. Soc.* 105: 577-620.
- Roper, D. S. und Hickey, C. W. (1994): Population structure, shell morphology, age and condition of the freshwater mussel *Hydrella menziesi* (Unionacea: Hyriidae) from seven lake and river sites in the Waikato River system. — *Hydrobiologia* 284: 205-217.
- Rott, E. und Schaber, P. (1978): Die Entwicklung des eutrophen Schwarzsees bei Kitzbühel seit 1974. — *Jber. Abt. Limnol. Innsbruck* 4: 239-251.
- Russel-Hunter, D.W. (1964): Physiological aspects of ecology of non marine molluscs. — In: Wilbur Young, K.M. und C.M. (Hrsg.): *Physiology of mollusca*. Academic Press, New York.
- Salanki, J. (1961): Role of afferentation in the regulation of the slow rhythm in the periodic activity of fresh-water mussels. — *Acta Biol.* 12: 161-167.
- Salanki, J., Balogh, K.V. und Berta, E. (1982): Heavy metals in animals of Lake Balaton. — *Water Res.* 16: 1147-1152.
- Samad, F. und Stanley, J.G. (1986): Loss of freshwater shellfish after a water drawdown in Lake Sebasticook, Maine. — *J. Freshwater Ecol.* 3: 519-523.
- Sampl H. und P. Mildner, 1973: Die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*, Pallas, in Kärnten. — *Carinthia* II 163/83, 489-491.
- Schloesser, D.W. und Kovalak, W. (1991): Infestation of unionids by *Dreissena polymorpha* in a power plant canal in Lake Erie. — *J. Shellfish Res.* 10: 355-359.



- Schloesser, D.W. und Nalepa, T.F. (1994): Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. — Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2234-2242.
- Schnitter, H. (1922): Die Najaden der Schweiz - Mit besonderer Berücksichtigung der Umgebung Basels. — Z. Hydrobiol. 2: Suppl. 1-200.
- Scholz, A. (1992): Die Großmuscheln (Unionidae) im Regierungsbezirk Detmold - Verbreitung, Biologie und Ökologie der ostwestfälischen Najaden. Naturschutz - Landschaftspflege im Regierungsbezirk Detmold 9: 1-73.
- Schreiber, H., 1913: Die Moore Salzburgs in naturwissenschaftlicher, geschichtlicher, landwirtschaftlicher und technischer Beziehung. — 177 pp. Staab, Böhmen (Verl. Deutsch-österreichischen Moorverein Staab).
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Auflage. — G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Seidl, F. (1991): Extremer Aufwuchs auf Süßwasserschnecken und seine Präparation. — Mitt. Zool. Ges. Braunau 5: 295-302.
- Sheehan, R.J., Neves, R.J. und Kitchel, H.E. (1989): Fate of freshwater mussels transplanted to formerly polluted reaches of the Clinch and North Fork Holston rivers, Virginia. — J. Freshwater Ecol. 5: 139-149.
- Skapec, L. (1992): Cervená kniha 3 ohrozených a vzácných druhů rostlin a živočichů CSFR, pp. 22-39, Bratislava.
- Smolian, K. (1926): Der Flußkrebs, seine Verwandten und die Krebsgewässer. — In: Demoll, R. und Maier, H.N. (Hrsg.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas Bd. 5, 425-523.
- Spießberger, B., 1970: Schäden durch die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas. — Münchener Med. Wochenschrift. 40, 1806-1807.
- Stadnichenko, O.A., Anistratenco, V.V., Graninskaya, O.V., Martynyuk, O.V., Miroshnichenko, O.A., Oleinik, N.G., Sergeichik, S.A. und Fasolya, O.I. (1994): The infection of unionid mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) with parthenites *Bucephalus polymorphus* (Trematoda) and effect of the parasites on the host activity [russisch]. — Parazitologiya (St. Petersburg) 28: 124-130.
- Stanczykowska, A., 1977: Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) in lakes. — Pol. Arch. Hydrobiol. 24, 461-530.
- Stanczykowska, A., Zyska, P., Dombrowski, A., Kot, H. und Zyska, E. (1990): The distribution of waterfowl in relation to mollusc populations in the man-made Lake Zegrzyskie. — Hydrobiologia 191: 233-240.
- Stansbery, D. H. (1976). Naiad Molluscs. — In: Boschung, H. (Hrsg.): Endangered and threatened plants and animals of Alabama, pp 42-52. Bulletin of the Alabama Museum of Natural History, Bd. 2, Alabama.
- Stansbery, D.H. und Stein, C.B. (1971): Why naiades (pearly freshwater mussels) should be preserved. 92. — Congress of Committee on Government Operation, House of Representatives, June 1971: 2177-2179.
- Steinberg, D. (1931): Die Geschlechtsorgane von *Aspidogaster conchicola*. Zool. Anz. 94: 153-170.
- Steusloff, U. (1943): Perlmutterknöpfe aus Schalen von *Unio pictorum* und *Unio crassus*. — Arch. Moll. 75: 197-198.
- Strayer, D. L., Hunter, D. C., Smith, L. C. und Borg, CH. K. (1994): Distribution, abundance and roles of freshwater clams (Bivalvia, Unionidae) in the freshwater tidal Hudson River. — Freshwater Biology 31: 239-248.
- Strecker, U., Bauer, G. und Wächtler, K. (1990): Untersuchungen über die Entwicklungsbedingungen junger Flußperlmuscheln. — Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 97: 25-30.
- Stüber, E., 1967: Salzburger Naturführer. Einführung in Landschaft und Natur. — 325 pp. Salzburg (MM-Verlag).



- Suter, W. und Schifferli, L. (1988): Überwinternde Wasservögel in der Schweiz und ihren Grenzgebieten: Bestandsentwicklungen 1967 - 1987 im internationalen Vergleich. — Der Ornithologische Beobachter 85: 261-298.
- Tankersley, R.A. und Dimock, R.V. Jr. (1993): The effect of larval brooding on the respiratory physiology of the freshwater unionid mussel *Pyganodon cataracta*. — Am. Midl. Nat. 130: 146-163.
- Taskinen J., Valtonen E.T. und Mäkelä T. (1995): Site selection and reproductive period of two digeneans in a freshwater bivalve - parasite adaptations to host longevity? — Funct. Ecol. (eingereicht).
- Tucker, J.K. (1994): Colonization of unionid bivalves by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in Pool 26 of the Mississippi River. — J. Freshwater Ecol. 9: 129-134.
- Turner, H., Wüthrich, M. und Rüetschi, J. (1994): Rote Liste der gefährdeten Weichtiere in der Schweiz. — In: Duelli, P. (ed.): Rote Liste der gefährdeten Tierarten in der Schweiz, pp. 75-97. BUWAL (Hrsg.) Reihe Rote Listen, EDMZ Bern.
- Unestam, T und Weiss, D.W. (1970): The host-parasite relationship between freshwater crayfish and the crayfish disease fungus *Aphanomyces astaci*: Responses to infection by a susceptible and a resistant species. — J. Gen. Microbiol. 60: 77-90.
- van der Schalie, H. (1938): Contributing factors in the depletion of naiades in eastern United States. — Bacteria 3: 51-57.
- Vidrine, M.F. (1989): A summary of the mollusk-mite associations of Louisiana and adjacent waters. Louisiana Environm. — Profess. 6: 30-63.
- Vidrine, M.F. (1993): *Majumderatax*, new subgenus (Acari: Unionicolidae: Unionicolinae: *Unionicola*), in Europe and Asia. — Internat. J. Acarol. 19: 101-102.
- Voelzkow, A. (1888): *Aspidogaster conchicola*. Arbeit. Zool. Inst. Würzburg 8: 249-289.
- Watters, G.T. (1994): An annotated bibliography of the reproduction and propagation of the Unionidea (primarily of North America). — Ohio Biological Survey Miscellaneous Contributions 1: 1-165.
- Weisensee, H. (1916): Die Geschlechtsverhältnisse und der Geschlechtsapparat bei *Anodonta*. — Zeitschr. wiss. Zoologie 115: 262-335.
- Wells, S.M. und Chatfield, J.E. (1992): Threatened non-marine molluscs of Europe. — Nature and Environment, Nr. 64. Council of Europe Press, Strassbourg.
- Williams, J.W. (1890): A tumor in the freshwater mussel *Anodonta cygnea* L. — J. Anat. Physiol. Norm. Pathol. Homme Anim. 24: 307-308.
- Zacharias, O. (1907): Planktonalgen als Molluskennahrung. — Arch. Hydrobiol. Planktonkd. 2: 358-361.
- Zale, A.V. und Neves, R.J. (1982): Reproductive biology of four freshwater mussel species (Mollusca: Unionidae) in Virginia. — Freshw. Invertebr. Biol. 1: 17-28.
- Zaunig, R. (1917): *Dreissena* in der Alten Donau bei Wien. — Nachr. Bl. Dtsch. Malak. Ges. 49: 137-138.
- Zick, D. (1998): Die Molluskenfauna im Mattsee (Salzburg, Österreich). — Diplomarbeit Univ. Salzburg.

Danksagung

Für die Finanzierung des Projektes danke ich dem Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 4: Land- und Forstwirtschaft, dem Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie dem Naturschutzbund Salzburg. Weitere Unterstützung erfolgte durch das Institut für Zoologie, Universität Salzburg. Den Mitarbeiter/innen Mag. Stefan Achleitner, Stefan Langmeier, Mag. Sandra Schacherl, Alexandra Strasser, Thomas Strasser und Mag. Daniela Zick danke ich für ihre unermüdlichen Tag- und Nachteinsätze bei der Kartierung. Frau Mag. Daniela Latzer (Fischereiverband Salzburg) für ihre Hilfe bei der Suche nach Krebsgewässern und deren Eignern.

Wertvolle Hinweise erhielten wir von vielen Fischern, Fischereiberechtigten und anderen Naturinteressierten. Es ist nicht möglich sie alle hier zu nennen. Hervorheben möchte ich Dr. Klaus Kotschy, den besten Kenner der „Krebsszene“ in Salzburg, der vor allem bei der Suche im Pinzgau hilfreich war; weiters Ulrike und Nicola Bayrhammer, Erhard Schwarz, Ernst Rittsteiger, Stefan Magg, Erich Hofer und Gerald Hochwimmer. Unterstützung erhielten wir auch von Walter Dorfer (†). Bei der Kartierung waren noch folgende Personen hilfreich: Verena Rothauer, Hannes Ackerl, Roland Kaiser und Markus Keuschnig. Bei Teilen der schriftlichen Auswertung waren Julia Auer (Krebspest) und Elke Neubacher (Wiederbesatz mit Krebsen) behilflich.

Mag. Peter L. Reischütz (Horn N.Ö.) danke ich für Informationen und Hilfe bei der Bestimmung von unsichern Muschelarten.

Flusskrebse und Großmuscheln im Bundesland Salzburg

Zusammenfassung

Flusskrebse

Im Rahmen der 2002 und 2003 durchgeführten Kartierung wurden im Bundesland Salzburg fünf Krebsarten nachgewiesen. Nur zwei davon, der Edelkrebs und der Steinkrebs sind hier beheimatet, die anderen sind eingeschleppt. Es sind dies der aus Osteuropa stammende Sumpfkrebs (Gallizier) und zwei aus Nordamerika importierte Arten: Signalkrebs und Kamberkrebs. Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs konnte nicht mehr gefunden werden.

Vom Edelkrebs (*Astacus astacus*) wurden im Bundesland Salzburg 20 Populationen gefunden; bis auf eine Ausnahme alle in stehenden Gewässern. Bevorzugter Biotoptyp ist „Weiher“. Ein Großteil der Populationen wurde künstlich angesiedelt. Die früheren Vorkommen im Flachgau sind alle erloschen. Das höchst gelegene Vorkommen ist im Lungau in 1.514 m.

Vom Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) wurden im Flach- und Tennengau zusammen 33 Populationen gefunden. Im Pongau und Lungau ist diese Art verschwunden, im Pinzgau hat es sie nie gegeben. In Salzburg kommt der Steinkrebs nur in Fließgewässern, bevorzugt im Biotoptyp „Mittelgebirgsbach Klasse 1“ vor. Das höchst gelegene Vorkommen ist im Tennengau bei 870 m.

Vom Sumpfkrebs oder Galizier (*Astacus leptodactylus*) wurden im Flachgau 3 Populationen gefunden. In den anderen Gauen ist diese Art nicht vertreten. In Salzburg kommt sie nur in Seen und einmündende Zubringer vor. Bevorzugter Biotoptypen ist „See mesotroph“. Alle Vorkommen liegen in einer Höhe von 503 m.

Vom Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) wurden in allen Gauen zusammen 39 Populationen gefunden. Diese Art ist die häufigste im Bundesland Salzburg. Sie lebt sowohl in Fließgewässern als auch in stehenden Gewässern; Bevorzugter Biotoptyp ist „Niederungsbach Klasse 2“. Das höchst gelegene Vorkommen ist im Pongau bei 810 m. Als Überträger der Krebspest hat der Signalkrebs viele Gewässer für heimische Arten unbewohnbar gemacht.

Vom Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) wurde je eine Population im Flachgau und im Pinzgau gefunden. In Salzburg ist diese Art an den Fuschl- bzw. Zellersee (beide oligotroph) gebunden. Das höchst gelegene Vorkommen ist im Pinzgau bei 750 m.

Ein eigenes Kapitel ist der Krebspest, ihrer Geschichte und den Gefahren für die heimischen Krebse gewidmet. In einem ausführlichen Abschnitt wird auf die Wiedereinsetzung von Flusskrebsen eingegangen. Eine Tatsache, die vorangetrieben werden soll, um den heimischen Edelkrebs wieder in unseren Gewässern zu haben und schließlich auch um ihn fischereiwirtschaftlich wieder interessanter zu machen.

Zusammenfassung

Grossmuscheln

Im Rahmen der 2002 und 2003 durchgeführten Kartierung wurden im Bundesland Salzburg drei Großmuschel-Arten aus der Familie Unionidae nachgewiesen. Es sind die Malermuschel, die Gemeine Teichmuschel und die Große Teichmuschel. Eine vierte Art, die Gemeine Flussmuschel ist in den letzten 50 Jahren aus dem Bundesgebiet verschwunden. Die nicht zu den Großmuscheln zählende Wandermuschel wurde ebenfalls bei der Kartierung erfasst.

Von der Malermuschel (*Unio pictorum*) wurden im Flachgau 15 Populationen gefunden. Die 3 Populationen in den restlichen Gauen des Bundeslandes sind mit hoher Wahrscheinlichkeit eingesetzt worden. Diese Art lebt hauptsächlich in gut mit Nährstoffen versorgten stehenden Gewässern. Bevorzugter Biotoptyp ist „See mesotroph“. Funde in Fließgewässern sind selten. Das höchste natürliche Vorkommen ist im Flachgau bei 592 m.

Von der Gemeinen Teichmuschel (*Anodonta anatina*) wurden im Bundesland Salzburg 24 Populationen gefunden. Sie ist die häufigste Unioniden-Art, die auch die meisten Biotoptypen besiedelt. Stehende Gewässer werden bevorzugt, man findet sie aber auch in Niederrungsbächen der Klassen 1 bis 3. Bevorzugter Biotoptyp ist „See mesotroph“. Das höchste Vorkommen ist im Tennengau bei 1.078 m. Gegenüber früheren Jahren hat die Bestandsdichte in den meisten Populationen stark abgenommen.

Von der Grossen Teichmuschel (*Anodonta cygnea*) wurden im Bundesland Salzburg 15 Populationen gefunden. Die natürlichen Funde beschränken sich auf den Flachgau. Man findet sie hauptsächlich in nährstoffreichen stehenden Gewässern und gelegentlich in deren Abflüssen. Bevorzugter Biotoptyp ist „See mesotroph“. Das höchste Vorkommen ist im Flachgau bei 592 m. Auch bei dieser Art hat die Bestandsdichte abgenommen.

Von der vor etwa 30 Jahren eingeschleppten Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) wurden im Bundesland Salzburg 7 Populationen gefunden. Alle Fundorte liegen im Flachgau. Man findet sie dort in allen größeren Seen und deren Abflüssen. Die Bestände erreichen hohe Dichten und es kommt immer wieder zu Problemen bei Badenden, Schifffahrt und Fischerei.

Ein ausführliches Kapitel ist der Gefährdung und dem Rückgang der Großmuscheln gewidmet. Die vielfältigen Gründe für das Abnehmen aller Arten besonders in stehenden Gewässern werden angeführt. Wie im Abschnitt über die Krebse werden auch hier Anleitungen und Anmerkungen für eine Wiederbesiedlung gegeben. Dies betrifft vor allem die Gemeine Flussmuschel (*Unio crassus*).