

Wissenschaft

Die »Streifenbefischungsmethode«: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer

S. SCHMUTZ, G. ZAUNER, J. EBERSTALLER & M. JUNGWIRTH

Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Univ. für Bodenkultur Wien, Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien

1 Abstract

The strip-fishing-method: A method to quantify fish stocks of medium-sized rivers

While many well-tested methods are available for quantitative fish stock estimations of small running waters, there is still a deficit in adequate fishing and population estimation methods for larger rivers. This paper presents the so-called strip-fishing-method which is designed for sampling and calculating fish stocks of medium-sized rivers. The concept is to quantify stocks by fishing a considerable amount of distinct, habitat-specific "strips" with electro-fishing-boats and to extrapolate these samples according to a standardised procedure to a whole river section (stratified sampling method). Efficiency, precision and reproducibility, as well as minimum sampling effort of the method are analysed by means of several case studies. Results are discussed in comparison to conventionally used methods including cost-benefit analyses.

2 Zusammenfassung

Während für quantitative Fischbestandsschätzungen kleiner Fließgewässer (FG) eine Fülle gut erprobter Methoden zur Verfügung steht, herrscht bei größeren FG auch heute noch ein deutlicher Mangel an geeigneten Befischungs- und Bestandsberechnungsmethoden. Die hier vorgestellte Streifenbefischungsmethode (SBM) dient der Erfassung und Berechnung von Fischbeständen mittelgroßer FG. Grundlegendes Prinzip ist, daß mittels Elektrobooten der Bestand einzelner, flächenmäßig definierbarer Streifen art- und stadienspezifisch quantifiziert wird. Die Bestände der Einzelstreifen werden anhand eines standardisierten Berechnungsverfahrens verknüpft und auf den Gesamtfischbestand eines Gewässerabschnittes hochgerechnet. Aufgrund der habitatbezogenen Datenerhebung (Stratifizierung) sind Analysen in bezug auf unterschiedliche Habitattypen möglich. Effizienz, Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der SBM werden anhand von Fallbeispielen überprüft und im Vergleich zu herkömmlichen Befischungs- und Berechnungsmethoden diskutiert.

3 Problemstellung und Zielsetzung

Große Fließgewässer zählen zu den am wenigsten erforschten, jedoch am stärksten anthropogen beeinträchtigten Ökosystemen. Probleme bei der Erforschung großer Fließgewässer ergeben sich v. a. aufgrund des Fehlens quantitativer Beprobungsmethoden, aufgrund großer räumlich/zeitlicher Variabilität (a)biotischer Eigenschaften und aufgrund potentiell hoher Biodiversität. Zudem sind menschliche Eingriffe in diesen Ökosystemen meist sehr komplexer Natur. Während für quantitative Fischbestandsschätzungen in kleinen Fließgewässern (FG) eine Fülle gut erprobter Methoden zur Verfügung steht, ist bei größeren FG auch heute noch ein deutlicher Mangel an geeigneten Verfahren gegeben (Casselman et al. 1990). Dies gilt sowohl hin-

sichtlich der zur Verfügung stehenden Beprobungsmethoden im Freiland als auch in bezug auf die methodische Vorgangsweise bei der Bestandsberechnung.

Die Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur (HFA) der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) war in den letzten Jahren bei einer Vielzahl von Projekten mit Fischbestandsschätzungen in größeren FG befaßt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde die sogenannte »Streifenbefischungsmethode« (SBM) für mittelgroße FG entwickelt.

Ziel vorliegender Arbeit ist es, das grundsätzliche Konzept der Streifenbefischungsmethode sowie die Vorgangsweise bei Freilandhebungen und Bestandsberechnungen vorzustellen. Dabei gilt der Darstellung der Rahmenbedingungen bei Fischbestandserhebungen in mittelgroßen FG besondere Bedeutung, da diese im Vergleich zu kleinen FG völlig andere Vorgangsweisen bedingen.

Folgende Anforderungen sollten bei der Entwicklung einer geeigneten Methode erfüllt werden:

- Da der beprobte Anteil des Gewässers (Stichprobengröße) mit zunehmender FG-Größe generell abnimmt, muß eine möglichst hohe Fangeffizienz bei den Freilandaufnahmen gewährleistet sein.
- Die Daten müssen in einer Form erhoben werden, daß sich davon quantifizierbare Bestandswerte ableiten lassen. Die Befischungsdaten sollten daher in bezug auf klar definierte Beprobungsflächen erhoben werden.
- Die Daten sollten habitatbezogen erfaßt werden, damit die jeweiligen Habitattypen repräsentativ erfaßt und dadurch Bestandsunterschiede in den verschiedenen Habitaten berücksichtigt werden können und folglich eine höhere Genauigkeit der Methode erzielt werden kann (Stratifizierung).
- Die Methode sollte soweit standardisiert sein, daß sie einwandfrei nachvollziehbar ist und reproduzierbare Ergebnisse liefert. Sie sollte jedoch auch so flexibel sein, daß Unterschiede zwischen Gewässertypen Berücksichtigung finden bzw. die Methode damit für alle Typen anwendbar ist.
- Die Methode sollte zudem in der Praxis routinemäßig einsetzbar und kosteneffizient sein.

4 Allgemeines

Die zu wählende Befischungsmethodik hängt wesentlich von den zu untersuchenden Merkmalen der Fischzönosen ab. Art und Umfang der Befischung richtet sich v. a. danach, ob qualitative, semi-quantitative oder quantitative Merkmale zu beschreiben sind. Qualitative Merkmale sind z. B. die Artenvielfalt, wobei auch z. B. für die Erfassung der Anzahl vorkommender Arten ein gewisses Ausmaß (Quantität) an Untersuchungen notwendig ist (siehe unten). Unter semi-quantitativen Merkmalen versteht man z. B. die relative Arten- oder Altersverteilung, wofür zwar eine standardisierte mengenmäßige Erfassung, jedoch kein flächenmäßiger Bezug notwendig ist. Bei quantitativen Merkmalen, wie z. B. dem Bestand, wird mit Hilfe quantitativer Erfassungs- und Berechnungsmethoden ein räumlicher Bezug hergestellt.

Generell nimmt der Untersuchungsaufwand von qualitativen über semi-quantitative hin zu quantitativen Merkmalen zu. Zudem steigt der Untersuchungsaufwand mit zunehmender Gewässergröße und -komplexität deutlich an. Während kleine Forellenbäche mittels tragbarer Elektroaggregate beherrschbar sind, ist bei größeren Fließgewässern oft der Einsatz umfangreicher und zum Teil kombinierter Befischungsmethoden (Elektro-Fangboot, Uferzugnetze, Stellnetze, Reusen, Legeschnüre etc.) für die Erfassung der unterschiedlichen Lebensräume bzw. Fischassoziationen notwendig. Vorliegende Arbeit behandelt quantitative Befischungs- und Berechnungsmethoden, die speziell für mittelgroße FG entwickelt wurden.

4.1 Grundsätzliche Überlegungen zum Untersuchungsdesign

Ziel der Festlegung eines geeigneten Untersuchungsdesigns ist eine, in Abstimmung auf die Fragestellung statistisch möglichst einwandfreie Datenerhebung. Basis für die Bestandsschätzung bilden repräsentative Freilanddaten der zu erfassenden Fischzönosen. Da praktisch nie die gesamte Fischzönose bzw. deren vollständiger Lebensraum beprobt wird, bedient man sich statistischer Erfassungsmethoden, die anhand von Stichproben auf die Gesamtheit schließen lassen. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen *zufällig* und *systematisch* genommenen Stichproben. Systematisch genommene Stichproben sind z. B. Aufnahmen in einem konstanten Abstand (z. B. alle 100 m). Bei zufälligen Stichproben haben alle Daten die gleiche Wahrscheinlichkeit, durch eine Stichprobe erfaßt zu werden. In repräsentativen Stichproben sollen z. B. alle Teillebensraumtypen (Mesohabitattypen) entsprechend ihrem Vorkommen (Häufigkeit) enthalten sein. Geklumpete Verteilung der Habitate bzw. Fischbestände, wie dies unter natürlichen Bedingungen fast immer der Fall ist, bedingt im Hinblick auf repräsentative Aufnahmen eine vergleichsweise hohe Stichprobenanzahl bzw. große Flächen oder Längen des Beprobungsabschnittes.

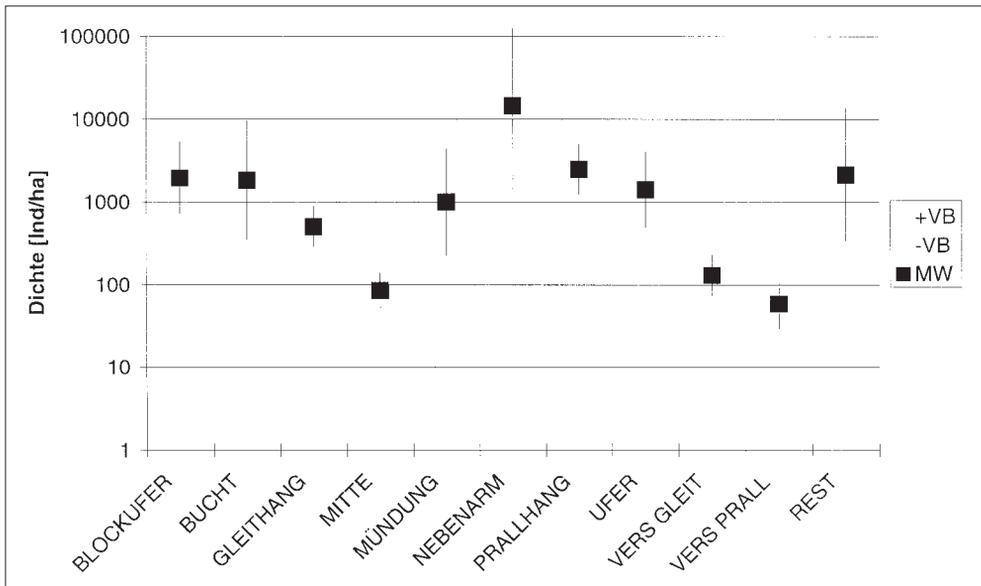


Abb. 1: Beispiel für unterschiedliche Fischdichten in verschiedenen Mesohabitattypen (MW: Mittelwert, VB: Vertrauensbereich des MW), (Daten aus Fischökologie – Grenzmur: Zauner et al. 2000), (bzgl. Legende vgl. Abb. 2)

Bei ökologischen Freilandaufnahmen bedient man sich oft der *Stratifizierung*. Dabei werden die Proben in Untereinheiten, wie Teilhabensräume (z. B. Mesohabitats) oder Teilpopulationen (z. B. Altersstadien), untergliedert, wodurch wesentlich detailliertere Analysen möglich sind. Zudem wird die Gesamtvariabilität in Variabilitäten der einzelnen Untereinheiten aufgeteilt, was statistische Analysen auf dem Niveau von Untereinheiten ermöglicht. Zudem erfolgt durch Stratifizierung oft eine Reduktion der Variabilität, wodurch der Beprobungsaufwand reduziert werden kann. So sind bekanntlich Fischbestände in verschiedenen Mesohabitattypen sehr unterschiedlich. Die separate Erfassung dieser Mesohabitats erlaubt daher die Berechnung von mittleren Bestandswerten für den jeweiligen Mesohabitattyp (inkl. Streuungsmaß) (Abb. 1). Mögliche Einfüsse auf den Fischbestand lassen sich somit wesentlich genauer bewerten, als mit anderen Beprobungsstrategien, bei denen die Mesohabitattypen mehr oder weniger zufällig erfaßt werden (Didier et al. 1998).

4.2 Teststreckenlänge und Mindeststichprobenanzahl

Die Erhebung fischökologischer Parameter erfolgt, wie eingangs erläutert, in Form von Stichproben. Dabei spielt die Definition der Beprobungseinheiten sowie die Anzahl benötigter Stichproben eine große Rolle. Deren Festlegung hängt neben der Art des zu erhebenden Parameters und der verwendeten Beprobungsmethodik auch von der zu bearbeitenden Fragestellung und der Gewässercharakteristik (Gewässertyp) ab. Die Beprobungseinheiten werden aus Aufwands- und Kostengründen möglichst klein gehalten, zu gering dimensionierte Einheiten liefern jedoch keine repräsentativen Stichproben. Fischzönosen werden bei quantitativen Aufnahmen auf eine bestimmte Gewässerfläche bzw. Gewässerlänge bezogen erfaßt. Bei kleineren Fließgewässern sind dies Teilstrecken, die sich über die gesamte Gewässerbreite erstrecken. Bei größeren Fließgewässern können lediglich Teile des Flußquerschnittes erfaßt werden, weshalb es eines geänderten Untersuchungsdesigns bzw. einer daran angepaßten Befischungs- und Berechnungsmethodik bedarf.

Die Ausdehnung der zu untersuchenden Teilabschnitte hängt von der räumlichen Ausdehnung der Strukturen ab. Auch das Verhältnis zwischen den einzelnen erfaßten Strukturtypen ist entscheidend (Didier et al. 1998). Lyons (1992) empfiehlt für kleinere Fließgewässer eine gesamte Befischungslänge von mindestens 35 Flußbreiten (bei normalem Basisabfluß) oder mindestens 3 vollständige Kolk-Furt-Sequenzen, um sicherzustellen, daß weitgehend alle Arten erfaßt werden. Andere Autoren gehen davon aus, daß in Gebirgsbächen 100 m lange Strecken für die Erfassung des Artenspektrums ausreichend sind, in größeren Gewässern jedoch eine Abfolge mehrerer Habitatsequenzen notwendig ist. Die benötigte Befischungintensität nimmt jedenfalls in der Regel mit der Gewässergröße zu, da Habitatgröße und -typenvielfalt mit der Gewässerdimension ansteigen.

4.3 Charakteristik mittelgroßer Fließgewässer

Unter mittelgroßen FG werden im Rahmen vorliegender Arbeit Gewässer verstanden, die so groß sind, daß eine Bestandserhebung mittels Watbefischung nicht mehr, mittels Elektrofangbootbefischungen jedoch sehr wohl noch

möglich ist. Dies sind alle kleineren Gewässer mit Tiefstellen > 1,5 m (bei Niederwasserverhältnissen) sowie z. B. alle größeren Donauzubringer. Gewässer > ca. 3 m Wassertiefe (wie z. B. die Donau) sind davon jedoch auch ausgeschlossen.

An der HFA-BOKU wurde in den letzten Jahren eine Vielzahl mittelgroßer FG unter Verwendung der SBM untersucht. Von der Gewässerdimension her reicht das Spektrum erfaßter Gewässer von Flußordnungszahl (FLOZ) 3 bis 7, wobei überwiegend größere Gewässer mit FLOZ 6–7 beprobt wurden. Die Breite dieser Gewässer (Niederwassergebinne) variiert zwischen ca. 10 m und 50 m, das Gefälle liegt zwischen 0,3 und 11 Promille.

5 Die Streifenbefischungsmethode

5.1 Elektrobefischung

Die Elektrobefischung ist nicht nur bei kleineren, sondern auch bei größeren FG die am häufigsten angewandte Befischungsmethode (Casselman et al. 1990, Bain 1992). Dementsprechend ist auch bei mittelgroßen Fließgewässern die Befischung mittels Elektrofangboot als die effizienteste und praktikabelste Fangmethode anzusehen. Folgende Rahmenbedingungen sind dafür verantwortlich: Die meisten anderen Fangmethoden erweisen sich in diesen Gewässern als nicht einsetzbar oder liefern keine quantifizierbaren Ergebnisse. So sind watend auszuführende Methoden, wie Elektrowatfischerei oder Zugnetzfischen, ab einer bestimmten Tiefe und Fließgeschwindigkeit ausgeschlossen. Netzfischerei ist bis auf strömungsberuhigte Uferbereiche aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit und hinderlichen Strukturen, wie Blöcke und Totholz, nicht möglich. Echolotmethoden fallen aufgrund zu geringer Wassertiefen und boden- und strukturorientierter Lebensweise von Flußfischen sowie sonstiger störender Einflüsse (Turbulenzen, Luft-Wassergemisch) aus. Natürlich gelten auch bei größeren FG die grundsätzlichen Einschränkungen, denen die Elektrobefischungsmethode unterliegt. So sind z. B. bei Elektrobefischungen bodenorientierte Fischarten, wie diverse Kleinfischarten, sowie kleinere Altersstadien meist unterrepräsentiert bzw. können nicht quantitativ erfaßt werden. An der Abt. HFA stehen Elektrofangboote unterschiedlicher Größe und Funktion zur Verfügung. Die Fangboote wurden eigens für den Einsatz in FG konzipiert. Einsatzbereich, Funktion und technisches Equipment der Elektrofangboote sind in Tab. 1 dargestellt. Die verwendeten Gleichstromaggregate können wahlweise mit Spannungen um 300 V und bis 600 V betrieben werden.

Tab. 1: **Wesentliche Charakteristika verwendeter Elektrofangboote**

	»Kleines Boot«	»Mittleres Boot«	»Großes Boot«
Einsatzbereich:	Kleingewässer	kleine FG & Ufer mittelgr. FG	mittelgroße FG
Länge:	3,6 m	4,3 m	5,1 m
Breite:	1,1 m	1,4 m	1,8 m
Gewicht (inkl. Ausrüstung):	130 kg	250 kg	750 kg
E-Aggregat:	5 kW	5 kW	10 kW
Anode:	Polstange	Polstange/Rechen	Rechen mit 10 Anoden
Außenbordmotor:	10 PS	25 PS	60 PS
Mannschaft:	3 Personen	3 Personen	4 Personen

Die Auswahl der zu verwendenden Fangboote richtet sich nach den gegebenen Rahmenbedingungen. Grundsätzlich ist die höchste Fangeffizienz mit dem Großen Boot erzielbar, aufgrund von Bootsgröße und Gewicht ist dessen Einsatz jedoch nicht in allen Situationen möglich bzw. angebracht.

Großes Boot:

Das Große Boot wird ab einer Gewässerdimension von ca. 10 m Breite eingesetzt, sofern durchgehende Befahrbarkeit gewährleistet ist. Bei kleineren Fließgewässern können damit auch Stauräume bis zu einer Tiefe von 2,5–3 m befischt werden.

Das Große Boot besitzt einen Rechen mit 10 Anoden (Foto 1 – Titelbild). Mittels einer Regelelektronik werden die einzelnen Anoden individuell angesteuert. Dabei kann sowohl die »Aktivzeit« jeder einzelnen Anode als auch die »Totzeit« unterschiedlich lang (1/100 sec – 10 sec) eingestellt werden. Eine weitere Variation besteht in der Ansteuerungskonfiguration der Anoden. 16 verschiedene Ansteuerungsprogramme erlauben große Variabilität hinsichtlich der Ansteuerungsabläufe. So ist neben einer gleichzeitigen Anspeisung aller Anoden beispielsweise auch eine sequentielle Anspeisung beginnend mit den äußeren Anoden in Richtung Rechenmitte möglich. Mit dieser Steuerungstechnik ist eine optimale Anpassung an die jeweiligen Rahmenbedingungen gewährleistet. Wesentlicher Unterschied zu

herkömmlichen Ausrüstungen liegt im unterbrochenen, impulsartigen Stromfluß, wodurch der Scheucheffect minimiert und folglich der Fangerfolg optimiert wird.

Die Anoden des 3,5 m breiten Rechens tauchen bis ca. 1,5 m ins Wasser. Das elektrische Feld wirkt bis etwa 3 m Wassertiefe und auf einer Breite von ca. 6 m. Am Bug des Bootes befindet sich eine Plattform mit Reling, von der aus der Rechen optimal eingesehen und die Fische mittels langstieliger (3,5 m) Kescher gefangen werden können.

Die Mannschaft des großen Bootes besteht aus einem Bootsführer, zwei Kescheführern und einer weiteren Person, die für die Entleerung der Kescher und die Versorgung der gefangenen Fische zuständig ist.

Mittleres Boot:

Das Einsatzgebiet des Mittleren Bootes erstreckt sich auf Gewässer mit folgender Charakteristik: Gewässer, welche mit dem Großen Boot nicht befahrbar sind, bzw. in denen die Gewässertiefe 1,5 m nicht übersteigt. Die Anoden des 2 m breiten Rechens tauchen bis ca. 1 m ins Wasser. Das elektrische Feld wirkt bis etwa 1,5 m Wassertiefe und auf einer Breite von ca. 3 m. Lokale Tiefstellen (Kolke) können mittels Polstangenbefischung vom Boot aus zusätzlich beprobt werden.

Das Mittlere Boot wird zudem in größeren Fließgewässern für Uferbefischungen mittels Polstange eingesetzt, da sich damit kleinräumige Uferstrukturen besser erfassen lassen als mit dem Großen Boot. Weiters besteht die Möglichkeit, seichtere Bereiche (Schotterbänke) watend (das Boot nachziehend) zu befischen.

Die Mannschaft des Mittleren Bootes besteht aus einem Bootsführer und zwei Kescheführern. Im Fall einer Polstangenbeprobung sind neben dem Bootsführer ein Polführer und ein Kescheführer erforderlich.

Kleines Boot:

Prinzipiell gelten die gleichen Rahmenbedingungen wie beim Mittleren Boot. Das geringere Gewicht, die geringere Größe und die leichtere Transportierbarkeit prädestinieren dieses Equipment für den Einsatz in schwer zugänglichen Kleingewässern (z. B. Augewässer).

Das Kleine Boot wird zudem für Kombinationsmethoden Wat-/Bootsfischerei in kleinen Gewässern mit größeren Kolken eingesetzt. Dabei wird der Kolk mittels Kleinem Boot und Polstange befischt, während der Kolkaustrinn durch Watfischerei simultan erfaßt wird. Damit wird gewährleistet, daß aus dem Kolk abtreibende Fische quantitativ gefangen werden. Weiters bietet sich das Kleine Boot für Watbefischungen in kleinen, schlecht befahrbaren FG an, da neben einem leistungsstarken Aggregat auch Hydrobione u. a. leicht mittransportiert werden können.

5.2 Befischungsmethodik

Die Befischung mit den Booten erfolgt grundsätzlich in Fließrichtung mit der Strömung treibend. Der zu befischende Streifen wird angefahren, das elektrische Feld von einem der beiden Kescheführer mittels Totmannschalter (Gr. Boot: Fußpedal, Kl. und Mittl. Boot: Handschalter) aktiviert und kontinuierlich aufrechterhalten. Betäubte Fische werden gekeschert und in Hydrobione entleert.

Falls mehr Fische ins elektrische Feld geraten als gekeschert werden können, erfolgt lediglich eine Zählung nicht entnommener Fische, nach Art und Größenklasse getrennt. Die Fangrate wird maßgeblich dadurch bestimmt, inwieweit es gelingt, das Boot konstant in Treibgeschwindigkeit zu halten, da dadurch betäubte Fische mit gleicher Geschwindigkeit wie das Boot mittreiben und dadurch eine längere Zeitspanne für deren Fang zur Verfügung steht.

Bei sehr hohen Fischdichten, bei denen eine exakte zahlenmäßige Erfassung nicht mehr möglich ist, wird der Fangerfolg geschätzt. Dabei wird unmittelbar nach der Befischung jedes Streifens von jedem Kescheführer nach Fischart und Größenklasse getrennt ein Schätzwert (0–100%) definiert und daraus der Mittelwert gebildet. Die Erfahrungen zeigen, daß eine sofortige Umrechnung des Fangerfolges in Bestandszahlen dienlich ist, um die Plausibilität der Schätzung zu überprüfen. Dies ist v. a. bei sehr geringem Fangerfolg (bzw. sehr hohen Fischdichten) angeraten, da es sonst zu Überschätzungen kommen kann. Die Schätzungen innerhalb eines eingespielten Teams weichen, wie die Praxis zeigt, kaum voneinander ab (Abweichungen von $\leq 10\%$).

Vermessung, Protokollierung und Rückversetzung der Fische erfolgt im Anschluß an die Befischung jedes einzelnen Streifens, nachdem das Boot am Ufer fixiert wurde. Falls mehrere Hydrobione zur Verfügung stehen, können auch mehrere Streifen unmittelbar aufeinander befischt und die Fische »streifenpezifisch« gehalten werden.

Entsprechende Einschulung und Training des Bootspersonals ist Voraussetzung für einwandfreien Einsatz der Methode. Insbesondere die Fahrtenkenntnisse des Bootsführers sind für den erfolgreichen Einsatz dieser Methode von Bedeutung. Fahrhindernisse wie Blöcke, Totholz und Ufervegetation erfordern ein rasches Reagieren und exaktes Manövrieren.

Diese Strukturen sind andererseits jedoch attraktive Fischeinstände und müssen unbedingt repräsentativ erfaßt werden. Stromschnellen, sehr seichte Furten oder andere natürliche oder künstliche Fahrhindernisse können nicht fischend durchfahren werden. Bei kritischen Bereichen empfiehlt es sich, das Boot dem Ufer entlang gehend abzuseilen, um ein Kentern zu vermeiden. Grundsätzlich werden am Boot Schwimmwesten getragen.

Limitierende Faktoren für die Quantifizierbarkeit sind v. a. die Wasser- und Sichttiefe. Die Wirkung des elektrischen Feldes ist auf maximal ca. 3 m Wassertiefe beschränkt. Zwar werden die Fische vom Anodenrechen angezogen und großteils erst oberflächennahe betäubt, die Sichttiefe sollte jedoch $> 1,5$ m betragen. Daher sind quantitative Aufnahmen v. a. bei größeren Fließgewässern nur bei Niederwasserführung möglich. Diese Verhältnisse treten in den größeren FG meist in den kühlen Jahreszeiten auf, wobei zu geringe Wassertemperaturen zu vermeiden sind, da dann die Reaktionsfähigkeit der Fische herabgesetzt ist.

5.3 Untersuchungsdesign und Bestandsberechnung

An der HFA wurde in den letzten Jahren folgendes Konzept zur Fischbestandsschätzung mittelgroßer FG entwickelt:

Aufgrund der Dimension mittelgroßer Fließgewässer ist mit den zur Verfügung stehenden Befischungsmethoden nicht mehr der gesamte Flußquerschnitt simultan erfassbar. Mit den Elektrofangbooten werden bei den einzelnen Probenahmen lediglich Teile des Flußquerschnitts, sogenannte »Steifen«, erfaßt. Diese Streifen werden in bezug zu den jeweilig vorhandenen Habitaten gesetzt, so daß sich der Gesamtlebensraum aus einem Set aller vorkommenden Habitattypen zusammensetzen läßt. Jeder Streifen repräsentiert somit einen bestimmten Habitattyp.

Die Hochrechnung von den einzelnen Befischungstreifen auf den Gesamtfluß erfolgt je nach Größe, Habitatkomplexität, Aufgabenstellung und Genauigkeitsanspruch nach folgenden Herangehensweisen:

Der einfachste Ansatz folgt dem Prinzip der repräsentativen Probenahme. Dabei werden alle Habitattypen entsprechend ihrer quantitativen Ausprägung beprobt und auf die Gesamtlänge bzw. Fläche hochgerechnet. Dominierende Habitattypen werden somit entsprechend stärker besammelt als selten vorkommende. Jeder Habitattyp sollte jedoch mehrfach befishet werden. Die Auswahl der Probenstellen kann vor Ort erfolgen, eine vorangehende Kartierung der Habitattypen und deren räumlichen Verteilung ist jedoch empfehlenswert.

Bei größeren, komplexen Fließgewässern nimmt die Beprobungsintensität relativ betrachtet meist ab. Daher ist eine umso sorgfältigere Auswahl der Probenstellen erforderlich, um ein repräsentatives Bild des zu untersuchenden Gewässerabschnittes zu erhalten. Da aufgrund der Komplexität und Dimension dieser Gewässer eine repräsentative Habitattypenauswahl während

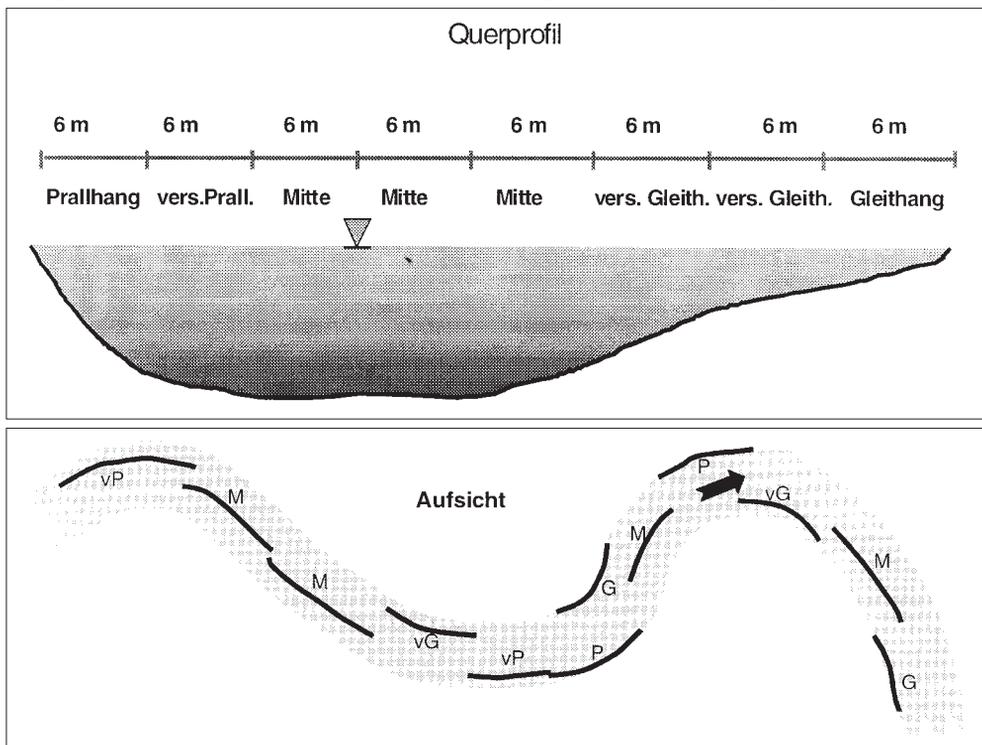


Abb. 2: Beispiel für die Unterteilung eines Befischungsabschnittes in unterschiedliche Habitattypen im Querprofil und in der Aufsicht (Ausschnitt) (Streifentypen: P: Prallhangstreifen, vP: versetzter Prallhangstreifen, M: flußmittiger Streifen, G: Gleithangstreifen, vG: versetzter Gleithangstreifen)

der Befischung nicht gewährleistet werden kann, ist es notwendig, den gegenständlichen Gewässerabschnitt vor der Befischung in bezug auf Vorkommen und Verteilung maßgeblicher Habitattypen zu kartieren. Bei der Erhebung ist jeder Habitattyp mehrmals (mehrere Streifen) zu befischen. Die Erfassung des Bestandes erfolgt daher habitatspezifisch (stratified sampling). Für jeden Habitattyp kann dann aus den einzelnen Streifen ein Mittelwert, gewichtet nach der Streifenlänge, berechnet werden. Somit lassen sich Bestandswerte für jeden einzelnen Habitattyp angeben. Der Gesamtbestand errechnet sich als Mittel von durchschnittlichen Habitatbestandswerten, jeweils gewichtet nach deren Repräsentativität (Abb. 2). Der Vorteil der Verwendung der Einzelstreifen als Ausgangsbasis für die Bestandsberechnung liegt darin, daß sich dadurch auch statistische Analysen durchführen lassen.

Tab. 2: **Beispielhafter Aufbau eines Datensatzes zur Berechnung des Fischbestandes anhand der Streifenbefischungsmethode**

Habitat			Fang		
Streifen Nummer	Länge (L)	Art (A)	Stadium/ Größe(S)	Anzahl (N)	Fang-erfolg(F)
1	L1	A1	S1	N _{1A1S1}	F _{1A1S1}
1	L1	A1	S2	N _{1A1S2}	F _{1A1S2}
1	L1	A2	S1	N _{2A1S2}	F _{1A2S1}
2	L2	A1	S1	N _{2A1S1}	F _{2A1S1}
2	L2	A1	S2	N _{2A1S2}	F _{2A1S2}
2	L2	A3	S1	N _{2A3S1}	F _{2A3S1}
2	L2	A3	S2	N _{2A3S2}	F _{2A3S2}
2	L2	A4	S1	N _{2A4S1}	F _{2A4S1}
2	L2	A5	S1	N _{2A5S1}	F _{2A5S1}
2	L2	A5	S2	N _{2A5S2}	F _{2A5S2}
2	L2	A5	S3	N _{2A5S3}	F _{2A5S3}
3	L3	A1	S1	N _{3A1S1}	F _{3A1S1}

Die kleinste Einheit bei der Berechnung bildet ein Stadium bzw. eine Größenklasse einer Art. Die Bestandsberechnung erfolgt zuerst für jedes sog. »Artstadium« für jeden Streifen separat. Darauf aufbauend können alle gewünschten Bestandsdaten ermittelt werden.

Im Detail erfolgt die Bestandsberechnung nach folgender Vorgangsweise: Als Erstes wird die Anzahl von Fischen pro Artstadium und Streifen ermittelt. Die Gesamtanzahl von Fischen pro Streifen und Artstadium (Dichte: Artstadium–D_{Streifen}) errechnet sich aus der Anzahl gefangener Individuen pro Stadium/Größenklasse (N) und dem jeweiligen Fangerfolg (F):

$$\text{Artstadium} - D_{\text{Streifen}} = \frac{N \times 100}{F}$$

Da die Streifen unterschiedlich lang sind, erfolgt zwecks Standardisierung eine Umrechnung auf Dichte pro Hektar (Artstadium–D_{Streifen/ha}),

$$\text{Artstadium} - D_{\text{Streifen/ha}} = \frac{D_{\text{Streifen}} \times 10000}{b \times L_{\text{Streifen}}}$$

Wobei *b* der Wirkungsbreite des Anodenfeldes (z. B. Gr. Boot 6 m) und *L*_{Streifen} der Länge (in m) des jeweiligen Befischungstreifens entspricht. So ergibt sich z. B. bei einem 100 m langen und 6 m breiten Streifen ein Umrechnungsfaktor von 16,666.

Aus den standardisierten Dichtewerten der einzelnen Artstadien pro Streifen können nun die nach Streifenlängen gewichteten mittleren Dichten pro Habitattyp ermittelt werden. Der Mittelwert der Bestandswerte pro Habitattyp, gewichtet nach dessen Repräsentanz, ergibt den Bestandswert eines Gewässerabschnittes. Weiters können auch mehrere Gewässerabschnitte zu einem Gesamtabschnitt analog hochgerechnet werden (Abb. 3).

Rechenbeispiele entsprechend Tabelle 3

In Tabelle 3 ist ein Beispiel für die Bestandsberechnung anhand von 15 Befischungstreifen, 4 Habitattypen, 2 Arten und 2 Stadien dargestellt. In der Spalte »Habitattypanteil« ist der relative Anteil der einzelnen Habitattypen am Gewässerabschnitt dokumentiert. So ist der Habitattyp 1 für 20% des Gewässerabschnittes repräsentativ. In der Spalte »Länge (L_{Streifen})« sind die jeweiligen Längen der befischten Streifen eingetragen. In den Spalten »Fang« sind alle Fangdaten, die bei der Befischung erhoben werden, dokumentiert. Die weiteren Spalten beinhalten die Bestandsberechnungen pro Streifen und pro Habitattyp.

Die Anzahl der Fische pro Streifen errechnet sich beispielsweise für das erste Stadium der Bachforelle (Bf.) im ersten Habitattyp und ersten Streifen (Streifen 1–1) wie folgt: 23 Fische wurden gefangen, was bei einem Fangerfolg von 30% 76,7 Ind/Streifen ergibt (Artstadium–D_{Streifen}). Bei einer Streifenlänge von 100 m (Befischungsbreite 6 m) errechnet sich ein Bestandswert von 1278 Ind/ha für diesen Streifen und dieses Artstadium (Artstadium–D_{Streifen/ha}).

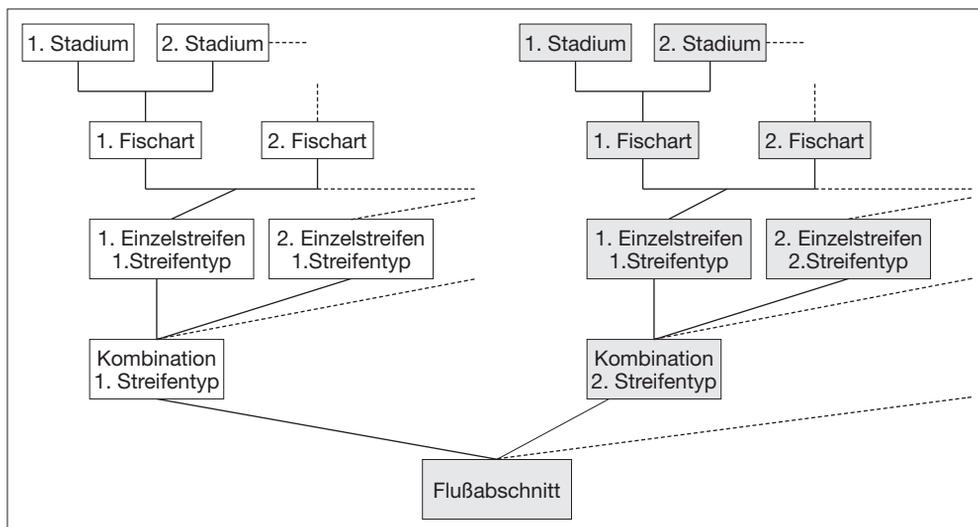


Abb. 3: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Ebenen und deren Verknüpfung zur Berechnung des Fischbestandes eines Gewässerabschnittes

Die Ermittlung des Bestandes pro Streifen und Art erfolgt durch Aufsummierung der Bestandswerte der einzelnen Stadien. Bei der Bachforelle des ersten Streifens des ersten Habitattyps (Streifen 1–1) entspricht dies der Summe aus erstem Stadium (S1: 1278 Ind/ha) und 2. Stadium (S2: 3917 Ind/ha), was eine Dichte von 5194 Ind/ha ergibt (Art– $D_{\text{Streifen/ha}}$).

Der Gesamtfischbestand pro Streifen errechnet sich aus der Summe der Bestandswerte der einzelnen Arten. Für den 3. Streifen des 1. Habitattyps (Streifen 1–3) werden z. B. 1185 Bachforellen und 589 Regenbogenforellen (Rb.) zusammengefaßt, was einer Dichte von 1774 Ind/ha und Streifen entspricht (Gesamt– $D_{\text{Streifen/ha}}$).

Der Gesamtbestand pro Habitattyp ($D_{\text{Habitat/ha}}$) entspricht dann dem Mittel aus allen Streifen dieses Habitattyps, gewichtet nach der Länge der Einzelstreifen. Für den 1. Habitattyp z. B. bedeutet dies zahlenmäßig: $(5194 \text{ Ind/ha} * 100 \text{ m} + 606 \text{ Ind/ha} * 220 + 1774 \text{ Ind/ha} * 150 \text{ m}) / 470 \text{ m} = 2525 \text{ Ind/ha}$.

Der Gesamtbestand pro Gewässerabschnitt wiederum errechnet sich aus dem Mittel aller Habitattypen gewichtet nach deren prozentuellen Anteilen am gesamten Gewässerabschnitt: $(2525 \text{ Ind/ha} * 20\% + 862 \text{ Ind/ha} * 30\% + 970 \text{ Ind/ha} * 30\% + 1155 \text{ Ind/ha} * 20\%) / 100 = 1286 \text{ Ind/ha}$.

Die Bestandsberechnung hinsichtlich Biomasse erfolgt analog jener der Dichte, wobei als Eingangsgröße nicht die Individuenzahl, sondern das Gesamtgewicht pro Artstadium eingeht.

6 Anwendung und Evaluierung der Streifenbefischungsmethode

6.1 Beprobungsintensität

Wie eingangs erwähnt, hängt die Genauigkeit der Fischbestandsschätzung ganz wesentlich von der Befischungsintensität ab. Insbesondere bei größeren FG besteht die Gefahr, daß ein Mindestmaß an Stichproben unterschritten wird, da hier generell die Beprobungsintensität im Vergleich zum Gesamtlebensraum gering ist. Zudem nimmt die Habitatvielfalt mit der Gewässergröße zu, wodurch zusätzlicher Beprobungsaufwand entsteht.

Methode

Im Folgenden werden 3 Abschnitte von Gewässern unterschiedlicher Größe und Habitatausstattung in bezug auf die erforderliche Mindeststichprobenanzahl (Anzahl der Streifen) verglichen.

Zwecks Berechnung der notwendigen Stichprobenanzahl zur Ermittlung von Mittelwerten bei einer bestimmten erwarteten Genauigkeit gibt Elliott (1977) für kleine Stichprobenanzahlen folgende Formel an:

$$N = \frac{t^2 * s^2}{d^2 * x^2}$$

N ... Anzahl von Stichproben

t ... Wert der Student t-Verteilung mit N Freiheitsgraden

s² ... Varianz

d ... erwartete Genauigkeit in Form des Vertrauensbereiches
z. B. d = 0,20 für VB ± 20%

x ... Mittelwert

Da zugrundeliegende Freilanddaten meist nicht normalverteilt sind, ist für derartige statistische Berechnungen eine Transformierung (z. B. Logarithmierung) erforderlich. Die Daten für den folgenden Vergleich stammen aus Fischbestandsuntersuchungen der HFA (Zauner et al. 2000, Kaufmann et al. 1991, Jungwirth et al. 1996). Folgende Gewässerabschnitte mittelgroßer FG wurden für den Vergleich ausgewählt:

Tab. 4: Charakterisierung der für die vergleichenden Analysen herangezogenen Gewässerabschnitte an Grenzmur, Oberer Mur und Enns

Gewässer	Abschnitt	Breite [m]	FLOZ	MQ [m ³ /s]	Region
Grenzmur	Gersdorf-Bad-Radkersburg	70	7	140	Epipotamal
Oberes Mur	Unzmarkt-Leoben	30–40	6	46–88	Hyporhithral
Enns	Weissenbach-Gesäuse	30–55	6	63–83	Hyporhithral

Die ausgewählten Abschnitte an der Oberen Mur und Enns sind bzgl. der Gewässerdimension sehr ähnlich. Die Enns weist jedoch eine durchgehende Regulierung auf, während in der Oberen Mur noch weitgehend naturnaher Charakter vorherrscht. Auch die Grenzmur ist durchgehend reguliert. Aufgrund der wesentlich größeren Gewässerdimension liegt hier jedoch im Vergleich zu den beiden anderen Gewässern die höchste Vielfalt an Habitattypen vor. Nähere Details dazu sind den jeweiligen Berichten zu entnehmen.

Ergebnisse

Abbildung 4 zeigt, daß mit zunehmendem Genauigkeitsanspruch die Anzahl notwendiger Streifen bei allen drei Gewässerabschnitten exponentiell ansteigt. Dabei ist die benötigte Streifenanzahl um so höher, je vielfältiger der Strukturierungsgrad ist. Um eine Genauigkeit von $\pm 10\%$ des berechneten durchschnittlichen Dichtewertes (Ind./ha) zu erzielen, benötigt man bei der regulierten Enns etwa 15 Streifen, wogegen in der wesentlich stärker strukturierten Oberen Mur dafür bereits 20 Streifen und in der wesentlich größeren Grenzmur über 40 Streifen erforderlich sind.

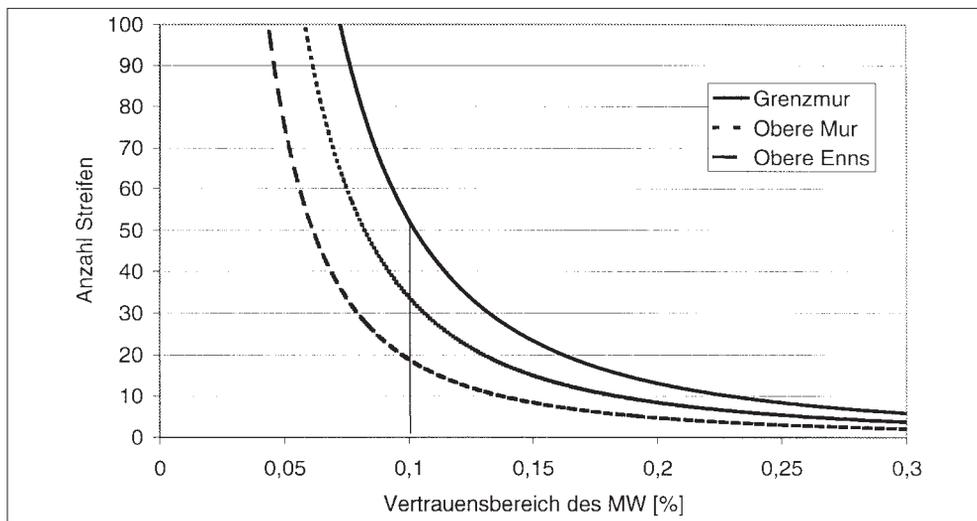


Abb. 4: Zusammenhang zwischen gewünschter Genauigkeit (Vertrauensbereich des Mittelwertes) bei Fischbestandsschätzungen und benötigter Anzahl befishter Streifen in bezug auf die Fischdichte (Ind./ha.) (Daten aus Zauner 2000, Kaufmann et al. 1991, Jungwirth et al. 1996)

6.2 Evaluierung der Streifenbefischungsmethode

Eine direkte Überprüfung der Streifenbefischungsmethode (SBM) ist nicht möglich, da größere FG mit keiner der zur Verfügung stehenden Methoden tatsächlich quantitativ befishbar sind. Auch Verfahren, die zur Evaluierung von Fischbestandsschätzungsmethoden in kleinen FG

angewandt werden, wie z. B. Vergiftungen mittels Rotenon, können hier nicht eingesetzt werden. Derartige Methoden ziehen den Bestand zu stark in Mitleidenschaft und sind daher in heimischen Gewässern nicht anwendbar. Zudem ist eine quantitative Aufsammlung vergifteter Fische in diesen Gewässern nicht möglich. So verbleibt lediglich der Vergleich mit anderen Verfahren, wie z. B. der Fang-/Wiederfang-Methode (FWM). Weiters kann die Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Methode durch wiederholte Anwendung der SBM erfolgen. Grundsätzlich ist anzumerken, daß es sich bei Fließgewässerabschnitten nicht um abgeschlossene Systeme handelt, was jedoch eine wesentliche Voraussetzung für derartige Vergleiche wäre. Eventuelle Aus- und Einwanderungen sind daher bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Fallstudie

Im Rahmen einer Fischbestandsaufnahme an der Mur (Jungwirth & Parasiewicz 1994) wurden Daten erhoben, die sowohl eine Bestandsberechnung nach der SBM als auch der FWM ermöglichen. In weiterer Folge werden die beiden Methoden miteinander verglichen. Bei dieser Studie wurde ein 5 km langer Gewässerabschnitt flußab des KW Unzmarkt an zwei aufeinander folgenden Tagen (2 Durchgänge) befishet und adulte Äschen markiert. Somit ist sowohl eine Berechnung des Adultäschenbestandes nach der FWM als auch jeweils für den ersten und zweiten Durchgang nach der SBM möglich.

Methodik

Für die Bestandsschätzung wird die modifizierte Peterson-Methode (Chapman 1951, Seber 1965) verwendet, die insbesondere für einmalige Wiederfänge empfohlen wird (White et al. 1982):

$$N = \frac{(m + 1)(c + 1)}{(r + 1)} - 1$$

N = Berechnete Population pro Abschnitt
 m = Anzahl markierter Fische pro Abschnitt
 c = Fang pro Abschnitt und Durchgang
 r = Wiederfang pro Abschnitt und Durchgang

Die Berechnung der Varianz (V[N]) der Populationsgröße erfolgt nach Youngs & Robson (1978) nach der Formel:

$$V(N) = (N^2 [N - m][N - c]) / (mc [N - 1])$$

Andere statistische Kenngrößen werden standardmäßig ermittelt.

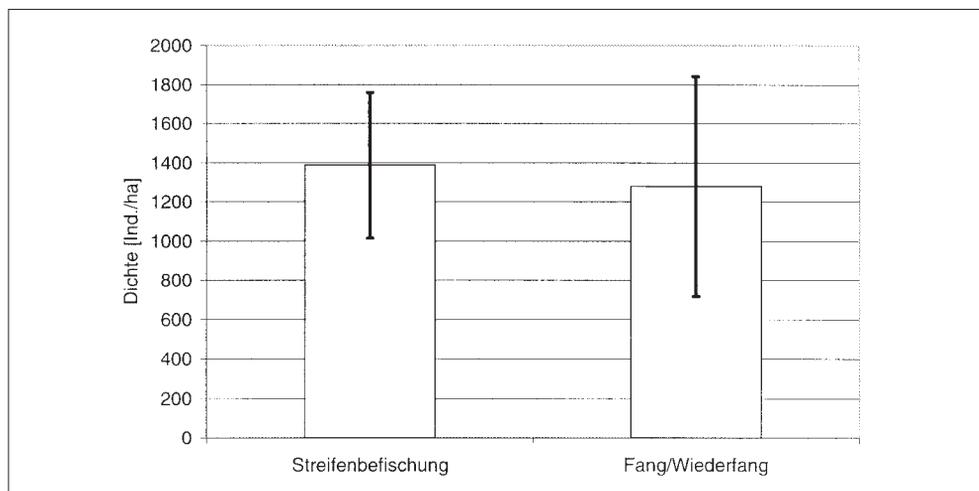


Abb. 5: Vergleich des Adultäschenbestandes der Mur ermittelt anhand der Streifenbefischungsmethode und der Fang/Wiederfang-Methode auf Basis von Befischungen der Mur im Bereich Unzmarkt (Daten aus Jungwirth & Parasiewicz 1994)

Ergebnisse

Abbildung 5 zeigt die ermittelten Bestandswerte adulter Äschen nach der FWM-Methode (1388 Ind./ha) im Vergleich zur SBM (1280 Ind./ha, 1. Durchgang). Der Unterschied beträgt lediglich 108 Ind./ha und ist nicht signifikant (t -Test, $p > 0,44$). Auffällig ist der wesentlich größere Vertrauensbereich des Mittelwertes ($\alpha = 0,05$) bei der FWM. Dies läßt sich dadurch erklären, daß bei der FWM die Stichprobenanzahl mit lediglich 2 Durchgängen sehr gering ist, während bei der SBM die Stichprobenanzahl der Anzahl der befisheten Streifen entspricht und daher um ein Vielfaches höher ist.

In bezug auf die Reproduzierbarkeit der Streifenbefischungsmethode zeigt Abb. 6, daß sowohl hinsichtlich Dichte als auch Biomasse kaum Unterschiede zwischen den beiden Durchgängen bestehen. Die Abweichungen betragen lediglich ca. 5 % und liegen somit innerhalb der mittels gegenständlicher Methodik erzielbaren Genauigkeit (siehe 5.1).

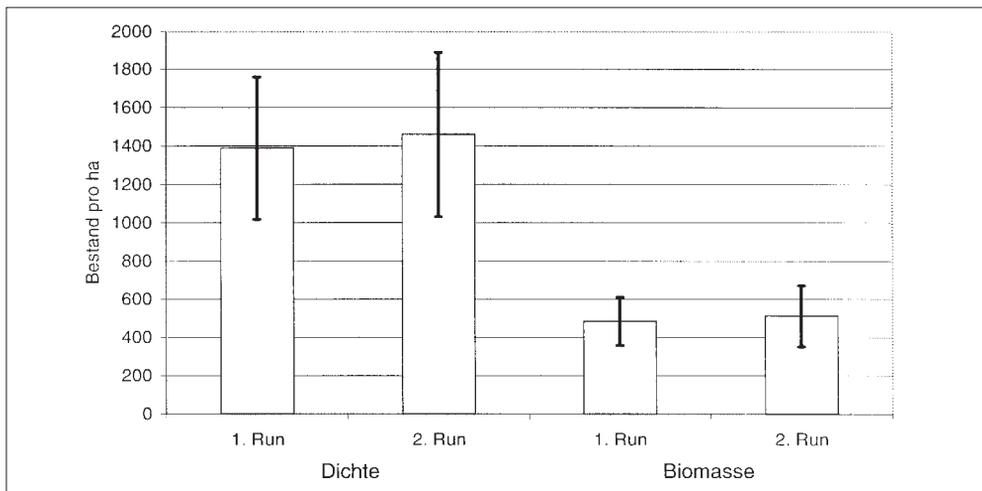


Abb. 6: Vergleich der ermittelten Bestandswerte der adulten Äschen aus zwei aufeinander folgenden Befischungen der Mur im Bereich Unzmarkt, berechnet anhand der Streifenbefischungsmethode (Daten aus Jungwirth & Parasiewicz 1994)

7 Diskussion

Fische gewinnen in bezug auf die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern (FG) zunehmend an Bedeutung (Schmutz et al. 2000). Während methodische Fragen der quantitativen Erfassung von Fischbeständen in kleinen FG weitgehend gelöst sind, existieren für größere FG kaum vergleichbare Methoden. Die Streifenbefischungsmethode (SBM) stellt somit einen neuen Ansatz zu Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer dar.

Die Befischung mittelgroßer Fließgewässer stellt hohe Anforderungen an Ausrüstung und Personal. Insbesondere bei gefällsreichen FG werden die Grenzen der Beherrschbarkeit erreicht. Mit der Anpassung der Befischungsmethode an die jeweiligen gewässertypspezifischen Verhältnisse kann diesen Anforderungen bestmöglich begegnet werden. So sichert die Verwendung unterschiedlich großer bzw. schwerer E-Befischungsboote einen vergleichsweise konstanten Fangenerfolg.

Die Verwendung eines Fangrechens besitzt im Gegensatz zur Polstangenbefischung mehrere Vorteile. Das elektrische Feld des Rechens ist wesentlich größer, wodurch sich grundsätzlich ein besseres Verhältnis zwischen Habitat- und Beprobungsfläche ergibt. Zudem ist die Relation zwischen Scheuch- und Fangbereich günstiger, da beim Rechen die nebeneinander lie-

genden Anoden praktisch simultan angespeist und dadurch die potentiellen Scheuchbereiche der einzelnen Anoden durch die Fangbereiche benachbarter Anoden egalisiert werden. Weiters ist ein Entkommen der Fische aus dem wesentlich größeren elektrischen Feld schwieriger. Dies gilt insbesondere für große Fische mit hohen Schwimmleistungen, wie dem Huchen (*Hucho hucho*), die sich häufig durch einen einzigen Flossenschlag aus dem zu kleinen Stromfeld herauskatapultieren. Neben der Größe des Feldes trägt insbesondere die Tatsache, daß sich das Stromfeld ständig flußab bewegt, zum, den Erfolg der Elektrofischung wesentlich bestimmenden Überraschungseffekt bei. Insgesamt ist auf diese Weise die Fangeffizienz im Vergleich zur Polstangenbefischung wesentlich erhöht. Die Polstangenbefischung erweist sich andererseits bei kleineren FG sowie zur Uferstrukturfischung größerer FG als sehr dienlich. Mit dem Rechen gefangene Fische lassen sich wesentlich genauer zu einer Fläche in Bezug setzen, da die Wirkung des elektrischen Feldes innerhalb des Rechens vergleichsweise konstant bleibt, während das Feld der Polstange einen in Relation zum Fangbereich wesentlich größeren »Graubereich« aufweist.

Gegenüber der Fang/Wiederfang-Methode (FWM) besitzt die SBM den Vorteil, daß eine Vielzahl von Stichproben anfällt. Auf diese Weise lassen sich statistische Analysen durchführen, die einerseits eine Überprüfung der Genauigkeit der Methode an sich ermöglichen und andererseits der exakteren Bearbeitung zu untersuchender Fragestellungen dienen. Aufgrund der habitatbezogenen Datenerhebung (Stratifizierung) können Unterschiede in der Besiedelung erfaßt und analysiert werden. Dadurch lassen sich Bestandsunterschiede auf Habitatniveau bewerten, was insgesamt wieder wesentlich exaktere Beurteilung möglich macht.

Ein weiterer Vorteil dieser Methode besteht auch darin, daß nicht nur der Gesamtbestand eines Gewässerabschnittes ermittelt wird, sondern auch für jeden einzelnen Habitattyp der jeweilige Bestand und darauf aufbauend weitere populationsökologische Parameter (Populationsaufbau) dargestellt und berechnet werden können. Damit sind auf Basis derartiger Bestandsaufnahmen auch Aussagen über die arten- und stadienspezifische Habitatnutzung ableitbar.

Vorliegende Arbeit beschreibt ein standardisiertes Verfahren für den routinemäßigen Einsatz im mittelgroßen FG. Die Methode ist durch den Einsatz unterschiedlichen Fanggerätes und variabler Auswerteverfahren jedoch soweit flexibel, daß damit auch verschiedene Gewässertypen bearbeitet werden können.

Die im Rahmen vorliegender Arbeit dargestellten Fallbeispiele zur Überprüfung der SBM zeigen, daß mit dieser Methode der FWM vergleichbare Ergebnisse erzielt werden und darüber hinaus die Reproduzierbarkeit der Methode gewährleistet ist. Vergleicht man den Aufwand für die FWM mit jenem für die SBM, so wird deutlich, daß die SBM eine wesentlich höhere Kosteneffizienz besitzt. Dies erklärt sich dadurch, daß bei der FWM infolge der 2 benötigten Befischungsdurchgänge mindestens doppelt so hoher Erhebungs- und Zeitaufwand entsteht. Zudem fällt bei der SBM das aufwendige Markieren der Fische weg. Weiters setzt die FWM ein mehrmaliges Befahren ein und des selben Gewässerabschnittes voraus. In vielen Gewässern ist aber Befahrung flußauf nicht möglich. Daher muß das Boot über Land flußauf verfrachtet werden, was zusätzlichen Zeit- und Kostenaufwand bedeutet. Auch die Bedingung der Abgeschlossenheit der Untersuchungsstrecke spielt bei der SBM aufgrund der vergleichsweise kurzen Befischungsdauer eine untergeordnete Rolle.

In der Arbeitsgruppe »Wasserrahmenrichtlinie Fischökologie« des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) wurden Minimalanforderungen für Fischbestandsaufnahmen für unterschiedliche Gewässertypen definiert. Darin sind auch die Intensität bzw. die Anzahl der erforderlichen Streifen für eine abgesicherte Quantifizierung dargestellt. Bei FG mit einer Flußordnungszahl (FLOZ) von 5–6 und einer mittleren Niederwasserbreite von 7–30 m wird empfohlen, pro Beprobungsstelle ca. 30 Streifen und bei größeren FG (FLOZ: > 6, Breite > 30 m) ca. 60 Streifen zu befischen. Diese Empfehlungen decken sich recht gut mit den im Rahmen vorliegender Arbeit durchgeführten Analysen bzgl. Mindeststreifenanzahl. Bei größeren, vergleichsweise strukturreichen FG, wie z. B. der Grenzmaur, beträgt die Mindeststreifenanzahl > 40, um einen Vertrauensbereich (VB) des Mittelwertes von $\pm 10\%$ zu gewährleisten. Bei kleineren oder strukturärmeren Gewässern, wie

der Oberen Enns, kann dieser Wert auf < 20 fallen. Die Mindeststreifenanzahl ist jedenfalls vor jeder Befischung in Abhängigkeit von den gewässerspezifischen Verhältnissen festzulegen.

Die Erfahrungen in der Praxis zeigen, daß je nach Gewässergröße und -typ pro Tag ca. 15–25 Streifen von ca. 50 m bis ca. 200 m befischt werden können. Aufgrund der erforderlichen Mindeststichprobenanzahl zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer FG von ca. 15–50 Streifen ergibt sich damit pro zu untersuchendem Gewässerabschnitt ein Aufwand von 1–2 Tagen. Somit ist auch ein vergleichsweise günstiges Preis/Leistungs-Verhältnis gewährleistet. Die hier dargestellte methodische Vorgangsweise zur Fischbestandsschätzung mittelgroßer FG ermöglicht eine wesentlich exaktere Erfassung von Fischbeständen, als dies bislang möglich war bzw. praktiziert wurde. Freilich unterliegt auch diese Methode gewissen Einschränkungen, die sich aus der Natur des Untersuchungsgegenstandes ergeben. So ist etwa eine quantitative Erfassung des Bestandes in Bereichen mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten (> 2 m/s), wie in Schluchten oder Stromschnellen, ebensowenig möglich, wie in Abschnitten größerer Wassertiefen (> 3 m) oder bei starker Trübe.

8 Literatur

- Bain, M. (1992). Study Designs and Sampling Techniques for Community-Level Assessment of Large Rivers. 5th Annual Technical Info. Workshop. Hrsg. North Amer. Benthological Soc., Louisville, Kentucky.
- Casselmann, J. M., T. Penczak, L. Carl, R. H. K. Mann, J. Holcik and W. A. Woitowich (1990). An Evaluation of Fish Sampling Methodologies for Large River Systems. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37(4): 521–551.
- Chapman, D. G. (1951). Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample census. *Univ. of Calif. Publ. Stat.* 1(7): 131–160.
- Didier, J., P. Kestemont, S. Milet and J.-C. Micha (1998). Effect of different mesohabitat percentages on fish communities and on some parameters of the biotic index of fish integrity in an european river basin (The Meuse, Belgium). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2232–2233.
- Elliott, J. M. (1977). Some methods for the Statistical analysis of samples of invertebrates. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 25* p160.
- Jungwirth, M. & P. Parasiwicz (1994). Vergleichende Untersuchung des Fischaufstieges an drei Fischaufstiegshilfen im Rhithralbereich. Studie i.A.d. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Wien.
- Jungwirth, M., S. Muhar, G. Zauner, J. Kleeberger and T. Kucher (1996). Die Steirische Enns. Fischfauna und Gewässermorphologie. Wien, BOKU, Abt. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 260.
- Kaufmann, T., S. Muhar, J. Raderbauer, Ö. Rathschüler, S. Schmutz, H. Waidbacher und G. Zauner (1991). Fischökologische Studie Mur. Stadl bis Gratkorn. Hrsg. M. Jungwirth, Abt. Hydrobiologie BOKU Wien, Wien.
- Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel and M. Jungwirth (2000). Methodische Grundlagen und Beispiele für die Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. *Wasserwirtschaftskataster BMLF, Wien*, p210.
- Seber, G. A. F. (1965). A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52: 249–259.
- White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham and D. L. Otis (1982). Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. Los Alamos, New Mexico.
- Youngs, W. D. and D. S. Robson (1978). Estimation of Population Number and Mortality Rates. In: T. Bagenal (ed.): *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Oxford, Blackwell Scientific Publications: 137–164.
- Zauner, G., P. Pinka, M. Jungwirth (2000). *Fischökologie. Wasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Grenzmur Phase I*. Projektträger: Ständige Österreich-Slowenische Kommission für die Mur. Studie i. A. der Stmk. LR, Fachabt. IIIa.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [54](#)

Autor(en)/Author(s): Schmutz Stefan, Zauner Gerald, Eberstaller Jürgen, Jungwirth Mathias

Artikel/Article: [Die »Streifenbefischungsmethode«: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer 14-27](#)