

# Vorkommen von Wasseramsel *Cinclus cinclus* und Gebirgsstelze *Motacilla cinerea* in Abhängigkeit vom biologischen Zustand der Fliessgewässer

Nicolas Martinez, Christian Stickelberger, Fabio Fässler, Nicolas Strebel, Tobias Roth

Wasseramsel und Gebirgsstelze sind typische Bewohner von Fliessgewässern. Beide ernähren sich zu einem grossen Teil von Fliessgewässerinvertebraten. Die Wasseramsel kann dabei als hoch spezialisiert bezeichnet werden; die wichtigsten Nahrungstiere sind Larven von Köcherfliegen, gefolgt von Stein- und Eintagsfliegen sowie Lid- und Kriebelmücken. Für die Gebirgsstelze stellen Fliessgewässerinvertebraten ebenfalls eine wichtige Nahrungsgrundlage dar. Sie gilt aber als weniger spezialisiert, da auch terrestrische Insekten ein wesentlicher Bestandteil der Nahrungsgrundlage sind. Um die Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze und der Qualität sowie Häufigkeit der Invertebraten auf Landesebene zu analysieren, haben wir Daten aus dem Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016 mit verschiedenen nationalen und kantonalen Monitoringprojekten zu Fliessgewässerinvertebraten kombiniert. Sowohl die Wasseramsel als auch die Gebirgsstelze erreichten die höchsten Dichten an Fliessgewässern, die einen guten oder sehr guten biologischen Zustand aufwiesen, beurteilt anhand der vorhandenen Fliessgewässerinvertebraten. Der in der Schweiz standardmässig angewandte Index zur Berechnung der biologischen Gewässergüte (Indice biologique Suisse, IBCH) war positiv mit dem Vorkommen von Wasseramseln und Gebirgsstelzen korreliert. Die Wasseramsel hatte deutlich höhere Ansprüche an die Wasserqualität als die Gebirgsstelze – an Fliessgewässern mit ungenügender Qualität fehlte sie völlig, was sich mit der höheren Spezialisierung auf Fliessgewässerinvertebraten erklären lässt. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Wasseramsel ein guter Indikator für Fliessgewässer hoher Qualität ist und dass das Nahrungsangebot einen grösseren Einfluss auf das Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze hat als die Naturnähe eines Gewässers. Eine mögliche Erklärung könnte die zum Teil positive Wirkung von künstlichen Bauwerken sein, da Uferverbauungen, Brücken und Tunnelleingänge von beiden Arten häufig als Neststandorte genutzt werden.

Die Nahrung der Wasseramsel (Abb. 1) besteht teilweise zu 100 % aus Fliessgewässerinvertebraten («Makrozoobenthos»; Jost 1975, Glutz von Blotzheim und Bauer 1985, Spitznagel 1985, Tyler und Ormerod 1994, Hölzinger 1999, Tyler und O'Halloran 2000). Die Gebirgsstelze (Abb. 2) ernährt sich ebenfalls von Makrozoobenthos, meist von Imagines aquatisch lebender Insektenarten, aber auch von terrestrischen Insekten (Ormerod und Tyler 1987, Marti und Breitenmoser-Würsten 1991). Dementsprechend kann die Gebirgsstelze in seltenen Fällen auch fernab von Fliessgewässern brüten (Marti und Breitenmoser-Würsten 1990), was bei der Wasseramsel nicht der Fall ist (Glutz von Blotzheim und Bauer 1985).

Die Verfügbarkeit des Makrozoobenthos ist deshalb mitentscheidend für die Eignung eines Fliessgewässers für die beiden Vogelarten. Studien aus England, Wales und Italien konnten klare Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der Wasseramsel und der Vielfalt sowie Häufigkeit von Makrozoobenthos zeigen (Ormerod et al. 1986, Buckton et al. 1998, Sorace et al. 2002). Gemäss Ormerod et al. (1985) ist nur das Vorkommen der Stein- und Köcherfliegenlarven (Abb. 3) für die Wasseramseldichte relevant, nach Del Guasta (2003) sind sogar nur die grösseren Köcherfliegenfamilien (Sericostomatidae, Limnephilidae, Hydropsychidae) entscheidend. In der Schweiz hat Breitenmoser-Würsten (1997) am Beispiel des Saanenlandes (Kanton Bern) gezeigt, dass Wasseramseln mehrheitlich an Makrozoobenthos-rei-

chen Fließgewässerabschnitten vorkommen. Weiter zeigte Hegelbach (2004) für den Küssnachter Bach (Kanton Zürich), dass eine Zunahme der Wasseramselbestände zeitgleich mit einer Erhöhung des Nahrungsangebots einherging. Ähnliche Auswertungen zur Gebirgsstelze sind uns nicht bekannt.

In der Schweiz wird sowohl in nationalen wie auch in kantonalen Projekten das Makrozoobenthos erfasst, um die Qualität der Gewässer zu überwachen. Dabei wird eine schweizweit standardisierte Methode verwendet, die das Vorgehen im Feld und die Berechnung eines Index (Indice biologique Suisse, IBCH) anhand der nachgewiesenen Makrozoobenthos-Familien beschreibt (BAFU 2019). Der IBCH-Wert ist so konzipiert, dass er die Reaktion des Makrozoobenthos auf eine Veränderung der Habitatqualität, zum Beispiel durch Flussverbauungen, aber auch eine Veränderung der Wasserqualität, zum Beispiel durch den Eintrag von Pestiziden, abbildet. Uns sind keine Studien bekannt, die untersuchen, ob der IBCH-Index mit dem Vorkommen von Organismen höherer trophischer Ebenen korreliert, wie etwa der Wasseramsel und der Gebirgsstelze.

Mit Hilfe von Daten kantonalen und nationaler Monitoringprojekte haben wir in einem ersten Schritt den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze und dem IBCH-Wert in Schweizer Fließgewässern untersucht. In einem zweiten Schritt versuchten wir mit einer Pfadanalyse zu entschlüsseln, inwiefern die Bestände der beiden Vogelarten vom Nahrungsangebot (Anzahl Individuen der wichtigsten Makrozoobenthos-Familien), von der Habitatqualität und vom indirekten Effekt der Habitatqualität via erhöhtes Nahrungsangebot beeinflusst werden.

## 1. Methode

### 1.1. Datengrundlagen

#### 1.1.1. Makrozoobenthos

In der Datenbank MIDAT (info fauna) werden schweizweit Daten zum Makrozoobenthos erfasst, die gemäss der Methode des Modul-Stufen-Konzepts ([www.modul-stufen-konzept.ch](http://www.modul-stufen-konzept.ch)) erhoben wurden (BAFU 2019). Neben einer Vielzahl von Aufnahmen aus kantonalen Projekten sind auch Daten aus dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM, ca. 500 Aufnahmestellen, [www.biodiversitymonitoring.ch](http://www.biodiversitymonitoring.ch)) und der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität enthalten (NAWA, ca. 100 Aufnahmestellen, Kunz et al. 2016). Der für die vorliegende Studie verwendete MIDAT-Datenbankexport umfasst 1951 Makrozoobenthos-Aufnahmen von 1435 unterschiedlichen Fließgewässer-Probstellen aus den Jahren 2010 bis 2017.



Abb. 1. Wasseramsel mit erbeuteten Fließgewässereinvertebraten als Nestlingsnahrung. Aufnahme 10. Juni 2019, Samuel Betschart.

*White-throated Dipper with freshwater invertebrates as food for its young.*



Abb. 2. Gebirgsstelze mit erbeuteten Fluginsekten als Nestlingsnahrung. Aufnahme 8. Mai 2008, Nicolas Martinez.

*Grey Wagtail with flying insects as food for its young.*



Abb. 3. Köcherfliegenlarve aus der Familie der Limnephilidae, eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Wasseramsel. Aufnahme 17. März 2020, Nicolas Martinez.

*Caddisfly of the family Limnephilidae, an important food source for White-throated Dippers.*

Die Anleitung zum Modul-Stufen-Konzept für Makrozoobenthos stellt ein schweizweit einheitliches Verfahren für die Beurteilung der Fliessgewässer zur Verfügung (BAFU 2019). Darin wird sowohl die Probenahme wie auch die Analyse der Daten anhand eines Index beschrieben: Pro Probestelle erfolgt eine einzige Probenahme pro Jahr innerhalb einer nach Höhenstufe festgelegten Aufnahmeperiode. Mittels «Kick-Sampling» werden acht Teilproben entnommen, die über die vorhandenen Substrate und Fliessgeschwindigkeiten verteilt werden. Die effektiv beprobte Substratfläche entspricht 0,5 m<sup>2</sup>. Alle gefangenen Gewässerinvertebraten werden auf Familienniveau, die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen der nationalen und einzelner kantonaler Programme bis auf Artniveau bestimmt. Die Anzahl der Individuen wird für jedes Taxon erfasst, wobei bei mehr als 10 Individuen die Häufigkeitsklassen 11–100, 101–1000 und >1000 verwendet werden. Auf Grundlage dieser Daten wird der IBCH-Wert berechnet, der den Zustand des Fliessgewässers charakterisiert. Die Methode basiert auf der Annahme, dass eine anthropogene

Beeinträchtigung der Fliessgewässer zu einer Verringerung der biologischen Vielfalt führt. Da insbesondere empfindliche Taxa von den Beeinträchtigungen betroffen sind, wird für die Berechnung sowohl die Anzahl der vorhandenen Familien als auch die Präsenz vordefinierter sensibler Insektenfamilien berücksichtigt. Für die vorliegende Arbeit wurde die kürzlich aktualisierte Berechnungsmethode des IBCH-Werts verwendet, die in BAFU (2019) ausführlich beschrieben ist.

Bei den nationalen Programmen und bei vielen kantonalen Programmen wird zusätzlich der Gewässerzustand anhand der Ökomorphologie mit einer standardisierten Methode bestimmt: Mit Angaben zum Verbauungsgrad der Gewässersohle und Ufer und der Nutzung der Uferbereiche wird die Naturnähe eines Gewässers auf einer vierstufigen Skala («natürlich/naturnah» bis «naturfremd/künstlich») bewertet (Hütte und Niederhauser 1998), wobei die Angaben gemäss dem R-Paket «ecoval» (Schuwirth und Reichert 2019) auf den Wertebereich zwischen 0 und 1 umgewandelt wurden.

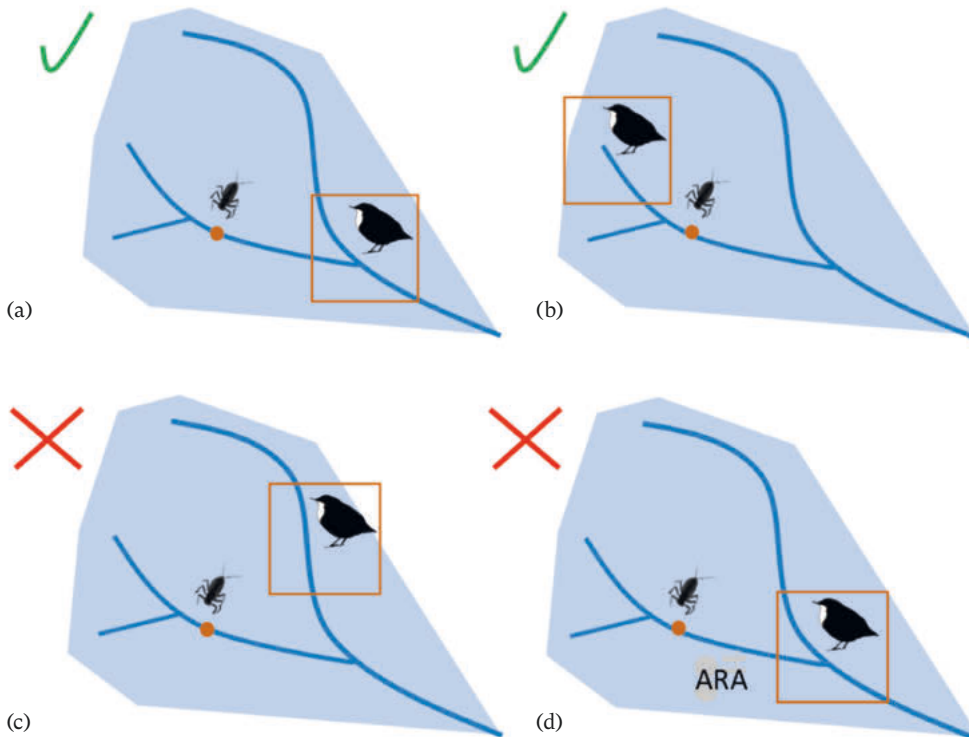


Abb. 4. Für die Auswahl der Datenpaare wurden Makrozoobenthos-Aufnahmen und Vogelaufnahmen aus demselben Teileinzugsgebiet (hellblau) verwendet (a, b). Datenpaare ohne direkte Fließverbindung (c) oder mit einer Abwasserreinigungsanlage (ARA) oder einem Kraftwerk zwischen den beiden Aufnahmen (d) wurden ausgeschlossen.

*Only data pairs with macrozoobenthos and bird data from the same sub-catchment area (light blue) were used for the analysis (a, b). Data pairs without a direct flow connection (c) or with a sewage treatment (ARA) or a power plant between the two (d) were excluded.*





Abb. 5. Lage der 229 Fliessgewässer-Probestellen, die mit Daten zum Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze aus den Felderhebungen zum Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016 kombiniert werden konnten. Quelle Hintergrundbild: Bundesamt für Landestopografie.

*Overview of the 229 macroinvertebrate sampling sites that could be combined with occurrence data for White-throated Dipper and Grey Wagtail from the field surveys of the Swiss breeding bird atlas 2013–2016.*

### 1.1.2. Revierdaten von Wasseramsel und Gebirgsstelze

In den Jahren 2013–2016 wurden im Rahmen der Feldarbeiten für den aktuellen Schweizer Brutvogelatlas Brutvogelerhebungen nach einer standardisierten Methode in Kilometerquadraten durchgeführt (Knaus et al. 2018). Insgesamt umfasste die Datengrundlage 3244 Aufnahmen aus 2320 unterschiedlichen Kilometerquadraten. Die Methode ist nicht spezifisch auf die beiden Arten Wasseramsel und Gebirgsstelze zugeschnitten. Die Transekte für die Bearbeitung sind jedoch so gelegt, dass alle vorhandenen Lebensräume und somit auch allfällig vorhandene Fliessgewässer abgedeckt sind. Das Vorkommen der beiden Arten kann so recht zuverlässig ermittelt werden. Eine anwesende Wasseramsel wird bei der verwendeten Kartier-Methode in schätzungsweise 82 % aller Fälle gefunden, bei der Gebirgsstelze liegt dieser Wert bei 89 % (Kéry und Schmidt 2008).

## 1.2. Auswertungen

### 1.2.1. Kombination der Datensets

Kilometerquadrate mit Brutvogelerhebungen aber ohne Fliessgewässer wurden von den Auswertungen ausgeschlossen. Dasselbe galt für Makrozoobenthos-Aufnahmen aus dem Bereich von Seeausflüssen, deren Ergebnisse nicht mit den Ergebnissen der übrigen Fliessgewässer-Probestellen vergleichbar sind (BAFU 2019). Um Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze und den Makrozoobenthos-Gemeinschaften der Fliessgewässer untersuchen zu können, mussten wir in einem ersten Schritt die Quadrate mit Brutvogel-Erhebungen den Makrozoobenthos-Aufnahmen zuordnen. Dazu gingen wir wie folgt vor:

Die Teileinzugsgebiete der Fliessgewässer gemäss Bundesamt für Umwelt (BAFU 2015) wurden nach der zweithöchsten Hierarchiestufe zusammengefasst. Die resultierenden Teileinzugsgebiete hatten eine Fläche

von  $4,3 \pm 9,2 \text{ km}^2$  (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung). Makrozoobenthos- und Vogelaufnahmen, die im gleichen Teileinzugsgebiet lagen, wurden miteinander kombiniert. Die so erhaltenen Datenpaare wurden in der Folge manuell überprüft. Datenpaare wurden nur verwendet, wenn eine direkte Fliessverbindung zwischen Makrozoobenthos-Aufnahme und den Gewässern im Vogelquadrat vorhanden war und wenn sich zwischen Makrozoobenthos-Aufnahme und Vogelquadrat weder eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) noch ein Kraftwerk befand (Abb. 4). Falls mehrere Vogel- resp. IBCH-Aufnahmen für ein Datenpaar vorhanden waren, wurden die aktuellsten Vogel- und die zeitlich nächstgelegene Makrozoobenthos-Aufnahme gewählt.

Insgesamt wurden mit diesem Vorgehen 244 Kilometerquadrate mit Vogelaufnahmen und zugehörigen Makrozoobenthos-Aufnahmen gefunden, die für die Auswertungen verwendet wurden (Abb. 5). Dabei wurden 15 Makrozoobenthos-Aufnahmen jeweils zwei Vogelaufnahmen aus benachbarten Kilometerquadraten zugeordnet. Von den 244 Makrozoobenthos-Aufnahmen stammten 106 (43 %) aus den nationalen Programmen und 138 (57 %) aus verschiedenen kantonalen Programmen. Bei 223 (91 %) der Makrozoobenthos-Aufnahmen wurde auch die Gewässermorphologie erhoben.

### 1.2.2. Statistische Analysen

Zuerst untersuchten wir die Korrelation zwischen dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze und der durch den IBCH-Wert gemessenen Qualität der Fliessgewässer. Wir untersuchten sowohl den Einfluss auf das Vorkommen (ja/nein pro Kilometerquadrat) wie auch auf die Anzahl Reviere in einem Kilometerquadrat. Für das Vorkommen verwendeten wir ein generalisiertes lineares Model (GLM) mit Binomialverteilung; für die Anzahl Reviere verwendeten wir ein GLM mit Poissonverteilung. In beiden Fällen benutzten wir die folgenden Vorhersagevariablen: (1) den IBCH-Wert, (2) die Gewässerbreite, (3) die Meereshöhe und (4) das Gefälle des Fliessgewässers. Bei der Gewässerbreite, der Meereshöhe und dem Gefälle handelt es sich jeweils um den Durchschnittswert des Fliessgewässers im Teileinzugsgebiet gemäss BAFU (2015), in dem die Fliessgewässerprobestelle lag.

In der Folge führten wir eine Pfadanalyse durch. Dabei interessierten wir uns für den Einfluss des Nahrungsangebots (gemessen als Logarithmus der Gesamtanzahl Individuen der Ordnungen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) und den Einfluss der Qualität der Fliessgewässerstruktur (gemessen mit der Ökomorphologie nach Hütte und Niederhauser 1998) auf die Revierzahl der beiden Vogelarten. Ein direkter Ein-

fluss liegt zum Beispiel vor, wenn die beiden Vogelarten Fliessgewässer mit guter Ökomorphologie bevorzugen, weil sie dort bessere Nistgelegenheiten finden. Bevorzugen die beiden Vogelarten jedoch Flüsse mit mehr Nahrung, und beherbergen Flüsse mit gutem ökomorphologischen Zustand mehr Nahrung, so sprechen wir von einem indirekten Einfluss der Ökomorphologie via Nahrungsangebot auf das Vorkommen der Vogelarten. Für die Häufigkeitsklassen (Individuenzahlen) 11–100, 101–1000 und >1000 wurden die Werte 11, 101 und 1001 verwendet. Die Pfadanalyse haben wir mit den in Lefcheck (2016) beschriebenen Methoden durchgeführt. Bei dieser Auswertung muss bedacht werden, dass die Daten für Wasseramsel und Gebirgsstelze nicht aus einer gezielten Erhebung für die beiden Arten stammen; insbesondere folgen die Erhebungsrouten nicht systematisch den Fliessgewässern. Revierzahlen sind aus diesem Grund eher als Index bzw. Hinweis auf unterschiedliche Häufigkeiten zu betrachten, entsprechen aber nicht realen Revierdichten.

## 2. Ergebnisse

Wasseramseln besetzten 25 % der untersuchten Kilometerquadrate. In diesen besetzten Kilometerquadraten wurden durchschnittlich 1,2 (Maximum 4) Reviere gefunden. Gebirgsstelzen besetzten 41 % der untersuchten Kilometerquadrate mit durchschnittlich 1,5 (Maximum 5) erhobenen Revieren.

### 2.1. Zusammenhang Vogelvorkommen mit IBCH

Den höchsten Anteil an mit Wasseramseln besetzten Kilometerquadraten fanden wir bei Fliessgewässern der Qualität «gut» (33 % der besetzten Kilometerquadrate). Bei den Gebirgsstelzen wurde der höchste Anteil an besetzten Kilometerquadraten bei den Fliessgewässern der Qualität «sehr gut» gefunden (53 %). Bei Gewässern mit schlechter Gewässerqualität fehlte die Wasseramsel gänzlich; Gebirgsstelzen kamen in 29 % der als schlecht bewerteten Kilometerquadrate vor. Die Wahrscheinlichkeit, dass Wasseramseln oder Gebirgsstelzen ein Kilometerquadrat besiedeln, steigt also mit zunehmender Qualität der Fliessgewässer gemäss IBCH-Index an. Dieser Zusammenhang ist auch dann erkennbar, wenn wir mit statistischen Modellen (lineare Regressionen mit mehreren Variablen) gleichzeitig den Effekt der Gewässerbreite, der Steilheit (Gefälle) oder der Meereshöhe berücksichtigen (Abb. 6).

In Tab. 1 befinden sich die Resultate der Modelle, die alle betrachteten Vorhersagevariablen (IBCH, Gewässerbreite, Meereshöhe und Steilheit) enthalten. Für beide Vogelarten sind die Resultate ähnlich, un-

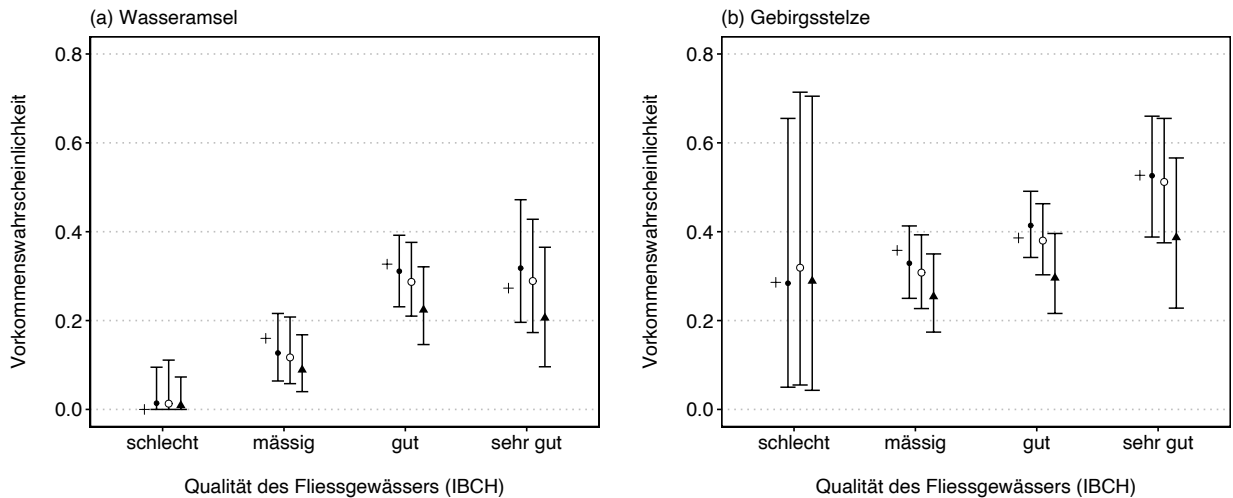


Abb. 6. Wahrscheinlichkeit, dass Wasseramseln (a) oder Gebirgsstelzen (b) in einem Kilometerquadrat vorkommen, in Abhängigkeit von der Qualität des Fliessgewässers gemäss IBCH (Indice biologique Suisse). Die Grafik zeigt den Zusammenhang anhand der Rohdaten (+), mit einer linearen Regression mit dem IBCH-Wert als kontinuierlicher Vorhersagevariable (●), mit einem Regressionsmodell zusätzlich unter Berücksichtigung der Gewässerbreite (○) und einem Modell zusätzlich unter Berücksichtigung des Gefälles und der Meereshöhe (▲). Die Striche geben die bayesianischen 95%-Kompatibilitätsintervalle (Amrhein et al. 2019) der Modellschätzungen an.

*Probability that White-throated Dipper (a) or Grey Wagtail (b) occur in a kilometre square, depending on the quality of the watercourse according to the IBCH (Indice biologique Suisse). The graph shows the relationship using the raw data (+), using a linear regression with the IBCH value as continuous predictor (●), using a regression model additionally taking into account the river width (○), and using a model additionally considering the slope and the elevation above sea level (▲). Lines give the Bayesian 95 % compatibility intervals (Amrhein et al. 2019) based on the respective regression models.*

abhängig davon, ob das Vorkommen (Präsenz/Absenz) oder die Bestandsgrösse (Anzahl Reviere) einer Art betrachtet wird: Wasseramseln kommen vor allem an den mittleren bis grossen Fliessgewässern mit einem geringen Gefälle und guter bis sehr guter Gewässerqualität vor (Tab. 1). Gebirgsstelzen scheinen mittlere Fliessgewässer mit einem geringen Gefälle zu bevorzugen (Tab. 1). Beide Arten kommen zudem an Gewässern der höheren Lagen eher häufiger vor als an Gewässern tieferer Lagen. Bei der Wasseramsel wirkt sich die Gewässerqualität deutlich stärker auf das Vorkommen und die Revierzahl aus als bei der Gebirgsstelze (Abb. 6, Tab. 1). Bei der Gebirgsstelze (Abb. 6b) gibt es Werte für Vorkommens-Wahrscheinlichkeiten, die in allen Kompatilitätsintervallen (Amrhein et al. 2019) der vier Gewässerqualitäten vorkommen (siehe auch die breiten Intervallschätzwerte der quadratischen Terme in Tab. 1). Dies könnte also auch bedeuten, dass die Gewässerqualität gar keinen Einfluss auf das Vorkommen und die Bestandsgrösse dieser Art hat, wobei nach Lage der Punktschätzwerte ein positiver Effekt wahrscheinlicher ist.

## 2.2. Nahrungsangebot versus Qualität der Fliessgewässerstruktur

In einem zweiten Schritt versuchten wir, den Einfluss des Nahrungsangebots vom Einfluss der Qualität der Fliessgewässerstruktur (= Ökomorphologie) auf das Vorkommen der beiden Vogelarten zu trennen. Im Vergleich mit Kilometerquadraten ohne Vorkommen der beiden Vogelarten konnte in Kilometerquadraten mit Vorkommen der beiden Vogelarten sowohl eine erhöhte Anzahl der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (Anzahl EPT-Individuen; Abb. 7a) als auch eine bessere ökomorphologische Qualität der Gewässer (Abb. 7b) festgestellt werden. Den deutlichsten Einfluss fanden wir bei der Wasseramsel und der Anzahl EPT-Individuen. Der Effekt der Ökomorphologie war bei beiden Vogelarten relativ gering.

Nach Abb. 7 scheint die Qualität der Fliessgewässerstruktur in Kilometerquadraten mit oder ohne Vorkommen der beiden Arten recht ähnlich und damit weniger bedeutend zu sein als die Makrozoobenthos-Biomasse und somit das Nahrungsangebot. Jedoch wird dabei nicht berücksichtigt, dass eine höhere ökomorphologische Qualität auch zu einer erhöhten Makrozoobenthos-Biomasse führt. Diesen indirekten Effekt der Ökomorphologie auf die Anzahl Reviere der beiden Vogel-

Tab. 1. Resultate der generalisierten linearen Modelle (GLM) für das Vorkommen (ja/nein; GLM mit Binomialverteilung) und die Bestandsgrösse (Anzahl Reviere; GLM mit Poissonverteilung) für Wasseramsel und Gebirgsstelze. Die Spalten «2,5 %» und «97,5 %» geben den Bereich des bayesianischen 95%-Kompatibilitätsintervalls an.

Results of generalized linear models (GLM) for the occurrence («Vorkommen», yes/no; GLM with binomial distribution) and the population size («Bestand», number of territories; GLM with Poisson distribution) for White-throated Dipper and Grey Wagtail. The columns «2,5 %» and «97,5 %» indicate ranges of the Bayesian 95 % compatibility intervals.

Vorhersagevariable	Vorkommen (ja/nein)			Bestand (Anzahl Reviere)		
	Schätzwert	2,5 %	97,5 %	Schätzwert	2,5 %	97,5 %
<b>Wasseramsel – White-throated Dipper</b>						
IBCH (linear)	0,49	-0,06	1,03	0,47	0,02	0,92
IBCH (quadratisch)	-0,63	-1,22	-0,04	-0,50	-0,95	-0,02
Gewässerbreite (linear)	0,29	-0,32	0,91	0,23	-0,24	0,69
Gewässerbreite (quadratisch)	-0,02	-0,16	0,12	-0,03	-0,14	0,08
Meereshöhe (linear)	0,70	-0,41	1,77	0,63	-0,16	1,43
Meereshöhe (quadratisch)	-0,08	-0,43	0,29	-0,11	-0,38	0,14
Gefälle (linear)	-0,88	-1,80	0,01	-0,77	-1,47	-0,06
Gefälle (quadratisch)	0,19	-0,04	0,43	0,17	-0,02	0,35
<b>Gebirgsstelze – Grey Wagtail</b>						
IBCH (linear)	0,31	-0,15	0,75	0,29	0,01	0,54
IBCH (quadratisch)	0,09	-0,29	0,46	-0,08	-0,32	0,17
Gewässerbreite (linear)	0,78	0,19	1,35	0,47	0,13	0,81
Gewässerbreite (quadratisch)	-0,14	-0,28	-0,01	-0,10	-0,20	-0,01
Meereshöhe (linear)	0,73	-0,24	1,73	0,42	-0,13	1,00
Meereshöhe (quadratisch)	-0,08	-0,41	0,24	-0,09	-0,28	0,09
Gefälle (linear)	-0,75	-1,52	0,03	-0,38	-0,81	0,04
Gefälle (quadratisch)	0,19	-0,01	0,40	0,11	0,00	0,22

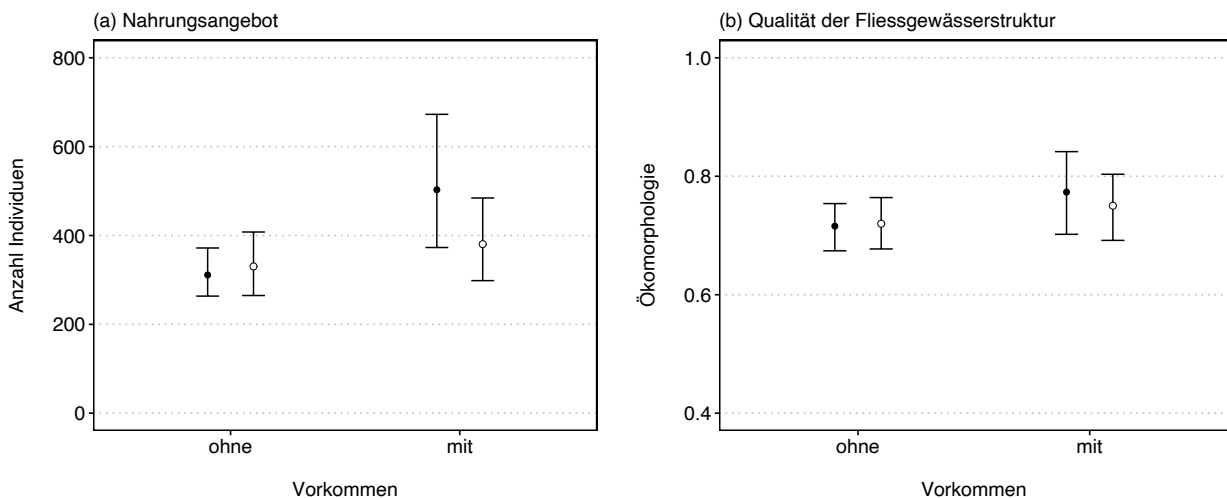


Abb. 7. Vergleich (a) des Nahrungsangebots (Häufigkeit von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) und (b) der Qualität der Fließgewässerstruktur (Ökomorphologie) der Fließgewässer in Kilometerquadraten ohne bzw. mit Vorkommen von Wasseramsel (●) und Gebirgsstelzen (○). Die Striche geben die bayesianischen 95%-Kompatibilitätsintervalle an. Comparison of (a) prey abundance (caddis-, may- and stoneflies) and (b) ecomorphological quality (ecomorphology) of watercourses in kilometre squares without and with occurrence of White-throated Dipper (●) and Grey Wagtail (○). Lines give the Bayesian 95 % compatibility intervals.

arten via erhöhtes Nahrungsangebot haben wir mit einer Pfadanalyse untersucht. Bei der Wasseramsel (Abb. 8a) ist der indirekte Einfluss der Ökomorphologie (indirekter Einfluss:  $0,12 \times 0,18 = 0,02$ ) etwa halb so stark wie der direkte. Für das Vorkommen von Wasseramseln ist also sowohl die Ökomorphologie an sich wichtig wie auch der Umstand, dass ein naturnahes Gewässer eine grössere Zahl an Gewässerinsekten beherbergt. Bei der Gebirgsstelze (Abb. 8b) haben die Ökomorphologie und das Nahrungsangebot in den Gewässern einen deutlich geringeren Einfluss auf die Anzahl Reviere in einem Kilometerquadrat als bei der Wasseramsel. Interessant ist zudem, dass bei beiden Vogelarten die Anzahl der Reviere mit steigender Meereshöhe zunimmt, wogegen gleichzeitig das Nahrungsangebot abnimmt.

Nach Hölzinger (1999) sind die folgenden Eintags- und Köcherfliegen als Nahrung für die Wasseramsel besonders wichtig: Baetidae, Heptageniidae, Ephemerellidae (Eintagsfliegen), Hydropsychidae, Rhyacophilidae, Limnephilidae (Köcherfliegen). Die Anzahl Individuen dieser Familien ist stark mit der Gesamtanzahl EPT-Individuen korreliert ( $r = 0,96$ ). Berechnen wir alle in diesem Kapitel vorgestellten Resultate mit der Anzahl der Individuen dieser Familien anstatt der Gesamtanzahl EPT-Individuen, erhalten wir nahezu identische Ergebnisse (wir haben deshalb darauf verzichtet, sie hier zusätzlich darzustellen).

### 3. Diskussion

Sowohl Wasseramsel als auch Gebirgsstelze sind am häufigsten an Fließgewässern, die gemäss dem vorhandenen Makrozoobenthos einen guten oder sehr guten biologischen Zustand aufweisen. Unsere Ergebnisse zeigen, dass der IBCH-Index mit dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze korreliert und belegen einen messbaren Zusammenhang auf Landschaftsebene. Weiter bestätigen die Ergebnisse frühere Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Wasseramsel und der Diversität sowie Häufigkeit von Makrozoobenthos (z.B. Ormerod et al. 1985, Breitenmoser-Würsten 1997, Buckton et al. 1998, Sorace et al. 2002).

Die Wasseramsel erweist sich in Bezug auf die Gewässerqualität als deutlich anspruchsvoller als die Gebirgsstelze; an Fließgewässern mit unbefriedigender Qualität fehlt sie. Dies lässt sich mit der stärkeren Nahrungsspezialisierung auf die Fließgewässerfauna gut erklären (Glutz von Blotzheim und Bauer 1985, Hölzinger 1999). Unsere Ergebnisse belegen den Indikatorwert der Wasseramsel für Fließgewässer mit einer reichhaltigen Fließgewässerfauna. Dabei müssen jedoch die folgenden Punkte beachtet werden: Ein Fehlen der Wasseramsel ist nicht zwingend gleichbedeutend mit einem schlechten Zustand eines Gewässers. Das Nah-

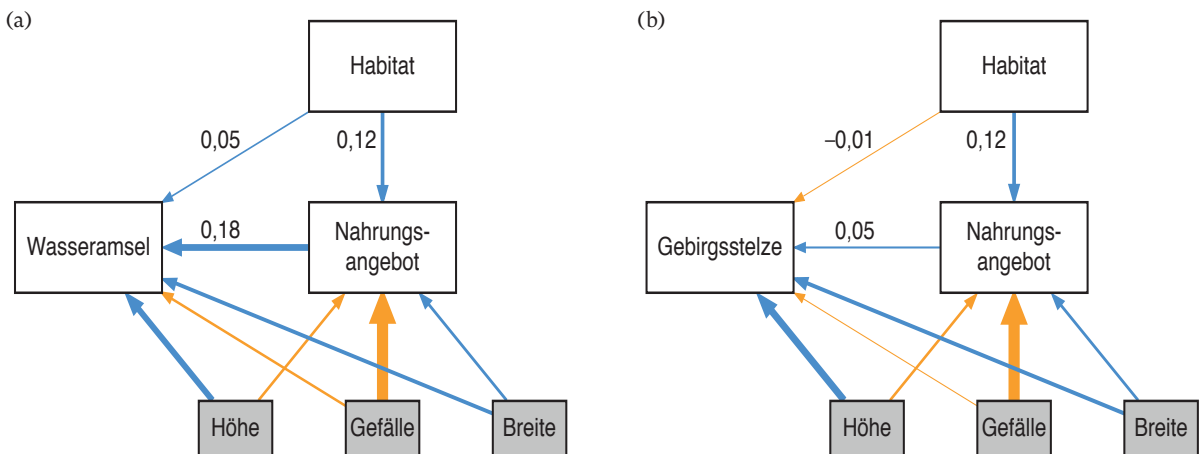


Abb. 8. Ergebnisse der Pfadanalyse für den Effekt des Nahrungsangebots (Häufigkeit von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) und des Habitats (Ökomorphologie) auf (a) die Anzahl der Wasseramselreviere und (b) die Anzahl der Gebirgsstelzenreviere. Die Pfeilstärken und die Zahlen neben den Pfeilen geben die Einflussstärke der Vorhersagevariable (Startpunkt des Pfeils) auf die Ergebnisvariable (Endpunkt des Pfeils) an. Blaue Pfeile zeigen einen positiven Einfluss an, orange Pfeile einen negativen. Die grauen Kästchen zeigen zusätzliche Einflüsse der Meereshöhe (Höhe), des Gefälles und der Breite des Gewässers auf das Nahrungsangebot oder die Anzahl Reviere der beiden Vogelarten.

*Results of the path analysis for the effect of prey abundance (caddis-, may- and stoneflies) and of the habitat (ecomorphology) on the number of (a) White-throated Dipper territories and (b) Grey Wagtail territories. Arrow strengths and numbers next to the arrows indicate the influence of the predictor variable (starting point of the arrow) on the outcome variable (end point of the arrow). Blue arrows indicate a positive, orange arrows a negative influence. Grey boxes show additional influences of elevation, gradient and width of the watercourse on food abundance or territory numbers.*





Abb. 9. Wasseramsel- (oben) und Gebirgsstelzenbrut an anthropogenen Standorten. Aufnahmen Reiner Jacobs und Hans-Wilhelm Grömping.  
*Broods of White-throated Dipper (above) and Grey Wagtail in artificial constructions.*

rungsangebot kann auch in unbeeinträchtigteten Gewässern natürlicherweise niedrig sein; ein Beispiel sind sehr steile und kalte Bergbäche. Zudem sind sowohl für Wasseramseln als auch für Gebirgsstelzen neben einem ausreichenden Nahrungsangebot auch geeignete Nistmöglichkeiten ein limitierender Faktor (Glutz von Blotzheim und Bauer 1985, Hölzinger 1999). Weitere vom biologischen Zustand unabhängige Faktoren, welche die Besiedlung von Bächen durch die Wasseramsel limitieren, sind nach Bosch und Lurz (2019) eine permanente Wasserführung, das Vorhandensein starker Turbulenzen, eine vornehmlich kiesige bis schotterige

Gewässersohle, Deckungsmöglichkeiten im Uferbereich sowie nach Jost (1975) das Vorhandensein kleiner Nebenbäche im Brutrevier, die bei Hochwasser aufgesucht werden können, wenn am Hauptbach vornehmlich wegen Trübung keine Nahrung mehr erreichbar ist.

Überdies zeigen unsere Ergebnisse, dass das Nahrungsangebot einen grösseren Einfluss auf das Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze hat als die Naturnähe (gemessen anhand des ökomorphologischen Zustands). Eine mögliche Erklärung könnte die zum Teil positive Wirkung von Bauwerken sein. So werden Uferverbauungen, Brücken und Tunnelleingänge häufig

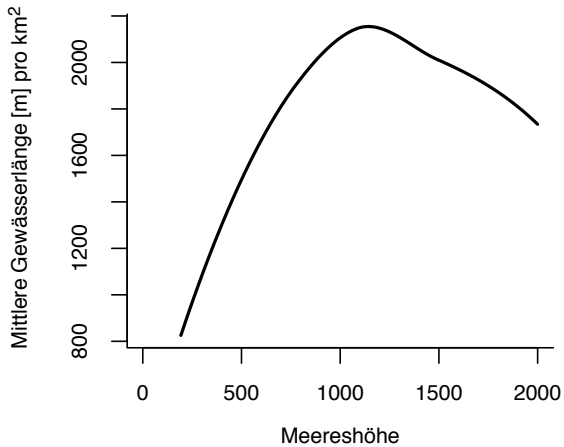


Abb. 10. Fließgewässerlänge pro Quadratkilometer in Abhängigkeit der mittleren Meereshöhe pro Kilometerquadrat (Datenquellen: Swisstopo 2005, Bundesamt für Landestopografie 2007). Abgebildet sind die geglätteten Mittelwerte über sämtliche in der Schweiz gelegenen Kilometerquadrate.

*River length per square kilometre compared to the average elevation per kilometre square (smoothed averages over all kilometre squares in Switzerland).*

von beiden Arten als Neststandorte genutzt (Abb. 9): Im Saanenland (Kanton Bern) befanden sich von 108 Nestern der Gebirgsstelze 66 % an künstlichen Standorten und von 82 Nestern der Wasseramsel wurden 62 % an künstlichen Standorten angelegt (Marti und Breitenmoser-Würsten 1990). Die Bedeutung von künstlichen Strukturen als Neststandorte ist für beide Arten auch aus anderen Ländern dokumentiert (z.B. Sharrock 1976, Shaw 1978). Daneben können insbesondere in langsam fließenden Bächen künstliche Uferverbauungen zu variablen Strömungsgeschwindigkeiten führen, was sich wiederum positiv auf die Jagdhabitats der Wasseramsel auswirkt. Das Vorkommen der Wasseramsel zeigt somit vor allem an, ob ein Fließgewässer eine in Bezug auf das Makrozoobenthos gute Qualität aufweist. Entscheidend ist dafür die Wasserqualität bzw. die Effekte von Einleitungen aus Abwasseranlagen, Siedlungsentwässerung und der Landwirtschaft. Die Ökomorphologie ist auch für das Makrozoobenthos bedeutend (Hutter et al. 2019; siehe auch in Abb. 8 die Pfeile von Habitat zu Nahrungsangebot). Wichtiger als Uferverbauungen und vergleichbare Eingriffe sind hier aber für die menschliche Wahrnehmung weniger auffällige Veränderungen, beispielsweise eine durch Begrädnungen verringerte Habitat- und Strömungsvielfalt im Gewässer oder eine Kolmation (Verdichtung) der Gewässersohle infolge von Kanalisierungen und Drainierungen.

Die von uns beobachteten Zusammenhänge erscheinen womöglich auf den ersten Blick und im Vergleich

mit Studien aus dem Ausland relativ schwach. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die Erhebungen für die Vögel und das Makrozoobenthos zeitlich und räumlich nicht deckungsgleich waren. Dadurch wird ein direkter Vergleich erschwert und tatsächliche Zusammenhänge dürften eher unterschätzt werden. Obwohl wir einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze und den Individuenzahlen an Nahrungstieren darstellen können, zeigen sich auch hier die Grenzen der verwendeten Daten: Grundsätzlich dürften die Individuenzahlen deutlich stärker kleinräumigen Schwankungen unterworfen sein als die Gesamttaxazahl und die biologische Gewässergüte. Dazu kommt, dass die IBCH-Methode als semi-quantitative Methode entwickelt wurde; die Erfassung ist optimiert auf eine vollständige Artenliste und auf die Gewässergütebewertung, nicht auf die absoluten Individuenzahlen (BAFU 2019).

Grundsätzlich kann ein gefundener Zusammenhang einer Ergebnisvariable mit einer Vorhersagevariable nicht zeigen, dass der Zusammenhang auch tatsächlich kausal ist. Die Analyse wurde zum Beispiel dadurch erschwert, dass sowohl das Nahrungsaufkommen als auch die ökomorphologische Qualität mit weiteren Standortfaktoren korreliert sind. So wurden in Gewässern der kollinen und montanen Höhenstufe im Durchschnitt knapp 3300 Makrozoobenthos-Individuen pro Probe festgestellt, in der subalpinen und alpinen Höhenstufe aber 1300 Individuen (unpublizierte Daten aus dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz). Dies kann daran liegen, dass die Häufigkeit des Makrozoobenthos in kalten (d.h. hochgelegenen) Gewässern natürlicherweise geringer ist als in wärmeren (tiefgelegenen) Gewässern. Und die gefundene positive Korrelation zwischen Meereshöhe und Vorkommen von Wasseramsel und Gebirgsstelze könnte damit zu tun haben, dass die mittlere Gewässerlänge pro Quadratkilometer in höheren Lagen deutlich grösser ist als im Mittelland und daher pro Quadratkilometer mehr potenzielles Habitat vorhanden ist (Abb. 10). Gleichzeitig weisen die hochgelegenen Gewässer in den Alpen auch einen noch natürlicheren Zustand auf als Tieflandgewässer (Zeh Weismann et al. 2009).

Das heutige System zur Überwachung der Biodiversität in der Schweiz setzt sich aus verschiedenen nationalen Monitoringprogrammen zusammen. Darunter decken das BDM (Biodiversitätsmonitoring Schweiz) und das MHB (Monitoring Häufige Brutvögel) die Schweizer Landschaft repräsentativ ab und liefern somit vor allem Informationen zu Zustand und Entwicklungen in der Normallandschaft; das NAWA (Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität) dient vor allem der Überwachung der grösseren und mittelgrossen Schweizer Fließgewässer – neu werden auch einzelne kleine Fließgewässer unter 1000 m Höhe

beprobt. Weitere Monitoringprogramme sind etwa das ALL-EMA (Arten und Lebensräume Landwirtschaft) und das WBS (Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz), letzteres in den Biotopen von nationaler Bedeutung. In der vorliegenden Arbeit haben wir Datensätze aus den nationalen und kantonalen Makrozoobenthos-Erhebungen verwendet, um die Verbreitungsmuster von Wasseramseln und Gebirgsstelzen, die im Rahmen der Erhebungen zum Schweizer Brutvogelatlas (Knaus et al. 2018) erfasst wurden, besser erklären zu können. Solche Analysen werden erst Dank der Kombination der Datensätze aus den verschiedenen schweizerischen Monitoringprogrammen möglich. Wir hoffen, dass die vorliegende Arbeit auch ein Beispiel für die Möglichkeiten ist, die sich aus der kombinierten Analyse der Daten aus den unterschiedlichen Überwachungsprogrammen der Schweizer Biodiversität ergeben.

## Dank

Wir danken Maxime Chèvre (CSCF) für das Zurverfügungstellen der Daten aus MIDAT (info fauna) und Nele Schuwirt (EAWAG) für die Erlaubnis, die von der EAWAG zusammengestellten Standortdaten für die Gewässerstellen benutzen zu dürfen und dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die finanzielle Unterstützung. Die Auswertungen wären ohne die Arbeit der Feldmitarbeiterinnen und Feldmitarbeiter aller Programme, namentlich von MHB, BDM, NAWA, Schweizer Brutvogelatlas sowie der verschiedenen kantonalen Projekte nicht möglich gewesen. Wir danken Johan Hegelbach und Pascal Stucki für diverse fachliche Inputs. Christian Marti und ein weiterer Gutachter haben uns wertvolle Anmerkungen zu einer früheren Version des Artikels gegeben.

## Abstract

Martinez N, Stickelberger C, Fässler F, Strebel N, Roth T (2020) Occurrence of White-throated Dipper *Cinclus cinclus* and Grey Wagtail *Motacilla cinerea* in relation to the biological quality of rivers. Ornithologischer Beobachter 117: 164–176.

White-throated Dipper and Grey Wagtail are typical inhabitants of rivers and streams. Both feed to a large extent on freshwater invertebrates. The Dipper is highly specialized, with larvae of caddisflies as the main prey, followed by stoneflies, mayflies, net-winged midges and blackflies. Freshwater invertebrates are an important prey for the Grey Wagtail, too. However, the species is less specialized and terrestrial insects can make up a large part of its prey. In order to analyse the relationships between the occurrence of Dipper and Grey Wagtail and the quality and abundance of the invertebrate community at a country-wide level, we combined data from the Swiss Breeding Bird Atlas 2013–2016 with data issued from various national and cantonal monitoring projects focused on freshwater invertebrates. Both Dipper and Grey Wagtail had the highest abundance at rivers and streams with a good or very good biological condition according to the occurring freshwater invertebrates. Our results show that the standard index used in Switzerland for calculating the biological condition of watercourses (Indice biologique Suisse, IBCH) correlates with the occurrence of Dipper and Grey Wagtail at the landscape level. The Dipper appears to be much more demanding than the Grey Wagtail with respect to the biological condition of watercourses; it is completely lacking in rivers or streams of unsatisfactory condition. This can be well explained by the stronger specialization on freshwater invertebrates as prey. Our results confirm the indicator value of the Dipper for rivers and streams with good biological condition. Our results also show that prey abundance has a larger influence on the occurrence of Dipper and Grey Wagtail than the structural quality of running waters. A possible explanation could be the partly positive effect of artificial constructions. Bank extensions, bridges and tunnel entrances are often used as nesting sites by both species.



## Literatur

- Amrhein V, Greenland S, McShane B (2019) Retire statistical significance. *Nature* 567: 305–307.
- BAFU (2015) Einzugsgebietsgliederung Schweiz. <http://www.bafu.admin.ch/ezgg-ch> (Stand 31. März 2020).
- BAFU (Herausgeber, 2019) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fließgewässern. Makrozoobenthos – Stufe F. 1. Aktualisierte Ausgabe November 2019; Erstausgabe 2010. Umwelt-Vollzug Nr. 1026. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Bosch P, Lurz PWW (2019) Die Wasseramsel. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 489. VerlagsKG Wolf, Magdeburg.
- Breitenmoser-Würsten C (1997) Nestlingsnahrung und Jungentwicklung der Wasseramsel *Cinclus cinclus* in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot im Saanenland (Berner Oberland). *Ornithologischer Beobachter* 94: 295–330.
- Buckton ST, Brewin PA, Lewis A, Stevens P, Ormerod SJ (1998) The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales 1984–95. *Freshwater Biology* 39: 387–396.
- Bundesamt für Landestopografie (2007) VECTOR25. Das digitale Landschaftsmodell der Schweiz. Produktinformation. Bundesamt für Landestopografie Swisstopo, Wabern.
- Del Guasta M (2003) Distribution of the Dipper (*Cinclus cinclus*) in the Mugello valley (Florence, Italy) in relation to the environmental characteristics of the streams. *Avocetta* 27: 193–2003.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM (1985) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10, Passeriformes (1. Teil). Aula, Wiesbaden.
- Hegelbach J (2004) Zunahme des Brutbestands der Wasseramsel *Cinclus cinclus* am Küsnachter Bach von 1987 bis 2002. *Ornithologischer Beobachter* 101: 99–108.
- Hölzinger J (1999) Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1, Passeriformes – Sperlingsvögel (1. Teil): Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer, Stuttgart.
- Hütte M, Niederhauser P (1998) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz. Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Hutter P, Roth, T, Martinez N, Stucki P, Litsios G (2019) Schweizer Fließgewässer unter Druck. *Aqua & Gas* 7/8: 45–51.
- Jost O (1975) Zur Ökologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) mit besonderer Berücksichtigung ihrer Ernährung. *Bonner zoologische Monographien* 6: 1–183.
- Kéry M, Schmidt BR (2008) Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology* 9: 207–216.
- Knaus P, Antoniazza S, Wechsler S, Guélat J, Kéry M, Strebel N, Sattler T (2018) Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Kunz M, Schindler Wildhaber Y, Dietzel A (2016) Zustand der Schweizer Fließgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014. Umwelt-Zustand Nr. 1620. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Lefcheck JS (2016) piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 573–579.
- Marti C, Breitenmoser-Würsten C (1990) Brutbiologie der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Vergleich zu jener der Wasseramsel *Cinclus cinclus*. *Ornithologischer Beobachter* 87: 13–29.
- Marti C, Breitenmoser-Würsten C (1991) Nestlingsnahrung und Fütterungsfrequenz der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Saanenland. *Ornithologischer Beobachter* 88: 265–285.
- Ormerod SJ, Boilstone MA, Tyler SJ (1985) Factors influencing the abundance of breeding Dippers *Cinclus cinclus* in the catchment of the River Wye, mid-Wales. *Ibis* 127: 332–340.
- Ormerod SJ, Tyler SJ (2009) Aspects of the breeding ecology of Welsh Grey Wagtails *Motacilla cinerea*. *Bird Study* 34: 43–51.
- Schuwirth N, Reichert P (2019) ecoval: Procedures for ecological assessment of surface waters. R package version 1.2.5. <https://CRAN.R-project.org/package=ecoval>
- Sharrock JTR (1976) The atlas of breeding birds in Britain and Ireland. Poyser, London.
- Shaw G (1978) The breeding biology of the dipper. *Bird Study* 25: 149–160.
- Sorace A, Formichetti P, Boano A, Andreani P, Gramegna C, Mancini L (2002) The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution* 118: 89–96.
- Spitznagel A (1985) Jahreszeitliche Veränderungen im Nahrungsangebot und in der Nahrungswahl der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*). *Ökologie der Vögel* 7: 239–325.
- Swisstopo (2005) DHM25. Das digitale Höhenmodell der Schweiz. Produktinformation. Bundesamt für Landestopografie Swisstopo, Wabern.
- Tyler AJ, O'Halloran J (2001) Diet of Dippers *Cinclus cinclus* during an early winter spate and the possible implications for Dipper populations subjected to climate change. *Bird Study* 48: 173–179.
- Tyler SJ, Ormerod SJ (1994) The Dippers. Poyser, London.
- Vickery J (1991) Breeding density of Dippers *Cinclus cinclus*, Grey Wagtails *Motacilla cinerea* and Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Ibis* 133: 178–185.
- Zeh Weissmann H, Könitzer C, Bertiller A (2009) Strukturen der Fließgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Manuskript eingegangen am 23. Juli 2019



## Autoren

Die Biologen Nicolas Martinez, Christian Stickelberger und Tobias Roth arbeiten in der Umweltberatungsfirma Hintermann & Weber AG. Nicolas Martinez ist verantwortlich für die Koordination der Gewässerinsekten-Aufnahmen im Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM), Christian Stickelberger betreut die BDM-Datenbanken und GIS-Analysen. Tobias Roth ist spezialisiert auf Ornithologie und statistische Analysen; er ist auch Mitarbeiter am Zoologischen Institut der Universität Basel. Fabio Fässler arbeitet bei der Fachstelle Naturschutz im Kanton Zürich. Nicolas Strebel ist Mitarbeiter in der Abteilung «Überwachung der Vogelwelt» der Schweizerischen Vogelwarte Sempach und betreut unter anderem die Wasservogelzählungen.

Nicolas Martinez, Christian Stickelberger, Tobias Roth,  
Hintermann & Weber AG, Austrasse 2a, CH-4153 Reinach,  
E-Mail [martinez@hintermannweber.ch](mailto:martinez@hintermannweber.ch);  
Fabio Fässler, Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich,  
Stampfenbachstrasse 12, CH-8006 Zürich;  
Nicolas Strebel, Schweizerische Vogelwarte, Seerose 1,  
CH-6204 Sempach