

1

Akzeptanz: Projektakzeptanz bei den Interessengruppen

Autor: Markus Hostmann, Eawag



Hintergrund

Die Akzeptanz eines Revitalisierungsprojektes macht eine Aussage, wie das Projekt und der ganze Projektverlauf bei den Akteuren aufgenommen werden. Sie wird durch den Zustimmungsgrad [%] bei den Akteuren nach Durchführung des Projektes beschrieben. Der Indikator „Akzeptanz“ kann bei drei unterschiedlichen Zielgruppen angewendet werden: bei einer organisierten Begleitgruppe (Indikator Nr. 3), bei Interessensgruppen welche nicht in einer Begleitgruppe organisiert sind, oder bei der gesamten Bevölkerung (Indikator Nr. 2). Wir schlagen vor, dass die Akzeptanz bei einer der drei Zielgruppen erhoben wird.

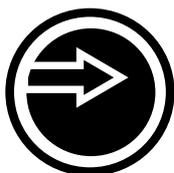
Je grösser die Akzeptanz des Projektes, umso leichter werden in Zukunft Revitalisierungsprojekte in der gleichen Region umgesetzt werden können. Die Akzeptanz ist demnach ein wichtiger Indikator für ein nachhaltiges Fliessgewässer-Management im Bereich der sozioökonomischen Erfolgskontrolle.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung		morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Zustimmung mit dem Projekt nach Kategorien

Aufnahmeverfahren:

Interviews mit Vertretern der betroffenen Interessengruppen (z. B. Bauern, Umweltverbände, Erholungsnutzer, Industrie etc.). Die Auswahl der betroffenen Interessengruppen und deren Vertretern sollte basierend auf einer Stakeholderanalyse getroffen werden.

Die Personen werden nach ihrem Zustimmungsgrad bezüglich des gesamten Projektes befragt. Dabei werden die in Tabelle 2 beschriebenen Klassen gebildet:

Tabelle 2: Klassen des Zustimmungsgrads mit dem Projekt.

sehr kleine Akzeptanz	kleine Akzeptanz	mittlere Akzeptanz	grosse Akzeptanz	sehr grosse Akzeptanz
Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine mittlere Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine grosse Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr grosse Zustimmung mit dem Projekt.

Falls einige Befragte eine geringe oder sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt zeigen, sollte nach dem Grund gefragt werden:

Frage: Was sind die Gründe für die geringe Zustimmung gegenüber dem Projekt?

Mögliche Antworten sind dabei:

- mangelhafter Einbezug in die Planung des Projektes
- ungenügende ökologische Zielerreichung
- unattraktiv für die Erholungsnutzung
- zu hohe Kosten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erhebung (10 Interessengruppen)	1	10		
Auswertung (10 Interessengruppen)	1	2		
Total Personenstunden (P-h) (10 Interessengruppen)	12			
Bemerkungen: Der Erhebungsaufwand pro Interessengruppe beträgt ungefähr 1 h.				

Materialeinsatz:

Keine besonderen Geräte benötigt.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Akzeptanzerhebung sollte vor dem Bau und im ersten Jahr nach Bauende mindestens einmal durchgeführt werden. Bei Bedarf kann auch eine zweite Erhebung nach Bauende erfolgen (z. B. 3 Jahre nach Bauende).

Besonderes:

Der Indikator ist für alle Gewässertypen und Jahreszeiten geeignet. Die gewonnenen Daten werden in einer Datenbank (z. B. Excel) abgelegt.



Analyse der Resultate

Die Akzeptanz des Projektes sollte vor und nach den Baumassnahmen erhoben werden. Je grösser der Zustimmungsgrad der Interessengruppen nach Fertigstellung des Projektes, desto besser wurden Projekt und Projektverlauf angenommen. Für die Standardisierung entspricht der 1-Richtwert einer durchschnittlich sehr grossen Akzeptanz, während der 0-Richtwert einer durchschnittlich sehr kleinen Akzeptanz gleichkommt. Ein kritischer Schwellenwert liegt bei einer mittleren Akzeptanz, denn bei einem Zustimmungsgrad kleiner als „mittlere Akzeptanz“ ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass zukünftige Revitalisierungsprojekte bei einer Abstimmung in der Gemeindeversammlung abgelehnt werden (Abbildung 4).

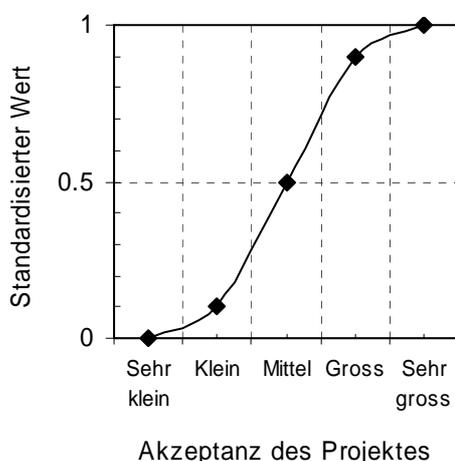


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Durch den Vergleich mit der Akzeptanz vor Durchführung der Baumassnahmen kann untersucht werden, ob sich die Akzeptanz nach Beendigung des Revitalisierungsprojektes erheblich verbessert hat. Bisherige Untersuchungen haben nämlich gezeigt, dass die Akzeptanz nach Beendigung des Projektes signifikant grösser ist als vor der Bauausführung (Bratrich 2004).



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Projektakzeptanz bei den Interessengruppen“ wird idealerweise zeitgleich mit dem Indikator Nr. 30 „Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung“ erhoben. Dadurch kann der totale Aufwand halbiert werden, da beide Indikatoren im Rahmen des gleichen Interviews erhoben werden können.

Bei der Beurteilung der Akzeptanz spielen die Aspekte Erholungsnutzung, Hochwasserschutz und Verbesserung des ökologischen Zustandes eine Rolle. Jedoch haben auch die Einbindung der betroffenen Personen in den Entscheidungsfindungsprozess (Partizipation) und die Budgeteinhaltung einen Einfluss auf die Akzeptanz eines Projektes. Die Akzeptanz ist daher ein sehr integrierender Indikator.



Anwendungsbeispiele

Es sind bisher keine konkreten Untersuchungen bekannt.



Literatur

Bratrich, C. 2004. Planung, Bewertung & Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management - Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. Diss Nr. 15440. 343 pp.

2

Akzeptanz: Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung

Autor: Markus Hostmann, Eawag



Hintergrund

Die Akzeptanz eines Revitalisierungsprojektes macht eine Aussage, wie das Projekt und der ganze Projektverlauf bei den Akteuren aufgenommen werden. Sie wird durch den Zustimmungsgrad [%] bei den Akteuren nach Durchführung des Projektes beschrieben. Der Indikator „Akzeptanz“ kann bei drei unterschiedlichen Zielgruppen angewendet werden: bei einer organisierten Begleitgruppe (Indikator Nr. 3), bei Interessensgruppen welche nicht in einer Begleitgruppe organisiert sind (Indikator Nr. 1), oder bei der gesamten Bevölkerung. Wir schlagen vor, dass die Akzeptanz bei einer der drei Zielgruppen erhoben wird.

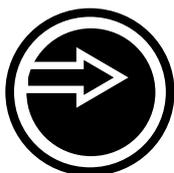
Je grösser die Akzeptanz des Projektes, umso leichter werden in Zukunft Revitalisierungsprojekte in der gleichen Region umgesetzt werden können. Die Akzeptanz ist demnach ein wichtiger Indikator für ein nachhaltiges Fliessgewässer-Management im Bereich der sozioökonomischen Erfolgskontrolle.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation	
	naturnahe Temperaturregime			
	longitudinale Vernetzung			
	laterale Vernetzung			
	vertikale Vernetzung			
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	funktionierende organische Kreisläufe			

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Prozent [%] der Zustimmung

Aufnahmeverfahren:

Untersuchung bei gesamter Bevölkerung: Durchführung der Umfrage im Rahmen eines Fragebogens oder einer Standaktion. Die Anzahl der befragten Personen hängt von der Grösse des Projektes und der Bevölkerungsgrösse der Region ab. Die Personen werden nach ihrem Zustimmungsgrad bezüglich des gesamten Projektes befragt. Dabei werden die in Tabelle 2 beschriebenen Klassen gebildet:

Tabelle 2: Klassen des Zustimmungsgrads mit dem Projekt.

sehr kleine Akzeptanz	kleine Akzeptanz	mittlere Akzeptanz	grosse Akzeptanz	sehr grosse Akzeptanz
Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine mittlere Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine grosse Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr grosse Zustimmung mit dem Projekt.

Falls einige Befragte eine geringe oder sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt zeigen, sollte nach dem Grund gefragt werden:

Frage: Was sind die Gründe für die geringe Zustimmung gegenüber dem Projekt?

Mögliche Antworten sind dabei:

- mangelhafter Einbezug in die Planung des Projektes
- ungenügende ökologische Zielerreichung
- unattraktiv für die Erholungsnutzung
- zu hohe Kosten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe B

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung und Versand des Fragebogens			1	16
Auswertung			1	8
Total Personenstunden (P-h)			24	

Materialeinsatz:

Keine besonderen Geräte benötigt.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Akzeptanzerhebung sollte vor dem Bau und im ersten Jahr nach Bauende mindestens einmal durchgeführt werden. Bei Bedarf kann auch eine zweite Erhebung nach Bauende erfolgen (z. B. 3 Jahre nach Bauende).

Besonderes:

Der Indikator ist für alle Gewässertypen und Jahreszeiten geeignet. Die gewonnenen Daten werden in einer Datenbank (z. B. Excel) abgelegt.



Analyse der Resultate

Die Akzeptanz des Projektes sollte vor und nach den Baumassnahmen erhoben werden. Je grösser der Zustimmungsggrad der Interessengruppen nach Fertigstellung des Projektes, desto besser wurden Projekt und Projektverlauf angenommen. Für die Standardisierung entspricht der 1-Richtwert einer durchschnittlich sehr grossen Akzeptanz, während der 0-Richtwert einer durchschnittlich sehr kleinen Akzeptanz gleichkommt. Ein kritischer Schwellenwert liegt bei einer mittleren Akzeptanz, denn bei einem Zustimmungsggrad kleiner als „mittlere Akzeptanz“ ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass zukünftige Revitalisierungsprojekte bei einer Abstimmung in der Gemeindeversammlung abgelehnt werden (Abbildung 4).

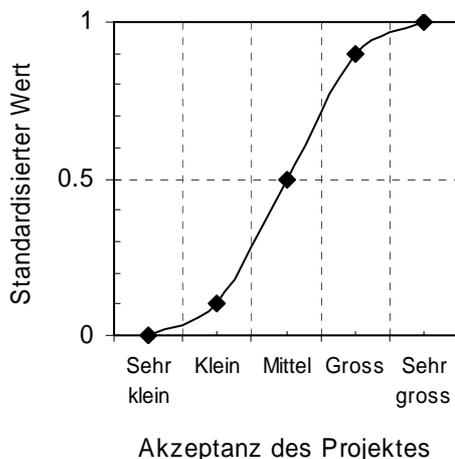


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Durch den Vergleich mit der Akzeptanz vor Durchführung der Baumassnahmen kann untersucht werden, ob sich die Akzeptanz nach Beendigung des Revitalisierungsprojektes erheblich verbessert hat. Bisherige Untersuchungen haben nämlich gezeigt, dass die Akzeptanz nach Beendigung des Projektes signifikant grösser ist als vor der Bauausführung (Bratrach 2004).



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung“ wird idealerweise zeitgleich mit dem Indikator Nr. 29 „Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung“ erhoben. Dadurch kann der totale Aufwand halbiert werden, da beide Indikatoren im Rahmen des gleichen Interviews erhoben werden können.

Bei der Beurteilung der Akzeptanz spielen die Aspekte Erholungsnutzung, Hochwasserschutz und Verbesserung des ökologischen Zustandes eine Rolle. Jedoch haben auch die Einbindung der betroffenen Personen in den Entscheidungsfindungsprozess (Partizipation) und die Budgeteinhaltung einen Einfluss auf die Akzeptanz eines Projektes. Die Akzeptanz ist daher ein sehr integrierender Indikator.



Anwendungsbeispiele

Es sind bisher keine konkreten Untersuchungen bekannt.



Literatur

Bratrich, C. 2004. Planung, Bewertung & Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management - Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. Diss Nr. 15440. 343 pp.

3

Akzeptanz: Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe

Autor: Markus Hostmann, Eawag



Hintergrund

Die Akzeptanz eines Revitalisierungsprojektes macht eine Aussage, wie das Projekt und der ganze Projektverlauf bei den Akteuren aufgenommen werden. Sie wird durch den Zustimmungsgrad [%] bei den Akteuren nach Durchführung des Projektes beschrieben. Der Indikator „Akzeptanz“ kann bei drei unterschiedlichen Zielgruppen angewendet werden: bei einer organisierten Begleitgruppe, bei Interessensgruppen welche nicht in einer Begleitgruppe organisiert sind (Indikator Nr. 1), oder bei der gesamten Bevölkerung (Indikator Nr. 2). Wir schlagen vor, dass die Akzeptanz bei einer der drei Zielgruppen erhoben wird.

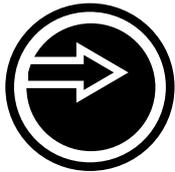
Je grösser die Akzeptanz des Projektes, umso leichter werden in Zukunft Revitalisierungsprojekte in der gleichen Region umgesetzt werden können. Die Akzeptanz ist demnach ein wichtiger Indikator für ein nachhaltiges Fliessgewässer-Management im Bereich der sozioökonomischen Erfolgskontrolle.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	♦
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation	
	naturnahe Temperaturregime			
	longitudinale Vernetzung			
	laterale Vernetzung			
	vertikale Vernetzung			
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	funktionierende organische Kreisläufe			

- ♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Zustimmung mit dem Projekt nach Kategorien

Aufnahmeverfahren:

Umfrage bei der Begleitgruppe des Projektes, in welcher die betroffenen Interessengruppen organisiert sind.

Die Personen werden nach ihrem Zustimmungsgrad bezüglich des gesamten Projektes befragt. Dabei werden die in Tabelle 2 beschriebenen Klassen gebildet:

Tabelle 2: Klassen des Zustimmungsgrads mit dem Projekt.

sehr kleine Akzeptanz	kleine Akzeptanz	mittlere Akzeptanz	grosse Akzeptanz	sehr grosse Akzeptanz
Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine geringe Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine mittlere Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine grosse Zustimmung mit dem Projekt.	Die Befragten zeigen durchschnittlich eine sehr grosse Zustimmung mit dem Projekt.

Falls einige Befragte eine geringe oder sehr geringe Zustimmung mit dem Projekt zeigen, sollte nach dem Grund gefragt werden:

Frage: Was sind die Gründe für die geringe Zustimmung gegenüber dem Projekt?

Mögliche Antworten sind dabei:

- mangelhafter Einbezug in die Planung des Projektes
- ungenügende ökologische Zielerreichung
- unattraktiv für die Erholungsnutzung
- zu hohe Kosten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erhebung	1	4		
Auswertung	1	2		
Total Personenstunden (P-h)	6			

Bemerkungen: Dieser Zeitanatz gilt nur, falls die betroffenen Interessengruppen bereits in Form einer Begleitgruppe organisiert sind und die Akzeptanzerhebung in diesem Rahmen durchgeführt werden kann.

Materialeinsatz:

Keine besonderen Geräte benötigt.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Akzeptanzerhebung sollte vor dem Bau und im ersten Jahr nach Bauende mindestens einmal durchgeführt werden. Bei Bedarf kann auch eine zweite Erhebung nach Bauende erfolgen (z. B. 3 Jahre nach Bauende).

Besonderes:

Der Indikator ist für alle Gewässertypen und Jahreszeiten geeignet. Die gewonnenen Daten werden in einer Datenbank (z. B. Excel) abgelegt.



Analyse der Resultate

Die Akzeptanz des Projektes sollte vor und nach den Baumassnahmen erhoben werden. Je grösser der Zustimmungsgrad der Begleitgruppe nach Fertigstellung des Projektes, desto besser wurden Projekt und Projektverlauf angenommen. Für die Standardisierung entspricht der 1-Richtwert einer durchschnittlich sehr grossen Akzeptanz, während der 0-Richtwert einer durchschnittlich sehr kleinen Akzeptanz gleichkommt. Ein kritischer Schwellenwert liegt bei einer mittleren Akzeptanz, denn bei einem Zustimmungsgrad kleiner als „mittlere Akzeptanz“ ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass zukünftige Revitalisierungsprojekte bei einer Abstimmung in der Gemeindeversammlung abgelehnt werden (Abbildung 4).

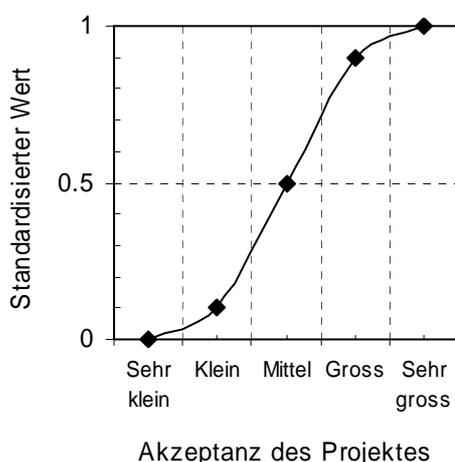


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Durch den Vergleich mit der Akzeptanz vor Durchführung der Baumassnahmen kann untersucht werden, ob sich die Akzeptanz nach Beendigung des Revitalisierungsprojektes erheblich verbessert hat. Bisherige Untersuchungen haben nämlich gezeigt, dass die Akzeptanz nach Beendigung des Projektes signifikant grösser ist als vor der Bauausführung (Bratrich 2004).



Verbindung zu anderen Indikatoren

Bei der Beurteilung der Akzeptanz spielen die Aspekte Erholungsnutzung, Hochwasserschutz und Verbesserung des ökologischen Zustandes eine Rolle. Jedoch haben auch die Einbindung der betroffenen Personen in den Entscheidungsfindungsprozess (Partizipation) und die Budgeteinhaltung einen Einfluss auf die Akzeptanz eines Projektes. Die Akzeptanz ist daher ein sehr integrierender Indikator.



Anwendungsbeispiele

Es sind bisher keine konkreten Untersuchungen bekannt.



Literatur

Bratrich, C. 2004. Planung, Bewertung & Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management - Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. Diss Nr. 15440. 343 pp.

4

Durchgängigkeit: Durchgängigkeit für Fische

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 1998)

i

Hintergrund

Überall im Gewässer findet ein ständiger aufwärts- und abwärts gerichteter Austausch von Organismen statt. Viele Fischarten suchen zum Laichen, Überwintern oder zur Nahrungsaufnahme jeweils verschiedene Orte in einem Gewässersystem auf. Auch Wirbellose sind auf eine uneingeschränkte Auf- und Abwanderung angewiesen. Durchgängigkeitsstörungen haben daher einen grossen Einfluss auf die Ausbreitung von Wassertieren im Fliessgewässersverlauf (BUWAL 1998).

Der Indikator gibt Aufschluss über den Grad der Durchgängigkeit des untersuchten Gewässerabschnittes für Fische.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	♦ longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

➔

Erhebung

Messgrösse:

Zählung, Kartierung und Abschätzung der Höhe der verschiedenen Durchgängigkeitsstörungen

Aufnahmeverfahren:

Es werden alle natürlichen und künstlichen Durchgängigkeitsstörungen anhand der Methode BUWAL (1998) durch Begehung des Gewässers erhoben. Die Erhebung beginnt an der Gewässermündung und wird bis zu ca. 3 km flussaufwärts der revitalisierten Strecke fortgesetzt. In einer Karte im Massstab 1:5'000 (unter Umständen 1:25'000) wird die genaue Lage jeder Durchgängigkeitsstörung punktförmig eingezeichnet und mit einer Nummer versehen. Die Beschreibung der Durchgängigkeitsstörung erfolgt in Erhebungsbögen. Sind Karten mit einer fortlaufenden Gewässerkilometrierung vorhanden, so wird die Kilometrierung ebenfalls in den Erhebungsbögen eingetragen.

Die folgenden Typen von Durchgängigkeitsstörungen werden unterschieden (BUWAL 1998):

1. Abstürze

Ein Absturz liegt vor, falls das Wasser, zumindest teilweise, senkrecht nach unten stürzt. Alle Abstürze mit einer Höhe über 10 cm werden aufgenommen, und die Absturzhöhe gemessen bzw. geschätzt (mit 5 cm Genauigkeit bei Abstürzen unter 1 m und mit 50 cm Genauigkeit bei Abstürzen über 1 m Höhe). Diese Werte weichen leicht von den ursprünglichen Angaben in BUWAL (1998) ab. Wichtig ist die Unterscheidung in natürliche und künstliche Abstürze. Bei letzteren wird nach Bauweise oder Material unterschieden:

- Holz: Holzbalken, Holzstämmen; senkrecht oder waagrecht angeordnet
- einzelne Blocksteine, die künstlich eingebracht wurden und über die das Wasser senkrecht abstürzt
- Beton, Steinpflasterung, Mauerwerk
- anderes Material oder Material nicht erkennbar

Bei alpinen Bächen und Tobelbächen kommt es häufig vor, dass sehr viele natürliche Abstürze in kurzen Abständen aufeinander folgen. Da es zu aufwändig wäre, alle Abstürze einzeln aufzunehmen, wird diesen Gewässerbereichen ein eigener Abschnitt zugeordnet (aufzunehmen im Erhebungsbogen unter „abschnittweise Erhebungen“). Der jeweils höchste natürliche Absturz wird zudem als einzelne Durchgängigkeitsstörung aufgenommen. Auch die künstlichen Abstürze werden - sofern vorhanden - als einzelne Durchgängigkeitsstörungen erhoben.

2. Sohlrampen

Sohlrampen sind flächige, mehr oder weniger stark geneigte Sohlenbefestigungen. Es wird unterschieden zwischen sehr rauen, aufgegliederten Sohlrampen (Blockwürfe) und eher glatten, wenig rauen Sohlrampen (aus Beton, gesetzten Steinen oder Holz) (Tabelle 2). Bei Sohlrampen wird die Absturzhöhe gemäss der unter „1. Abstürze“ erwähnten Genauigkeit gemessen bzw. geschätzt.

Tabelle 2: Beschreibung verschiedener Arten von Sohlrampen.

Sohlrampen	Struktur
sehr rauh/aufgegliedert	Stein- oder Blockwürfe u.a. (mit kleinräumig ungleichmässigem Wasserabfluss und unterschiedlicher Wassertiefe)
glatt/wenig rauh	Betonplatte, Rampe aus gesetzten Steinen (verfugt oder unverfugt) oder in Fliessrichtung geneigte Holzbalken oder -bretter

3. Wehre

Es wird unterschieden in:

3.1 Seitenentnahmen ohne Wehr

Seitenentnahmen finden sich vorwiegend an Flüssen in höher gelegenen Lagen des Mittellandes und im Voralpengebiet, die Kanalkraftwerke von Gewerbebetrieben wie Mühlen, Sägereien, Textil- oder anderer Unternehmen speisen. Bei der Seitenentnahme ohne Wehr gibt es keine Bauwerke im Hauptgerinne, welche die Durchgängigkeit stören.

3.2 Stauwehr *

Vor dem Wehr wird das Wasser aufgestaut und durch einen senkrecht (oder schräg) stehenden Rechen entnommen.

3.3 Streichwehre *

Streichwehre sind mehr oder weniger längs zur Fliessrichtung angeordnet. Sie dienen der Regulierung des Oberwasserspiegels und sind eher selten zu finden. Ein Streichwehr kann - muss aber nicht - der Wasserentnahme dienen.

3.4 Tiroler Wehr *

Vor dem Wehr gibt es im Allgemeinen keinen Aufstau. Das Wasser wird durch einen in der Sohle liegenden, leicht geneigten Rechen, bestehend aus in Fliessrichtung liegenden Balken, nach unten abgezogen. Diese Art der Wasserentnahmen findet sich in Gewässern mit grossem Geschiebetransport (in alpinen und vor allem in hochalpinen Bächen).

3.5 Talsperren *

Talsperren sind grosse Aufstauungen mittels einer Staumauer oder einem Staudamm, wodurch der gesamte Talquerschnitt abgesperrt wird.

Für die mit * markierten Wehre wird die Absturzhöhe gemäss der unter „1. Abstürze“ erwähnten Genauigkeit gemessen bzw. geschätzt.

4. Weitere Bauwerke

4.1 Fischpass

Unter dem Begriff „Fischpass“ werden hier alle Arten von Fischaufstiegshilfen zusammengefasst. Grundsätzlich können alle genannten (Quer)Bauwerke mit einem Fischpass versehen sein. Wird ein Fischpass kartiert, so muss gleichzeitig auch die Art und Höhe des am selben Ort liegenden Querbauwerkes (z. B. Stauwehr, Absturz) angegeben werden.

4.2 Geschiebesperren

Geschiebesperren sollen das bei Hochwasser transportierte Geschiebe zurückhalten. Es handelt sich um Querbauwerke mit Öffnungen, durch welche das Wasser abfliessen kann. Bei Geschiebesperren wird die Absturzhöhe gemäss der unter „1. Abstürze“ erwähnten Genauigkeit gemessen bzw. geschätzt.

4.3 Schleuse

Eine Schleuse ist eine künstliche Wasserkammer in oder an einem Fliessgewässer mit einem regulierbaren „internen“ Wasserspiegel. Durch Füllen und Entleeren wird dieser alternierend dem Oberwasser und dem Unterwasser des Flusses angepasst und ermöglicht es Wasserfahrzeugen, ein Wehr zu überwinden.

4.4 Durchlässe

Durchlässe sind Eindolungen unter Strassen, Wegen u.a. mit einer Länge von unter 25 m. Bei einer Länge von über 25 m werden Eindolungen als solche in ihrer ganzen Länge in der Karte eingetragen. Durchlässe können einen Rohrquerschnitt (Rohrdurchlass) oder Rechteckquerschnitt (Rahmendurchlass) aufweisen.

4.5 Brücken

Brücken werden nur aufgenommen, sofern sie nicht in der mitgeführten Karte verzeichnet sind.

4.6 Furt

Als Furt wird der Durchgang eines Weges durch einen Bach bezeichnet, wobei die Bachsohle in diesem Bereich mit künstlichen Massnahmen (z. B. Beton, Steinpflasterung) gesichert sein kann.

Für die Zuweisung zu den vier Kategorien wird die Konsultation von BUWAL (1998) dringend empfohlen. Hier finden sich veranschaulichende Beispiele einzelner Kategorien.

Sekundäre Erhebungen:

Evt. Fotodokumentation

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Kartierung von 3-4 km Fliessgewässerkilometern	1	9		
Total Personenstunden (P-h)		9		

Bemerkungen: Bei unwegsamem Gelände oder sehr häufig wechselnder Ausprägung des Uferbereichs kann sich die pro Tag untersuchte Gewässerstrecke bis auf die Hälfte reduzieren (1-2 km pro Bearbeiter und Tag). Umgekehrt können bei entsprechend einfachen Rahmenbedingungen bis zu 9 - 12 km pro Tag erhoben werden (BUWAL 1998).

Materialeinsatz:

Erhebungsbogen (Anhang II: „Erhebungsbogen Oekomorphologie.doc“), Schreibzeug, Karte (Massstab 1:5'000 oder 1: 25'000), Meterstab, Fotoapparat

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebungen können ganzjährig, am besten aber von Frühjahr bis Herbst erfolgen. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (BUWAL 1998). Der Indikator wird einmal vor und einmal kurz nach der Massnahme erhoben. Pro Erhebung genügt eine einmalige Aufnahme. Eine Wiederholung der Aufnahme wird erst nötig, wenn zusätzliche Bauwerke entfernt werden.

Besonderes:

Durchgängigkeitsstörungen werden im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts als Parameter des Moduls „Ökomorphologie“ der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die hier empfohlene Erhebung lehnt sich daher an die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, während die Analyse der Ergebnisse unabhängig davon erfolgt. Die Analyse bezieht sich nur auf die Durchgängigkeit des Gewässerabschnittes für Fische. Im Gegensatz zur Modul-Stufen-Konzept Methode müssen die Hindernisse von einem Fischexperten aufgenommen werden, da dieser für die Analyse die Passierbarkeit für Fische beurteilen muss.

Sollen die Daten im GIS dargestellt werden, empfiehlt sich eine elektronische Datenerfassung.

Alternative Datenquelle:

Ökomorphologie-Daten der Stufe F sind in 22 Kantonen bereits erhoben worden (Stand Oktober 2005). Daten zu den individuellen Merkmalen können somit teilweise eingeholt werden. Für die Analyse sind die Rohdaten erforderlich.



Analyse der Resultate

Für die Beurteilung eines Gewässerabschnittes bezüglich seiner Durchgängigkeit für Fische werden nur künstliche Hindernisse, welche die Auf- und/oder Abwanderung von Fischen beeinflussen, berücksichtigt. Ein einzelnes Wehr genügt bereits, um die Durchgängigkeit für Fische auf dem gesamten Gewässerabschnitt zu beeinflussen. Sind mehrere Hindernisse vorhanden, wird der Störeffekt jedes dieser Hindernisse individuell beurteilt. Dabei ist das Hindernis, welches die Durchgängigkeit für Fische am stärksten einschränkt, für die Gesamtbeurteilung ausschlaggebend.

Dem untersuchten Gewässerabschnitt wird ein standardisierter Wert von 0, 0.5, 0.75 oder 1 bezüglich seiner Durchgängigkeit für Fische zugeordnet. Der Wert 1 entspricht einer uneingeschränkten Durchgängigkeit (1-Richtwert) und trifft nur zu, wenn keine künstlichen Fischwanderhindernisse im untersuchten Abschnitt liegen. Der Wert 0 entspricht einer unterbrochener Durchgängigkeit (0-Richtwert). Dies ist der Fall, wenn die Auf- und/ oder die Abwanderung nicht möglich ist. Die Werte 0.5 und 0.75 bezeichnen eine Einschränkung der Auf- und/oder Abwanderung. Kriterien für die Zuordnung eines Wertes sind der Überlauf und die Höhe des Hindernisses, das

Vorhandensein einer Fischtreppe und die in der Region vorkommenden Fischarten. Das Flussdiagramm in Abbildung 4 dient der Beurteilung der Durchgängigkeit. Die Beurteilung erfordert die Einschätzung eines Fischexperten.

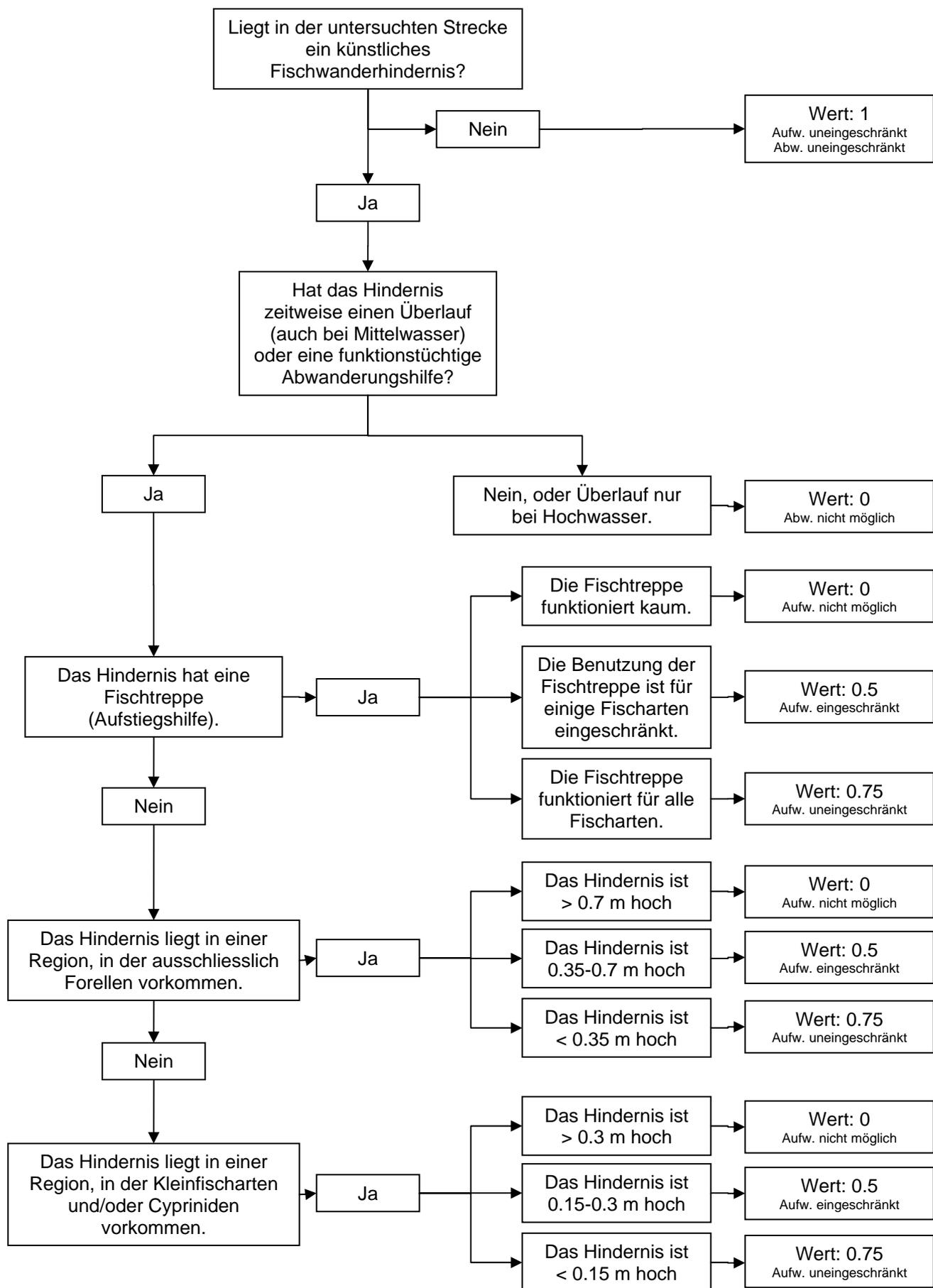


Abbildung 4: Flussdiagramm zur Beurteilung der Durchgängigkeit für Fische.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Durchgängigkeit für Fische“ hängt stark mit den drei fischökologischen Indikatoren zusammen:

- Nr. 8: Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen
- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden

Die Erhebung des Indikators kann zeitgleich mit den ökomorphologischen Parametern erfolgen:

- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches
- Nr. 46: Ufer: Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses



Anwendungsbeispiele

Durchgängigkeitsstörungen sind bereits in mehreren Kantonen im Rahmen des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts erhoben worden.



Literatur

BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept, Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. BUWAL, Bern. 42 pp.



Erholungsnutzung: Besucherzahl

Autor: Markus Hostmann, Eawag



Hintergrund

Naturnahe Flusslandschaften sind sehr beliebte Naherholungsgebiete. Durch die Revitalisierung von verbauten Flussabschnitten können gerade diese wertvollen Erholungsgebiete für die Bevölkerung geschaffen werden.

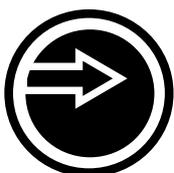
Der Indikator „Besucherzahl“ beschreibt den Erholungswert einer revitalisierten Flusslandschaft basierend auf der Anzahl Personen, welche den betreffenden Flussabschnitt besuchen. Die revitalisierte Flusslandschaft kann dabei für ganz verschiedene Aktivitäten genutzt werden (z. B. baden, spazieren, fischen, reiten, picknicken).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
	nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
◆	hoher Erholungswert	naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahes Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Anzahl Personen pro Tag, aufgetrennt nach verschiedenen Nutzungsarten (picknicken, baden, fischen, reiten, spazieren/joggen, Fahrrad fahren, Hund ausführen, Schlauchboot/ Kanu fahren, jagen, Umweltbeobachtungen (z. B. Vögel beobachten))

Aufnahmeverfahren:

Zählungen an ausgewählten Tagen im betreffenden Flussabschnitt

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Zählung			1	8
Auswertung			1	1
Total Personenstunden (P-h)			9	

Materialeinsatz:

Keine besonderen Geräte benötigt, Protokollblätter

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erste Erhebungen sollen im Jahr vor den Baumassnahmen erfolgen. Eine Wiederaufnahme der Zählungen soll im ersten Sommer nach Beendigung der Revitalisierungsarbeiten stattfinden. Die Zählungen sollten an verschiedenen Tagen im Jahr durchgeführt werden. Die Häufigkeit der Zählungen kann stark variieren. Empfohlen wird eine monatliche Zählung (in den Sommermonaten Juni bis September), über einen Zeitraum von 3 Jahren.

Besonderes:

Zählungen sind nur in den Sommermonaten bei schönem Wetter sinnvoll, da in dieser Zeit die grösste Besucherzahl erwartet werden kann. Die gewonnenen Daten sollen in einer Datenbank (z. B. Excel) angelegt werden, damit die Werte mit Zählungen an anderen Revitalisierungsstandorten verglichen werden können.

Alternative Datenquelle:

Beobachtungen durch andere Amtsstellen, Personen in der Region



Analyse der Resultate

Von den monatlichen Zählungen für jedes Jahr wird der Mittelwert gebildet. Die mittlere Anzahl Erholungsnutzer nach Abschluss der Revitalisierungsarbeiten wird mit der mittleren Besucherzahl vor Durchführung der Revitalisierungsarbeiten verglichen. Falls sich die Besucherzahl durch die Revitalisierungsmassnahme nicht ändert oder sogar verschlechtert, entspricht dies dem Richtwert 0 (Nutzwert unverändert). Falls sich die Besucherzahl verdreifacht (oder sogar mehr als verdreifacht), entspricht dies dem Richtwert 1 (Nutzwert deutlich gesteigert). Die Kurve zwischen den 0- und 1-Richtwerten verläuft linear (je mehr Erholungsnutzer, umso besser) (Abbildung 3).

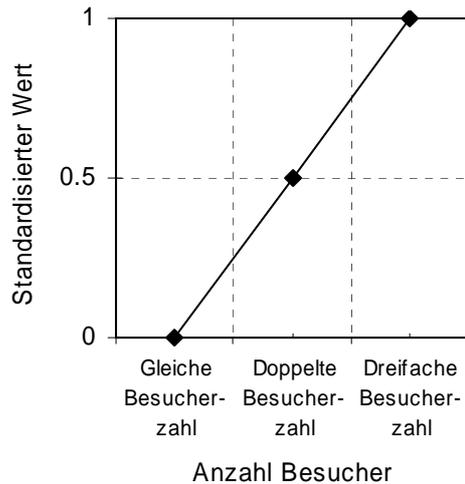


Abbildung 3: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Für die Bewertung des Projektes wird die Besucherzahl *vor* Durchführung des Revitalisierungsprojektes mit dem Wert 0 beschrieben. Die Besucherzahl *nach* Durchführung des Projektes wird wie oben dargestellt anhand der relativen Vergrösserung der Besucherzahl gewertet.

Für die Interpretation der Ergebnisse sollten die Besucherzahlen nach Nutzungsarten aufgetrennt werden. So kann unterschieden werden, wie die Besucher den Flussraum für die Erholung nutzen. Diese zusätzliche Information gibt wertvolle Hinweise darüber, welche Nutzungsarten durch die Revitalisierungsmassnahme gestärkt oder geschwächt wurden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Besucherzahl“ steht in engem Zusammenhang mit den anderen Indikatoren für das Projektziel „Erholungsnutzung“. Hierzu gehören die Indikatoren Nr. 6 „vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit“ und Nr. 7 „Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende“. Bei diesen zwei Indikatoren wird der potenzielle Erholungsnutzen eines Flussraumes gemessen, während die Besucherzahl den effektiven Erholungsnutzen ausdrückt.

Der Indikator „Besucherzahl“ kann zudem in einem Zusammenhang mit den Indikatoren Nr. 1, 2 und 3 der Projektakzeptanz stehen.



Anwendungsbeispiele

Besucherzahlen werden in einzelnen Kantonen bereits informell erhoben.

6

Erholungsnutzung: vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit

Autorin: Berit Junker, WSL

i

Hintergrund

Die meisten revitalisierten Flussabschnitte stellen neben ökologisch aufgewerteten Lebensräumen auch attraktive Erholungsgebiete für die Bevölkerung dar. Die Vielfalt der „vorhandenen Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit“ vor Projektbeginn und nach Projektende ist ein Mass für die Attraktivität eines Naherholungsraums.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
♦ hoher Erholungswert	naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

➔

Erhebung

Messgrösse:

Anzahl der Nutzungsmöglichkeiten vor Projektbeginn sowie nach Projektende

Aufnahmeverfahren:

Inspektion des Projektperimeters und Protokollierung der vorhandenen Nutzungsmöglichkeiten. Eine möglichst projektfremde Person evaluiert den Indikator anhand des Aufnahmeschemas in Tabelle 2. Je nach Zielsetzung des Revitalisierungsprojektes werden ein oder beide Flussufer evaluiert. Damit eine Nutzungsmöglichkeit als gegeben definiert werden kann, sollten alle aufgeführten Voraussetzungen erfüllt sein.

Tabelle 2: Schema zur Evaluation der Nutzungsmöglichkeiten.

Erholungs- oder Freizeitaktivität	notwendige Infrastruktur	Möglichkeit zur Ausführung der Aktivität existiert?	
		JA (je 1 Punkt)	NEIN (0 Punkte)
spazieren	- wenigstens ein kontinuierlicher Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
joggen/ nordisch walken	- wenigstens ein kontinuierlicher Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht - Belag des Weges/ Pfades muss geeignet sein für diese Aktivitäten	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
baden/ schwimmen	- Zugang zum Fluss existiert - ausreichende Wasserqualität und Wassermenge	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
entspannen/ erholen (sitzen/ liegen/ lesen)	- Bänke oder andere geeignete Plätze, um sich zu setzen oder hinzulegen - Zugang zum Flussraum im Projektperimeter existiert	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Velo fahren	- wenigstens ein kontinuierlicher befahrbarer Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
grillieren/ brätlen	- installierte oder mögliche Grilliergelegenheit	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Hunde ausführen	- wenigstens ein kontinuierlicher Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht - evt. Roby-dogs vorhanden - kein Naturschutzgebiet	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
reiten	- wenigstens ein kontinuierlicher Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht - Der Belag des Weges/Pfades muss zum Reiten geeignet sein - Zugang von Reithöfen gewährleistet	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
inlinern/ Roller skaten	- wenigstens ein kontinuierlicher Weg/ Pfad, der den Projektperimeter durchzieht - Belag des Weges/ Pfades muss zum Inline skaten geeignet sein - wenig Gefälle	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Natur beobachten (Pflanzen und Tiere)	- Zugänglichkeit des Projektperimeters - natürliche Vielfalt	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
fischen/ angeln	- Zugänglichkeit des Projektperimeters und des Flussbetts	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Orientierungslauf	- Zugänglichkeit des Projektperimeters	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
andere Nutzungsformen (z. B. ersichtlich durch Spuren oder Infrastruktur oder durch Observation der entsprechenden Aktivität)		<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
		Summe der Punkte:	

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Inspektion des Projektperimeters und Ausfüllen der Checkliste	1	1-5		
Total Personenstunden (P-h)	1-5			
Bemerkungen: Die Dauer der Inspektion hängt von der Grösse des Projektperimeters ab.				

Materialeinsatz:

Evaluationschema

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Je eine Erhebung vor Projektbeginn und nach Projektende. Sinnvoller Zeitpunkt in den Sommer- oder frühen Herbstmonaten. Die nachher-Evaluation soll nach vollständiger Wiederbesiedlung des Projektperimeters durch Flora und Fauna durchgeführt werden (d.h. nach ca. 2-4 Jahren). Es soll für beide Erhebungen möglichst der gleiche Monat gewählt werden.

Besonderes:

Messung in den Sommermonaten. Je nach Projektziel des jeweiligen Revitalisierungsprojekts (z. B. Naturschutzgebiet vorgesehen) werden nur eines oder beide Flussufer evaluiert.

Die Ablage der Daten in einer Datenbank (z. B. Excel) ist empfehlenswert.



Analyse der Resultate

Die gegebenen Nutzungsformen werden mit jeweils einem Punkt bewertet und jeweils für die Messung vor Projektbeginn und nach Projektende addiert.

Die erhobenen Werte der vorher- und nachher-Messungen lassen sich mit Hilfe der folgenden Gleichung standardisieren:

$$y = 0.0833 \cdot x$$

Die minimale Punktzahl 0 für vorhandene Nutzungsmöglichkeiten entspricht dem 0-Richtwert. Eine Punktzahl von 12 und >12 entspricht dem 1-Richtwert (Abbildung 4).

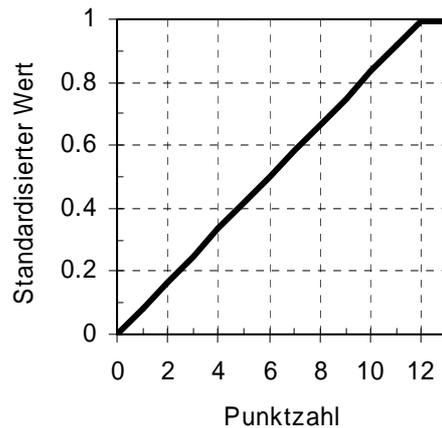


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „orhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit“ wird durch die Aufnahme der folgenden Indikatoren ergänzt:

- Nr. 5: Erholungsnutzung: Besucherzahl
- Nr. 7: Erholungsnutzung: Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende
- Nr. 20: Landschaft: ästhetischer Landschaftswert

Eine Korrelation dieser Indikatoren ist wahrscheinlich.

Des Weiteren darf angenommen werden, dass eine Steigerung der Nutzungsvielfalt auch die Projektakzeptanz langfristig positiv beeinflusst.



Anwendungsbeispiele

Nach derzeitigem Wissensstand wurde der Indikator noch nicht in dieser Form angewendet. Für ähnliche/ vergleichbare Erhebungen siehe Nohl (1977).

Die verschiedenen möglichen Erholungs- und Freizeitaktivitäten wurden anhand vorhandener Literatur (Nohl 1998, Gloor & Meier 2001) sowie eigener Untersuchungen (Junker et al. 2003) ermittelt.



Literatur

- Junker, B., M. Baumeler, R. Debrunner, P. Nigg, C. Poncini & M. Zschokke. 2003. Wie sieht die Bevölkerung aus Weinfeldern und Bürglen ihre Thur? natur+mensch 5: 4-7.
- Nohl, W. 1977. Messung und Bewertung der Erlebniswirksamkeit von Landschaften, KTBL-Schriften Nr. 218, Darmstadt.
- Nohl, W. 1998. Die Isar - Münchens besonderer Erlebnis- und Erholungsraum. Untersuchungen und gutachterliche Hinweise zu den Funktionsbereichen Landschaftsästhetik und Freizeit/Erholung im Rahmen der Restwasserstudie an

der Isar zwischen Höllriegelskreuther und Oberföhringer Wehr, Kirchheim. 197
pp.
Gloor, D. & H. Meier. 2001. Soziale Raumnutzung und ökologische Ansprüche.
Grundlagen und Materialien. Professur Forstpolitik und Forstökonomie
Department Forstwissenschaften, ETH Zürich.



Erholungsnutzung: Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende

Autorin: Berit Junker, WSL



Hintergrund

Dieser Indikator misst die Möglichkeiten des Zugangs zum Flussgebiet im Projektperimeter durch Erholungssuchende. Die meisten revitalisierten Flussräume stellen neben ökologisch aufgewerteten Lebensräumen auch Erholungsgebiete für die örtliche Bevölkerung dar. Entsprechend ist die Zugänglichkeit für die Erholungssuchenden von zentraler Bedeutung (Nohl 2001, Junker et al. 2003).

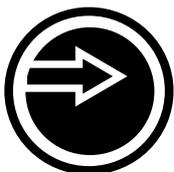
Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
♦ hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Zugangsmöglichkeiten sowie ihre qualitativen Eigenschaften im Projektperimeter vor Projektbeginn sowie nach Projektende

Aufnahmeverfahren:

Inspektion des Projektperimeters jeweils vor Projektbeginn und nach Projektende durch eine möglichst projektfremde Person. Protokollierung der

vorhandenen Zugangsmöglichkeiten. Evaluation des Indikators anhand des Evaluationschemas in Tabelle 2.

Tabelle 2: Schema zur Evaluation der Zugangsmöglichkeiten.

Frage Nr.:	Aspekt	Wert 1	Wert 0
1a.	Gibt es im Projektperimeter mindestens einen Weg/Pfad, der direkt zum Flussbett führt?	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
1b.	Wie viele Wege/ Pfade führen innerhalb des Projektperimeters direkt zum Flussbett?	
1c.	Ist es anderweitig möglich, das Flussbett zu erreichen (ohne grossen Aufwand/ Gefahr/ Beeinträchtigung der Vegetation)?	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
1d.	Entlang wie vieler Meter des Ufers ist es möglich, den Fluss innerhalb des Projektperimeters anderweitig zu erreichen (s. 1c.)? m	
2.	Existiert wenigstens ein Weg/ Pfad, der kontinuierlich durch den Projektperimeter führt (z. B. parallel zum Flussbett)?	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
3.	Gibt es Wege/ Pfade, die durch den Projektperimeter führen und die (nicht notwendigerweise kontinuierliche) Ausblicke auf das Flussbett erlauben? <ul style="list-style-type: none"> • Sind Ausblicke auf das Wasser möglich für mehr als 30 % des Projektperimeters? → Punktwert 1 • Sind Ausblicke auf das Wasser möglich für weniger als 30 % des Projektperimeters? → dann Punktwert 0.5 statt 1 	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
		<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
4.	Ist das Areal des Projektperimeters leicht von aussen zugänglich (z. B. behinderter Zugang durch grosse Auto- oder Zugtrassen oder andere schwer durchgängige Areale)?	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
5.	Falls Kiesbänke im Projektperimeter existieren: gibt es Pfade, die den Zugang erlauben?	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
6a.	Gibt es Parkplätze in der Nähe? (falls "ja" Punktwert 0.5)	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
6b.	Gibt es öffentliche Verkehrsmittel in der Nähe? (falls "ja" Punktwert 0.5)	<input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein
7.	Sind die Zugänge zum Flussbett sicher und ohne Gefahr benutzbar für die Öffentlichkeit (z. B. für Kinder)? die Mehrzahl der Zugänge → Punktwert 1 nur 1 bis wenige → Punktwert 0.5	<input type="radio"/> ja <input type="radio"/> ja	<input type="radio"/> nein

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erhebung im Feld			1	1-5
Total Personenstunden (P-h)			1-5	
Bemerkungen: Die Dauer der Erhebung hängt von der Grösse des Projektperimeters ab.				

Materialeinsatz:

Evaluationschema

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Je eine Erhebung vor Projektbeginn und nach Projektende. Eine weitere Aufnahme des Indikators 2-3 Jahre später wäre sinnvoll (vollständige Wiederbesiedlung des Projektperimeters durch Flora und Fauna, Veränderungen in der Pfadinfrastruktur). Sinnvoller Zeitpunkt in den Sommer- oder frühen Herbstmonaten. Es soll für beide Erhebungen möglichst der gleiche Monat gewählt werden.



Analyse der Resultate

1. Addition der Punktwerte

Die Werte für die Aufnahmen vor und nach Projektbeginn werden nach dem folgenden Berechnungsschlüssel zusammengezählt:

- 1 Punkt für jede Frage, die mit "ja" beantwortet werden kann. Nur die Fragen 6a and 6b erhalten bei einer Zustimmung einen Punktwert von jeweils 0.5.
- Berechnung des Punktwertes für die Fragen 1b und 1d:
 - Länge des neu projektierten Flussverlaufes (gemessen in der Flussmitte) in m/ 100 m = z.
 - Für Frage 1d:
 - Punktwert 0 falls zugängliche Uferlänge < 1m oder falls zugängliche Uferlänge > 1m und < 20 % der Uferlänge innerhalb des Projektperimeters
 - Punktwert 1 falls zugängliche Uferlänge > 20 % der Uferlänge
 - Für Frage 1b:
 - Punktwert 0 falls die Anzahl der Wege/ Pfade < 1
 - Punktwert 1 falls die Anzahl der Wege/ Pfade ≥ 1 , aber < Wert z.
 - Punktwert 2 falls die Anzahl der Wege/ Pfade \geq Wert z.

Beispiel:

Länge Projektperimeter 1200 m

$\rightarrow z = 1200 \text{ m} / 100 \text{ m} = 12$

Falls Anzahl der Zugänge (Frage 1b.) = 12 \rightarrow Punktwert = 2.

Falls Anzahl der Zugänge = 4 \rightarrow Punktwert = 1 etc.

- Falls die Fragen 1a und 1b zusammen schon einen maximalen addierten Punktwert von 3 ergeben, werden die Punktwerte für die Fragen 1c and 1d in der Berechnung nicht mehr mit berücksichtigt (Wert 0).
- Falls die Fragen 1a und 1b zusammen weniger als einen maximalen addierten Punktwert von 3 erhalten, werden die Punktwerte für die Fragen 1c and 1d in der weiteren Berechnung mit berücksichtigt
- Frage 5: wird nur in die Berechnungen mit einbezogen, falls Kiesbänke im Projektperimeter existieren und falls diese nicht für ein Naturschutzgebiet vorgesehen sind.

Aus der Addition der Punkte resultiert ein Wert x zwischen 0 und 11.

2. Bewertung

Die Standardisierung der Indikatorwerte für die vorher- sowie die nachher-Erhebungen der Zugänglichkeit erfolgt mit Hilfe folgender Gleichung:

$$y = 0.1x$$

Eine Punktzahl x von 0 entspricht dem 0-Richtwert. Eine Punktzahl x von 10 und > 10 entspricht dem 1-Richtwert (Abbildung 4).

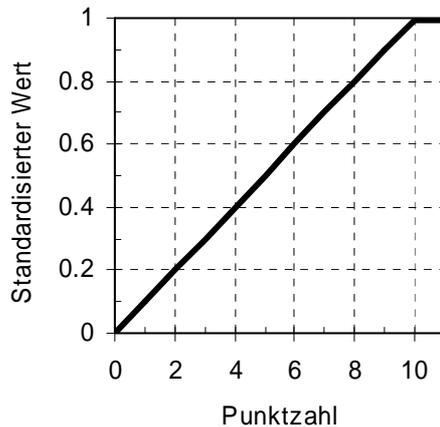


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende“ wird durch die Aufnahme der folgenden Indikatoren ergänzt:

- Nr. 5: Erholungsnutzung: Besucherzahl
- Nr. 6: Erholungsnutzung: vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit
- Nr. 20: Landschaft: ästhetischer Landschaftswert

Eine Korrelation dieser Indikatoren ist wahrscheinlich.

Des Weiteren darf angenommen werden, dass eine Steigerung der Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende auch die Projektakzeptanz langfristig positiv beeinflusst.



Anwendungsbeispiele

Nach derzeitigem Wissensstand wurde der Indikator noch nicht in dieser Form angewendet, aber einzelne Aspekte werden in Anlehnung an Nohl (2001) „Landschaftsplanung“ verwendet.



Literatur

- Junker, B., M. Baumeler, R. Debrunner, P. Nigg, C. Poncini & M. Zschokke. 2003. Wie sieht die Bevölkerung aus Weinfeldern und Bürglen ihre Thur? natur+mensch 5: 4-7.
- Nohl, W. 2001. Landschaftsplanung - Ästhetische und rekreative Aspekte. Patzer Verlag, Berlin-Hannover. 248 pp.

8

Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen

Autoren: Christine Weber und Armin Peter, Eawag

i

Hintergrund

Die Lebensraumansprüche einer Altersklasse sind sehr spezifisch. Unterschiedliche Altersklassen stellen ungleiche Ansprüche an ihren Lebensraum. Das Vorkommen verschiedener Lebensstadien in einem Habitat ist vom Vorhandensein eines vielfältigen und vernetzten Habitatangebots abhängig.

Die Analyse der Altersstruktur gibt einen Einblick in das Funktionieren von Fischpopulationen. So spiegelt der Anteil adulter Tiere das Reproduktionspotenzial wider, wogegen die Präsenz von Jungfischen den Fortpflanzungs- und Aufwuchserfolg bestätigt.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> morphologische und hydraulische Variabilität 	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> naturnaher Geschiebehauhalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

➔

Erhebung

Messgröße:

Das Vorkommen dreier verschiedener Altersklassen (0⁺-Fische, Juvenile, Adulte) und ihre jeweilige Individuenstärke werden bestimmt. Die Altersklassen werden dabei aufgrund der Körperlängen unterschieden.

Aufgrund erschwerter Fang- und Bestimmbarkeit werden Fische kleiner 30 mm aus der Bewertung ausgeschlossen.

Es werden nur einige ausgewählte, für das untersuchte Gewässer charakteristische Arten in die Auswertung einbezogen, die so genannten „sentinel species“. Das sind Arten, welche auf Veränderungen von ökologischen Prozessen sehr sensitiv reagieren, also intolerant sind (siehe Indikator Nr. 10 „ökologische Gilden“). Für unterschiedliche Flussabschnitte wird ein unterschiedliches Set von sentinel species zusammengestellt. In der Regel werden häufig vorkommende Fischarten verwendet, die sich mit Strom ohne Probleme fangen lassen (FAME 2002).

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt in drei Schritten:

1. Bestimmung natürliche Referenz (standorttypisches Artenset C)

Am besten werden eine aktuelle Referenz oder historische Daten zum Fischvorkommen beigezogen. Sind derartige Informationen nicht verfügbar, dann muss von Fachleuten mit Lokalkenntnissen eine theoretische Referenz rekonstruiert werden. Dies geschieht in zwei Schritten:

- a) Biozönotische Gliederung: Basierend auf historischen Karten wird die Fischregion bestimmt. Dabei kann das Gefälle-Breite-Diagramm von Huet (1959) verwendet werden.
- b) Einbezug besonderer unmittelbarer Verhältnisse: Zusätzlich zur theoretischen Zonierung müssen auch Temperatur- und Abflussregime sowie der natürliche Vernetzungsgrad des Gewässers berücksichtigt werden: Die natürlichen Verhältnisse (Grundwasserspeisung etc.) können dazu führen, dass einzelne Fischregionen im Längsverlauf fehlen, wiederholt oder verschoben sind. Entsprechend müssen sommerkalte Gewässer mit geringem Gefälle und Seeausflüsse, deren Temperatur durch den See gesteuert ist, speziell behandelt werden (Schager & Peter 2004).

2. Erhebung aktuelles Artenset (A)

Der Fischbestand der Untersuchungsstrecke wird mit einer semi-quantitativen Aufnahme beprobt (Peter & Erb 1997). Die Strecke wird dazu in einem Durchgang befischt. Absperrungen sind für kleine Gewässer empfohlen. In grösseren Gewässern empfiehlt es sich dagegen, natürliche oder künstliche Stufen wie Schwellen oder Abstürze als Streckengrenzen zu nutzen.

Die Befischung beschränkt sich auf Mesohabitate. Mesohabitate sind Flächen oder Teillebensräume, die bezüglich Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung in sich einheitlich sind (z. B. Schnellen, Kolke, Flachuferbereiche, Hinterwasser, Tümpel, Seitengerinne, Mündung eines Zubringers). Um möglichst alle anwesenden Fischarten erfassen zu können, müssen alle in der Untersuchungsstrecke vorkommenden Mesohabitatstypen gleichmässig und mit vergleichbarem Aufwand beprobt werden. Pro Mesohabitatstyp sollten mindestens 3 Flächen befischt werden. Bei limitiertem Set an Habitatstypen werden 5 bis 6 Flächen desselben Typs beprobt. Idealerweise weisen diese Flächen eine Länge von mindestens 30 - 50 m auf.

Die Fische werden unter kontrollierten Bedingungen gehältert, betäubt, vermessen und nach erfolgter Erholung wieder an den Fangorten verteilt.

3. Bestimmung der Altersklassen

Für jede sentinel species wird ein Längenfrequenzdiagramm in der unten angegebenen Form erstellt (Abbildung 2). Die Klassenbreite der Totallänge beträgt idealerweise 10 mm. Mit wesentlich grösseren Klassenbreiten (50 mm) lassen sich keine Analysen der Populationsstruktur vornehmen.

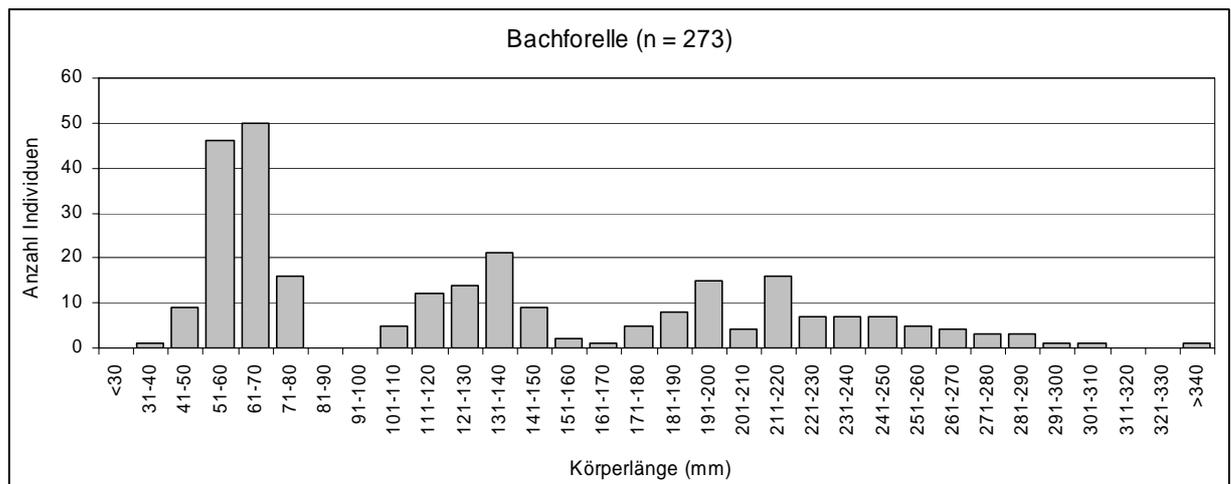


Abbildung 2: Beispiel für ein Längenfrequenzdiagramm. Elektrische Befischung des Schwendibachs (AI) am 22.8.2000 (Schager & Peter 2001).

Basierend auf dem Längenfrequenzdiagramm werden die drei Altersklassen 0⁺- oder 1⁺-Fische (abhängig vom Befischungsmonat), Juvenile und Adulttiere ausgeschieden und ihre Individuenstärke bestimmt.

Verschiedene Schritte der Darstellung der Fangresultate können in der Excel-Vorlage „Standardisierung_Fischdaten.xls“ in Anhang II automatisiert vorgenommen werden.

Sekundäre Erhebungen:

Präzise Lagebeschreibung und Ausgangspunkt der Befischung auf dem Protokollblatt festhalten (z. B. mit GPS). Länge der befischten Strecken messen (Messband, Laservermessungsgerät). Situation photographisch festhalten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe C

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Befischungen im Feld (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9	2	9
Auswertung der Daten (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9		
Total Personenstunden (P-h)	18		18	

Bemerkungen: Der Aufwand für die Befischungen hängt stark von der Gewässergrosse und -struktur sowie der Fischmenge ab.
Für eine semi-quantitative Befischung braucht es mindestens drei Personen, eine davon als Anodenführer. Je nach Übersichtlichkeit, Zugänglichkeit, Gewässergrosse und Fischmenge ist das Personalaufgebot aber zu vergrössern.
Fehlen historische und aktuelle Vergleichsdaten, so muss zusätzliche Zeit in die Rekonstruktion einer theoretischen Referenz investiert werden.

Materialeinsatz:

Instrumente für die Befischung, Material zur Hälterung, Betäubung und Vermessung der Fische, Protokollblätter, Schreibzeug, Excel-Vorlage (Anhang II: „Standardisierung_Fischdaten.xls“)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vom methodischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Günstige Abflussbedingungen (mittlere Niederwasserführung im Spätsommer und Herbst, gute Sichttiefe)

Vom biologischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Befischen zu mindestens zwei verschiedenen Jahreszeiten nötig, um nur periodisch auftretende Arten nachweisen zu können sowie Fluktuationen von Individuenzahlen zu erfassen. Erhebungen vor und nach dem Eingriff sollen unbedingt in denselben Jahreszeiten erfolgen.
- Störung und Beeinträchtigung der Fische und Lebensstadien gering halten (Extremtemperaturen, Meiden der Laich- und Inkubationsperiode)

Die Entwicklung des Indikators hängt stark vom Erholungspotenzial des Gewässers ab, wie beispielsweise vom Vorhandensein und der Entfernung von Rekolonisationsquellen. Ideal sind deshalb saisonale Befischungen während 3-5 Jahren, wobei eine Befischung kurz nach Abschluss der Revitalisierungsarbeiten einen besonderen Informationsgehalt hat. Grundsätzlich ist aber auch nur ein einmaliger Einsatz vorstellbar, idealerweise 2 Jahre nach Fertigstellung der Massnahmen.

Alternative Datenquelle:

Bei den kantonalen Behörden anfragen, ob bereits Befischungsdaten vorliegen. Allerdings ersetzen vorhandene Daten selten die nötigen Monitoring-Aufnahmen, sind aber eine sinnvolle Ergänzung.



Analyse der Resultate

Die Individuenstärke jeder sentinel species wird anhand der Tabelle 4 bewertet.

Tabelle 4: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0	0.25	0.5	0.75	1
Individuenstärke 0 ⁺ -Fische	fehlend	Einzeltiere	schwaches Vorkommen	mittleres Vorkommen bis ausreichende Dichte	ausreichend vertreten
Individuenstärke Juvenile	fehlend	Einzeltiere	schwaches Vorkommen	mittleres Vorkommen bis ausreichende Dichte	ausreichend vertreten
Individuenstärke Adulttiere	fehlend	Einzeltiere	schwaches Vorkommen	mittleres Vorkommen bis ausreichende Dichte	ausreichend vertreten

Die Summe aus den 3 Zeilen wird durch 3 geteilt. Dabei resultiert ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1, der den Natürlichkeitsgrad der untersuchten Population widerspiegelt. Die Werte aller sentinel species werden gemittelt.

Die Analyse wird für beide saisonalen Befischungen getrennt durchgeführt. Die beiden Endwerte werden gemittelt.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die Erhebungsmethode für den Indikator „Altersstruktur von Fischpopulationen“ entspricht jener der anderen zwei fischökologischen Indikatoren, Nr. 9 „Artenvorkommen und -häufigkeit“ und Nr. 10 „ökologische Gilden“. Mit dem gewonnen Datensatz können somit also sowohl strukturelle als auch funktionelle Aspekte der beprobten Fischgesellschaft beschrieben werden. Entsprechend kann der Erhebungsaufwand verringert werden.



Literatur

- Huet, M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Transactions of the American Fisheries Society 88: 155-163.
- FAME. 2002. <http://fame.boku.ac.at/>.
- Peter, A. & M. Erb. 1997. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei, Mitteilungen zur Fischerei 58: 49-71.
- Schager, E. & A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Fische Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. BUWAL, Bern. 63 pp.
- Schager, E. & A. Peter. 2001. Bachforellensommerlinge Phase I. Teilprojekt-Nr. 00/12. Fischnetz-Publikation. Eawag Dübendorf. 315 pp.

9

Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit

Autoren: Christine Weber und Armin Peter, Eawag

i

Hintergrund

Dieser Indikator beschreibt Aufbau und Zusammensetzung einer Gemeinschaft von Fischarten. Daraus wird ersichtlich, wie vielfältig die Fischgemeinschaft ist (Diversität) und wie stark die einzelnen Arten in ihr vertreten sind (Dominanzstruktur). So lässt sich einerseits zeigen, wieweit das beobachtete Artengefüge den standort- bzw. gewässertypischen Gegebenheiten entspricht. Andererseits erlauben Präsenz oder Absenz bestimmter Arten sowie ihre relative Häufigkeit auch Rückschlüsse auf zwischenartliche Konkurrenz und mögliche Defizite im Gewässer.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	●	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	●	naturnaher Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
	●	naturnahes Temperaturregime		
	●	longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	◆	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

➔

Erhebung

Messgröße:

Die vier untenstehenden Messgrößen werden erhoben. Aufgrund erschwerter Fang- und Bestimmbarkeit werden Fische kleiner 30 mm aus der Bewertung ausgeschlossen.

1. Artenzahl

Anzahl verschiedener Fischarten

2. Präsenz-Absenz einzelner Arten

Das in der Befischung nachgewiesene, aktuelle Artenset (A) wird dem für diesen Standort und Gewässertyp charakteristischen Arteninventar (C) gegenübergestellt.

- a) **Absenz:** Eine im C aufgeführte Art fehlt im A.
- b) **Präsenz standortgerecht:** Eine im A nachgewiesene Art ist auch im C vorhanden.
- c) **Präsenz standortfremd:** Eine Art kommt im A, nicht aber im C vor.

3. Relativer Anteil der verschiedenen Arten (Dominanzstruktur)

Prozentualer Anteil der Individuen einer Art an der Gesamtindividuenzahl (p_i).

4. Fischdichte

Anzahl Fische pro 100 m². Dazu wird die Anzahl Fische durch die befischte Fläche geteilt.

Schritte 1, 3 und 4 können mit der Excel-Vorlage „Standardisierung_Fischdaten.xls“ in Anhang II automatisiert durchgeführt werden.

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt in zwei Schritten:

1. Bestimmung natürliche Referenz (standorttypisches Artenset C)

Am besten werden eine aktuelle Referenz oder historische Daten zum Fischvorkommen beigezogen. Sind derartige Informationen nicht verfügbar, dann muss von Fachleuten mit Lokalkenntnissen eine theoretische Referenz rekonstruiert werden. Dies geschieht in zwei Schritten:

- a) **Biozönotische Gliederung:** Basierend auf historischen Karten wird die Fischregion bestimmt. Dabei kann das Gefälle-Breite-Diagramm von (Huet 1959) verwendet werden.
- b) **Einbezug besonderer unmittelbarer Verhältnisse:** Zusätzlich zur theoretischen Zonierung müssen auch Temperatur- und Abflussregime sowie der natürliche Vernetzungsgrad des Gewässers berücksichtigt werden: Die natürlichen Verhältnisse (Grundwasserspeisung etc.) können dazu führen, dass einzelne Fischregionen im Längsverlauf fehlen, wiederholt oder verschoben sind. Entsprechend müssen sommerkalte Gewässer mit geringem Gefälle und Seeausflüsse, deren Temperatur durch den See gesteuert ist, speziell behandelt werden (Schager & Peter 2004).

2. Erhebung aktuelles Artenset (A)

Der Fischbestand der Untersuchungsstrecke wird mit einer semi-quantitativen Aufnahme beprobt (Peter & Erb 1997). Die Strecke wird dazu in einem Durchgang befischt. Absperrungen sind für kleine Gewässer empfohlen. In grösseren Gewässern empfiehlt es sich dagegen, natürliche oder künstliche Stufen wie Schwellen oder Abstürze als Streckengrenzen zu nutzen.

Die Befischung beschränkt sich auf Mesohabitate. Mesohabitate sind Flächen oder Teillebensräume, die bezüglich Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung in sich einheitlich sind (z. B. Schnellen, Kolke, Flachuferbereiche, Hinterwasser, Tümpel, Seitengerinne, Mündung eines Zubringers). Um möglichst alle anwesenden Fischarten erfassen zu können, müssen alle in der Untersuchungsstrecke vorkommenden Mesohabitatstypen gleichmässig und mit vergleichbarem Aufwand beprobt werden. Pro Mesohabitatstyp sollten mindestens 3 Flächen befishet werden. Bei limitiertem Set an Habitatstypen werden 5 bis 6 Flächen desselben Typs beprobt. Idealerweise weisen diese Flächen eine Länge von mindestens 30 - 50 m auf.

Die Fische werden unter kontrollierten Bedingungen gehältert, betäubt, vermessen und nach erfolgter Erholung wieder an den Fangorten verteilt.

Sekundäre Erhebungen:

Präzise Lagebeschreibung und Ausgangspunkt der Befischung auf dem Protokollblatt festhalten (z. B. mit GPS). Länge der befisheten Strecken messen (Messband, Laservermessungsgerät). Situation photographisch festhalten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe C

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Befischungen im Feld (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9	2	9
Auswertung der Daten (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9		
Total Personenstunden (P-h)	18		18	
Bemerkungen: Der Aufwand für die Befischungen hängt stark von der Gewässergrosse und -struktur sowie der Fischmenge ab. Für eine semi-quantitative Befischung braucht es mindestens drei Personen, eine davon als Anodenführer. Je nach Übersichtlichkeit, Zugänglichkeit, Gewässergrosse und Fischmenge ist das Personalaufgebot aber zu vergrössern. Fehlen historische und aktuelle Vergleichsdaten, so muss zusätzliche Zeit in die Rekonstruktion einer theoretischen Referenz investiert werden.				

Materialeinsatz:

Instrumente für die Befischung, Material zur Hälterung, Betäubung und Vermessung der Fische, Protokollblätter, Schreibzeug, Excel-Vorlage (Anhang II: „Standardisierung_Fischdaten.xls“)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vom methodischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Günstige Abflussbedingungen (mittlere Niederwasserführung im Spätsommer und Herbst, gute Sichttiefe)

Vom biologischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Befischen zu mindestens zwei verschiedenen Jahreszeiten nötig, um nur periodisch auftretende Arten nachweisen zu können sowie Fluktuationen von Individuenzahlen zu erfassen. Erhebungen vor und nach dem Eingriff sollen unbedingt in denselben Jahreszeiten erfolgen.
- Störung und Beeinträchtigung der Fische und Lebensstadien gering halten (Extremtemperaturen, Meiden der Laich- und Inkubationsperiode)

Die Entwicklung des Indikators hängt stark vom Erholungspotenzial des Gewässers ab, wie beispielsweise vom Vorhandensein und der Entfernung von Rekolonisationsquellen. Ideal sind deshalb saisonale Befischungen während 3-5 Jahren, wobei eine Befischung kurz nach Abschluss der Revitalisierungsarbeiten einen besonderen Informationsgehalt hat. Grundsätzlich ist aber auch nur ein einmaliger Einsatz vorstellbar, idealerweise 2 Jahre nach Fertigstellung der Massnahmen.

Alternative Datenquelle:

Bei den kantonalen Behörden anfragen, ob bereits Befischungsdaten vorliegen. Allerdings ersetzen vorhandene Daten selten die nötigen Monitoring-Aufnahmen, sind aber eine sinnvolle Ergänzung.



Analyse der Resultate

Die Befischungsdaten jedes Aufnahmejahres (2 saisonale Kampagnen) werden vereinigt. Das aktuelle Artenset A (vor oder nach der Revitalisierungsmassnahme) wird dem standorttypischen Artenset C gegenübergestellt. Für diese Gegenüberstellung kann die Matrix in Tabelle 3 verwendet werden (adaptiert nach Schmutz et al. 2000). Dabei werden die Punkte der einzelnen Zeilen zusammengezählt.

Tabelle 3: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1
Fischdichte *	massive Veränderung (± 100 %)	starke Veränderung (± 50 - 100 %)	wesentliche Veränderung (± 50 %)	geringfügige Veränderung (± 25 %)	keine Veränderung (± 10 %)
standortgerechte Arten (Anzahl Arten)	die meisten fehlen	viele fehlen	mehrere fehlen	einzelne fehlen	keine oder fast keine fehlen
standortfremde Arten (Anzahl Individuen)	dominieren die Gemeinschaft (> 50 %)	Beträchtlicher Anteil (10 - 50 %)	zahlreich vorhanden (2 - 10 %)	als Einzeltiere vorhanden (<2 %)	keine vorhanden
Dominanzstruktur **	massive Veränderung	starke Veränderung	wesentliche Veränderung	geringfügige Veränderung	keine Veränderung

* Fischdichten können massiven jährlichen Schwankungen unterworfen sein. Dennoch erachten wir die Fischdichte als einen Parameter, der grob bewertbar ist.

** Bewertung anhand der 3 - 4 dominantesten Fischarten der Referenz.

Die Summe aus den 4 Zeilen wird durch 4 geteilt. Als Endgrösse resultiert damit ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1. Dieser kann für die weitere Bewertung verwendet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die Erhebungsmethode für den Indikator „Artenvorkommen und -häufigkeit“ entspricht jener der anderen zwei fischökologischen Indikatoren, Nr. 8 „Altersstruktur von Fischpopulationen“ und Nr. 10 „ökologische Gilden“. Mit dem gewonnen Datensatz können somit also sowohl strukturelle als auch funktionelle Aspekte der beprobten Fischgesellschaft beschrieben werden. Entsprechend kann der Erhebungsaufwand verringert werden.



Anwendungsbeispiele

In der vorliegenden Form wurde der Indikator bisher noch nicht erhoben. Ein ähnliches Vorgehen findet sich im Fisch-Modul Stufe F des Modulstufenkonzepts (Schager & Peter 2004).



Literatur

- Huet, M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Transactions of the American Fisheries Society 88: 155-163.
- Peter, A. & M. Erb. 1997. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fliessgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei, Mitteilungen zur Fischerei 58: 49-71.
- Schager, E. & A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Fische Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. BUWAL, Bern. 63 pp.
- Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel & M. Jungwirth. 2000. Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fliessgewässern, Wien.



Fische: ökologische Gilden

Autoren: Christine Weber und Armin Peter, Eawag



Hintergrund

Als Gilden werden Artengruppen bezeichnet, die ähnliche Strategien zur Ressourcennutzung verfolgen oder ähnliche Lebensformtypen zur Reproduktion, Ernährung oder Migration aufweisen (Jungwirth et al. 2003). Beispielsweise zählen Fische, die derselben Trophiestufe angehören und ungefähr die gleichen Nahrungsressourcen nutzen, zu derselben Gilde konkurrierender Arten (Primack 1995).

Gilden widerspiegeln Ressourcenangebot und Vielfalt eines Gewässers. Durch die Präsenz oder Absenz bestimmter Gilden lassen sich wertvolle Rückschlüsse auf allfällige Defizite ziehen. Der Gildenansatz ermöglicht den Vergleich von Gewässersystemen mit unterschiedlicher taxonomischer Zusammensetzung, z. B. unterschiedlicher zoogeographischer Lage.

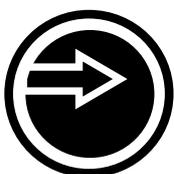
Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> morphologische und hydraulische Variabilität 	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora ♦ naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgröße:

Anzahl verschiedener Gilden, bzw. deren Individuenstärken innerhalb eines untersuchten Abschnitts. Aufgrund erschwelter Fang- und Bestimmbarkeit werden Fische kleiner 30 mm aus der Bewertung ausgeschlossen.

Die Zugehörigkeit der einzelnen Arten zu den jeweiligen Gilden kann der Excel-Vorlage in Anhang II „Standardisierung_Fischdaten.xls“ entnommen werden. Folgende Gilden werden betrachtet (adaptiert nach Schmutz 2000, FAME) (Tabelle 2):

Tabelle 2: Berücksichtigte ökologische Gilden.

Generelle Strömungspräferenz	
rheophil	strömungsliebend
indifferent	keine klare Präferenz von strömenden oder stehenden Bereichen
limnophil/ stagnophil	ruhigwasserliebend
Strukturbezug	
strukturgebunden	Lebensweise stark an Strukturen gebunden
mässig strukturgebunden	Leben im Nahbereich von Strukturen
strukturungebunden	Lebensweise an keine wesentlichen Strukturen gebunden
Temperaturtoleranz	
oligo-stenotherm	gesamter Lebenszyklus auf relativ niedrigen Temperaturbereich beschränkt
meso-eurytherm	An mittleren Temperaturbereich angepasste Arten. Grössere Varianz in den Temperaturansprüchen in Abhängigkeit von Lebensstadium und Jahreszeit (z. B. Mindesttemperaturen im Frühling/ Sommer für eine erfolgreiche Reproduktion).
Bevorzugtes Laichsubstrat	
polyphil	keine besonderen Ansprüche ans Laichsubstrat
lithophil	Steine
pelagophil	Freiwasser
phytophil	Pflanzen
psammophil	Sand
ostracophil	Muscheln
speleophil	Hohlräume/ Höhlen
Ernährungstyp	
detritivor	Algen und Detritus werden aus dem Sediment filtriert
benthivor/ insectivor	Bodennahrung und Insekten fressend
piscivor	Fischfresser/ Raubfische. V.a. Fische, aber auch geringer Anteil an terrestrischer und anderer aquatischer Nahrung.
planktivor	Filtration von vorwiegend Zooplankton und teilweise Phytoplankton
omnivor/ euryphag	Allesfresser. Breites Nahrungsspektrum.
herbivor	Pflanzenfresser
Migrationstyp	
kurz	Kurzstreckenwanderer. Ortsveränderung auf wenige Kilometer beschränkt. Laichwanderung ausschliesslich im Süsswasser.
mittel	Mittelstreckenwanderer. Ortsveränderung bis über 100km. Laichwanderung ausschliesslich im Süsswasser (potamodrome Fische).
lang	Langstreckenwanderer. Ortsveränderung über mehrere 100km mit Laichwanderung zwischen Süss- und Salzwasser (diadrome Fische).
Toleranz gegenüber Verschmutzung und Degradierung der Gewässer	
tolerant	unempfindlich gegenüber anthropogenen Gewässereingriffen
intolerant	reagiert empfindlich auf anthropogen bedingte Veränderungen des Gewässers
Langlebigkeit	
kurzlebig	Individuen leben weniger als 5 Jahre
mittlere Lebensdauer	Individuen werden zwischen 5 -15 Jahren alt
langlebig	Individuen werden älter als 15-jährig

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt in drei Schritten:

1. *Bestimmung natürliche Referenz (standorttypisches Artenset C)*

Am besten werden eine aktuelle Referenz oder historische Daten zum Fischvorkommen beigezogen. Sind derartige Informationen nicht verfügbar, dann muss von Fachleuten mit Lokalkenntnissen eine theoretische Referenz rekonstruiert werden. Dies geschieht in zwei Schritten:

- a) Biozönotische Gliederung: Basierend auf historischen Karten wird die Fischregion bestimmt. Dabei kann das Gefälle-Breite-Diagramm von (Huet 1959) verwendet werden.
- b) Einbezug besonderer unmittelbarer Verhältnisse: Zusätzlich zur theoretischen Zonierung müssen auch Temperatur- und Abflussregime sowie der natürliche Vernetzungsgrad des Gewässers berücksichtigt werden: Die natürlichen Verhältnisse (Grundwasserspeisung etc.) können dazu führen, dass einzelne Fischregionen im Längsverlauf fehlen, wiederholt oder verschoben sind. Entsprechend müssen sommerkalte Gewässer mit geringem Gefälle und Seeausflüsse, deren Temperatur durch den See gesteuert ist, speziell behandelt werden (Schager & Peter 2004).

2. *Erhebung aktuelles Artenset (A)*

Der Fischbestand der Untersuchungsstrecke wird mit einer semi-quantitativen Aufnahme beprobt (Peter & Erb 1997). Die Strecke wird dazu in einem Durchgang befischt. Absperrungen sind für kleine Gewässer empfohlen. In grösseren Gewässern empfiehlt es sich dagegen, natürliche oder künstliche Stufen wie Schwellen oder Abstürze als Streckengrenzen zu nutzen.

Die Befischung beschränkt sich auf Mesohabitate. Mesohabitate sind Flächen oder Teillebensräume, die bezüglich Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung in sich einheitlich sind (z. B. Schnellen, Kolke, Flachuferbereiche, Hinterwasser, Tümpel, Seitengerinne, Mündung eines Zubringers). Um möglichst alle anwesenden Fischarten erfassen zu können, müssen alle in der Untersuchungsstrecke vorkommenden Mesohabitatstypen gleichmässig und mit vergleichbarem Aufwand beprobt werden. Pro Mesohabitatstyp sollten mindestens 3 Flächen befischt werden. Bei limitiertem Set an Habitatstypen werden 5 bis 6 Flächen desselben Typs beprobt. Idealerweise weisen diese Flächen eine Länge von mindestens 30 - 50 m auf.

Die Fische werden unter kontrollierten Bedingungen gehältert, betäubt, vermessen und nach erfolgter Erholung wieder an den Fangorten verteilt.

3. *Ermitteln Gildenzugehörigkeit und -vielfalt*

Aufgrund der Artenliste werden sowohl für das aktuelle als auch für das standorttypische Arteninventar die Anzahl Gilden und die Gildenzusammensetzung ermittelt. Dies ist ein dreistufiges Vorgehen, das in der Excel-Vorlage „Standardisierung_Fischdaten.xls“ in Anhang II automatisiert ist:

- a) Zuweisen der Arten in die ökologischen Gilden: Die Gildenzugehörigkeiten der einzelnen Arten können der Excel-Vorlage „Standardisierung_Fischdaten.xls“ in Anhang II entnommen werden.
- b) Bestimmung der Gildenzahl: Für jeden Bereich (Temperatur, Migration etc.) wird die Anzahl verschiedener Gilden gezählt. In die Bewertung werden dabei nur die sich selbst erhaltenden Arten mit einbezogen.
- c) Bestimmung der Gildenstärke: Für jeden Bereich (Temperatur, Migration etc.) wird die Individuenstärke der einzelnen Gilden berechnet und als relativer Anteil ausgedrückt. In diesen Teil der Bewertung werden alle Arten (auch Einzelfunde) mit einbezogen.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe C

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Befischungen im Feld (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9	2	9
Auswertung der Daten (5 - 15 Mesohabitatsflächen)	1	9		
Total Personenstunden (P-h)	18		18	

Bemerkungen: Der Aufwand für die Befischungen hängt stark von der Gewässergrosse und -struktur sowie der Fischmenge ab.
Für eine semi-quantitative Befischung braucht es mindestens drei Personen, eine davon als Anodenführer. Je nach Übersichtlichkeit, Zugänglichkeit, Gewässergrosse und Fischmenge ist das Personalaufgebot aber zu vergrössern.
Fehlen historische und aktuelle Vergleichsdaten, so muss zusätzliche Zeit in die Rekonstruktion einer theoretischen Referenz investiert werden.

Materialeinsatz:

Instrumente für die Befischung, Material zur Hälterung, Betäubung und Vermessung der Fische, Protokollblätter, Schreibzeug, Excel-Vorlage (Anhang II: „Standardisierung_Fischdaten.xls“)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vom methodischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Günstige Abflussbedingungen (mittlere Niederwasserführung im Spätsommer und Herbst, gute Sichttiefe)

Vom biologischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Befischen zu mindestens zwei verschiedenen Jahreszeiten nötig, um nur periodisch auftretende Arten nachweisen zu können sowie Fluktuationen von Individuenzahlen zu erfassen. Erhebungen vor und nach dem Eingriff sollen unbedingt in denselben Jahreszeiten erfolgen.
- Störung und Beeinträchtigung der Fische und Lebensstadien gering halten (Extremtemperaturen, Meiden der Laich- und Inkubationsperiode)

Die Entwicklung des Indikators hängt stark vom Erholungspotenzial des Gewässers ab, wie beispielsweise vom Vorhandensein und der Entfernung von Rekolonisationsquellen. Ideal sind deshalb saisonale Befischungen während 3-5 Jahren, wobei eine Befischung kurz nach Abschluss der Revitalisierungsarbeiten einen besonderen Informationsgehalt hat. Grundsätzlich ist aber auch nur ein einmaliger Einsatz vorstellbar, idealerweise 2 Jahre nach Fertigstellung der Massnahmen.

Alternative Datenquelle:

Bei den kantonalen Behörden anfragen, ob bereits Befischungsdaten vorliegen. Allerdings ersetzen vorhandene Daten selten die nötigen Monitoring-Aufnahmen, sind aber eine sinnvolle Ergänzung.



Analyse der Resultate

Die Befischungsdaten jedes Aufnahmejahres (2 saisonale Kampagnen) werden vereinigt. Die Gildenzahl und -stärke des aktuellen Artensets A (vor oder nach der Revitalisierungsmassnahme) wird derjenigen des standorttypischen Artensets C gegenübergestellt. Für diese Gegenüberstellung kann die untenstehende Maxtrix in Tabelle 4 verwendet werden. Dabei werden die Punkte der einzelnen Zeilen zusammengezählt.

Tabelle 4: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1.00
Gildenzahl	die meisten Gilden fehlen	viele Gilden fehlen	mehrere Gilden fehlen	einzelne Gilden fehlen	keine Gilde fehlt
Gildenstärke	vollständige Veränderung	grundlegende Veränderung	wesentliche Veränderung	geringfügige Veränderung	keine Veränderung

Die Summe aus den 2 Zeilen wird durch 2 geteilt. Als Endgrösse resultiert damit ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1. Dieser kann für die weitere Bewertung verwendet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die Erhebungsmethode für den Indikator „ökologische Gilden“ entspricht jener der anderen zwei fischökologischen Indikatoren, Nr. 8 „Altersstruktur von Fischpopulationen“ und Nr. 9 „Artenvorkommen und -häufigkeit“. Mit dem gewonnen Datensatz können somit also sowohl strukturelle als auch funktionelle Aspekte der beprobten Fischgesellschaft beschrieben werden. Entsprechend kann der Erhebungsaufwand verringert werden.



Literatur

Huet, M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Transactions of the American Fisheries Society 88: 155-163.
 Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar & S. Schmutz. 2003. Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien. 547 pp.

- Peter, A. & M. Erb. 1997. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei, Mitteilungen zur Fischerei 58: 49-71.
- Primack, R.B. 1995. Naturschutzbiologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 713 pp.
- Schager, E. & A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Fische Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. BUWAL, Bern. 63 pp.
- Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel & M. Jungwirth. 2000. Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern, Wien.

11

Fischhabitats: Unterstände und Strukturen

Autor: Armin Peter, Eawag



Hintergrund

Fischunterstände sind hydraulische Strukturen oder Objekte in Fliessgewässern, die den Fischen als Versteck- und Ruheplätze dienen. In Unterständen sind sie vor Prädatoren und Störungen geschützt. Fischunterstände sind für Salmoniden von grosser Bedeutung. Cypriniden hängen in einem geringeren Masse direkt davon ab. Da Fischunterstände aber Auskunft über die Strukturierung eines Gewässers geben, ist ihre Analyse letztlich auch in einem Cyprinidengewässer als Parameter für die Qualität und Strukturierung des Lebensraumes bedeutungsvoll.

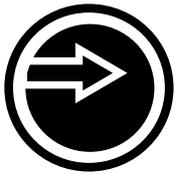
Zahlreiche Studien belegen den Rückgang von Salmoniden nach Entfernen von Unterständen oder die Zunahme der Fischdichte nach dem Wiederherstellen von Unterständen (Bjornn & Reiser 1991). Salmoniden hängen im Verlauf ihres Lebenszyklus in unterschiedlicher Weise von Unterständen ab. Unterstände im Flussbett („instream cover“) geben den Fischen Schutz und erlauben die Besiedlung von Arealen, die sie sonst nicht nutzen können. Die Unterstandsfläche ist in einigen Modellen eine wichtige Variable für die Abschätzung der Gesamtbiomasse der Salmoniden und der Lebensraumkapazität.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> morphologische und hydraulische Variabilität 	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> naturnaher Geschiebehalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Folgende Messgrössen werden erhoben:

1. Unterstandstypen

a)	turbulente Wasserzonen
b)	Kolken (verschiedene Kolkentypen werden zusammengefasst)
c)	untergetauchte Steine
d)	nicht untergetauchte Steine (auch Flächen hinter Felsen)
e)	kleine organische Partikel (mobil, wie Äste, Ansammlungen von Blättern, Gras)
f)	mittlere organische Partikel (relativ immobil, 5-20 cm Durchmesser)
g)	ganze Äste im Wasser
h)	Baumstämme
i)	Baumstümpfe oder Wurzeln
j)	überhängende Vegetation (tot oder lebend, bis max. 50 cm über der Wasserfläche)
k)	unterspülte Ufer
l)	Unterwasserpflanzen
m)	überhängendes Gras, schwimmend
n)	künstliche Unterstände

2. Fläche jedes einzelnen Unterstandstyp

Für jeden Unterstandstypus wird die Gesamtfläche in der untersuchten Fläche (benetzte Fläche) bestimmt.

Falls ein Fischunterstand 2 oder mehr Typen zugewiesen werden kann (z. B. ein Pool mit Ästen im Wasser), wird die Fläche nur einem (dem dominanten) Typus zugeordnet.

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt in zwei Schritten:

1. Erhebung aktuelles Unterstandsangebot

Erhebung der Unterstandstypen und Flächen innerhalb des untersuchten Gewässerabschnittes. Diese Erhebung erfolgt vor und nach der Durchführung der Massnahme. Die für die Unterstandsanalyse verwendete Strecke sollte mindestens 20 mal die Länge der mittleren Flussbreite umfassen, mindestens aber 200 m lang sein. Bei grösseren Flüssen (> 20 m Breite) kann die Strecke kürzer als 20 mal die mittlere Breite sein.

Für die Untersuchungstrecke wird die Fläche jedes Unterstandes ausgemessen und einem Unterstandstypus zugewiesen. Schliesslich wird für jeden Unterstandstypus die Gesamtfläche berechnet.

2. Bestimmung natürliche Referenz (standorttypische Strecke)

Am besten wird eine aktuelle natürliche/ naturnahe Referenz innerhalb desselben Gewässersystems beigezogen. Ist dies nicht möglich, kann auf eine Referenz in einem ähnlichen Gewässersystem ausgewichen werden. Die für die Unterstandsmessung herbeigezogene Referenzstrecke sollte den typischen Charakter des Gewässers widerspiegeln und mindestens 20 mal die Länge der mittleren Flussbreite umfassen, mindestens aber 200 m lang sein. Referenz und Projektstrecke können unterschiedliche Längen aufweisen.

Eine einmalige Aufnahme der Referenzstrecke wird als ausreichend betrachtet.

In beiden Strecken muss zusätzlich zur Unterstandsfläche auch die gesamte benetzte Fläche (Wasserfläche) bestimmt werden. Diese berechnet sich, indem die Länge des untersuchten Abschnittes mit der mittleren benetzten Breite multipliziert wird.

Für jede der beiden Strecken wird das Unterstandsangebot als Anteil an Unterständen an der gesamten benetzten Fläche bestimmt:

$$\text{Unterstandsangebot [\%]} = \frac{\text{Gesamte Unterstandsfläche [m}^2\text{]}}{\text{Gesamte benetzte Fläche [m}^2\text{]}} \times 100$$

Sekundäre Erhebungen:

Präzise Lagebeschreibung und Ausgangspunkt der Unterstandsanalysen werden auf einem Protokollblatt festgehalten (z. B. mit GPS). Länge der analysierten Strecken messen (Messband, Laservermessungsgerät). Situation photographisch oder mit Skizzen festhalten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erhebungen im Feld (für 1 km Gewässerlänge)	1	5	1	5
Auswertung der Daten	1	1		
Total Personenstunden (P-h)	6		5	
Bemerkungen: Der Aufwand für die Analysen hängt stark von der Gewässergrösse und -struktur ab. Breite Gewässer erfordern mehr Zeit für das Durchwaten. In der Regel weisen sie jedoch eine geringere Strukturvielfalt auf, so dass die Analysen dennoch nicht zeitaufwändig sind.				

Materialeinsatz:

Meterband oder Laservermessungsgerät, Meterstab, Protokollblätter, Schreibzeug, Kamera

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vom methodischen Gesichtspunkt her zu beachten sind:

- Günstige Abflussbedingungen (mittlere Niederwasserführung im Spätsommer und Herbst, gute Sichttiefe)
- keine Aufnahmen direkt nach starker Hochwasserführung
- Falls Makrophyten im Gewässer vorkommen und diese aus Unterhaltsgründen gemäht werden, soll die durch die Makrophyten entstandene Unterstandsfläche vor und nach dem Mähen aufgenommen werden.

Die Entwicklung der Unterstandsfläche hängt stark vom Erholungspotenzial des Gewässers (z. B. Ufervegetation) sowie vom Eintrag von Schwemmgut

ab. Es wird empfohlen, die Unterstände innerhalb von 5 Jahren mehrmals zu erheben (z. B. nach 1 Jahr, nach 2-3 Jahren sowie nach 5 Jahren nach Fertigstellung der Massnahme).



Analyse der Resultate

Das aktuelle Unterstandsangebot A im Sommer/ Herbst wird dem standorttypischen Unterstandsangebot C im Sommer/ Herbst gegenübergestellt:

$$\text{Abweichung vom Referenzzustand [\%]} = \frac{\text{aktuelles Unterstandsangebot A}}{\text{standorttypisches Unterstandsangebot C}} \left[\frac{\%}{\%} \right] \times 100$$

Dieses Verhältnis beschreibt die Abweichung vom Referenzzustand und kann anhand der Matrix in Tabelle 3 bewertet bzw. standardisiert werden:

Tabelle 3: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1
Abweichung vom Referenzzustand (%)	sehr starke Abweichung (> ± 80 %)	starke Abweichung (± 50 - 80 %)	deutliche Abweichung (± 30 - 50 %)	geringfügige Abweichung (± 10 - 30 %)	keine Abweichung (< ± 10 %)

Der Vergleich wird für die Aufnahmen vor und nach der Revitalisierungsmassnahme wiederholt.

Die vorgestellte Bewertung beurteilt die Abweichung von den Referenzbedingungen. Entsprechend wird nicht jede Zunahme des Unterstandsangebots automatisch als Verbesserung eingestuft.

Es wird hier nur das gesamte Unterstandsangebot bewertet. Es empfiehlt sich jedoch, die einzelnen Unterstandstypen in den Strecken A und C ebenfalls zu vergleichen. Das ermöglicht einen Überblick über die Veränderung einzelner Habitatstypen.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den folgenden Indikatoren, die sich ebenfalls auf die Strukturvielfalt eines Gewässers beziehen:

- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 15: Hydraulik: quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 17: Hydraulik: Variabilität der maximalen Abflusstiefe
- Nr. 26: organisches Material: Quantität von Totholz
- Nr. 43: Ufer: Dynamik der Uferstruktur
- Nr. 45: Ufer: Uferstruktur



Anwendungsbeispiele

Die Unterstandsfläche wurde bereits in mehreren Arbeiten erhoben, meist jedoch nur indirekt bewertet, z. B. Peter (1993) oder Schager & Peter (2004). Der Indikator „Unterstände und Strukturen“ kann in Modellen zur Abschätzung der Fischbiomasse eine wichtige Rolle spielen, z. B. Binns & Eisman (1979).



Literatur

- Binns, A.N. & F.M. Eisman. 1979. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. Transactions of the American Fisheries Society 108: 215-228.
- Bjornn, T.C. & D.W. Reiser. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. American Fisheries Society special publication 19: 83-138.
- Peter, A. 1993. Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees: Die Fischfauna der Fliessgewässer. Eawag Auftrag Nr. 4752. 327 pp.
- Schager E. & A. Peter. 2004. Testgebiete - Fischbestand und Lebensraum. Fischnetz-Publikation. Eawag, Kastanienbaum. 162 pp.



Geschiebe: Geschiebehaushalt

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

Viele Flüsse im Alpenraum und im Schweizerischen Mittelland haben einen stark beeinträchtigten Geschiebehaushalt. Mancherorts ist die Geschiebelieferung aus dem Einzugsgebiet durch Bachverbauungen, Geschiebesammler oder Kiesentnahmen stark reduziert. Gleichzeitig weisen die Vorfluter in ihrem kanalisierten Gerinne einen Überschuss an Transportkapazität auf. Die Folge dieses Ungleichgewichtes ist eine Tendenz zur Sohlenerosion.

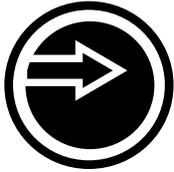
Aus ökologischer Sicht ist ein Geschiebehaushalt anzustreben, welcher der geomorphologischen Charakteristik des Gewässers entspricht. Die meisten Renaturierungsprojekte betreffen Fließgewässer in alluvialen Ebenen und Umlagerungsstrecken, welche im natürlichen Zustand einer Auflandungstendenz unterliegen bzw. sich im dynamischen Gleichgewicht befinden würden. Der Indikator „Geschiebehaushalt“ bezieht sich auf diese beiden Gewässertypen. Für geschiebefreie Strecken im Unterwasser eines Sees ist er nicht relevant.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	● morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	
hoher Erholungswert	◆ naturnaher Geschiebehaushalt			Stakeholder-Partizipation
	naturnahes Temperaturregime			
	● longitudinale Vernetzung			
	laterale Vernetzung			
	vertikale Vernetzung			
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	funktionierende organische Kreisläufe			

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Qualitative und/ oder semi-quantitative Beschreibung des Geschiebehaushaltes:

- Geschiebeaufkommen im Einzugsgebiet
- bestehende Eingriffe (Stauhaltungen, Geschiebesammler, Kiesentnahmen)
- Transportkapazität im Projektabschnitt
- potenzielle Geschiebequellen im Projektabschnitt

Veränderung der Sohlenlage:

- mittlere Sohlenlagen auf dem Projektabschnitt und im Unterwasser 5 bis 15 Jahre nach der Realisierung

Aufnahmeverfahren:

Kleine Gewässer

Grobbeurteilung des Geschiebehaushalts anhand einer Begehung des Einzugsgebietes

Mittlere und grosse Gewässer

Übergeordnete Studie mit Feldaufnahmen (auch Querprofilen) und geschiebemechanischen Berechnungen

Zeitlicher und personeller Aufwand:

kleines Gewässer: Aufwandstufe C (Tabelle 2)

mittleres Gewässer (z. B. Wigger): Aufwandstufe C (Tabelle 3)

grosses Gewässer (z. B. Reuss): Aufwandstufe C (Tabelle 4)

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (kleines Gewässer).

	Spezialisten	Helfer
Total Personenstunden (P-h)	8-40	

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (mittleres Gewässer).

	Spezialisten	Helfer
Total Personenstunden (P-h)	30 - 120	10 - 40

Bemerkungen: Bei mittleren und grossen Gewässern ist der Bearbeitungsaufwand massgebend abhängig von bestehenden Studien.

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (grosses Gewässer).

	Spezialisten	Helfer
Total Personenstunden (P-h)	100 - 1000 h	60 - 600
Bemerkungen: Bei mittleren und grossen Gewässern ist der Bearbeitungsaufwand massgebend abhängig von bestehenden Studien.		

Materialeinsatz:

Topographische und geologische Karten, Luftbilder, alte Verbauungsprojekte, Statistik über Kiesentnahmen aus Gewässern, Vermessungsausrüstung, numerische Simulationsprogramme

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Eine Aufnahme vor Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme. Eine oder mehr Aufnahmen nach Abschluss der Massnahme. Aufnahme von Querprofilen: Für die Dauer der Erfolgskontrolle alle 2 Jahre.

Besonderes:

Der Geschiebehaushalt muss von einem ausgewiesenen Spezialisten beurteilt werden.

Alternative Datenquelle:

In grösseren Gewässern werden vom Bundesamt für Wasser und Geologie Querprofile in regelmässigen Zeitabständen aufgenommen.



Analyse der Resultate

Die Bewertung bzw. Standardisierung des Indikators setzt sich zusammen aus einer Bewertung des Geschiebeaufkommens im Einzugsgebiet sowie einer Beurteilung der Projektstrecke in Bezug auf Sohlenveränderung und potenzielle Geschiebequellen.

a) Geschiebeaufkommen im Einzugsgebiet (Tabelle 5)

Tabelle 5: Bewertungsklassen für Geschiebeaufkommen im Einzugsgebiet.

Beschreibung	AEZG
Das Geschiebeaufkommen im Einzugsgebiet ist anthropogen wenig beeinflusst.	0.50
Das Geschiebeaufkommen im Einzugsgebiet ist beeinflusst (einzelne Sohlensicherungen in Runsen, Geschiebesammler in Teileinzugsgebieten oder Kiesentnahmen reduzieren das Geschiebeaufkommen um 20-50 % gegenüber dem potenziellen natürlichen Geschiebeaufkommen)	0.25
Das Geschiebeaufkommen entspricht einem Bruchteil des potenziellen natürlichen Geschiebeaufkommens im Einzugsgebiet	0.00

Abstufungen dazwischen sind möglich.

b) Projektstrecke (Tabelle 6)

Für den Parameter $A_{\text{Projektstrecke}}$ werden die Werte A_j aufsummiert, wenn die Bedingungen in der untenstehenden Tabelle erfüllt sind.

Tabelle 6: Bewertungsklassen für die Projektstrecke.

Beschreibung	$A_{\text{Projektstrecke}}$
Die Durchgängigkeit für Geschiebe ist gewährleistet (kein Geschiebesammler, Stauwehr o.ä.)	0.10
Entlang der Projektstrecke kann Geschiebe durch Seitenerosion oder Gerinneverlagerung mobilisiert werden	0.20
Auf der Projektstrecke besteht eine Tendenz zur Umlagerung/Ablagerung von Geschiebe.	0.20
Auf der Projektstrecke besteht eine Tendenz zur Sohlenerosion.	-0.20
Die Ablagerung von Geschiebe im Projektabschnitt führt zu einem Geschiebedefizit im Unterwasser.	-0.10

Die Parameter A_{EZG} und $A_{\text{Projektstrecke}}$ werden addiert. Eine Summe < 0 wird auf 0 gesetzt.

Eine lokale Revitalisierungsmassnahme hat in der Regel nur auf Parameter b einen direkten Einfluss. Erfolgt die erste nachher-Aufnahme wenige Jahre nach Umsetzung der Massnahme und haben im Einzugsgebiet keine grösseren Eingriffe in den Geschiebehaushalt stattgefunden, so kann Wert a für die vorher- und nachher-Aufnahmen als konstant angesehen werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den Indikatoren Nr. 34 „Innere Kolmation der Gewässersohle“ und Nr. 43 „Dynamik der Sohlenstruktur“.



Anwendungsbeispiele

Längsvernetzung Zulg: Abschätzung des Geschiebeaufkommens im Einzugsgebiet der Zulg und Beurteilung des Transportverhaltens auf dem Schwemmkegel mit Hilfe eines numerischen Modells. Vorschläge zur Wiederherstellung der Geschiebekontinuität und der biologischen Längsvernetzung zwischen Zulg und Aare (Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag des Fischereiinspektorats des Kantons Bern und des Tiefbauamtes des Kantons Bern, 2004, Bericht unveröffentlicht).

Reaktivierung des Geschiebehaushalts der Aare zwischen der Emme und dem Rhein. Hydraulische, geschiebemechanische und flussmorphologische Machbarkeitsstudie (Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Kantone Solothurn, Bern und Aargau, 1996, Bericht unveröffentlicht).

Geschiebehaushalt des Hochrheins. Historische Entwicklung, aktueller Zustand und Möglichkeiten zur Reaktivierung des Geschiebehaushalts zwischen dem Bodensee und Basel (Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag

des Bundesamtes für Wasser und Geologie und des Regierungspräsidiums Freiburg, 2000, Bericht unveröffentlicht).

Geschiebehaushalt Thur und Einzugsgebiet. Untersuchung des Geschiebeaufkommens im Einzugsgebiet, der bestehenden Eingriffe und des Geschiebehaushalts der Hauptgewässer im Istzustand sowie bei einer Erhöhung der Geschiebeführung (Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag des Bundesamtes für Wasser und Geologie und der Kantone AI, AR, SG, TG, ZH, 2005, Bericht unveröffentlicht).



Literatur

Hunzinger, L. 2004. Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen. Wasser, Energie, Luft 96 (9/10): 243-249.

13

Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen

Autor: Klement Tockner und Lorenz Moosmann, Eawag



Hintergrund

Die Überflutungsdynamik umfasst Zeitpunkt, Dauer, Häufigkeit und Ausmass der Überflutung von Flussufern. Damit widerspiegelt sie die Verfügbarkeit von Uferhabitaten während verschiedener Abflussereignisse (Hochwasserrefugien) sowie die Dynamik des Uferlebensraumes.

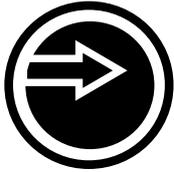
Die Überflutungsdynamik ist ein Indikator für die Habitatverfügbarkeit für Uferorganismen. Die Dichte und Diversität von Uferarthropoden wird massgeblich von der Überflutungsdynamik bestimmt. Des Weiteren widerspiegelt der Indikator die seitliche Vernetzung zwischen Fluss und angrenzendem Umland und die potenzielle Retentionskapazität. Als Messgröße wird die bei einem mittleren Jahreshochwasser überflutete Fläche herangezogen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnaher Geschiebehauhalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung • laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna • funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Fläche, die bei einem mittleren Jahreshochwasser überflutet wird

Aufnahmeverfahren:

Aktuelle Überflutungsdynamik im Projektabschnitt

Es gibt zwei alternative Möglichkeiten der Aufnahme:

a) Aufnahme mittels differentialem GPS (dGPS):

Kartierung der Überflutung durch Abgehen der Uferlinie des gesamten Projektperimeters mittels dGPS, wenn möglich bei einem mittleren jährlichen Hochwasserereignis. Ist die Kartierung bei einem typischen jährlichen Hochwasser nicht möglich, so wird empfohlen, den Verlauf der Wasseranschlagslinie bei mehreren unterschiedlichen Wasserständen zu kartieren, um die Überflutungsfläche bei einem jährlichen Hochwasser zu extrapolieren. Bei ablaufender Hochwasserwelle können Kartierungen bei mehreren Pegelständen pro Tag durchgeführt werden. Nötige Auflösungsgenauigkeit: 1 m.

b) Simulation der Überflutung:

Simulation der Überflutung anhand eines digitalen Höhenmodells. Dieses sollte durch Geländebegehungen bei verschiedenen Wasserständen validiert werden. Empfohlenes Punkteraster: 5 x 5 m. Die Überflutungsdauer jedes Rasterquadrates wird über die Pegelganglinie der nächstgelegenen Messstelle errechnet.

Überflutungsdynamik unter Referenzbedingungen (potenzielle Überflutungsfläche)

Anhand historischer Karten und Aufnahmen lässt sich die potenzielle Überflutungsfläche im Projektabschnitt bestimmen. Sie umfasst jenen Bereich des Umlands, der bei einem Hochwasser mit einer etwa jährlichen Auftrittswahrscheinlichkeit in unverbautem Zustand überflutet wird.

Materialeinsatz:

a) Aufnahme mittels dGPS:

Für die Feldaufnahmen benötigt man ein dGPS.

b) Simulation der Überflutung:

Es ist ebenfalls ein dGPS nötig. Als Alternative kann anhand eines vorhandenen digitalen Höhenmodells (z. B. LIDAR) die Überflutungsdynamik simuliert werden. Für die Auswertungen wird ein geographisches Informationssystem (GIS) benötigt.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

a) Aufnahme mittels dGPS: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung mittels dGPS.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Freilandaufnahme (pro Flusskilometer, beide Ufer)			1	2 (pro Aufnahme)
Auswertung	1	1 (pro Aufnahme)		
Bestimmung der Referenz	1	2		
Total Personenstunden (P-h)	3 h (bei 1 Aufnahme)		2 h (bei 1 Aufnahme)	

b) Simulation: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung mittels Simulation.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Felderhebung (3D pro Flusskilometer, Punkteraster 5 x 5 m)	1	2	1	10
Simulation (pro Flusskilometer)	1	5	1	2
Total Personenstunden (P-h)	7		12	
Bemerkungen: Die Dauer der Felderhebung ist stark von der Gewässergrosse (Breite der Überflutungsfläche) und der topographischen Komplexität abhängig.				

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Datenaufnahme für digitale Höhenmodelle sollte bei Niedrigwasser erfolgen. Die direkte Aufnahme der Überflutungsfläche mit Hilfe eines dGPS soll bei einem mittleren jährlichen Hochwasserereignis bzw. bei ablaufender Hochwasserwelle erfolgen. Die Aufnahmen sollten vor und im ersten Jahr nach der Aufnahme durchgeführt werden. Nach etwa fünf Jahren sollte die Erhebung wiederholt werden.

Alternative Datenquelle:

Digitale Höhenmodelle können häufig extern bezogen werden.



Analyse der Resultate

Basierend auf der Felderhebung oder Simulation wird die bei einem mittleren Jahreshochwasser überflutete Fläche bestimmt.

Der standardisierte Wert errechnet sich aus dem Anteil an der potenziellen Überflutungsfläche, die bei einem mittleren Jahreshochwasser überflutet wird. Der Richtwert 1 wird erreicht, wenn die ursprüngliche Aue einmal pro

Jahr überflutet wird; der Richtwert 0, wenn bei einem mittleren Jahreshochwasser keine zusätzliche Fläche überflutet wird (z. B. bei einem Kanal). Dazwischen folgt die Standardisierungskurve einer Parabel (siehe Abbildung 4).

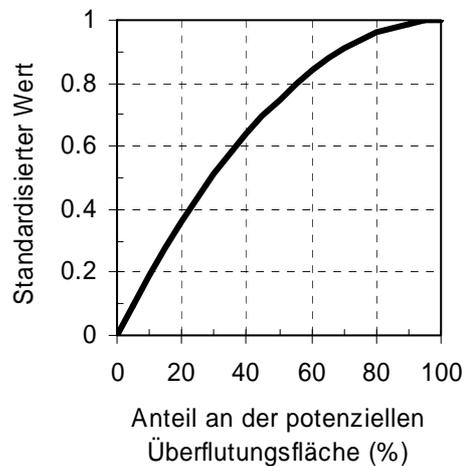


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Wird die Überflutungsfläche bei verschiedenen Wasserständen erhoben, so kann zusätzlich eine Beziehung zwischen Dauer (Überflutungswahrscheinlichkeit) und Überflutungsfläche hergestellt werden (siehe Abbildung 5). Damit können Defizite für kritische Wasserstände (z. B. Mittelwasser) separat bestimmt werden. Dieser Aspekt wird jedoch nicht in die Bewertung einbezogen.

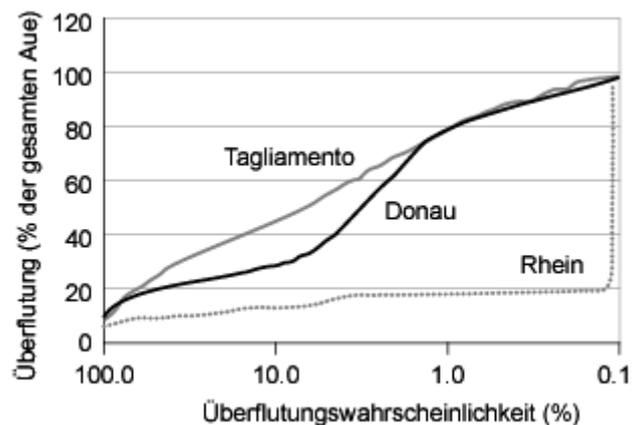


Abbildung 5: Zusammenhang zwischen Wasserstand (Auftrittswahrscheinlichkeit, logarithmische Skalierung) und Überflutungsfläche in unterschiedlich beeinflussten Fließgewässern (nach Tockner et al. 2006). Die gesamte Aue entspricht der historischen Ausdehnung der Flutungsfläche.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator steht in Verbindung zu folgenden anderen Indikatoren:

- Nr. 11: Fischhabitate: Unterstände und Strukturen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 38: Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land



Anwendungsbeispiele

Paetzold (2005): In dieser Dissertation wird die oben beschriebene Methodik detailliert dargestellt (12 Flussabschnitte in der Schweiz und am Tagliamento). Ein Zusammenhang zwischen Verteilung und Zusammensetzung der Uferfauna und Überflutungsdynamik wird hergestellt.

Tockner et al. (2006): Es handelt sich um einen Überblicksartikel zur ökologischen und sozioökonomischen Bedeutung von Auen.

Van der Nat et al. (2002): In dieser Arbeit wird die Überflutungsdynamik und die Verfügbarkeit der Uferhabitate (Uferlinie) quantifiziert (Tagliamento, zwei unterschiedliche Auenabschnitte).

Paetzold (2005): In dieser Dissertation wird die oben beschriebene Methodik detailliert dargestellt (12 Flussabschnitte in der Schweiz und am Tagliamento). Ein Zusammenhang zwischen Verteilung und Zusammensetzung der Uferfauna und Überflutungsdynamik wird hergestellt.



Literatur

- Paetzold, A. 2005. Life at the edge - aquatic-terrestrial interactions along rivers. Dissertation ETH Zurich & Eawag Dübendorf. Diss. Nr. 15825.
- Tockner, K., S.E. Bunn, G. Quinn, R. Naimann, J.A. Stanford & C. Gordon. 2006. Floodplains: Critically threatened ecosystems. *In*: N.C. Polunin (ed.) The State of the World's Waters. Cambridge University Press. In press.
- Van der Nat, D., A. Schmidt, K. Tockner, P.J. Edwards & J.V. Ward. 2002. Inundation dynamics in braided floodplains. *Ecosystems* 5: 636-647.

14

Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 1998)



Hintergrund

Die Wasserspiegelbreitenvariabilität gibt Auskunft über die Strukturvielfalt der Sohle und über die Wasser-Land-Vernetzung. Eine grosse Breitenvariabilität ist zumeist verbunden mit einer grossen Wassertiefenvariabilität und zeigt gleichzeitig eine hohe Strömungsvielfalt (Schnellen, Kolke) sowie eine breite Verteilung von unterschiedlichen Korngrössen im Sohlenbereich an. Ein solch vielfältiger Lebensraum hat im Allgemeinen auch eine grosse Artenzahl von Wasserorganismen zur Folge. Bei nahezu allen früheren Gewässerverbauungen wurde die natürliche Sohlenbreite eingeengt. Dadurch wurde auch die Breitenvariabilität stark eingeschränkt. Vereinfacht kann davon ausgegangen werden, dass bei einer grossen Wasserspiegelbreitenvariabilität auch eine ökologisch ausreichende Sohlenbreite vorhanden ist (BUWAL 1998).

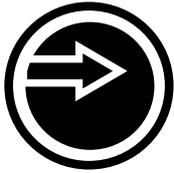
Der Indikator beschreibt die Variabilität der Wasserspiegelbreite mittels dreier Kategorien. Die Methodik ist dem Modul Ökomorphologie Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts entnommen (BUWAL 1998).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	◆ morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		● naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		● naturnahes Temperaturregime		
		● longitudinale Vernetzung		
		◆ laterale Vernetzung		
		● vertikale Vernetzung		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		● funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Variabilität der Wasserspiegelbreite innerhalb des untersuchten Gewässerabschnittes. Zuordnung in drei Kategorien: Ausgeprägte, eingeschränkte oder keine Variabilität. Die Wasserspiegelbreite umfasst die Breite des überspülten Gewässerbereiches.

Aufnahmeverfahren:

Zur Beurteilung der Wasserspiegelbreitenvariabilität wird die Situation bei niedrigen/ mittleren Abflüssen betrachtet. Die Aufnahme erfolgt durch eine flussaufwärts gerichtete Begehung des gesamten zu untersuchenden Gewässerabschnittes. Dieser wird in Strecken unterteilt, innerhalb derer die Wasserspiegelbreitenvariabilität gleich bleibt. Sind Eindolungen vorhanden, welche länger als 25 m sind, so wird ihnen eine eigene Strecke zugeteilt. Sind sie jedoch kürzer als 25 m (Durchlässe), so sind sie als Durchgängigkeitsstörung zu behandeln (siehe Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“). Bei der Begehung wird eine Karte im Massstab 1:5'000 (unter Umständen 1:25'000) mitgeführt, in der alle Abschnittsgrenzen eingetragen werden (BUWAL 1998).

Es wird zwischen den drei in Tabelle 2 aufgezeigten Kategorien unterschieden (BUWAL 1998):

Tabelle 2: Drei qualitative Kategorien der Wasserspiegelbreitenvariabilität.

(1) ausgeprägte Variabilität der Wasserspiegelbreite:
ständiger und starker Wechsel der Wasserspiegelbreite, welcher ein abwechslungsreiches Strömungsbild bewirkt <i>oder:</i> Die Talflanken bestimmen die natürlicherweise geringe Wasserspiegelbreitenvariabilität. <i>oder:</i> Gewässer mit natürlicherweise geringer Wasserspiegelbreitenvariabilität
(2) eingeschränkte Variabilität der Wasserspiegelbreite:
Ufer im Bereich des Böschungsfusses verlaufen nicht parallel, sind aber oftmals stark begradigt. Nur kleine Ausbuchtungen mit geringer Wirkung auf das Strömungsprofil. Häufig Verlauf in tiefergelegtem Profil mit gleichmässiger Uferböschung, wobei der Böschungsfuss nicht oder nur teilweise verbaut ist. <i>oder:</i> Wechsel der Wasserspiegelbreite selten <i>oder:</i> Ufer im Bereich des Böschungsfusses verlaufen parallel, aber bereits bei mittlerem Abfluss fallen Sand- oder Kiesbänke trocken
(3) keine Variabilität der Wasserspiegelbreite:
Ufer im Bereich des Böschungsfusses verlaufen bei Mittelwasserabfluss parallel <i>oder:</i> sehr geringer Wechsel der Wasserspiegelbreite, oftmals durch ins Gewässerbett eingewachsene Vegetation verursacht

Für die Zuweisung zu den drei Kategorien wird die Konsultation von BUWAL (1998) dringend empfohlen. Hier finden sich veranschaulichende Beispiele einzelner Kategorien.

Sekundäre Erhebungen:

evt. GPS-Aufnahme der Streckengrenzen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Kartierung von 3-4 km Fließgewässerkilometern	1	9		
Total Personenstunden (P-h)	9			

Bemerkungen: Bei unwegsamem Gelände oder sehr häufig wechselnder Ausprägung des Uferbereichs kann sich die pro Tag untersuchte Gewässerstrecke bis auf die Hälfte reduzieren (1-2 km pro Bearbeiter und Tag). Umgekehrt können bei entsprechend einfachen Rahmenbedingungen bis zu 9 - 12 km pro Tag erhoben werden (BUWAL 1998).

Materialeinsatz:

Erhebungsbogen (Anhang II: „Erhebungsbogen Oekomorphologie.doc“),
Schreibzeug, Karte im Massstab 1:5'000 (oder 1: 25'000)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebungen können ganzjährig, am besten aber von Frühjahr bis Herbst erfolgen. Es ist ein niedriger bis mittlerer Abfluss erforderlich. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (BUWAL 1998). Die erste Erhebung erfolgt vor dem Eingriff. Nächste Aufnahmen empfehlen sich erst 1-2 Jahre nach Projektabschluss. Danach sind jährliche bis zweijährliche Erhebungen denkbar. Pro Erhebung genügt eine einmalige Replikation.

Besonderes:

Die Wasserspiegelbreitenvariabilität wird im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts als Parameter des Moduls „Ökomorphologie“ der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, welche für die Klassifizierung eines Gewässerabschnittes vier ökomorphologische Merkmale zusammen verrechnet, wurde für die individuelle Bewertung der einzelnen Merkmale angepasst. So lehnt sich die Erhebung an die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, während die Analyse der Ergebnisse unabhängig davon erfolgt.

Sollen die Daten im GIS dargestellt werden, empfiehlt sich eine elektronische Datenerfassung.

Alternative Datenquelle:

Ökomorphologie-Daten der Stufe F sind in fast allen Kantonen bereits erhoben worden. Daten zu den individuellen Merkmalen können somit teilweise eingeholt werden. Für die Analyse sind die Rohdaten erforderlich.



Analyse der Resultate

Für den untersuchten Abschnitt wird ein Gesamtwert für die Wasserspiegelbreitenvariabilität berechnet. Hierzu wird der Anteil der verschiedenen Kategorien an der Gesamtstrecke bestimmt und mit der für die Klassifizierung der Ökomorphologie (Modul-Stufen-Konzept, Stufe F) verwendeten Punktzahl multipliziert (siehe Beispiel Tabelle 5). Der Gesamtwert für die Wasserspiegelbreitenvariabilität ergibt sich aus der Summe der drei resultierenden Grössen.

Gesamtwert für die Wasserspiegelbreitenvariabilität =

$$\sum \frac{\text{Strecke Kategorie n (m)} \times \text{Punktzahl Ökomorph.}}{\text{Gesamte Strecke (m)}}$$

Der zwischen 0 und 3 liegende Wert wird anschliessend anhand einer linearen Gleichung zu einem Wert zwischen 0 und 1 standardisiert (Abbildung 4):

naturferner Zustand (0-Richtwert): 3
naturnaher Zustand (1-Richtwert): 0

Standardisierungsgleichung: $y = -\frac{1}{3}x + 1$

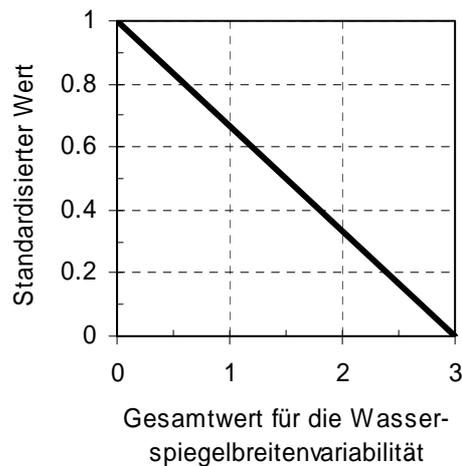


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Tabelle 5: Rechenbeispiel.

Ausprägung	Kategorie Nr. n	Strecke	Punkte Ökomorph.	$\frac{\text{Strecke} \times \text{Punkte}}{\text{Gesamtstrecke}}$
ausgeprägt	1	320 m	0.0	0.0
eingeschränkt	2	500 m	2.0	0.96
keine	3	220 m	3.0	0.63
total	-	1040 m	-	1.59

$$\text{für } y = -\frac{1}{3}x + 1 \quad \text{und } x = 1.59 \quad \Rightarrow y = 0.47$$



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ ist sehr stark mit dem etwas aufwändigeren Indikator Nr. 15 „quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ verwandt. Zusätzlich hängt er mit den übrigen Parametern des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F zusammen:

- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches
- Nr. 46: Ufer: Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses

Die ökomorphologischen Parameter, sowie der Indikator Nr. 4 Durchgängigkeit für Fische, können zeitgleich erhoben werden.



Anwendungsbeispiele

Die Wasserspiegelbreite ist bereits in fast allen Kantonen im Rahmen des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts erhoben worden.



Literatur

BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. BUWAL, Bern. 49 pp.

15

Hydraulik: quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität

Autor: Steffen Schweizer, Eawag



Hintergrund

Biologen und Flussökologen gehen davon aus, dass die Qualität des Lebensraums Fliessgewässer massgeblich von der Variabilität verschiedener hydraulischer Parameter wie Abflusstiefe, Fliessgeschwindigkeit, Korngrössenverteilung des Sohlenmaterials oder Wasserspiegelbreite abhängt. So liegen in einem kanalisierten Gerinne mit geradlinigem Flusslauf alle Wasserspiegelbreiten nahe beim Mittelwert, während sie bei Flussaufweitungen mit Bänken stärker um den Mittelwert streuen.

Die Variabilität der Wasserspiegelbreite steht in sehr engem Zusammenhang mit der relativen Uferlänge und ist so ein sehr geeignetes Mass, die laterale Vernetzung eines Gewässers zu beurteilen. Ausserdem hängen Wasserspiegelbreite und die Verteilung der Abflusstiefe eng zusammen, sodass sich Auswirkungen auf den Geschiebehaushalt (Geschiebetransportkapazität) ergeben. Auch die räumliche Verteilung unterschiedlicher Habitate und deren Bewohner werden massgeblich durch die Variabilität der Wasserspiegelbreite beeinflusst. Indirekt kann sich dies auch auf das Temperaturregime und auf die Qualität der Naherholung auswirken.

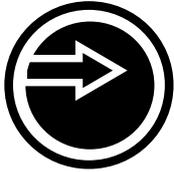
Ausserdem beschreibt die Variabilität der Wasserspiegelbreite die Flussmorphologie im Längsverlauf eines Fliessgewässers auf einfache Art und Weise und bestimmt zugleich den für die verschiedenen Lebewesen zur Verfügung stehenden Raum.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆ morphologische und hydraulische Variabilität		Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	● naturnaher Geschiebehaushalt			Stakeholder-Partizipation
	● naturnahes Temperaturregime			
	● longitudinale Vernetzung			
	◆ laterale Vernetzung			
	● vertikale Vernetzung			
	● naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	● funktionierende organische Kreisläufe			

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Messung der Wasserspiegelbreite (benetzte Breite) [m]

Aufnahmeverfahren:

Die Wasserspiegelbreite wird an mindestens 50 Stellen in regelmässigen Abständen gemessen. Die Messung erfolgt senkrecht zur Fliessrichtung. Der Mindestabstand zwischen den einzelnen Messungen beträgt 10 m, bei längeren Flussabschnitten maximal 50 m.

Bei verzweigten Fliessgewässern werden die benetzten Breiten der einzelnen Wasserläufe gemessen und für jedes Querprofil aufaddiert.

Bei Flüssen mit grösseren Wasserspiegelbreiten empfiehlt sich der Einsatz von Laser-Distanzmessgeräten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe B

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Aufnahme im Feld (50 Messungen)			2	9
Datenauswertung (50 Messungen)	1	4		
Total Personenstunden (P-h)		4		18

Materialeinsatz:

Messbänder oder Laser-Distanzmessgerät, Protokollblätter

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Mindestens zwei Erhebungen vor der Revitalisierung und dann mindestens drei Aufnahmen nach dem ersten Hochwasser, das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Nächste Messung nach dem ersten Hochwasser, das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Saisonale und ökologische Aspekte sind bei der Wahl des Messzeitpunktes nicht von entscheidender Bedeutung, der Abfluss muss aber berücksichtigt und protokolliert werden (Niedrigwasser- oder Mittelwasserabfluss). Die Messungen sollten aus Gründen der Vergleichbarkeit bei ähnlichen Abflussverhältnissen erfolgen. Jährliche bis vierteljährliche Messungen sind in der Regel ausreichend.

Alternative Datenquelle:

Die Wasserspiegelbreiten grösserer schweizerischer Flüsse werden vom Bundesamt für Wasser und Geologie in regelmässigen Abständen erhoben. Allerdings empfiehlt es sich, die Variabilität der Wasserspiegelbreite vor und nach einer Flussrevitalisierung selbst zu messen und diese dann zu vergleichen. Auch bei diversen Umwelt-, Planungs- und Ingenieurbüros können Daten über die Wasserspiegelbreiten vorliegen. Auch können Luftbildaufnahmen verwendet werden, um die benetzten Breiten zu messen.



Analyse der Resultate

Zur Bewertung der Verteilung der Flussbreiten wird der Variationskoeffizient $VC_{\text{Wasserspiegelbreite}}$ berechnet:

$$VC_{\text{Wasserspiegelbreite}} = \frac{\sigma_{\text{Wasserspiegelbreite}}}{\mu_{\text{Wasserspiegelbreite}}} \cdot 100 \text{ [\%]}$$

$\sigma_{\text{Wasserspiegelbreite}}$ = Standardabweichung der gemessenen benetzten Flussbreiten
 $\mu_{\text{Wasserspiegelbreite}}$ = Mittelwert der gemessenen benetzten Flussbreiten

Dabei werden die Ergebnisse (Variationskoeffizienten) der einzelnen Untersuchungen vor und nach dem flussbaulichen Eingriff jeweils gemittelt (mittlerer VC vor und mittlerer VC nach der Massnahme).

Die Werte werden anschliessend standardisiert. Dabei entspricht ein Variationskoeffizient von 0 % dem 0-Richtwert. Ein Variationskoeffizient von rund 65 % und mehr entspricht dem 1-Richtwert. Dazwischen verläuft die Kurve linear (Abbildung 3).

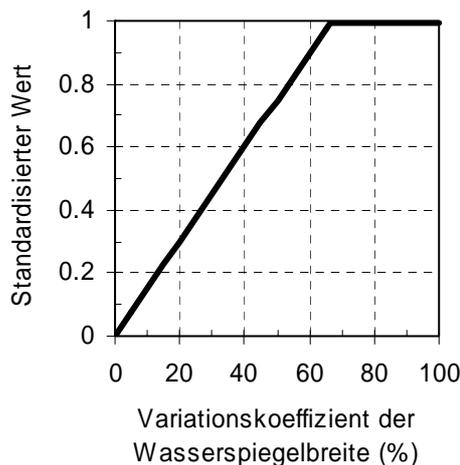


Abbildung 3: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ ist sehr stark mit dem weniger aufwändigem Indikator Nr. 14 „qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ verwandt. Zusätzlich steht er mit folgenden anderen Indikatoren in Verbindung:

- Nr. 8: Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen
- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden
- Nr. 11: Fischhabitats: Unterstände und Strukturen
- Nr. 12: Geschiebe: Geschiebehaushalt
- Nr. 16: Hydraulik: Variabilität der Fliessgeschwindigkeit
- Nr. 19: Landschaft: Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen
- Nr. 20: Landschaft: ästhetischer Landschaftswert
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 25: organisches Material: Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 33: Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur
- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 35: Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats
- Nr. 36: Sohle: Sohlenstruktur
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 38: Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land
- Nr. 50: Vegetation: Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften



Anwendungsbeispiele

Hunzinger (1998): Dissertation über die Morphologie, den Geschiebehaushalt und Grundsätze zur Bemessung von Flussaufweitungen.

Schager & Peter (2002): Morphologisch-hydraulische Untersuchung verschiedener Fliessgewässer.

Zarn (1997): Dissertation über den Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität.

In diversen Fisch- und Benthos-Habitatmodellierungen wird die benetzte Breite berücksichtigt, z. B.: Schneider (2001) oder Kemp et al. (1999).



Literatur

- Hunzinger, L.M. 1998. Flussaufweitungen - Morphologie, Geschiebehaushalt und Grundsätze zur Bemessung. Dissertation ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich Nr. 159. 206 pp. (z. B. auf p. 152ff)
- Kemp, J.L., D.M. Harper & G.A. Crosta. 1999. Use of functional habitats to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 9: 159-178.
- Schager, E. & A. Peter. 2002. Bachforellensommerlinge Phase II. Teilprojekt-Nr. 01/12. Fischnetz-Publikation. Eawag Dübendorf. 218 pp.
- Schneider, M. 2001. Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASiMiR. Dissertation Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. Mitteilungen 106. 146 pp.
- Zarn, B. 1997. Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Dissertation an der ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich Nr. 154 (z. B. auf p. 207ff).

16

Hydraulik: Variabilität der Fliessgeschwindigkeit

Autor: Steffen Schweizer, Eawag



Hintergrund

Biologen und Flussökologen gehen davon aus, dass die Qualität des Lebensraums Fliessgewässer massgeblich von der Variabilität verschiedener hydraulischer Parameter wie Abflusstiefe, Fliessgeschwindigkeit, Korngrössenverteilung des Sohlenmaterials oder Wasserspiegelbreite abhängt. So liegen in einem Gerinne mit ebener Sohle alle mittleren Säulen-Fliessgeschwindigkeiten nahe bei der mittleren Fliessgeschwindigkeit. Bei Flussaufweitungen mit Bänken streuen die mittleren Säulen-Fliessgeschwindigkeiten dagegen stark um den Mittelwert.

Die Verteilung der Fliessgeschwindigkeit beeinflusst direkt den Geschiebehalt (Geschiebetransportkapazität), die Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate und damit auch die Struktur und Funktionalität der aquatischen Flora und Fauna.

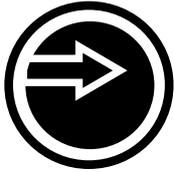
Der vorliegende Indikator misst die Variabilität der Fliessgeschwindigkeit in einem Gewässerabschnitt als wichtige Grösse zur Beschreibung der unterschiedlichen Flusshabitate (z. B. Riffel, Becken (Pools), Rinnen (Runs)).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	●	naturnaher Geschiebehalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Die Fliessgeschwindigkeit [m/s] wird bei Abflusstiefen kleiner 1 m in 40 % der Wassertiefe (40 % über der Flusssohle) gemessen. Bei Abflusstiefen grösser 1 m erfolgt die Messung in 20 % und 80 % Wassertiefe. Die Säulenfliessgeschwindigkeit ergibt sich aus dem Mittelwert dieser beiden Punktmessungen.

Aufnahmeverfahren:

Die lokalen Fliessgeschwindigkeiten werden in verschiedenen Querprofilen (senkrecht zur Fliessrichtung) gemessen. Querprofile werden alle 5 bis 100 m in regelmässigen Abständen aufgenommen, mindestens 20 Querprofile sind nötig. Innerhalb jedes Profils sollte die Säulenfliessgeschwindigkeit wie oben beschrieben alle 0.2 m bis 5 m bestimmt werden, möglichst an mindestens 10 Punkten je Querprofil. Bei schmalen Bächen (Breite < 2 m), wo innerhalb eines Querprofils weniger als an 10 Stellen gemessen werden kann, sollte eine grössere Anzahl an Querprofilen beprobt werden. Insgesamt sollte die Fliessgeschwindigkeit an mindestens 200 Stellen gemessen werden. Die Messungen sollten bei vergleichbaren Abflussverhältnissen bei mittlerem Niedrigwasser durchgeführt werden.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe C

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Messung im Feld (15 Querprofile)	1	10-18	1	10-18
Datenaufbereitung (15 Querprofile)	1	4-8		
Total Personenstunden (P-h)		14-26		10-18

Materialeinsatz:

Messband, Gerät zur Messung der Fliessgeschwindigkeit (Messflügel mit Stativ, Flowmeter), Protokollblätter. Bei tiefen Flüssen und tiefen Temperaturen empfiehlt sich das Verwenden von Stiefelhose und/ oder Boot

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Mindestens zwei Erhebungen vor der Revitalisierung und dann mindestens drei Aufnahmen nach dem ersten Hochwasser, das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen vor und nach dem flussbaulichen Eingriff werden gemittelt (mittlerer VC vor und mittlerer VC nach der Massnahme, siehe unten). Weichen die bestimmten Variationskoeffizienten vor bzw. nach der Massnahme um mehr als 50 % vom mittleren VC ab, wird eine weitere

Erhebung empfohlen. Saisonale und ökologische Aspekte sind bei der Wahl des Messzeitpunktes nicht von entscheidender Bedeutung, der Abfluss oder die mittlere Abflusstiefe muss aber berücksichtigt und protokolliert werden. Die Messungen sollten bei vergleichbaren Abflussverhältnissen bei mittlerem Niedrigwasser durchgeführt werden. Jährliche bis vierteljährliche Messungen sind in der Regel ausreichend.

Alternative Datenquelle:

Bei diversen Umwelt-, Planungs- und Ingenieurbüros können Fließgeschwindigkeitsverteilungen aus früheren Untersuchungen vorliegen.



Analyse der Resultate

Zur Bewertung der Verteilung der Säulenfließgeschwindigkeiten wird der Variationskoeffizient berechnet $VC_{\text{Fließgeschwindigkeit}}$:

$$VC_{\text{Fließgeschwindigkeit}} = \frac{\sigma_{\text{Fließgeschwindigkeit}}}{\mu_{\text{Fließgeschwindigkeit}}} 100 [\%]$$

$\sigma_{\text{Fließgeschwindigkeit}}$ = Standardabweichung der gemessenen Säulenfließgeschwindigkeiten

$\mu_{\text{Fließgeschwindigkeit}}$ = Mittelwert der gemessenen Säulenfließgeschwindigkeiten

In die Formel gehen alle gemessenen Säulenfließgeschwindigkeiten gleichwertig ein. Die Ergebnisse (Variationskoeffizienten) der einzelnen Untersuchungen vor und nach dem flussbaulichen Eingriff werden jeweils gemittelt (mittlerer VC vor und mittlerer VC nach der Massnahme).

Die Werte werden anschliessend standardisiert. Dabei entspricht ein Variationskoeffizient von 0 % dem 0-Richtwert. Ein Variationskoeffizient von rund 110 % und mehr entspricht dem 1-Richtwert. Dazwischen verläuft die Kurve linear (Abbildung 3).

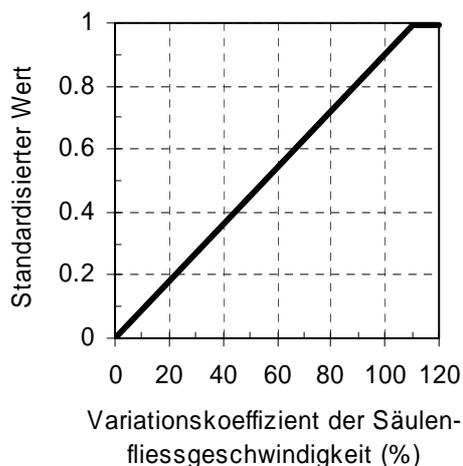


Abbildung 3: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die Variabilität der Fliessgeschwindigkeit hat direkten Einfluss auf die Eigenschaften der einzelnen Habitate und damit auf Abundanz, Struktur, Funktionalität, Diversität und Zusammensetzung der aquatischen Flora und Fauna. Folgende Indikatoren werden mittel- und unmittelbar von diesem Indikator beeinflusst:

- Nr. 8: Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen
- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden
- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 15: quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 17: Hydraulik: Variabilität der maximalen Abflusstiefe
- Nr. 19: Landschaft: Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen
- Nr. 20: Landschaft: ästhetischer Landschaftswert
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 33: Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur
- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 35: Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats
- Nr. 36: Sohle: Sohlenstruktur
- Nr. 38: Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer



Anwendungsbeispiele

In diversen Fisch- und Benthos-Habitatmodellierungen wird die Fliessgeschwindigkeit mitberücksichtigt, z. B.: Schneider (2001) oder Kemp et al. (1999).

Jowett (1993): Beschreibt eine Methode für die objektive Bestimmung von Habitaten (Riffel, Becken, Rinnen).

Lamouroux (1995): Modellierung der Verteilung der Fliessgeschwindigkeit in Flussabschnitten.

Schager & Peter (2002): Morphologisch-hydraulische Untersuchung verschiedener Fliessgewässer.



Literatur

Jowett, I. 1993. A method for objectively identifying pool, run and riffle habitats from physical measurements. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 27: 241-248.

Kemp, J.L., D.M. Harper & G.A. Crosa. 1999. Use of functional habitats to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 9: 159-178.

Lamouroux N. 1995. Predicting velocity frequency distributions in stream reaches. Water Resources Research 31(9): 2367-2375.

- Schager, E. & A. Peter. 2002. Bachforellensömmerlinge Phase II. Teilprojekt-Nr. 01/12. Fischnetz-Publikation. Eawag Dübendorf. 218 pp.
- Schneider, M. 2001. Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASiMiR. Dissertation Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. Mitteilungen 106. 146 pp.

17

Hydraulik: Variabilität der maximalen Abflusstiefe

Autor: Steffen Schweizer, Eawag



Hintergrund

Biologen und Flussökologen gehen davon aus, dass die Qualität des Lebensraums Fließgewässer massgeblich von der Variabilität verschiedener hydraulischer Parameter wie Abflusstiefe, Fließgeschwindigkeit, Korngrößenverteilung des Sohlenmaterials oder Wasserspiegelbreite abhängt. So streuen in einem Gerinne mit ebener Sohle die maximalen Abflusstiefen kaum, während sie bei Flussaufweitungen mit Bänken stark variieren.

Die Variabilität der maximalen Abflusstiefe beeinflusst den Geschiebehalt (Geschiebetransportkapazität), die Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate und damit auch die Struktur und Funktionalität der aquatischen Flora und Fauna. Indirekt können auch das Temperaturregime und die Erholungsqualität beeinflusst werden.

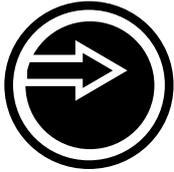
Der vorliegende Indikator misst die Variabilität der maximalen Abflusstiefe in einem Gewässerabschnitt als wichtige Grösse zur Beschreibung der unterschiedlichen Flusshabitate.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	●	naturnaher Geschiebehalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Maximale Abflusstiefe in verschiedenen Querprofilen [m]

Aufnahmeverfahren:

Die Abflusstiefe wird in verschiedenen Querprofilen (senkrecht zur Fliessrichtung) gemessen. Querprofile werden in regelmässigen Abständen alle 5 bis 50 m aufgenommen, mindestens 25 Querprofile sind nötig. Innerhalb jedes Querprofils sollte die Abflusstiefe alle 0.2 m bis 1 m gemessen werden, möglichst an mindestens 10 Punkten je Querprofil. Bei schmalen Bächen (Breite < 2 m), bei denen innerhalb eines Querprofils weniger als an 10 Stellen gemessen werden kann, sollte eine grössere Anzahl an Querprofilen beprobt werden. Insgesamt sollte die Abflusstiefe an mindestens 250 Stellen gemessen werden. Für jedes Querprofil wird aus den Messwerten dann die maximale Abflusstiefe bestimmt. Die Messungen sollten bei vergleichbaren Abflussverhältnissen bei mittlerem Niedrigwasser durchgeführt werden.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe B

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Messung im Feld (25 Querprofile)	1	9	1	9
Datenaufbereitung (25 Querprofile)	1	4		
Total Personenstunden (P-h)	13		9	

Materialeinsatz:

Messband, Messstab, Protokollblätter. Bei tiefen Flüssen und tiefen Temperaturen empfiehlt sich das Verwenden von Stiefelhose und/ oder Boot.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Mindestens zwei Erhebungen vor der Revitalisierung und dann mindestens drei Messungen nach dem ersten Hochwasser, das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen vor und nach dem flussbaulichen Eingriff werden gemittelt (mittlerer VC vor und mittlerer VC nach der Massnahme, siehe unten). Weichen die bestimmten Variationskoeffizienten vor bzw. nach der Massnahme um mehr als 50 % vom mittleren VC ab, wird eine weitere Erhebung empfohlen.

Saisonale und ökologische Aspekte bei der Wahl des Messzeitpunktes sind nicht von entscheidender Bedeutung, der Abfluss muss aber berücksichtigt und protokolliert werden (Niedrigwasser-, Mittelwasserabfluss). Die Messungen sollten aus Gründen der Vergleichbarkeit bei ähnlichen Abflussverhältnissen erfolgen. Jährliche bis vierteljährliche Messungen sind in der Regel ausreichend.

Besonderes:

Der Indikator ist nur für Flüsse mit mittlerer Abflusstiefe von mehr als 0.2 m geeignet.

Alternative Datenquelle:

Die Querprofile grösserer schweizerischer Flüsse werden vom Bundesamt für Wasser und Geologie in regelmässigen Abständen erhoben. Allerdings empfiehlt es sich, die Abflusstiefenverteilungen vor und nach einer Revitalisierung selbst zu messen und diese dann zu vergleichen. Auch bei diversen Umwelt-, Planungs- und Ingenieurbüros können Querprofilaten vorliegen.



Analyse der Resultate

Zur Bewertung der Verteilung der maximalen Abflusstiefen wird der Variationskoeffizient $VC_{\max.Tiefe}$ der maximalen Abflusstiefen berechnet:

$$VC_{\max.Tiefe} = \frac{\sigma_{\max.Tiefe}}{\mu_{\max.Tiefe}} \cdot 100 \text{ [%]}$$

$\sigma_{\max.Tiefe}$ = Standardabweichung der gemessenen maximalen Abflusstiefen

$\mu_{\max.Tiefe}$ = Mittelwert der gemessenen maximalen Abflusstiefen

Dabei werden die Ergebnisse (Variationskoeffizienten) der einzelnen Untersuchungen vor und nach dem flussbaulichen Eingriff jeweils gemittelt (mittlerer VC vor und mittlerer VC nach der Massnahme).

Die Werte werden anschliessend standardisiert. Dabei entspricht ein Variationskoeffizient von 0 % dem 0-Richtwert. Ein Variationskoeffizient von 100 % und mehr entspricht dem 1-Richtwert. Dazwischen verläuft die Kurve linear (Abbildung 3).

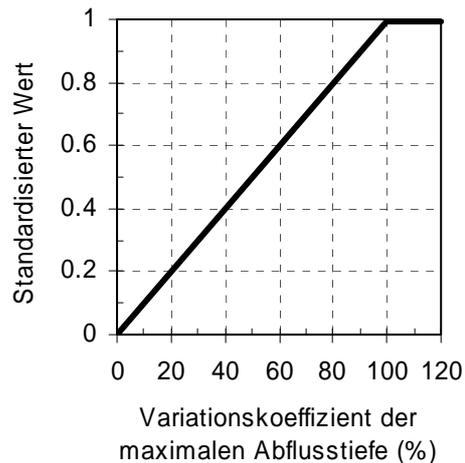


Abbildung 3: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die maximale Abflusstiefenverteilung hat direkten Einfluss auf die Eigenschaften der einzelnen Habitate und damit auf Abundanz, Struktur, Funktionalität, Diversität und Zusammensetzung der aquatischen Flora und Fauna. Folgende Indikatoren werden mittel- und unmittelbar von diesem Indikator beeinflusst:

- Nr. 8: Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen
- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden
- Nr. 11: Fischhabitate: Unterstände und Strukturen
- Nr. 12: Geschiebe: Geschiebehalt
- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 15: Hydraulik: quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 16: Hydraulik: Variabilität der Fliessgeschwindigkeit
- Nr. 19: Landschaft: Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen
- Nr. 20: Landschaft: ästhetischer Landschaftswert
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 33: Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur
- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 35: Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats
- Nr. 36: Sohle: Sohlenstruktur
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 38: Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer



Anwendungsbeispiele

Hunzinger (1998): Dissertation über die Morphologie, den Geschiebehalt und Grundsätze zur Bemessung von Flussaufweitungen.

Schager & Peter (2002): Morphologisch-hydraulische Untersuchung verschiedener Fließgewässer

Zarn (1997): Dissertation über den Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität.

Lamouroux (1998): Modellierung der Abflusstiefenverteilung von Flussabschnitten

In diversen Fisch- und Benthos-Habitatmodellierungen wird die maximale Abflusstiefe mitberücksichtigt, z. B.: Schneider (2001) oder Kemp et al. (1999)



Literatur

Hunzinger, L.M. 1998. Flussaufweitungen - Morphologie, Geschiebehalt und Grundsätze zur Bemessung. Dissertation ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich Nr. 159. 206 pp. (z. B. auf p. 152ff)

Kemp, J.L., D.M. Harper & G.A. Crosa. 1999. Use of functional habitats to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 9: 159-178.

Lamouroux, N. 1998. Depth probability distributions in stream reaches. Journal of hydraulic engineering 124: 224-227.

Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater Biology 42(2): 373-391.

Schager, E. & A. Peter. 2002. Bachforellensommerlinge Phase II. Teilprojekt-Nr. 01/12. Fischnetz-Publikation. Eawag Dübendorf. 218 pp.

Schneider, M. 2001. Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASiMiR. Dissertation Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. Mitteilungen 106. 146 pp.

Zarn, B. 1997. Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Dissertation an der ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich Nr. 154 (z. B. auf p. 207ff).

18

Kosten: Projektkosten

Autor: Markus Hostmann, Eawag



Hintergrund

Revitalisierungsprojekte werden grösstenteils mit öffentlichen Geldern (Gemeinde, Kanton, Bund) finanziert. Daher ist es wichtig, zu prüfen, ob sich die Kosten im vorgegebenen Kostenrahmen (Kostenvoranschlag) bewegen oder die budgetierten Kosten übersteigen.

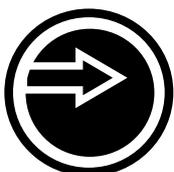
Die Kosten des Projektes widerspiegeln die totalen Kosten für die Durchführung des Projektes wie Baukosten, Landerwerbskosten etc. Diese Aufteilung der Projektkosten in die einzelnen Bereiche gibt zusätzliche Informationen über kostenintensive und weniger kostenintensive Teile des Projektes und zeigt Einsparungsmöglichkeiten für zukünftige Revitalisierungsprojekte auf.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1. Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt & Ökologie	Wirtschaft	Umsetzungsprozess
Nachhaltige Trinkwasserversorgung	Morphologische & hydraulische Variabilität	◆ Budgeteinhaltung	Politische Akzeptanz
Hoher Erholungswert	Naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder Partizipation
	Naturnahes Temperaturregime		
	Longitudinale Vernetzung		
	Laterale Vernetzung		
	Vertikale Vernetzung		
	Naturnahe Diversität & Abundanz Flora		
	Naturnahe Diversität & Abundanz Fauna		
	Funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Kosten [SFr.], aufgeteilt auf die einzelnen Bereiche. Wichtige Kostenbereiche sind:

- Planungskosten

- Landerwerb
- Verlegung/Abgeltung bestehender Infrastruktur (Elektrizitätsleitungen, Strassen etc.)
- Entfernung der bestehenden Flussbauwerke und Verbauungen
- Errichtung neuer Flussbauwerke, Dämme, Sicherheitsmassnahmen
- Landschaftsgestalterische Massnahmen (Einbringen von Totholz, Aufforstung etc.)
- eventuelle Einnahmen aus Kiesverkauf (Durch Einnahmen aus dem Kiesverkauf können die Kosten des Projektes gesenkt werden. Aus ökologischer Sicht kann es jedoch auch sehr wichtig sein, den Kies im Flusssystem zu belassen, z.B. zur Reduktion des Geschiebedefizits).

Aufnahmeverfahren:

Zusammenstellung der Kosten basierend auf Kostenrechnungen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2. Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Auswertung			1	4
Total Personenstunden (P-h)			4	
Bemerkungen: Der Zeitbedarf ist sehr gering, solange die Buchhaltung während des Projektes (Planungs- und Bauphasen) sauber geführt wurde und alle Kosten zentral gesammelt wurden.				

Materialeinsatz:

Keine besonderen Geräte benötigt.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Kostenerhebung sollte nach Beendigung des Projektes durchgeführt werden. Zudem können zu einem späteren Zeitpunkt die Kosten für den Unterhalt des Projektes (Unterhaltskosten) untersucht werden. Die Erhebung soll einmalig durchgeführt werden. Bei Bedarf kann zu einem späteren Zeitpunkt die Erhebung der Unterhaltskosten nachgeführt werden.

Besonderes:

Der Indikator ist für alle Gewässertypen und alle Jahreszeiten geeignet. Im Rahmen der Erfolgskontrolle sollte der Indikator „Projektkosten“ als obligatorisch angesehen werden. Die gewonnenen Daten sollen in einer Datenbank (z.B. Excel) gespeichert werden.

Alternative Datenquelle:

Kostenaufstellungen werden im Rahmen des Projektmanagement bei den meisten Projekten bereits standardmässig erhoben.



Analyse der Resultate

In einem Projekt wird angestrebt, dass die tatsächlichen Kosten den Kostenvoranschlag (Budget vor Beginn des Projektes) nicht überschreiten. Es wird daher das Verhältnis der tatsächlichen Kosten zum Kostenvoranschlag bewertet.

Tabelle 3. Zuteilung der Veränderungskategorien für verschiedene Verhältniszahlen k .

$k = \text{Tatsächliche Kosten} / \text{Kostenvoranschlag}$	Veränderungskategorie
$k > 1$	Misserfolg
$k = 1$	Keine Veränderung
$0.9 < k < 1$	Kleiner Erfolg
$0.8 < k \leq 0.9$	Mittlerer Erfolg
$k \leq 0.8$	Grosser Erfolg



Anwendungsbeispiele

Kostenerhebungen werden in den meisten Revitalisierungsprojekten bereits durchgeführt.

19

Landschaft: Landschaftsstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen

Autorin: Sigrun Rohde, Departement Bau, Verkehr, Umwelt, Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer



Hintergrund

Die in einem Gebiet vorhandenen Habitattypen, Grenzstrukturen und Nachbarschaftsbeziehungen bestimmen sowohl das Wander- bzw. Ausbreitungsverhalten von Organismen als auch Material- und Energieflüsse. Es besteht also eine enge Verbindung zwischen der Struktur einer Landschaft und den darin ablaufenden ökologischen Prozessen und Funktionen.

Landschaftsstrukturmasse („landscape metrics“) messen die Vielfalt und die räumliche Anordnung der Habitate und Strukturen (Landschaftskomposition und -konfiguration). Sie widerspiegeln damit die physikalische und ökologische Integrität eines Gebietes.

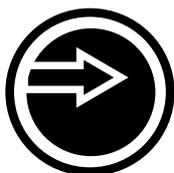
Mittels der Landschaftsstrukturmasse lässt sich die Landschaftsstruktur von kanalisierten, aufgeweiteten und naturnahen Flussabschnitten vergleichen und somit die erreichte Naturnähe eines revitalisierten Fliessgewässerabschnittes bestimmen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
	nachhaltige Trinkwasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> morphologische und hydraulische Variabilität 	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
•	hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse: (Tabelle 2)

Tabelle 2: Landschaftsstrukturmasse.

	Struktur- mass	Definition ¹	Bezug zu Ökosystemfunktionen und - prozessen
Landschafts- komposition	PR	Patch Richness: misst die Habitatvielfalt	Habitatvielfalt ist die Voraussetzung für Artenvielfalt.
	% area	Flächenanteil eines Habitattyps an der Gesamtfläche	Die Fläche eines Lebensraumes hat einen grossen Einfluss auf die Populationsgrösse einer Art.
Landschafts- konfiguration	MSI	Mean Shape Index: misst die Komplexität einer Fläche im Vergleich zu einer Standardform (Kreis bzw. Quadrat)	Die Artenzahl wird nicht nur durch die Grösse einer Fläche, sondern auch durch ihre Form beeinflusst.
	medPS	Median Patch Size: Mittlere Flächengrösse (Median)	Die Flächengrösse ist ein Schlüsselfaktor hinsichtlich der Habitateignung.
	MNN	Mean Nearest Neighbour: misst den Abstand zwischen zwei Flächen des gleichen Habitattyps	Die Entfernung zwischen geeigneten Lebensräumen bestimmt Austausch- und Ausbreitungsfunktionen (Genfluss, Wiederbesiedlung etc.).
	MPI	Mean Proximity Index: misst den Isolations- bzw. Fragmentierungsgrad. Neben der Distanz zur nächstgelegenen Fläche des gleichen Habitattyps wird auch die Grösse der einzelnen Flächen berücksichtigt.	siehe oben
	IJI	Interspersion and Juxtaposition Index: misst Nachbarschaftsverhältnisse. IJI = 100 wenn alle Habitattypen gleichermassen an alle anderen Habitattypen angrenzen.	Viele Arten sind auf die Verzahnung verschiedener Habitattypen angewiesen.
	ED	Edge Density: Grenzliniendichte. Standardisierung der gesamten Grenzlinie zwischen verschiedenen Habitattypen auf eine Flächeneinheit (m/ ha).	<ul style="list-style-type: none"> • Der Wasseraustausch ist abhängig von der Uferlänge. • Die Fläche des Übergangsbereichs zwischen Wasser und Substrat ist positiv mit dem Stickstoffrückhalt korreliert. • Bei Fischen, aquatischen Wirbellosen und auetypischen Laufkäfern ist die Artenvielfalt positiv mit der Uferlänge korreliert.

¹ Siehe auch McGarigal & Marks (1995)

Aufnahmeverfahren:

Erstellung digitaler Habitattypenkarten des revitalisierten Abschnittes sowie einer regulierten/ kanalisiertes und einer naturnahen Referenz, vorzugsweise basierend auf Luftbildern (z. B. CIR 1:5'000). Zur Bestimmung der regulierten Referenz kann eine der folgenden zwei Möglichkeiten gewählt werden:

- a) In der zu revitalisierenden Strecke wird der Zustand vor der Revitalisierung erhoben.
- b) Es wird ein vergleichbarer, regulierter Abschnitt oberhalb der revitalisierten Strecke betrachtet.

Für die Kartierung werden folgende Kartiereinheiten (Habitattypen) und Zusatzmerkmale vorgeschlagen, die sich in einem dreistelligen Habitatcode (X:Y:Z) zusammenfassen lassen (Tabelle 3):

Tabelle 3: Elemente des Habitatcodes.

Habitattyp (X)	
1	Wasser
2	vegetationslose Kies-/ Sandbank
3	Kies-/ Sandbank mit Pioniervegetation
4	Auengebüsche und -wälder
5	nicht autotypische Gebüsch
6	nicht autotypische Wälder/ Forst
7	anthropogen geprägte Habitattypen
Vegetationsbedeckung (Y)	
0	0-5 %
1	5-10 %
2	10-20 %
3	20-40 %
4	40-60 %
5	60-80 %
6	80-100 %
Vegetationshöhe (Z)	
0	0 m
1	0-1 m
2	1-3 m
3	3-5 m
4	>5 m

Beispiel: 321 = Kies-/ Sandbank mit Pioniervegetation, 10-20 % Vegetationsbedeckung und einer Vegetationshöhe von 0-1 m.

Dabei kann die Liste der Habitattypen und Zusatzmerkmale natürlich den örtlichen Gegebenheiten und Fragestellungen entsprechend ergänzt, verändert oder gekürzt werden.

Abschliessend erfolgt die Berechnung der Landschaftsstrukturmasse mittels geeigneter Software (siehe unten). Auch hier gilt, dass je nach Fragestellung bzw. örtlicher Gegebenheit nur ein Teil der Landschaftsstrukturmasse relevant sein kann.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe C

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Habitattypenkartierung (Erstkartierung, Wiederholungskartierungen benötigen in der Regel weniger Zeit)	1	kanalisiert: ca. 5 revitalisiert: ca. 9 naturnah: 18 - 36		
Analyse Landschaftsstruktur			1	0.75 pro Gebiet
Total Personenstunden (P-h)	32 - 50		0.75	
Bemerkungen: Der Aufwand für die Kartierung ist stark von der Struktur der Landschaft abhängig.				

Materialeinsatz:

- GIS
- Software zur Berechnung der Landschaftsstrukturmasse, z. B. PatchAnalyst 3.1, eine anwenderfreundliche Erweiterung zu ArcView. Kostenloser Bezug unter:
<http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/index.html>

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Mit der Habitattypenkartierung sollte nach Möglichkeit der (Spät-) Sommeraspekt (nach dem Sommerhochwasser) erfasst werden. Wichtig ist jedoch, dass die Aufnahmezeitpunkte des revitalisierten Abschnittes und der regulierten und naturnahen Referenz vergleichbar sind.

Revitalisierte Strecke

Aufnahme 2-3 Jahre nach der Revitalisierung, danach alle 5-10 Jahre

Regulierte Referenzstrecke

Eine Aufnahme ist ausreichend. Je nach Lage der regulierten Referenzstrecke (siehe Abschnitt Aufnahmevorgehen) unterscheidet sich der Zeitrahmen der Aufnahme:

- a) Erhebung Ausgangszustand in der zu revitalisierenden Strecke: Eine Aufnahme vor der Revitalisierung ermöglicht einen vorher-nachher-Vergleich. Die Aufnahme kann im Jahr der Revitalisierung oder 1-2 Jahre vorher erfolgen. Zu beachten ist jedoch der jahreszeitliche Aufnahmezeitpunkt (siehe oben).
- b) Erhebung in einem vergleichbaren, regulierten Abschnitt oberhalb der Revitalisierung: Aufnahme 2-3 Jahre nach der Revitalisierung. Damit wird eine Beurteilung des ökologischen "Nettogewinns" ermöglicht, denn auch eine regulierte Strecke hat theoretisch das Potenzial, sich zu einer ökologisch wertvollen Fläche zu entwickeln.

Naturnahe Referenzstrecke

Befindet sich die naturnahe Strecke am gleichen Fließgewässer wie die revitalisierte Strecke, empfiehlt sich dasselbe Vorgehen wie für die revitalisierte Strecke.

Befindet sich die naturnahe Referenzstrecke an einem anderen Fliessgewässer, so ist eine Aufnahme ausreichend. Diese kann sowohl vor als auch nach der Revitalisierung erfolgen.

Alternative Datenquelle:

Habitat-/ Biotoptypenkarten liegen z. T. bei der Auenberatungsstelle und der WSL (Sigrun Rohde, Felix Kienast) vor.



Analyse der Resultate

Für den Vergleich zwischen kanalisiertem, revitalisiertem und naturnahem Abschnitt lassen sich die einzelnen Landschaftsstrukturmassen wie folgt zu einer einzigen Grösse, der so genannten „Manhattan-Masszahl“, zusammenfassen:

$$d_{ij} = \frac{\sum_k |x_{ik} - x_{jk}|}{\sum_k x_{ik}}$$

Dabei ist x_{ik} der Wert des Strukturmasses k für den Untersuchungstyp i (revitalisierter Abschnitt) und x_{jk} der Wert des Strukturmasses k für den Untersuchungstyp j (kanalisierter bzw. naturnaher Abschnitt).

Bei einer Erfolgskontrolle zeigt die Manhattan-Masszahl d_{ij} die erreichte Naturnähe eines Revitalisierungsprojektes. Die anschliessende Standardisierung zu einem Wert zwischen 0 und 1 ermöglicht die Ermittlung des Natürlichkeitsgrades verschiedener Projekte.

$$\text{standardisierte Manhattan-Masszahl} = \frac{d_{ij(\text{revitalisiert-kanalisiert})}}{\sum d_{ij}}$$

Die standardisierte Manhattan-Masszahl wird anhand der Tabelle 5 den in der vorliegenden Anleitung verwendeten Veränderungskategorien zugeordnet:

Tabelle 5: Zuordnung der standardisierten Manhattan-Masszahl zu den Veränderungskategorien.

standardisierte Manhattan-Masszahl	Veränderungskategorie
0 - 0.25	+ leichte Verbesserung
0.25 - 0.6	++ mittlere Verbesserung
0.6 - 1	+++ starke Verbesserung

Das Rechenbeispiel in Tabelle 6 zeigt die Berechnung der Manhattan-Masszahl d_{ij} . Eine globale Bewertung sollte jedoch immer unter Berücksichtigung der zugrunde liegenden Werte der einzelnen Landschaftsstrukturmassen vorgenommen werden.

Tabelle 6: Rechenbeispiel.

Landschaftsstrukturmass k	Emme	Emme	Sense	IWert revitalisiert - Wert kanalisiert	IWert revitalisiert - Wert naturnah
Untersuchungstyp	kanalisiert	revitalisiert	naturnah		
PR (Habitatdiversität)	4	17	18	13.00	1.00
MSI	4.73	2.41	2.07	2.32	0.34
medPS	0.63	0.02	0.05	0.61	0.03
MNN	41.3	37.2	59.6	4.10	22.40
MPI	3.75	328.3	372.99	324.55	44.69
IJI	61.31	68.57	66.02	7.26	2.55
ED	1081.3	1459.84	1221.28	378.54	238.56
Summe $\sum_k x_{ik} - x_{jk} $				730.38	309.54
Manhattan Masszahl (d_{ij})				104.34	44.22

Standardisierung zur Ermittlung des erreichten Natürlichkeitsgrades (0= kanalisiert, 1= naturnah):

stand. Manhattan-Masszahl= $\frac{d_{ij}(\text{revitalisiert}-\text{kanalisiert})}{\sum d_{ij}} = \frac{104.34}{148.56} = 0.7023$

Bewertung als „starke Verbesserung“ (+++).



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator hängt stark mit den folgenden Grössen zusammen:

- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 41: Ufer: Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetern in Übergangszonen
- Nr. 52: Vegetation: zeitliches Mosaik



Anwendungsbeispiele

Rohde (2005): Erfolgskontrolle der Gerinneaufweitungen an der Thur (Gütighausen), Emme (Aefligen), Moesa (Grono, Lostallo) und Rhone (Ile Falcon, Chippis).



Literatur

- Rohde, S. 2005. Flussaufweitungen lohnen sich! Ergebnisse einer Erfolgskontrolle aus ökologischer Sicht. Wasser, Energie, Luft 3/4: 105-111.
- Rohde, S. 2005. Gerinneaufweitungen - Hochwasserschutz und Ökologie. natur + mensch 4: 12-17.

McGarigal, K. & B. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report, PNW-GTR-351, Portland, Oregon. 123 pp.



Landschaft: ästhetischer Landschaftswert

Autorin: Berit Junker, WSL



Hintergrund

Funktionelle Veränderungen in Flussräumen haben auch eine ästhetische Komponente. Diese wirkt sich direkt auf das Erleben und den Erholungswert eines revitalisierten Flussabschnittes aus.

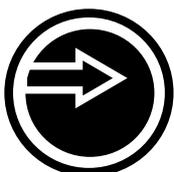
Der Indikator „ästhetischer Landschaftswert“ misst die Veränderung des ästhetischen Erlebniswertes der Landschaft im Projektperimeter.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
	nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
◆	hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Veränderung des Punktwertes für den ästhetischen Erlebniswert der Landschaft im Projektperimeter

Aufnahmeverfahren:

Versand eines Aufrufs zur Mitarbeit für die Erhebung dieses Indikators der Erfolgskontrolle an eine möglichst grosse und zufällige Stichprobe von Personen aus der lokalen Bevölkerung. Begehung des Projektperimeters vor

und nach Projektumsetzung durch die (wenn möglich gleichen) teilnehmenden Personen. Der zu evaluierende Projektperimeter sollte von allen Personen einzeln begutachtet werden (keine Gruppenführung) und für diesen Zweck markiert werden. Den evaluierenden Personen wird jeweils nach dem Rundgang ein Fragebogen („Fragebogen Landschaftswert.doc“ in Anhang II) vorgelegt. Die Anzahl der teilnehmenden Personen ist nach oben hin offen. Um einen verwertbaren Indikatorwert zu erhalten, beträgt die Mindestanzahl 30 Personen.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Versenden des Aufrufs zur Mitarbeit			1	3-4
Leitung der Erhebung durch die teilnehmenden Personen	1	2-5 (je nach Grösse des Projektperimeters)		
Eingabe und Auswertung der Daten			1	3-7 (je nach Anzahl Personen)
Total Personenstunden (P-h)	8-16		6-11	
Bemerkungen: Versand eines Aufrufs zur Mitarbeit an die lokale Bevölkerung erforderlich. Die Teilnahme an der Begehung und der Evaluation des Indikators könnte mit einem Obolus (z. B. 20 SFR o.ä.) entschädigt werden.				

Materialeinsatz:

Fragebogen (Anhang II: „Fragebogen Landschaftswert.doc“)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Je eine Erhebung vor Projektbeginn und nach Projektende. Eine weitere Aufnahme des Indikators 2-3 Jahre später wäre sinnvoll (vollständige Wiederbesiedlung des Projektperimeters durch Flora und Fauna, Veränderungen in der Pfadinfrastruktur). Sinnvoller Zeitpunkt in den Sommermonaten (bei gutem Wetter). Es soll für beide Erhebungen möglichst der gleiche Monat gewählt werden, um stärkere Verzerrungen durch jahreszeitliche Schwankungen (z. B. Vegetation und Wasserstand) auszuschliessen.

Besonderes:

Ablage und Bearbeitung der Daten in Datenbank (z. B. Excel; SPSS)



Analyse der Resultate

Der aus den Fragebogen errechnete ästhetische Erlebniswert We wird mittels der folgenden Gleichung in eine dimensionslose Grösse standardisiert:

$$y = \frac{We}{6} - \frac{1}{6}$$

Die minimale Gesamtpunktzahl für den ästhetischen Erlebniswert We beträgt 1. Dies entspricht dem 0-Richtwert. Die maximale Punktzahl 7 entspricht dem 1-Richtwert. Zwischen diesen Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 3).

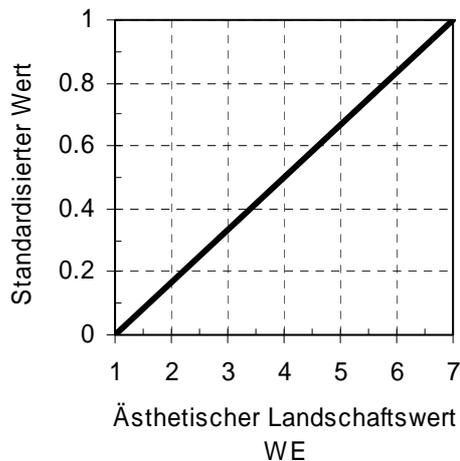


Abbildung 3: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Eine starke Verbindung dieses Indikators besteht zu den folgenden Akzeptanz-Indikatoren, da angenommen werden kann, dass eine Verbesserung des ästhetischen Erlebniswertes der Flusslandschaft im Projektperimeter auch zu einer hohen Akzeptanz des Projektes führt.

- Nr. 1: Akzeptanz: Projektakzeptanz bei den Interessengruppen
- Nr. 2: Akzeptanz: Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung
- Nr. 3: Akzeptanz: Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe

Ergänzt wird der Indikator „ästhetischer Landschaftswert“ bezüglich der Erreichung der Erholungsnutzung ausserdem durch die Aufnahme der folgenden Indikatoren:

- Nr. 5: Erholungsnutzung: Besucherzahl
- Nr. 6: Erholungsnutzung: vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit
- Nr. 7: Erholungsnutzung: Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende

Eine positive Korrelation des Indikators „ästhetischer Landschaftswert“ zu verschiedenen ökologischen Indikatoren (z. B. Indikatoren zur Auenv egetation, Uferfauna, Kleinsäuger) erscheint wahrscheinlich, da eine

neuerlich entstehende Vielseitigkeit der Landschaft sowohl ihre Attraktivität begünstigen, als auch einen ökologischen Gewinn bedeuten sollte.



Anwendungsbeispiele

Das Messverfahren beruht auf der Arbeit von Nohl (1977). Es wurde im Auftrag des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. für die ästhetische Bewertung von Massnahmen in der Kulturlandschaft entworfen und angewendet.



Literatur

- Nohl, W. 1977. Messung und Bewertung der Erlebniswirksamkeit von Landschaften, KTBL-Schriften Nr. 218, Darmstadt.
- Schüpbach, B. 1999. Ein Vergleich zwischen landschaftsästhetischer Bewertung und ökologischer Bewertung: Dargestellt am Beispiel von vier Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland. Peter Lang AG, Bern. 258 pp.

21

Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden

Autor: Klement Tockner, Eawag



Hintergrund

Der Indikator beschreibt die Artenzahl und Dichte der im unmittelbaren Uferbereich lebenden terrestrischen Arthropoden (Gliederfüßer). Diese stellen einen wesentlichen Bestandteil einer charakteristischen Uferfauna dar. Da Uferarthropoden eine wichtige Rolle im Transfer aquatischer Energie in das terrestrische Nahrungsnetz zukommt, geben ihre Dichten zudem Aufschluss über die potenzielle trophische Vernetzung zwischen Wasser und Land.

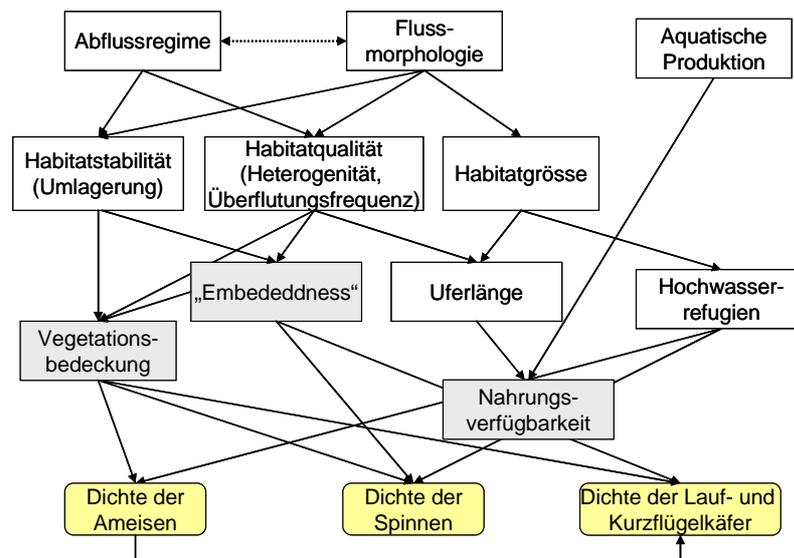


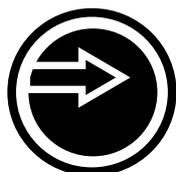
Abbildung 1: Zusammenhangsdiagramm zwischen Einflussgrößen und Dichte der Uferarthropoden (nach K. Tockner & A. Paetzold, unveröffentlicht).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 2 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 2: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung		morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahes Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		● laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		◆ naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgröße:

Es werden drei Messgrößen bestimmt:

- Dichte der Laufkäfer (Individuen/ m²)
- Anzahl der Arten pro Anzahl an Individuen (Artenzahl/ 100 Individuen)
- Anzahl uferspezifischer Laufkäferarten

Aufnahmeverfahren:

Bestimmung des aktuellen Artensets A

Uferarthropoden werden quantitativ mittels Handaufsammlungen von definierten Probeflächen (0.25 m²) erfasst. Hierzu wird das lockere Deckmaterial abgetragen (Kies-Steine). Durch Aufschwemmen mit Wasser werden tiefer im Sediment vorkommende Organismen an die Oberfläche getrieben. Unmittelbar im Bereich der Uferlinie (0-2 m) sind die Dichten am höchsten und kommt der Grossteil der ufertypischen Arthropoden vor. Untersuchungen sollten sich daher auf diesen Bereich konzentrieren. Pro Termin sollten mindestens 10 Probeflächen pro Flusskilometer, zufällig entlang der Uferlinie verteilt, abgesammelt werden, da die Arthropoden räumlich sehr heterogen verteilt sind. Die Proben werden getrennt aufbewahrt und bestimmt.

Zusätzlich zu den quantitativen Aufnahmen werden entlang der Wasseranschlaglinie die unterschiedlichen Mikrohabitate qualitativ auf Uferarthropoden (Spinnen, Ameisen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer) abgesehen. Die Mikrohabitate sollen entsprechend ihres relativen Flächenanteils beprobt werden. Standardisierte Dauer: 20 Minuten pro Flusskilometer bzw. Flussabschnitt.

Die Tiere werden in 70 % Alkohol konserviert und getrennt aufbewahrt.

Bestimmung des standorttypischen Artensets C

Ein standorttypisches Artenset kann entweder mittels einer Potenzialanalyse anhand der Öko-Fauna-Datenbank (www.reckenholz.ch/doc/aua/Titel.shtml) oder empirisch, anhand des vorhandenen Expertenwissens, bestimmt werden.

Sekundäre Erhebungen:

Kolmatierung, Korngrößenverteilung, Uferlänge (siehe auch Indikatoren Nr. 31 „Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten“, Nr. 44 „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“ und Nr. 39 „nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser“).

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe B

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Bestimmung Referenz	1	1		
Absammeln der Uferbank (10 Probeflächen pro Flusskilometer)			1	3
Bestimmung Proben	1	10		
Bestimmung ufertypische Arten	1	1		
Total Personenstunden (P-h)	12		3	
Bemerkungen: Die Dauer der Bestimmung ist stark von der Artenvielfalt abhängig.				

Materialeinsatz:

Sammelquadrat, Federstahlpinzette, Exhaustor, Sammelgefässe, Stereolupe und Mikroskop zum Bestimmen

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Aufnahmen sollten vor der Massnahme und im ersten Jahr nach der Massnahme durchgeführt werden. Erhebungen sollten im Frühling, Sommer und Herbst durchgeführt werden (bei Nieder- bis Mittelwasserstand), um das Artenspektrum möglichst vollständig zu erfassen. Erhebungen sollten nach etwa zwei und fünf Jahren wiederholt werden.

Besonderes:

Der Indikator ist besonders für die Bewertung einzelner Flussabschnitte geeignet. Wichtig ist allerdings, dass das Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet bekannt ist (Öko-Fauna-Datenbank).



Analyse der Resultate

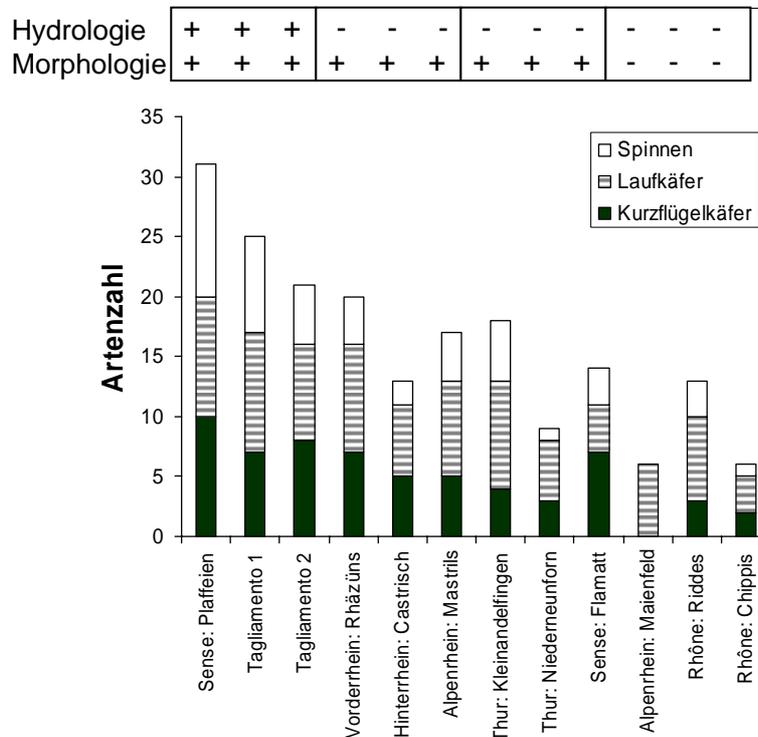
Neben der Gesamtartenzahl und Dichte der Laufkäfer (mittlere Dichte aller Einzelproben) sollte der Anteil ufertypischer Laufkäferarten (alle Saisonen gepoolt) ermittelt werden. Hierzu kann die Öko-Fauna-Datenbank beigezogen werden (www.reckenholz.ch/doc/aua/Titel.shtml; Arten der Kategorie K1 und K2).

Das aktuelle Artenset A wird dem standorttypischen Artenset C gegenübergestellt. Für diese Gegenüberstellung kann die Matrix in Tabelle 4 verwendet werden. Zur Bestimmung des standardisierten Endwerts werden die Punkte der einzelnen Zeilen zusammengezählt und der Mittelwert gebildet.

Tabelle 4: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1
Anzahl Laufkäfer (quantitative Proben)	sehr gering (<2 pro m ²)	gering (2-5 pro m ²)	mittlere Dichte (5-15 m ²)	häufig (15-30 pro m ²)	sehr häufig (> 30 pro m ²)
Gesamtartenzahl je 100 Individuen (qualitative Proben; gemittelt über die drei Saisonen)	<4	4-8	8-12	12-16	>16
ufertypische Arten (K1 und K2 für Laufkäfer)	keine vorhanden	als Einzeltiere vorhanden (<5 %)	zahlreich vorhanden (5-20 %)	beträchtlicher Anteil (20-50 %)	dominieren die Gemeinschaft (>50 %)

Abbildung 5: Vergleich der terrestrischen Uferfauna (Gesamtartenzahl der Spinnen, Kurzflügel- und Laufkäfer) entlang von 12 Flussabschnitten, die morphologisch (-: begradigt) und hydrologisch (-: Schwall-Sunk) unterschiedlich beeinflusst sind (Paetzold 2005). Die beiden Probestellen entlang der Rhone sind sowohl morphologisch als auch hydrologisch stark beeinträchtigt und spiegeln die Bedingungen entlang des Mittel- und Unterlaufes wider (Daten: Paetzold 2005, aus Tockner et al. 2004).



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht ein unmittelbarer Link zu folgenden Indikatoren:

- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 38: Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land



Anwendungsbeispiele

Maiolini et al. (1998): Die Autoren haben unterschiedlich beeinflusste Uferabschnitte im Rahmen eines EU-Projektes (ERMAS) verglichen (in erster Linie hinsichtlich der Laufkäferbiozöten).

Paetzold (2005): Im Rahmen dieser Dissertation wurden die komplexen Wechselwirkungen zwischen aquatischen und terrestrischen Uferbiozöten untersucht und die Eignung der Uferfauna für die Indikation der Gewässer überprüft (Vergleich von 12 Gewässern, die sich hinsichtlich der Morphologie und Hydrologie unterscheiden).

Reich (1991): Der Autor konnte zeigen, wie wesentlich freie Schotterflächen für eine gefährdete Fauna (z. B. Heuschrecken) sind und welches Faktorengefüge notwendig ist.

Schatz et al. (2003): Die Autoren haben die Auswirkungen des Schwallbetriebes auf die terrestrische Uferfauna dokumentiert und mit Literaturdaten verglichen.

Tockner et al. (2004): In diesem Artikel werden Ergebnisse entlang der Rhone vorgestellt (Ökomorphologie, Uferfauna und Makrozoobenthos).



Literatur

- Harde, H., K.W. Freude & G.A. Lohse. 1974. Die Käfer Mitteleuropas - Staphylinidae I -II. Goecke & Evers.
- Günther, J. & T. Assmann. Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* (im Druck).
- Kahlen, M. 2003. Die Käfer der Ufer und Auen des Tagliamento. *Gortania* 24: 147-202.
- Maiolini, B., A. Franceschini & A. Boscaini. 1998. The role of invertebrate communities as indicators of environmental characteristics of European river margins. pp. 151-162. *In: C.P. Joyce & M. Wade (ed.) European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Paetzold, A. 2005. Life at the edge - aquatic-terrestrial interactions along rivers. Dissertation ETH Zurich & Eawag Dübendorf. Diss. Nr. 15825.
- Reich, M. 1991. Grasshoppers (Orthoptera, Saltatoria) on alpine and dealpine riverbanks and their use as indicators for natural floodplain dynamics. *Regulated Rivers: Research and Management* 6: 333-339.
- Schatz, I., K.-H. Steinberger & T. Kopf. 2003. Auswirkungen des Schwallbetriebes auf uferbewohnende Arthropoden (Aranei; Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) am Inn im Vergleich zum Lech (Tirol, Österreich). pp. 202-231. *In: L. Füreder (ed.) Ökologie und Wasserkraftnutzung*. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.
- Tockner, K., U. Karaus, A. Paetzold & S. Blaser. 2004. Ökologischer Zustand der Rhone: Benthische Evertabraten und Uferfauna. *Wasser, Energie, Luft* 11/12: 315-317.

22

Makroinvertebraten: Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren

Autor: Tom Gonser, Eawag



Hintergrund

Wenn eine biologische Vernetzung zwischen dem Grundwasser und dem Fliessgewässer besteht, so bildet sich im oberflächennahen Grundwasser eine interstitielle Mischfauna aus: Sie besteht sowohl aus epigäischen (benthischen) Arten, die von der Oberfläche her einwandern als auch aus hypogäischen (echten Grundwasser-) Taxa, die ausschliesslich im Grundwasser leben. Der Übergang von einer reinen Oberflächenfauna zu einer Gemeinschaft, die ganz aus Grundwassertieren besteht, verläuft graduell.

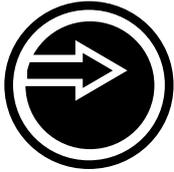
Der Nachweis einer Mischfauna deutet auf offene Migrationswege und eine biologische Vernetzung zwischen Grundwasser und Fluss hin. Fehlt eine faunistische Übergangszone, so handelt es sich um zwei biologisch weitgehend von einander getrennte Systeme.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung		morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		<ul style="list-style-type: none"> • naturnaher Geschiebehaushalt • naturnahes Temperaturregime • longitudinale Vernetzung • laterale Vernetzung • vertikale Vernetzung • naturnahe Diversität und Abundanz Flora • naturnahe Diversität und Abundanz Fauna • funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

In Grundwasserproben wird das Vorkommen oder Fehlen einer Mischfauna aus eingewanderten Oberflächentieren und reinen Grundwassertieren nachgewiesen.

Aufnahmeverfahren:

Einschlagen von Piezometern in die Stromsohle bzw. Benutzung vorhandener Bohrlöcher. Herauspumpen von Grundwasser mit Membran- oder Kolbenpumpen (keine Beschädigung der Tiere) und Filtrieren des Wassers durch ein 200 µm oder feineres Netz. Es wird empfohlen, insgesamt mindestens 30 Bohrlöcher in verschiedenen Tiefen und Abständen zum Fluss zu beproben.

Für Proben aus oberflächennahem Grundwasser (≤ 2 m Tiefe), das meist reich an Feinsediment und Organismen ist, sollten 10-20 Liter gepumpt werden. Für Proben aus tieferen (> 2 m) Grundwasserschichten (meist arm an Feinsedimenten und mit geringerer Organismendichte) sollten 20-100 Liter gepumpt werden. Pro Bohrloch wird eine Probe entnommen.

Die erhaltenen Proben sollten gekühlt (5-10 °C) und lebendig (unfixiert) ins Labor gebracht werden und möglichst rasch analysiert werden. Die Proben werden im Labor mit einer Präparationslupe hinsichtlich ihrer Fauna analysiert und die herausgelesenen Tiere in 70 % Alkohol fixiert. Das Vorkommen einer gemischten Lebensgemeinschaft aus epigäischen und hypogäischen Formen wird registriert. Entscheidend sind dabei vor allem Präsenz-Absenz-Daten, die eine Überlappung im Vorkommen von Grundwasser- und Oberflächentieren nachweisen. Grosse Abundanzen beider Gruppen in der Mischzone, insbesondere zusammen mit grösseren Grundwassertieren (z. B. *Niphargus*), weisen auf offene Migrationswege und einer intensiven OW/ GW-Wechselwirkung hin.

Sekundäre Erhebungen:

Bei der Probenahme sollten möglichst auch chemisch-physikalische Parameter aufgenommen werden, wie Temperatur, Sauerstoffgehalt und Leitfähigkeit.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Beprobung Bohrlöcher (15 Bohrlöcher pro Tag)			1	18
Analyse im Labor (15 Proben pro Tag)	1	18		
Total Personenstunden (P-h)	18		18	

Bemerkungen: Der Personaleinsatz ist abhängig von der Grösse des Untersuchungsgebietes, der Zahl bereits vorhandener Bohrlöcher und dem Feinsedimentanteil in den Proben.

Materialeinsatz:

Piezometer zum Einschlagen in das Sediment, bzw. bereits vorhandene Bohrlöcher (z. B. für die Grundwasserbeobachtung bei Trinkwasserfassungen), Membran- oder Kolbenpumpe mit anschliessbaren Schläuchen, Filtrationsanlage mit feinmaschigem ($\leq 200 \mu\text{m}$) Netz, Stereolupe (Binokular) mit guter Lichtquelle

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erste Untersuchungen ein Jahr nach dem Eingriff. Es sollten mindestens 2 Probenahmekampagnen durchgeführt werden, im Frühjahr und im Herbst. Die Untersuchungen sollten nicht unmittelbar nach einem Hochwasserereignis stattfinden, da sich hierbei kurzfristig Mischfaunen einstellen können, die jedoch nicht den längerfristigen Verhältnissen entsprechen. Der Indikator ist für mittel- bis langfristige Perioden geeignet. Die Probenahme sollte halbjährlich erfolgen und bis zu einem positiven Nachweis weitergeführt werden (siehe Analyse der Resultate). Ist dieser erbracht, kann die Erhebung gestoppt werden. Bereits mittelfristig sollte dieser Indikator auf den Eingriff ansprechen.

Besonderes:

Dieser Indikator ist nur geeignet für alluviale Fließgewässer mit einem darunter liegenden Grundwasserkörper.

Die Aussagekraft beim Nachweis einer Mischfauna ist gross. Dagegen muss ihr Fehlen vorsichtiger interpretiert werden: Möglicherweise ist eine Mischfauna in einem Gebiet vorhanden, wurde aber mit der punktuellen Probenahme nicht erfasst. Der Indikator dient somit vor allem als positiver Nachweis eines Erfolgs.



Analyse der Resultate

Es wird der Anteil der Bohrlöcher bestimmt, in welchen eine Mischfauna nachgewiesen werden kann. Diese werden anhand von Standardisierungsklassen (Tabelle 3) standardisiert.

Tabelle 3: Standardisierungsklassen.

Anteil der Bohrlöcher, die eine Mischfauna aufweisen	standardisierter Wert
0 %	0
1 - 10 %	0.2
11 - 20 %	0.4
21 - 30 %	0.5
31 - 40 %	0.6
41 - 60 %	0.8
> 61 %	1

Das Vorkommen einer Mischfauna auch bereits in wenigen Bohrlöchern zeigt, dass eine vertikale Wechselwirkung besteht. Daneben ist auch die räumliche Verteilung der Funde von Bedeutung: Wird eine Mischfauna nicht nur in den Bohrlöchern unmittelbar an der Stromsohle nachgewiesen, sondern auch in grösserer Entfernung vom Fliessgewässer, so deutet dies auf umso grössere Wechselwirkungen hin.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator Nr. 24 „Vorkommen von amphibiontischen Arten im Grundwasser“ kann mit diesem Indikator gleichzeitig ohne zusätzlichem Aufwand erhoben werden. Diese beiden Indikatoren ergänzen sich gegenseitig.



Anwendungsbeispiele

Im Zusammenhang mit Revitalisierungsmassnahmen wurde dieser Indikator noch nicht verwendet.



Literatur

Brunke, M. & T. Gonser. 1999. Hyporheic invertebrates - the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. *Journal of the North-American Benthological Society* 18(3): 344-362.



Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 2005)



Hintergrund

Die wenig mobilen und oft empfindlichen Makroinvertebraten der Gewässersohle widerspiegeln die Gesamtheit aller auf sie einwirkenden Umgebungsfaktoren. Dies gilt nicht nur für die Wasserqualität, sondern auch für die Morphologie, Hydrologie und Gewässerdynamik.

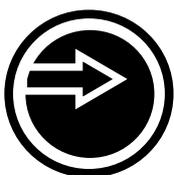
Der Indikator beschreibt die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos. Die Methodik ist dem Modul Makrozoobenthos Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts entnommen (BUWAL 2005).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> morphologische und hydraulische Variabilität 	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgröße:

Für eine numerische Bewertung werden der Makroindex (MI) und der Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) berechnet. Eine verbale Charakterisierung des Gewässerabschnittes ergänzt die Ergebnisse.

Aufnahmeverfahren

Im vorliegenden Steckbrief wird lediglich eine Zusammenfassung der in BUWAL (2005) beschriebenen Methode gegeben, welche teilweise auf der Methode der Agences de l'eau (2000) aufbaut. Einzelheiten sollen den Originalpublikationen entnommen werden.

Im Untersuchungsperimeter wird eine Probenahmestrecke bestimmt, die für den betroffenen Gewässerabschnitt möglichst repräsentativ ist. Ihre Länge hängt von der benetzten Breite des Gewässers ab (siehe Tabelle 5).

Um möglichst alle vorkommenden Zoobenthos-Arten erfassen zu können, ist eine Beprobung aller vorhandenen Typen von Teillebensräumen bzw. „Choriotopen“ innerhalb der Probenahmestrecke nötig. Vor der Probenahme muss deshalb erfasst werden, welche Choriotope typisch sind und wie gross ihr Anteil an der gesamten Fläche der Probenahmestrecke ist. Es werden folgende Choriotope unterschieden (Tabelle 2):

Tabelle 2: Biotische und abiotische Choriotope.

biotische Choriotope	abiotische Choriotope
1. Pflanzen allgemein	1. Spritzwasserzone
2. filamentöse Algen	2. Blöcke, Fels $\varnothing > 40$ cm
3. POM (v.a. Falllaub)	3. grosse Steine $\varnothing 20 - 40$ cm
4. Abwasserbakterien	4. Steine $\varnothing 6.3 - 20$ cm
5. Faulschlamm	5. Grobkies $\varnothing 2 - 6.3$ cm
6. übrige biotische Choriotope	6. Feinkies $\varnothing 0.2 - 2$ cm
	7. Sand $\varnothing 0.063 - 2$ mm
	8. Schluff / Ton $\varnothing > 0.063$ mm

Veranschaulichende Beispiele einzelner Choriotope finden sich in BUWAL (2005).

Die vorkommenden Choriotope werden in drei Häufigkeitskategorien unterteilt (Tabelle 3):

Tabelle 3: Häufigkeitskategorien von Choriotopen.

Häufigkeit	flächenmässiger Anteil
dominant	machen mehr als 50 % der Fläche der Probenahmestrecke aus
häufig	machen 10 - 50 % der Fläche der Probenahmestrecke aus; sind wesentlich prägend für den Charakter eines Abschnittes
selten	machen weniger als 10 % der Fläche der Probenahmestrecke aus, sind aber trotzdem typisch für den Abschnitt; Einzelstrukturen kommen häufiger als dreimal vor.

Die Choriotope werden entsprechend ihrer Häufigkeit durch Kick-Sampling und Absammeln beprobt. Beim Kick-Sampling wird das Netz auf den Flussgrund abgestellt, und das flussaufwärts liegende Sediment während einer Minute mit der Fussspitze kräftig umgewühlt. In Bächen mit steiniger Sohle ist das Netz unterhalb einzelner Gesteinsbrocken zu positionieren und diese von Hand anzuheben und allenfalls umzudrehen. Dadurch wird das feinere organische Material ins Netz gespült. Beim Absammeln werden 10 grössere Steine aufgehoben und die daran festsitzenden Organismen mit der

Pinzette abgesammelt. Pro Choriotop wird die Anzahl Einzelproben auf dem Protokoll festgehalten. Das Material aus allen beprobten Choriotopen wird vereinigt, sodass für die gesamte Probenahmestrecke nur eine Probe entsteht.

Die Proben werden bereits im Feld möglichst gut von feinen Trübstoffen sowie Sand und groben Steinen gereinigt und, falls nötig, fixiert. Auch wird eine genaue, verbale Charakterisierung des Gewässerabschnittes vorgenommen.

Für die Bestimmung der Organismen gilt die Taxaliste in Anhang 5 von BUWAL (2005). Die Taxa werden nach ihrer Häufigkeit auf einer 7-stufigen Skala geschätzt (siehe Tabelle 4) und in das Datenbank Programm ECOPROF 2.5_CH eingegeben. Das Programm wird laufend aktualisiert und kann unter www.modul-stufen-konzept.ch heruntergeladen werden.

Tabelle 4: Zuweisung der Häufigkeitsklassen.

Abundanzklasse	Abundanz	Gesamtschätzung
1	Einzelfund bis vereinzelt	Kann übersehen werden, Wiederfund unsicher
2	spärlich, mehrfach	kaum übersehbar
3	in mässiger Dichte	nicht übersehbar
4	ziemlich dicht	ansehnlicher Bestand
5	zahlreich, dicht	überall, bedeutendes Vorkommen
6	sehr zahlreich, sehr dicht	aspektbildend
7	massenhaft	extreme Entwicklung

Sekundäre Erhebungen:

Optionale Angabe von Gefälle, Sohlstabilität, Abfluss, chemisch-physikalischen Werten, Uferbewuchs und Charakteristiken des Umlands. Das Feldprotokoll wird im Programm ECOPROF 2.5_CH elektronisch generiert und enthält auf der Maske am PC dieselben Eingabefelder wie die gedruckte Vorlage des Makrozoobenthos Feldprotokolls.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

Aufwandstufe A

Der Erhebungsaufwand hängt vom Umfang der Probenahme ab. Der minimale Umfang wird durch die empfohlene Länge des beprobten Gewässerabschnittes definiert, der maximale Umfang durch die für die Probenahme höchstens aufzuwendende Zeit (siehe Tabelle 5). In der Zeitangabe (Tabelle 6) enthalten ist das Sammeln und Dekantieren der Proben, nicht aber das Sortieren.

Tabelle 5: Länge des beprobten Abschnitts in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite. Mit zunehmender Länge steigt der für die Probenahme benötigte Aufwand.

Wasserspiegelbreite des Fliessgewässers	empfohlene Länge der Probenahmestrecke	maximaler zeitlicher Aufwand einer Probenahme
bis 2 m	20 m	ca. 45 Min.
2 - 10 m	20 - 100 m	ca. 45 Min.
mehr als 10 m	100 - 200 m	ca. 60 Min

Tabelle 6: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erfassung der Teillebensräume, Probenahme	1	1		
Sortieren der Proben, Bestimmen der Organismen	1	3		
Dateneingabe in ECOPROF 2.5_CH	1	0.5		
Total Personenstunden (P-h)	4.5			
Bemerkungen: Es sind ausschliesslich Fachpersonen mit mehrjähriger Erfahrung einzusetzen.				

Materialeinsatz:

Feld: Feldprotokoll (Anhang II: „Feldprotokoll Makrozoobenthos.doc“), Schreibzeug, hüfthohe Gummistiefel oder Wathose, Gummihandschuhe, Handnetze, Probenahmegeräte, Schalen, Pinzetten, verschliessbare Behälter, Konservierungsmittel

Labor: Schalen, Pinzetten, Tischleuchte, Stereomikroskop, Handnetz, Bestimmungsliteratur (siehe Anhang 5.3 von BUWAL (2005))

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Um saisonalen Unterschieden Rechnung zu tragen, dauert eine Untersuchung im Normalfall ein Jahr und besteht aus zwei Probenahmen:

- Winter/ Frühling: Februar bis April
- Sommer: Juni bis August

Bei glazial bzw. nival geprägten Gewässern soll die Probenahme vom Sommer in den Herbst (September bis Oktober) verlegt werden.

Die Probenahmen sollten nicht früher als 15-30 Tage nach einem geschiefbeführenden Hochwasser und nicht bei Niedrigwasser durchgeführt werden.

Erste Erhebungen sollen im Jahr vor Baubeginn erfolgen. Eine nächste Untersuchung wird nach Abschluss des Eingriffes durchgeführt. Danach werden Beprobungen nach 2, 3, 5, 10 und 15 Jahren empfohlen. Es soll für die einzelnen Untersuchungen vor und nach dem Eingriff der gleiche Beprobungsaufwand eingesetzt werden (ähnliche Anzahl von Kick-Sampling und Absammlungen).

Besonderes:

Das Makrozoobenthos wird im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts auf der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die Methode erlaubt auf dieser Stufe keine quantitative Erhebung, wie sie für eine Erfolgskontrolle wünschenswert wäre. Eine Methode, die den Flächenbezug herstellt, wäre erst mit der Stufe S (systembezogen) denkbar, welche aber für das Makrozoobenthos noch nicht entwickelt worden ist. Die Methode der Stufe F hat daher möglicherweise eine zu kleine Auflösung, als dass genaue Aussagen zur Veränderung des Makrozoobenthos als Folge eines Fliessgewässereingriffes gemacht werden können.

Die Methode eignet sich für kleine und mittelgrosse watbare Fliessgewässer der Schweiz. Fliessgewässer mit zu grosser Tiefe und zu starker Strömung wie z. B. der Rhein oder die Aare unterhalb des Bielersees können deshalb nicht erfasst werden. Im Weiteren eignet sich die Methode nicht für die Untersuchung von Quellen und ist für Quellbäche nur bedingt anwendbar (BUWAL 2005).

Alternative Datenquelle:

Makrozoobenthos-Daten der Stufe F existieren erst in wenigen Kantonen (z. B. Kanton Zürich und Aargau). Die kantonalen Fachstellen können Auskunft zur Verfügbarkeit der Daten erteilen.



Analyse der Resultate

Die numerische Bewertung wird sowohl getrennt für die Probe im Winter/ Frühling und die Probe im Sommer/ Herbst wie auch mit den vereinten Daten beider Jahreszeiten durchgeführt.

1. Berechnung Makroindex

In unbelasteten Gewässern weist die Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten eine grössere Anzahl von Insektenarten auf als Nichtinsektenarten. Mit zunehmender Belastung nimmt der Anteil an Nichtinsekten zu, die Zahl der Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) dagegen verringert sich. Diese Verschiebung in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft kann mit der Matrix in Tabelle 7 in 8 Stufen beschrieben werden (Makroindex). Für die Berechnung des Makroindex werden Angaben auf dem Artenniveau benötigt.

1. Schritt: Bestimmung des Quotienten von Insektentaxa zu Nichtinsektentaxa. Dieses Kriterium bildet die Abszisse der Matrix des Makroindexes.

2. Schritt: Verschiedene Kombinationen taxonomischer Einheiten bilden die Ordinate der Matrix. Aus der Kombination der Quotienten Insekten/ Nichtinsekten und der taxonomischen Gruppen auf der Ordinate ergibt sich der Makroindex als Zahl zwischen 1 und 8. Die Ziffer 1 steht für unbelastete, die Ziffer 8 für stark belastete Verhältnisse:

Tabelle 7: Bestimmung des Makroindex. SE= systematische Einheiten= Taxa (Artniveau).

		SE Insecta / SE Non-Insecta			
		<1	1-2	2-6	>6
SE Plecoptera	>4	-	-	2	1
	3-4	-	3	2	2
SE Plecoptera und SE Trichoptera mit larvaalem Köcher	>4	-	3	3	3
	≤4	5	4	3	3
SE Ephemeroptera ohne Baetidae	>2	5	4	4	3
	≤2	6	5	5	-
Gammarus spp. und/oder Hydropsyche spp. vorhanden		7	6	5	-
Asellus sp. und/oder Hirudinea und/oder Tubificidae vorhanden		8	7	-	-

2. Berechnung IGBN (Indice Biologique Global Normalisé):

Die Ermittlung des IGBN beruht auf der in Agences de l'eau (2000) beschriebenen Methode. Für seine Berechnung wird die Familie als systematische Einheit verwendet. Anhang 7 von BUWAL (2005) enthält eine Liste von 138 Taxa, die für die Bestimmung der taxonomischen Diversität der Probe (VT) berücksichtigt werden. Davon dienen 38 als Indikatortaxa, die in 9 faunistische Indikatorgruppen (GI) eingeteilt sind. VT entspricht der gesamten Anzahl gefundener Taxa, inklusive Einzelfunde. Aus dieser Zahl wird die Diversitätsklasse in Tabelle 8 bestimmt. Für die Bestimmung der GI werden nur die Indikatortaxa berücksichtigt, von denen mehr als 3 oder 10 Exemplare (je nach Taxa) in der Probe vorhanden waren. Für die Bestimmung der GI werden alle Gruppen in Tabelle 9 konsequent von GI 9 bis GI 1 durchgegangen, bis das erste signifikante Vorkommen ($n > 3$ oder $n > 10$ Exemplare) eines Taxons der Tabelle gefunden wird.

Tabelle 8: Bestimmung der Diversitätsklasse.

VT	>50	49-45	44-41	40-37	36-33	32-29	28-25	24-21	20-17	16-13	12-10	9-7	6-4	3-1
Diversitätsklasse	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Tabelle 9: Bestimmung der Indikatorgruppe (GI): Fett geschrieben sind die Taxa mit mehr als 10 Exemplaren - die übrigen mit mehr als 3.

Taxa	Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Leptophlebiidae	Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeraeidae	Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae
GI	9	8	7	6	5

Taxa	Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae	Limnephilidae Hydropsychidae Ephemerellidae Aphelocheiridae	Baetidae Caenidae Elmidae Gammaridae Mollusca	Chironomidae Asellidae Achaeta Oligochaeta
GI	4	3	2	1

Der IBGN wird anschliessend entweder aus einer Tabelle abgelesen, welche die ermittelte Diversitätsklasse der Indikatorgruppe gegenüberstellt (siehe Originalpublikation), oder er kann mit folgender Formel berechnet werden:

$$\text{IBGN} = \text{GI} + \text{Diversitätsklasse} - 1, \text{ wobei } \text{IBGN} < 21$$

Wenn keine Indikatortaxa vorhanden sind (3 oder 10 Organismen), ist der IBGN gleich null.

Der Makroindex und der IBGN werden anhand des Programms ECOPROF 2.5_CH berechnet. Anhand der Gesamtpunktzahl des Makroindex bzw. des IBGN wird der untersuchte Gewässerabschnitt in eine von fünf Qualitätsklassen eingeteilt. Diesen werden wiederum standardisierte Werte zwischen 0 und 1 zugeordnet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Zuordnung von Qualitäts- und Standardisierungsklassen.

biologischer Gewässerzustand	Makroindex	IBGN	standardisierter Wert
sehr gut	1 bis 2	17 bis 20	1
gut	3	13 bis 16	0.75
mässig	4	9 bis 12	0.5
unbefriedigend	5 bis 6	5 bis 8	0.25
schlecht	7 bis 8	0 bis 4	0



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos“ hängt stark mit den folgenden Indikatoren zusammen:

- Nr. 22: Makroinvertebraten: Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 33: Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur
- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 35: Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats
- Nr. 36: Sohle: Sohlenstruktur
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle



Anwendungsbeispiele

Die Methode zur Erhebung des „Makrozoobenthos“ auf der Stufe F wird vorerst in der Versuchsphase in einzelnen Kantonen angewendet, wo sie zur Überwachung des Fliessgewässerzustandes dient.



Literatur

- BUWAL. 2005. Entwurf: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept. Makrozoobenthos Stufe F. BUWAL, Bern. 51 pp. http://www.modul-stufen-konzept.ch/download/mzb_stufe-f.pdf.
- Agences de l'eau. 2000. Indice biologique global normalisé I.B.G.N NF T 90-350. Guide technique. Les études des agences de l'eau n° 90, Paris. 2ème édition. 69 pp.

24

Makroinvertebraten: Vorkommen von amphibiontischen Arten im Grundwasser

Autor: Tom Gonser, Eawag



Hintergrund

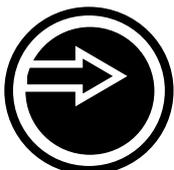
Amphibiontische Arten, wie z. B. *Leuctra major* und *Ibisia spec.*, weisen einen Lebenszyklus auf, der Phasen im Oberflächengewässer und Phasen im Grundwasser einschliesst. Da die Tiere im Laufe ihres Lebens stets von der Oberfläche ins Grundwasser einwandern müssen, weist das Vorkommen solcher Organismen im Grundwasser auf eine funktionierende vertikale Vernetzung dieser Systeme hin.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	<ul style="list-style-type: none"> • naturnaher Geschiebehaushalt • naturnahes Temperaturregime • longitudinale Vernetzung • laterale Vernetzung • vertikale Vernetzung • naturnahe Diversität und Abundanz Flora ♦ naturnahe Diversität und Abundanz Fauna • funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Nachweis von amphibiontischen Arten im Grundwasser. In der Schweiz v. a. *Leuctra major* (Abbildung 2).



Abbildung 2: *Leuctra major* (Foto: T. Gonser, Eawag).

Aufnahmeverfahren:

Einschlagen von Piezometern in die Stromsohle bzw. Benutzung vorhandener Bohrlöcher. Herauspumpen von Grundwasser mit Membran- oder Kolbenpumpen (keine Beschädigung der Tiere) und Filtrieren des Wassers durch ein 200 µm oder feineres Netz. Es wird empfohlen, insgesamt mindestens 30 Bohrlöcher in verschiedenen Tiefen und Abständen zum Fluss zu beproben.

Für Proben aus oberflächennahem Grundwasser (≤ 2 m Tiefe), das meist reich an Feinsediment und Organismen ist, sollten 10-20 Liter gepumpt werden. Für Proben aus tieferen (> 2 m) Grundwasserschichten (meist arm an Feinsedimenten und mit geringerer Organismendichte) sollten 20-100 Liter gepumpt werden. Pro Bohrloch wird eine Probe entnommen.

Die erhaltenen Proben sollten gekühlt (5-10 °C) und lebendig (unfixiert) ins Labor gebracht werden und möglichst rasch analysiert werden. Die Proben werden im Labor mit einer Präparationslupe hinsichtlich ihrer Fauna analysiert und die herausgelesenen Tiere in 70 % Alkohol fixiert. Das Vorkommen amphibiontischer Arten wird registriert.

Zum Nachweis der Vernetzung und zur Bewertung des Indikators reichen Präsenz-Absenz-Daten aus. Abundanzen sollten aber dennoch registriert werden: Damit kann bei späteren Erhebungen festgestellt werden, ob eine Zu- oder Abnahme der Individuendichten zu verzeichnen ist.

Sekundäre Erhebungen:

Bei der Probenahme sollten möglichst auch chemisch-physikalische Parameter aufgenommen werden, wie Temperatur, Sauerstoffgehalt und Leitfähigkeit.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Beprobung Bohrlöcher (15 Bohrlöcher pro Tag)			1	18
Analyse im Labor (15 Proben pro Tag)	1	18		
Total Personenstunden (P-h)	18		18	

Bemerkungen: Der Personaleinsatz ist abhängig von der Grösse des Untersuchungsgebietes, der Zahl bereits vorhandener Bohrlöcher und dem Feinsedimentanteil in den Proben

Materialeinsatz:

Piezometer zum Einschlagen in das Sediment, bzw. bereits vorhandene Bohrlöcher (z. B. für die Grundwasserbeobachtung bei Trinkwasserfassungen), Membran- oder Kolbenpumpe mit anschliessbaren Schläuchen, Filtrationsanlage mit feinmaschigem ($\leq 200 \mu\text{m}$) Netz, Stereolupe (Binokular) mit guter Lichtquelle

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erste Untersuchungen ein Jahr nach dem Eingriff. Es sollten mindestens 2 Probenahmekampagnen durchgeführt werden im Frühjahr und im Herbst, die nicht unmittelbar nach einem Hochwasserereignis stattfinden sollten.

Da amphibiontische Arten erst in das revitalisierte Gebiet einwandern müssen, kann die Einwanderung mehrere Jahre dauern. Der Indikator ist daher v. a. für mittel- und langfristige Perioden geeignet.

Ist die Art einmal nachgewiesen (siehe Analyse der Resultate), so ist ein Monitoring nur noch in grösseren Zeitabständen sinnvoll. Damit soll geprüft werden, ob die Art noch vorhanden und damit die ökologische Vernetzung auch langfristig beständig ist.

Besonderes:

Dieser Indikator ist nur geeignet für alluviale Fliessgewässer mit einem darunter liegenden Grundwasserkörper.

Auch muss bekannt sein, dass im Einzugsgebiet in natürlichen Abschnitten überhaupt amphibiontische Arten vorkommen (z. B. Pfywald, Rhone).

Die Aussagekraft durch den Nachweis einer amphibiontischen Art im Grundwasser ist gross. Dagegen muss ihr Fehlen vorsichtiger interpretiert werden: Möglicherweise ist eine amphibiontische Art in einem Gebiet vorhanden, wurde aber mit der punktuellen Probenahme nicht erfasst. Der Indikator dient somit vor allem als positiver Nachweis eines Erfolgs.



Analyse der Resultate

Es werden bei diesem Indikator keine Standardisierungsgleichung oder -klassen erstellt, da es bei der vorgestellten Methode nur um den positiven Nachweis (1), bzw. das Fehlen (0) amphibiontischer Arten geht.

Ein positiver Nachweis ist der Fund amphibiontischer Arten in mindestens 20 % der Bohrlöcher (bei < als 20 Bohrlöchern), bzw. in mindestens 4 Bohrlöchern (bei > als 20 Bohrlöchern) des Untersuchungsgebietes. Damit wird gezeigt, dass der Nachweis kein Einzelfund ist, sondern dass die Art im oberflächennahen Grundwasserkörper verbreitet vorkommt.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator Nr. 22 „Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren“ kann mit diesem Indikator gleichzeitig ohne zusätzlichen Aufwand erhoben werden. Diese beiden Indikatoren ergänzen sich gegenseitig.



Anwendungsbeispiele

Im Zusammenhang mit Revitalisierungsmassnahmen wurde dieser Indikator noch nicht verwendet. Das Vorkommen von amphibiontischen Arten in natürlichen Systemen (im Gegensatz zu ihrem Fehlen in beeinträchtigten Systemen) zeigt aber, dass eine vertikale Vernetzung existiert. So kommt z. B. die Steinfliege *Leuctra major* in der Rhone-Aue von Pfywald vor, aber nirgends entlang den kanalisierten Abschnitten der Rhone (Walther 2002).



Literatur

Walther, A. 2002. Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the upper Rhone River. Diplomarbeit, ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. 77 pp.

25

Organisches Material: Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens

Autor: Scott Tiegs, Eawag



Hintergrund

In bewaldeten Einzugsgebieten stellt vom Ufer stammendes Laubmaterial die bedeutendste Energiequelle für Fliessgewässer-Ökosysteme dar. Jedoch wird nur jenes Material auch tatsächlich in die Nahrungskette eingespeist, das im Fliessgewässer zurückgehalten wird (Young et al. 1978). Zu den Rückhaltestrukturen gehören z. B. hervorstehendes Substrat, Totholz, Kolke und Rückstauzonen.

Kanalisierung und andere Massnahmen zur Abschwächung von Hochwasserabflüssen haben die Morphologie von Fliessgewässern stark vereinfacht. Damit wurde auch ihre Rückhaltefähigkeit, d. h. die Effizienz, mit der sie organisches Material zurückhalten, stark reduziert.

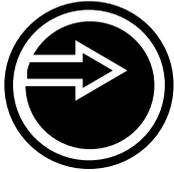
Der Indikator schätzt die Rückhaltefähigkeit in einem Gewässerabschnitt ab. Dazu misst er die durchschnittliche Distanz, welche experimentell eingebrachte Laubblätter bis zu ihrem Rückhalt zurücklegen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie		Wirtschaft		Umsetzung	
nachhaltige Trinkwasserversorgung	●	morphologische und hydraulische Variabilität		Budgeteinhaltung		politische Akzeptanz	
		naturnaher Geschiebehaushalt				Stakeholder-Partizipation	
hoher Erholungswert		naturnahes Temperaturregime					
		longitudinale Vernetzung					
		● laterale Vernetzung					
		vertikale Vernetzung					
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora					
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna					
		◆ funktionierende organische Kreisläufe					

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Durchschnittliche Distanz, welche ein experimentell eingebrachtes Blatt bis zu seinem Rückhalt zurücklegt ($1/k$). Je kleiner diese ist, desto grösser der Rückhalt.

Aufnahmevorgehen:

Aus Papier (80 g m^{-2}) werden Quadrate von $5 \text{ cm} \times 8 \text{ cm}$ ausgeschnitten, die im Experiment die Baumblätter darstellen. Im Gegensatz zu natürlichen Blättern sind diese künstlichen Blätter im Feld einfach zu identifizieren, sie sind einfach und billig herzustellen und von einheitlicher Form und Grösse.

Die Anzahl einzusetzender Blätter hängt von der Flussordnungszahl und der Länge des untersuchten Gewässerabschnittes ab (Tabelle 2). Auch sollten aus statistischen Gründen nicht weniger als 10 % und nicht mehr als 90 % der ausgesetzten Blätter wieder eingefangen werden (Lamberti & Gregory 1996). Mit einem Versuchsdurchlauf im Feld kann die nötige Anzahl Blätter bestimmt werden.

Tabelle 2: Anzahl auszusetzender Blätter in Abhängigkeit der Flussordnungszahl. Diese Zahlen gelten für eine Untersuchungsstrecke von ca. 10 mal der benetzten Gerinnebreite. Für kürzere oder längere Fliessgewässerabschnitte muss die Blattzahl entsprechend angepasst werden.

Flussordnungszahl	Anzahl Blätter
1	100
2	150
3	250
4	400
5	600
6	850
7	1200

Vor dem Einsetzen müssen die Blätter während mindestens zwei Stunden in Wasser eingeweicht werden. Damit wird ein natürlicher Auftrieb erreicht.

Im Feld wird zuerst der zu untersuchende Gewässerabschnitt ausgemessen und der Anfangs- und Endpunkt der Strecke markiert. Anschliessend wird ein Auffangnetz am unteren Streckenende installiert, das am Gewässergrund fixiert werden muss. Ein durch Bleieinsätze beschwertes Sperrnetz wurde von Lamberti & Gregory (1996) vorgeschlagen und auch hier empfohlen. Anstelle eines Netzes können Blätter auch von mehreren Helfern mittels Keschern eingesammelt werden. Dabei hängt die Anzahl benötigter Helfer von der Grösse des Fliessgewässers ab.

Am oberen Streckenende werden die eingeweichten Blätter auf der gesamten Breite des Bachs ausgesetzt. Die Blätter können dabei auf die Wasseroberfläche gelegt werden. Es gilt zu beachten, dass die Blätter nicht zusammenkleben. Die Uhrzeit wird notiert. Nach einer Wartezeit von einer Stunde kann mit dem Auszählen der Blätter am unteren Streckenende begonnen werden.

Mit der hier vorgeschlagenen Methodik kann der Blattrückhalt beurteilt werden. Für die Projektverantwortlichen ist aber unter Umständen auch von Interesse, welche spezifischen Strukturen für den Rückhalt verantwortlich sind. Dies kann untersucht werden, indem die Helfer unmittelbar nach Einsammeln der Blätter flussaufwärts waten und festhalten, an welchen Strukturen wie viele Blätter zurückgehalten wurden. Dabei kann zwischen aktiven und passiven Rückhaltestrukturen unterschieden werden: Aktive Rückhaltestrukturen sind unbewegliche Objekte im Gerinne, an welche Blätter durch die Fließkraft des Wassers gedrückt und dadurch zurückgehalten werden (z. B. Totholz, Blöcke). Passive Rückhaltestrukturen sind Zonen geringer Fließgeschwindigkeit, in denen Blätter abgelagert werden (z. B. Kolke). Auch sollte festgehalten werden, ob die Rückhaltestruktur durch die Revitalisierung entstanden ist. Das Identifizieren der Rückhaltestrukturen ist fakultativ und wird nicht bewertet.

Zeitlicher Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Feldexperiment an einem kleinen Fließgewässer			2	4
Auswertung			1	2
Bestimmen der Rückhaltestrukturen (fakultativ)			(2)	(2)
Total Personenstunden (P-h)			10 (14)	
Bemerkungen: Beim Wiedereinfangen der Blätter mittels Keschern und bei grösseren Fließgewässern werden zusätzliche Personen benötigt.				

Materialeinsatz:

Papierblätter, Messband, Sperrnetz oder Kescher

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebung kann zu jeder beliebigen Jahreszeit erfolgen, sollte jedoch bei Niedrigwasser durchgeführt werden. Messwiederholungen vor und nach der Projektumsetzung sollen in der gleichen Jahreszeit und unter ähnlichen Abflussverhältnissen durchgeführt werden.

Vor Baubeginn muss mindestens eine Erhebung stattfinden. Idealerweise werden aber mehrere Aufnahmen gemacht, um die Variabilität der Rückhaltefähigkeit abschätzen zu können. Änderungen in der Rückhaltefähigkeit sind nach Hochwasserereignissen am wahrscheinlichsten, d. h. bei hohem Abfluss mit einem Wiederkehrintervall von 2 Jahren.

Nach Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme kann die Erhebung sofort wieder aufgenommen werden. Wird die Rückhaltefähigkeit über längere Zeit hinweg gemessen, sollten die Aufnahmen jährlich nach einem

Hochwasserereignis wiederholt werden. Die Resultate der einzelnen Erhebungen können gemittelt werden.

Besonderes:

Dieser Indikator kann in allen Fliessgewässertypen erhoben werden. Die Methode eignet sich jedoch am besten für kleinere Bäche und Flüsse mit Flussordnungszahlen zwischen 1 und 5, welche leicht durchwatet und mittels Netz abgesperrt werden können. Mit zunehmender Grösse des Fliessgewässers wird die Erhebung arbeitsintensiver und finanziell aufwändiger.



Analyse der Resultate

Die Rückhaltefähigkeit wird anhand der durchschnittlichen Distanz $1/k$, welche ein Blatt bis zu seinem Rückhalt zurücklegt, abgeschätzt (Lamberti & Gregory 1996). Diese Distanz wird anhand des exponentiellen Abbaumodells berechnet:

$$N_d = N_0 e^{-kd},$$

wobei

N_d = Anzahl der am Ende der Strecke d eingefangenen Blätter

N_0 = Anzahl ausgesetzter Blätter

k = Abbau-Koeffizient

d = Länge der untersuchten Strecke in m.

Die Gleichung kann nach $-k$ gelöst werden:

$$-k = \frac{\ln(N_d / N_0)}{d}$$

Der Wert $1/k$ wird für die gleiche Strecke vor und nach der Revitalisierung berechnet. Darauf wird der Veränderungsgrad bestimmt:

$$\text{Veränderungsgrad der Rückhaltefähigkeit} = \frac{\frac{1}{k} \text{ vor der Revitalisierung}}{\frac{1}{k} \text{ nach der Revitalisierung}} - 1$$

Dieser standardisierte Wert wird zur Bewertung des Projektes als nachher-Wert in die Excel-Vorlage eingefügt. Der vorher-Wert in der Excel-Vorlage ist per Definition gleich null.

Ist der Veränderungsgrad negativ, d. h. hat $\frac{1}{k}$ nach der Revitalisierung zugenommen, dann resultiert in der Beurteilung die Klasse Misserfolg (Abbildung 4).

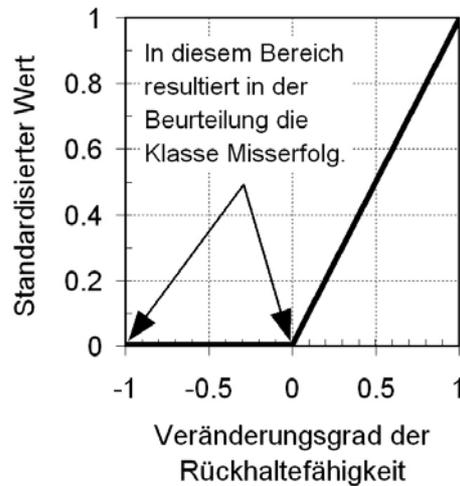


Abbildung 4. Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens“ hängt mit den folgenden Indikatoren zusammen:

- Nr. 11: Fischhabitate: Unterstände und Strukturen
- Nr. 26: organisches Material: Quantität von Totholz
- Nr. 27: organisches Material: Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen



Anwendungsbeispiele

Lamberti & Gregory (1996): Die Autoren stellen die Methodik zur Quantifizierung der Rückhaltefähigkeit mittels Aussetzen von Blättern in einem Fluss in Michigan vor.

Dobson & Cariss (2000): Diskussion von Massnahmen zur Steigerung des Blattrückhalts in Fließgewässern in englischen Holzschlag-Gebieten.



Literatur

Dobson, M. & H. Cariss. 2000. Improving detritus retention as a management option in streams impacted by forestry. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27: 1090-1094.

Lamberti, G.A. & S.V. Gregory. 1996. Transport and retention of CPOM. pp. 217-229. In: F.R. Hauer & G.A. Lamberti (ed.) Methods in Stream Ecology. Academic Press, San Diego.

Young, S.A., W.P. Kovalak & K.A. Del Signore. 1978. Distances travelled by autumn-shed leaves introduced into a woodland stream. American Midland Naturalist 100: 217-222.

26

Organisches Material: Quantität von Totholz

Autoren: Florence Capelli, Scott Tiegs, Christine Weber und Sharon Woolsey, Eawag



Hintergrund

Totholz ist eine wichtige Komponente natürlicher Flusssysteme. Es führt dank vermehrter Sedimentation und Verminderung der Fließgeschwindigkeit durch Kolkbildung zur Stabilisation des Flussbettes. Gleichzeitig bieten diese Pools und die Zwischenräume bei Totholzansammlungen Unterschlupf- und Habitatmöglichkeiten für verschiedenste Organismen. Zudem wird partikuläres, organisches Material wie z. B. Blätter durch Totholz zurückgehalten und findet so direkt vor Ort Verwendung in der Nahrungskette (steht so vor Ort der Nahrungskette zur Verfügung).

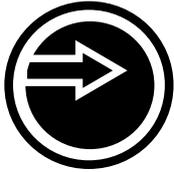
Der Indikator „Quantität von Totholz“ beschreibt den Wert einer Flusslandschaft mit Hilfe des Totholzvolumens. Die Menge Totholz ist direkt korreliert mit der Variabilität der Tiefe des Fließgewässers und der Längsvernetzung.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
●	nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
	hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		● laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		◆ funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Totholzvolumen pro Flächeneinheit [m^3/m^2]

Aufnahmeverfahren:

Zur Erhebung des Totholzvolumens wird innerhalb des Projektperimeters im aktiven Flussbett eine Untersuchungsfläche ausgeschieden (siehe Abbildung 2). Diese soll ca. $\frac{1}{4}$ der Fläche des aktiven Flussbetts umfassen und möglichst repräsentativ für den gesamten Projektabschnitt sein. Die Fläche sollte höchstens Pioniervegetation und keine permanenten Stadien aufweisen.

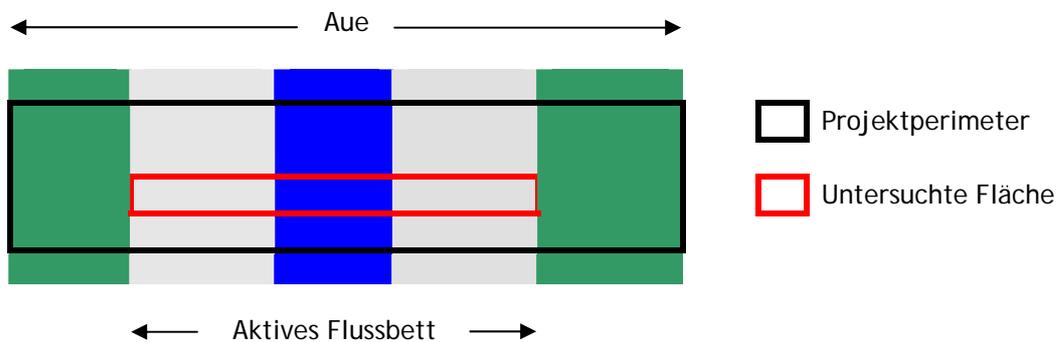


Abbildung 2: Schematische Skizze zur Lage der Untersuchungsfläche innerhalb des Projektperimeters. Die untersuchte Fläche umfasst $\frac{1}{4}$ des aktiven Flussbetts innerhalb des Projektperimeters.

Die Untersuchungsfläche wird vermessen, wobei zwischen Wasser- und Landfläche unterschieden wird. Anschliessend wird die Untersuchungsfläche systematisch nach Totholz abgesucht. Dabei wird jedes Stück Totholz, das eine minimale Grösse übersteigt, inventarisiert: Bei Fliessgewässern 1. - 3. Ordnung gelten ein minimaler Durchmesser von 0.1 m und eine minimale Länge von 1 m. Bei grösseren Fliessgewässern gelten derselbe minimale Durchmesser und eine minimale Länge von 2 m. Bei der Inventarisierung werden Umfang und Länge bestimmt. Aus diesen Angaben wird das Volumen des Holzstücks wie folgt berechnet:

$$V = \frac{u^2 \times l}{4\pi}$$

Sind Anhäufungen von Totholz vorhanden, die mehr als drei Totholzstücke der oben angegebenen Grösse umfassen, kann auf das Vermessen jedes einzelnen Holzstücks verzichtet werden. Vielmehr kann das Volumen des Haufens mit Hilfe von dessen Länge, Breite und Höhe abgeschätzt werden. Der so erhaltene Schätzwert wird anschliessend mit dem Faktor 10 % korrigiert, da Luft 90 % des Volumens ausmacht (Thevenet et al. 1998).

Totholz, das teilweise im Untergrund steckt, soll nicht ausgegraben werden. Es wird nur der Teil vermessen, der über dem Boden liegt.

Ist die Wasserfläche im Untersuchungsgebiet durchgehend wasserbar, dann wird auch das im Wasser liegende Totholz vermessen. Diese Totholzstücke sollen auf dem Protokoll speziell gekennzeichnet werden, damit bei einer Folgeerhebung zwischen Holz an Land und Holz im Wasser differenziert werden kann.

Kann die Wasserfläche nicht durchgehend bewatet werden, dann kann das Totholzvolumen im Wasser visuell abgeschätzt werden. Ist dies aufgrund der Tiefe oder der Trübung nicht möglich, dann beschränkt sich die Erhebung auf die trockenen Abschnitte der Untersuchungsfläche.

Holzstücke, die teils im Wasser, teils an Land liegen, werden zu den Landaufnahmen gezählt. Das Volumen des gesamten Stücks wird bestimmt.

Die Volumenangaben der Einzelstücke und der Totholzhaufen werden zu einem Gesamtvolumen [m³] aufsummiert. Zur Bestimmung des Totholzvolumens pro Flächeneinheit wird das Gesamtvolumen durch die Fläche des untersuchten Flussabschnittes [m²] geteilt. Konnte das Totholzvorkommen im Wasser weder vermessen noch visuell abgeschätzt werden, so entspricht die Untersuchungsfläche der Landfläche.

Wird durch die Revitalisierung die Fläche des aktiven Flussbetts vergrößert, dann soll auch die untersuchte Fläche entsprechend vergrößert werden (¼ der Fläche des aktiven Flussbetts, siehe oben). Da das Totholzvolumen ja pro Flächeneinheit bestimmt wird, sind die vorher- und nachher-Aufnahmen trotzdem vergleichbar.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Totholzinventar (pro ha)			2	4
Auswertung			1	1
Total Personenstunden (P-h)			9	

Bemerkungen: Der Zeitaufwand ist stark vom Untersuchungsstandort und der vorhandenen Menge Totholz abhängig.

Materialeinsatz:

Messband, Rechner

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebung erfolgt wenn möglich bei Niedrigwasser. Eine Erhebung vor Baubeginn ist ausreichend. Werden aber dennoch mehrere Messwiederholungen gemacht, können die Resultate der einzelnen Erhebungen gemittelt werden. Nach Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme kann die Erhebung sofort wieder aufgenommen werden. Wurden vor Baubeginn mehrere Messwiederholungen durchgeführt, so sollen auch jetzt wieder gleich viele Messwiederholungen erfolgen. Änderungen im Totholzvolumen sind nach Hochwasserereignissen am

wahrscheinlichsten, d. h. bei hohem Abfluss mit einem Wiederkehrintervall von 2 Jahren. Wird das Totholzvolumen über längere Zeit hinweg gemessen, so sollen die Aufnahmen nach einem derartigen Ereignis wiederholt werden.

Alternative Datenquelle:

Entzerrte Luftbilder



Analyse der Resultate

Je mehr Totholz es auf der Untersuchungsfläche gibt, desto besser. Der 0-Richtwert entspricht der Situation, wenn gar kein Schwemmholz vorliegt. Der 1-Richtwert entspricht einem Totholzvolumen von $3 \text{ m}^3 / 100 \text{ m}^2$, welches in einem naturnahen Flussabschnitt erwartet werden kann (Hering et al. 2000). Die Kurve zwischen den beiden Richtwerten verläuft linear (Abbildung 4). Die Standardisierungsgleichung lautet:

$$y = \frac{1}{3}x$$

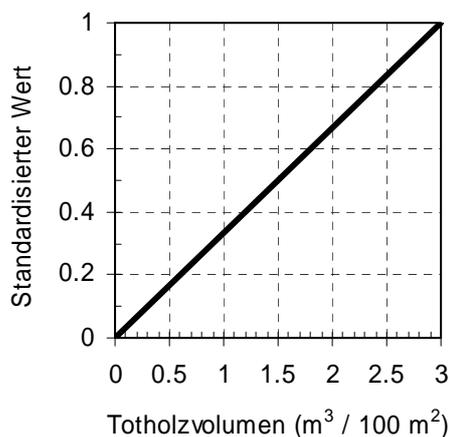


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Quantität von Totholz“ steht mit den folgenden Indikatoren in enger Verbindung:

- Nr. 11: Fischhabitate: Unterstände und Strukturen
- Nr. 17: Hydraulik: Variabilität der maximalen Abflusstiefe
- Nr. 25: organisches Material: Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens
- Nr. 27: organisches Material: Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen



Anwendungsbeispiele

Hering et al. (2000): In dieser Studie werden das Volumen von Totholz in Fliessgewässern erhoben und Referenzwerte ermittelt.

Thevenet et al. (1998): Hier wird eine Methode vorgestellt, wie das Volumen von Totholz in Holzansammlungen in Europäischen Fliessgewässern bestimmt werden kann.

Warren & Olsen (1964): Hier wird eine Methode vorgestellt, wie das Volumen von auf dem Boden liegendem Totholz bestimmt werden kann.



Literatur

Hering, D., J. Kail, S. Eckert, M. Gerhard, E.I. Meyer, M. Mutz & I. Weiss. 2000. Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85(1): 5-23.

Thevenet, A., A. Citterio & H. Piegay. 1998. A new methodology for the assessment of large woody debris accumulations on highly modified rivers (example of two French piedmont rivers). *Regulated Rivers: Research & Management* 14(6): 467-483.

Warren, W.G. & P.F. Olsen. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10(3): 267-276.



Organisches Material: Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen

Autor: Klement Tockner, Eawag



Hintergrund

Für Fließgewässer spielt Schwemmgut, d. h. Holz, Blätter, Früchte und weitere schwimmfähige grobe organische Bestandteile, eine zentrale ökologische Rolle: So wirkt es als energetisches Vernetzungsglied zwischen Land und Wasser, als dynamisches Ausbreitungs- und Etablierungsmedium für Fauna und Flora („Alpenschwemmlinge“) sowie als Lebensraum für artenreiche Biozönosen (Tenzer 2003, Tockner & Langhans 2004, Trottmann et al. im Druck). Hochwassergeniste sind zudem Orte einer hohen Biodiversität. Die Besiedlung des Schwemmgutes und der Hochwassergeniste spiegelt die regionale Fauna wider und kann daher auch als Mass für das Regenerationspotenzial eines revitalisierten Abschnittes benutzt werden.

Der Indikator Schwemmgut verwendet das Volumen, die Anzahl, die stoffliche Zusammensetzung und die organismische Besiedlung von Hochwassergenisten als Mass der ökologischen Integrität eines Flusskorridors (longitudinale und laterale Vernetzung).

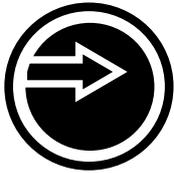
Dieser Indikator wurde im Rahmen der Handbucharbeit gänzlich neu entwickelt. Entsprechend steht eine gründliche Überprüfung der Methodik im Feld noch aus.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation	
	naturnahe Temperaturregime			
	• longitudinale Vernetzung			
	• laterale Vernetzung			
	vertikale Vernetzung			
	• naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	• naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	• funktionierende organische Kreisläufe			

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Quantitative und qualitative Verteilung und die organismische Besiedlung von Hochwassergenisten entlang von Gewässerabschnitten:

- Anzahl an Hochwassergenisten und mittleres Volumen [m³] pro 100 m Gewässerlänge
- Stoffliche Zusammensetzung der Hochwassergeniste, insbesondere der Anteil an Zivilisationsmüll
- Abundanz und Zusammensetzung der Schneckenfauna in Hochwassergenisten (lebende Tiere und Schalen). Die Scheckenfauna spiegelt dabei die Herkunft des Schwemmgutes wider.

Als Zusatzmass können die Menge und Zusammensetzung der Pflanzendiasporen in Hochwassergenisten (relativer Anteil an Diasporen von Ufergehölzen) und die Zusammensetzung der Arthropodenfauna verwendet werden.

Aufnahmeverfahren:

Innerhalb des Projektperimeters werden 1-3 Untersuchungsstrecken von je 100 m Länge ausgeschieden, die Retentionsstrukturen wie Totholz, komplexe Uferstrukturen oder Inseln aufweisen. Nach bordvollen Hochwassern werden die frischen Geniste innerhalb der Untersuchungsstrecken kartiert und ihr Volumen abgeschätzt. Dabei wird der Bereich zwischen Niederwasserlinie bis Auwaldrand untersucht. Darauf werden in jeder Untersuchungsstrecke 5 Geniste zufällig ausgewählt. Diese werden auf die folgenden zwei Charakteristiken hin untersucht:

- Stoffliche Zusammensetzung: Trockengewicht unterschiedlicher Fraktionen an transportiertem Material (Grob- und Feinholz, Blätter, Früchte, Gras, Zivilisationsmüll)
- Tierische Besiedlung: Als Indikatoren werden die Individuenstärke und die Artenvielfalt der Schneckenfauna eingesetzt. Es werden die lebenden Schnecken wie auch die leeren Scheckenschalen betrachtet.

Zusätzlich kann das Schwemmgut auf die Zusammensetzung der pflanzlichen Diasporen (Samen, Früchte) und der terrestrischen Arthropodenfauna (hauptsächlich Käferfauna) hin untersucht werden. Diese Aufnahmen sind derzeit fakultativ, da die empirischen Grundlagen noch weitgehend fehlen.

Sekundäre Erhebungen:

Uferlinie, Überflutungsdynamik, genaue Lage der Hochwassergeniste über Niederwasserstand, Totholzablagerungen und vorhandene Retentionsstrukturen. Diese Aufnahmen sind fakultativ, verbessern jedoch die Interpretation der Ergebnisse.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Aufnahme im Feld (3 Untersuchungsstrecken à 100 m Länge)			1	5
Trennung Schwemmgut, Auszählen und Bestimmung der Schneckengehäuse	1	2	1	5
Total Personenstunden (P-h)	2		10	
Bemerkungen: Die Bestimmung der Schecken muss von Spezialisten vorgenommen werden.				

Materialeinsatz:

Für die Freilandaufnahmen benötigt man Massstab, Photoapparat, Siebe und Behälter (Müllsäcke) für den Transport des Schwemmgutes. Für die sekundären Aufnahmen ist ein differentiales GPS (dGPS) notwendig.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Aufnahmen sollen vor und im ersten Jahr nach der Massnahme erfolgen. Weitere Aufnahmen sollen nach etwa fünf Jahren durchgeführt werden. Vorzugsweise sollen 2 Hochwasser je Termin beprobt werden. Die Aufnahmen sind nach Frühjahrs- oder Sommerhochwassern durchzuführen.

Besonderes:

Mit dem Indikator „Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen“ kann das Potenzial einer Revitalisierungsmassnahme abgeschätzt werden. Es ist ein Indikator, der die Integrität des Einzugsgebietes und des Flusskorridors widerspiegelt. Da der Indikator im Rahmen der Handbucharbeit neu entwickelt wurde, steht eine gründliche Überprüfung der Methodik im Feld noch aus.



Analyse der Resultate

Es werden folgende Kenngrössen bestimmt:

- Anzahl der Geniste mit einem Volumen >3 Liter und ihr Gesamtvolumen innerhalb der Untersuchungsstrecke
- relativer Anteil an Zivilisationsmüll (Volumenprozent geschätzt)
- Dichte (Individuenzahl pro Liter Genist) und Vielfalt (Artenzahl pro Abschnitt, alle 5 Proben gepoolt) der Schneckenfauna (lebend und tot)
- relativer Anteil terrestrischer Schnecken (tote und lebende Schnecken, alle 5 Proben gepoolt)

Wurde mehr als eine Untersuchungsstrecke beprobt, dann werden die Kenngrössen der einzelnen Strecken gemittelt.

Bei mehreren saisonalen Erhebungen, werden die Aufnahmen separat analysiert. Für die Bewertung werden die Resultate der unterschiedlichen Erhebungszeitpunkte gemittelt.

Die Kenngrössen werden anhand von Tabelle 3 bewertet.

Tabelle 3: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1
mittlere Anzahl und Gesamtvolumen [m ³] an Hochwassergenisten pro 100m Gewässerlänge	fehlend	<5 < 1 m ³	5-10 1-5 m ³	10-15 5-15 m ³	>15 >15 m ³
stoffliche Zusammensetzung (Zivilisationsmüll in Volumenprozent)	>30	15-30	5-15	2-5	<2
Schneckenfauna Dichte (Ind. pro L Genist) und Vielfalt (Anzahl an Arten je Abschnitt)	fehlend	1-5 Ind. <5 Arten	5-12 Ind. 5-10 Arten	12-20 Ind. 10-15 Arten	>20 Ind. >15 Arten
relativer Anteil terrestrischer Schnecken	als Einzeltiere vorhanden (<5 %)	geringer Anteil (5-15 %)	zahlreich vorhanden (15-30 %)	beträchtlicher Anteil (30-60 %)	dominieren die Gemeinschaft (>60 %)

Die Bewertungspunkte aus den 4 Zeilen werden aufsummiert und der Mittelwert gebildet. Als Endgrösse resultiert damit ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1. Dieser kann für die weitere Bewertung verwendet werden.

Da der Indikator im Rahmen der Handbucharbeit neu entwickelt wurde, liegen bisher kaum Vergleichswerte für unterschiedliche Flusstypen vor. Mit zunehmender Anwendung des Indikators in der Praxis soll die Datengrundlage aber kontinuierlich erweitert werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht ein unmittelbarer Link zu folgenden Indikatoren:

- Nr. 4: Durchgängigkeit: Durchgängigkeit für Fische
- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 26: organisches Material: Quantität von Totholz
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land
- Nr. 47: Vegetation: auentypische Pflanzenarten



Anwendungsbeispiele

Bislang gibt es noch keine publizierten Erfahrungen über Schwemmgut als Indikator für die longitudinale und laterale Integrität von Fliessgewässern. Es gibt jedoch eine Reihe von Beispielen, die die Bedeutung des Schwemmgutes für die Erhaltung der Biodiversität entlang eines Flusskorridors herausstreichen:

Langhans (2000): Die Autorin hat im Rahmen ihrer Diplomarbeit die stoffliche Zusammensetzung und die Besiedelung des Schwemmgutes im Mittellauf des Tagliamento (Friaul, Italien) untersucht.

Tenzer (2003): Die Autorin hat in ihrer Dissertation die Rolle des Schwemmgutes für den Transport von terrestrischen Organismen, in erster Linie von Schnecken, empirisch und experimentell untersucht.

Tockner & Langhans (2003): Diese Arbeit gibt einen kurzen Überblick zur Bedeutung des Schwemmgutes.

Trottmann et al. (2005): Dieser Artikel präsentiert Ergebnisse von der Aare und bietet einen Überblick zur Bedeutung des Schwemmgutes.

Trottmann et al. (im Druck): In dieser Arbeit werden Ergebnisse von der Aare, die im Rahmen einer Diplomarbeit erhoben wurden, präsentiert.



Literatur

- Langhans, S. 2000. Schwemmgut: Indikator der ökologischen Integrität einer Flussaue. Diplomarbeit ETH Zürich & Eawag Dübendorf.
- Tenzer, C. 2003. Ausbreitung terrestrischer Wirbelloser durch Fliessgewässer. Dissertation Fachbereich Biologie. Marburg/Lahn, Philipps-Universität Marburg.
- Tockner, K. & S.D. Langhans. 2003. Die ökologische Bedeutung des Schwemmgutes. *Wasser, Energie, Luft* 95: 353-354.
- Trottmann, N., S. Langhans & K. Tockner. 2005. Schwemmgut, ein wichtiger Weg der Ausbreitung. *natur + mensch* 5: 8-11.
- Trottmann, N., S. Langhans & K. Tockner. Schwemmgut als Ausbreitungsmedium - das Innenleben eines unterschätzten Naturstoffs. *Österreichische Wasserwirtschaft* (im Druck).

28

Partizipation: Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung

Autorin: Berit Junker, WSL



Hintergrund

Überlegungen zum Einbezug von Interessengruppen und der lokalen Bevölkerung in den Entscheidungsprozess sind ein integraler Bestandteil von grösseren Revitalisierungsprojekten. Grundsätzlich stellt sich die Frage, wer, wann und in welcher Form involviert werden soll.

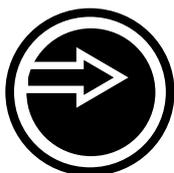
Dieser Indikator dient zusammen mit den Indikatoren Nr. 29 und 30 zur Zufriedenheit mit der Partizipation der Einschätzung der Stakeholderpartizipation. Er misst den Erfolg des gewählten Partizipationsdesigns anhand eines Kriterienkataloges. Dieser kann schon in der Vorphase des Projektes hilfreich sein, um die Partizipationsstrategie zu planen. Der Indikator informiert nicht nur über den sozioökonomischen Projekterfolg. Die Daten können Projektteams gleichzeitig als Grundlage für einen Lernprozess hinsichtlich zukünftiger Revitalisierungsvorhaben dienen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnaher Geschiebehaushalt		◆ Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Punkte, die entsprechend des Evaluationsschemas vergeben werden

Aufnahmeverfahren:

Rekonstruktion des Partizipationsprozesses mit Hilfe der Planungsdokumente und Interviews mit den Projektleitern sowie je 2-3 Vertretern der involvierten Interessengruppen. Der Kreis der Interviewten sollte bei der Einschätzung mit angegeben werden.

Anhand dieser Informationen werden Punktwerte entlang der gegebenen Kriterien auf den verschiedenen Kriterienskalen des Evaluationsschemas vergeben und zu einem Gesamtpunktverwert verrechnet. Tabelle 2 zeigt eine Übersicht des Evaluationsschemas. Für die Interviews wird das detaillierte Schema in Anhang II benötigt („Evaluation Partizipationsprozess.doc“).

Tabelle 2: Evaluationsschema (Übersicht).

Kriterien:	
1.	Breite des Einbezugs:
	1.1. Repräsentativität
	1.2. Zugang zum Partizipationsprozess
2.	Einfluss Interessengruppenvertreter auf die Entscheidungen
	2.1. Auftreten von Interessenskonflikten zwischen einbezogenen Interessengruppen und Projektteam
	2.2. Veränderungen am Projekt durch Entscheidungsfindung
3.	Partizipationsform/en
4.	Information (der Öffentlichkeit und der direkt betroffenen Landeigentümer)
	4.1. Qualität der Informationen
	4.2. Anzahl der genutzten Informationskanäle
	4.3. Zeit
	4.4. Transparenz des Entscheidungsfindungsprozesses für die Öffentlichkeit

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe A

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Interviews und Auswertung	1	8 - 24		
Total Personenstunden (P-h)		8-24		
Bemerkungen: Idealerweise ist die evaluierende Person nicht in das Projekt involviert. Die Dauer für Interviews und Auswertung hängt von der Anzahl der Befragten und Interessengruppenvertreter ab.				

Materialeinsatz:

Evaluationsschema (Anhang II: „Evaluation Partizipationsprozess.doc“),
Aufnahmegerät (optional)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Einmalige Erhebung. Wenn möglich innerhalb eines Jahres nach Bauende des Projekts



Analyse der Resultate

Ebenso wie die anderen prozessorientierten Indikatoren für den Bereich „Umsetzungsprozess“ hat der Indikator „Qualität des Partizipationsprozesses“ keine eigentlichen 0- und 1-Richtwerte (naturferner vs. naturnaher Zustand). Der Erfolg kann hierbei jedoch trotzdem anhand der Skala des Gesamtwertes - d. h. des Mittelwertes der einzelnen Kriterienskalen - sowie mittels der Tabelle 4 eingeschätzt werden.

Tabelle 4: Zuteilung der Veränderungskategorien für verschiedene Gesamtwerte.

Gesamtwert	Veränderungskategorie
0-0.2	Misserfolg
0.2 - 0.5	kleiner Erfolg
0.5 - 0.9	mittlerer Erfolg
0.9 - 1.5	grosser Erfolg



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Qualität des Partizipationsprozesses“ beeinflusst mit hoher Wahrscheinlichkeit andere Indikatoren positiv, wie z. B.:

- Nr. 1: Akzeptanz: Projektakzeptanz bei den Interessengruppen
- Nr. 2: Akzeptanz: Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung
- Nr. 3: Akzeptanz: Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe
- Nr. 29: Partizipation: Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung
- Nr. 30: Partizipation: Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung



Anwendungsbeispiele

Nach derzeitigem Wissensstand wurde der Indikator noch nicht für flussbauliche Projekte angewendet. Das Evaluationsschema wurde für die Messung dieses Indikators innerhalb des Handbuchs „Erfolgskontrolle“ entworfen. Er beruht auf der unten angegebenen Literatur zur Evaluation von öffentlichen Partizipationsprozessen bei der Entscheidungsfindung.



Literatur

- Beierle, T.C. & D.M. Konisky. 2000. Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. *Journal of Policy Analysis and Management* 19: 587-602.
- Farrell, G., J.P. Melin & S.R. Stacey. 1976. Involvement: a Saskatchewan perspective. Report for the Saskatchewan Department of Environment by Consultant Group Limited. Department of Environment. Government of Saskatchewan.
- Hampton, W. 1977. Research into public participation in structure planning. pp. 27-42. *In: A.R. Sewell & J.T. Coppock (ed.) Public Participation in Planning*, John Wiley, London.
- Homenuck, P. 1977. Evaluation of public participation programmes. *Proceedings of the Canadian Conference on Public Participation*: 3-16.
- Jackson, L.S. 2002. Consensus processes in land use planning in British Columbia: the nature of success. *Progress in Planning* 57: 1-90.
- Rowe, G. & L.J. Frewer. 2000. Public participation methods: A framework for evaluation. *Science, Technology and Human Values* 25(8): 4-29.
- Sewell, W. & S. Phillips. 1979. Models for the evaluation of public participation programs. *Natural Resources Journal* 19: 337-358.
- Susskind, L. & J. Cruickshank. 1987. *Breaking the impasse: Consensual approaches to resolving public disputes*. Basic Books, New York. 276 pp.
- Vindasius, D. 1977. Evaluation of the Okanagan Public Involvement Programme. Water Planning and Management Branch, Environment Canada.

29

Partizipation: Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung

Autorin: Berit Junker, WSL



Hintergrund

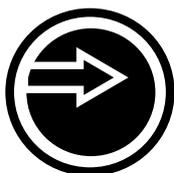
Dieser Indikator misst, inwieweit die lokale Bevölkerung mit ihrem Einbezug in die Entscheidungsfindung zufrieden war. Zusammen mit dem Indikator Nr. 28 „Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung“ gibt er Aufschluss über den Partizipationsprozess und macht damit eine Aussage zur sozioökonomischen Erfolgskontrolle. Die Zufriedenheit der lokalen Bevölkerung mit ihrem Einbezug in die Entscheidungsfindung stellt einen wichtigen Prädiktor für die Befürwortung bzw. Ablehnung eines Revitalisierungsprojektes dar. Damit ist dies auch ein relevanter Indikator, wenn es darum geht, Strategien für sozial nachhaltige Flussrevitalisierungen zu entwickeln.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		♦ Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Zufriedenheitsgrad der jeweiligen Gruppe in %

Aufnahmeverfahren:

Ein schriftlicher Fragebogen (Anhang II: „Fragebogen Zufriedenheit Bevoelkerung.doc“) wird an einen möglichst grossen Teil der Bevölkerung der vom Projekt betroffenen Gemeinde(n) gesendet mit der Bitte, bei der Erhebung dieses Indikators innerhalb der Erfolgskontrolle mitzuwirken (evt. kostenloser Versand via Gemeindeblatt/ -zeitung). Das Erhebungsinstrument liegt hier standardisiert vor. Es empfiehlt sich, die Aufnahme des vorliegenden Indikators mit der Aufnahme des Indikators Nr. 2 „Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung“ zu kombinieren.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
schriftliche bzw. mündliche Befragung			1	8-24
Total Personenstunden (P-h)				8-24

Bemerkungen: Der Aufwand für die Befragung hängt von der Gemeindegrösse und dem Fragebogen-Rücklauf ab.
Zusätzlicher finanzieller Aufwand durch Versandkosten bei Einsatz einer schriftlichen Befragung und falls diese nicht über das Gemeindeblatt o. ä. kostenlos versendet werden kann.

Materialeinsatz:

Schriftlicher Fragebogen mit Verrechnungsschlüssel (Anhang II: „Fragebogen Zufriedenheit Bevoelkerung.doc“)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Einmalige Aufnahme ca. 0.5-1 Jahre nach Abschluss des Projektes. Es wird eine kombinierte Erhebung mit dem Indikator Nr. 2 „Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung“ empfohlen.



Analyse der Resultate

Anhand des im Anschluss an den Fragebogen gegebenen Verrechnungsschlüssels lässt sich ein Gesamtwert der Zufriedenheit mit der Partizipation ermitteln. Anhand von Tabelle 3 lässt sich der Erfolg bezüglich dieses Indikators einschätzen:

Tabelle 3: Zuteilung der Veränderungskategorien für verschiedene Gesamtwerte.

Gesamtwert Zufriedenheit	Veränderungskategorie
< 4	Misserfolg
4-5	kleiner Erfolg
5-6	mittlerer Erfolg
6-7	grosser Erfolg

Bei einer hohen Zufriedenheit bei Teilmengen der Befragten und einer starken Unzufriedenheit einer anderen Teilmenge (d. h. einer stark bipolaren Verteilung des gemessenen Zufriedenheitsgrades im Frequenzdiagramm) kann davon ausgegangen werden, dass es zu einem einseitigen Einbezug von bestimmten Interessengruppen gekommen ist, während andere Gruppen oder Einzelpersonen ihren Anspruch/ Bedarf nicht geltend machen konnten. In diesem Fall können aus den Daten die betreffenden mangelhaft einbezogenen Gruppen ermittelt und die entsprechenden Kritikpunkte (siehe Unterfragen) ausgewertet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Eine starke Verbindung dieses Indikators besteht zu den folgenden Indikatoren:

- Nr. 1: Akzeptanz: Projektakzeptanz bei den Interessengruppen
- Nr. 2: Akzeptanz: Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung
- Nr. 3: Akzeptanz: Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe
- Nr. 28: Partizipation: Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung
- Nr. 30: Partizipation: Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung

Es ist einerseits anzunehmen, dass die Zufriedenheit der Bevölkerung und Stakeholder mit der Kommunikation und Partizipation während des Projekts als ein wichtiges Kriterium für die Befürwortung bzw. Ablehnung eines Revitalisierungsprojektes angesehen werden kann. Andererseits stellt die Zufriedenheit mit der Partizipation als Messung der subjektiven Wahrnehmung und Einschätzung der Bevölkerung der betroffenen Gemeinden und der Stakeholdern das Pendant dar zur objektiven Einschätzung des Kommunikations- und Partizipationsprozesses durch den Indikator Nr. 28 „Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung“.



Anwendungsbeispiele

Der schriftliche Fragebogen wurde gezielt für die Messung dieses Indikators innerhalb des Handbuches „Erfolgskontrolle“ entworfen und beruht auf der unten angegebenen Literatur.



Literatur

- Beierle, T.C. & D.M. Konisky. 2000. Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. *Journal of Policy Analysis and Management* 19: 587-602.
- Jackson, L.S. 2002. Consensus processes in land use planning in British Columbia: the nature of success. *Progress in Planning* 57: 1-90.
- Rowe, G. & L.J. Frewer. 2000. Public participation methods: A framework for evaluation. *Science, Technology and Human Values* 25(8): 4-29.
- Webler, T., S. Tuler & R. Krueger. 2001. What is a good public participation process? Five perspectives from the public. *Environmental Management* 27(3): 435-450.



Partizipation: Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung

Autorin: Berit Junker, WSL



Hintergrund

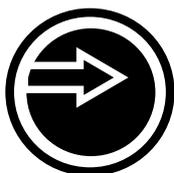
Dieser Indikator misst, inwieweit die verschiedenen Interessengruppen mit ihrem Einbezug in die Entscheidungsfindung zufrieden waren. Zusammen mit dem Indikator Nr. 28 „Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung“ gibt er Aufschluss über den Partizipationsprozess und macht damit eine Aussage zur sozioökonomischen Erfolgskontrolle. Die Zufriedenheit der Interessengruppen mit ihrem Einbezug in die Entscheidungsfindung stellt einen wichtigen Prädiktor für die Befürwortung bzw. Ablehnung eines Revitalisierungsprojektes dar. Damit ist dies auch ein relevanter Indikator, wenn es darum geht, Strategien für sozial nachhaltige Flussrevitalisierungen zu entwickeln.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		♦ Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Zufriedenheitsgrad der jeweiligen Gruppe in %

Aufnahmeverfahren:

Ein schriftlicher Fragebogen (Anhang II: „Fragebogen Zufriedenheit Interessengruppen.doc“) wird an alle betroffenen Interessengruppen versendet (z. B. Bauern, Umweltverbände, Erholungsnutzer, Industrie etc.) mit der Bitte, bei der Erhebung dieses Indikators innerhalb der Erfolgskontrolle mitzuwirken. Von jeder Interessengruppe sollte eine möglichst grosse Anzahl an Mitgliedern in die Befragung einbezogen werden. Die Auswahl der betroffenen Interessengruppen sollte basierend auf einer Stakeholderanalyse getroffen werden. Das Erhebungsinstrument liegt hier standardisiert vor. Es empfiehlt sich, die Aufnahme des vorliegenden Indikators mit der Aufnahme des Indikators Nr. 1 „Projektakzeptanz bei den Interessengruppen“ zu kombinieren.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
schriftliche Befragung			1	8 -16
Total Personenstunden (P-h)				8-16
Bemerkungen: finanzieller Aufwand durch Versandkosten				

Materialeinsatz:

Schriftlicher Fragebogen mit Verrechnungsschlüssel (Anhang II: „Fragebogen Zufriedenheit Interessengruppen.doc“)

Zeitpunkt der Erhebung:

Einmalige Aufnahme ca. 0.5-1 Jahre nach Abschluss des Projektes. Es wird eine kombinierte Erhebung mit dem Indikator Nr. 1 „Projektakzeptanz bei den Interessengruppen“ empfohlen.



Analyse der Resultate

Anhand des im Anschluss an den Fragebogen gegebenen Verrechnungsschlüssels lässt sich ein Gesamtwert der Zufriedenheit mit der Partizipation ermitteln. Anhand der Tabelle 3 lässt sich der Erfolg bezüglich dieses Indikators einschätzen:

Tabelle 3: Zuteilung der Veränderungskategorien für verschiedene Gesamtwerte.

Gesamtwert Zufriedenheit	Veränderungskategorie
< 4	Misserfolg
4-5	kleiner Erfolg
5-6	mittlerer Erfolg
6-7	grosser Erfolg

Bei einer hohen Zufriedenheit bei Teilmengen der befragten Interessenvertreter und einer starken Unzufriedenheit einer anderen Teilmenge (d. h. einer stark bipolaren Verteilung des gemessenen Zufriedenheitsgrades im Frequenzdiagramm) kann davon ausgegangen werden, dass es zu einem einseitigen Einbezug von bestimmten Interessengruppen gekommen ist, während andere Gruppen ihren Anspruch/Bedarf nicht geltend machen konnten. In diesem Fall können aus den Daten die betreffenden mangelhaft einbezogenen Gruppen ermittelt und die entsprechenden Kritikpunkte (siehe Unterfragen) ausgewertet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung“ wird idealerweise zeitgleich mit dem Indikator Nr. 1 „Projektakzeptanz bei den Interessengruppen“ erhoben. Dadurch kann der totale Aufwand halbiert werden, da beide Indikatoren im Rahmen des gleichen Interviews erhoben werden können.

Eine starke Verbindung dieses Indikators besteht ausserdem zu den folgenden Indikatoren:

- Nr. 2: Akzeptanz: Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung
- Nr. 3: Akzeptanz: Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe
- Nr. 28: Partizipation: Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung
- Nr. 29: Partizipation: Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung

Es ist einerseits anzunehmen, dass die Zufriedenheit der Bevölkerung und Stakeholder mit der Kommunikation und Partizipation während des Projektes als ein wichtiges Kriterium für die Befürwortung bzw. Ablehnung eines Revitalisierungsprojekts angesehen werden kann. Andererseits stellt die Zufriedenheit mit der Partizipation als Messung der subjektiven Wahrnehmung und Einschätzung der Bevölkerung der betroffenen Gemeinden und der Stakeholdern das Pendant dar zur objektiven Einschätzung des Kommunikations- und Partizipationsprozesses durch den Indikator Nr. 28 „Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung“.



Anwendungsbeispiele

Der schriftliche Fragebogen wurde gezielt für die Messung dieses Indikators innerhalb des Handbuchs „Erfolgskontrolle“ entworfen und beruht auf der unten angegebenen Literatur.



Literatur

- Beierle, T.C. & D.M. Konisky. 2000. Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. *Journal of Policy Analysis and Management* 19: 587-602.
- Jackson, L.S. 2002. Consensus processes in land use planning in British Columbia: the nature of success. *Progress in Planning* 57: 1-90.
- Rowe, G. & L.J. Frewer. 2000. Public participation methods: A framework for evaluation. *Science, Technology and Human Values* 25(8): 4-29.
- Webler, T., S. Tuler & R. Krueger. 2001. What is a good public participation process? Five perspectives from the public. *Environmental Management* 27(3): 435-450.

31

Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten

Autor: Klement Tockner, Eawag



Hintergrund

Refugien sind Areale, von denen aus eine Wiederbesiedlung nach einem Störereignis (Hochwasser, Trockenheit, pulsartige anthropogene Belastung) erfolgt. Die Verfügbarkeit von Refugiallebensräumen gilt als Mass der ökologischen Stabilität und somit der Regenerationskapazität eines Lebensraumes (Resilienz). Auch erlaubt sie Aussagen über die Eignung eines Gewässers für eine geplante Revitalisierung.

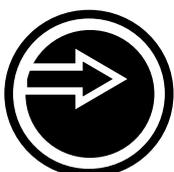
Der vorliegende Indikator bestimmt die potenzielle Verfügbarkeit von Refugiallebensräumen für die benthischen Makroinvertebraten. Die Bewertung basiert vorwiegend auf Resultaten anderer Indikator-Erhebungen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		<ul style="list-style-type: none"> • naturnaher Geschiebehaushalt • naturnahes Temperaturregime • longitudinale Vernetzung • laterale Vernetzung • vertikale Vernetzung • naturnahe Diversität und Abundanz Flora • naturnahe Diversität und Abundanz Fauna • funktionierende organische Kreisläufe 		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Es werden drei indirekte Messgrößen erhoben:

- Vorkommen einer Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren im oberflächennahen Grundwasser (lokale Refugien, vertikale Vernetzung)
- Uferlänge (lokale, regionale Refugien, laterale Vernetzung)
- Anzahl der flussauf gelegenen Zuflüsse, die sich in einem naturnahen Zustand befinden (regionale Refugien, Vernetzung mit dem Einzugsgebiet)

Aufnahmeverfahren:

Vorkommen Mischfauna

Siehe Indikator Nr. 22 „Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren“

Uferlänge

Siehe Indikator Nr. 44 „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“

Relativer Anteil naturnaher Zuflüsse

Die Naturnähe der oberhalb des Projektperimeters einmündenden Zuflüsse wird mittels der Methodik der Ökomorphologie (Stufe F, BUWAL 1998) beurteilt. Die Ordnungszahl des Hauptflusses bestimmt dabei, welche Zuflüsse einzubeziehen sind (Tabelle 2):

Tabelle 2: Einbezug von Zuflüssen in die Erhebung.

Ordnungszahl des Hauptflusses	zu untersuchende Zuflüsse
1 - 3	alle Zuflüsse bis zur Quelle
4 - 6	alle Zuflüsse bis max. 10 km oberhalb der Projektstrecke
7 - 8	alle Zuflüsse bis max. 20 km oberhalb der Projektstrecke

Diese Zuflüsse müssen nicht entlang ihrer ganzen Länge untersucht werden, sondern von ihrer Mündung in den Hauptfluss bis zur nächst grösseren Einmündung flussauf.

Die Berechnung der Endgrösse läuft in drei Schritten:

- Bestimmen der Totallänge aller untersuchter Abschnitte: Die Länge der untersuchten Zuflussabschnitte wird zu einer Totallänge aufsummiert.
- Bestimmen der Totallänge naturnaher Abschnitte: Über alle untersuchten Zuflüsse hinweg werden die Längen der als naturnah bewerteten Abschnitte zusammengezählt.
- Bestimmen des relativen Anteils naturnaher Zuflüsse: Die Totallänge der naturnahen Abschnitte wird durch die Totallänge aller untersuchten Abschnitte geteilt.

Zur Abschätzung der lokalen Refugien kann zusätzlich auch die Sauerstoffkonzentration mit Hilfe einer geeichten Messsonde in den Bettsedimenten gemessen und mit jener im Oberflächenwasser verglichen werden. Die Differenz weist einerseits auf die Nutzungsmöglichkeit der Lückenräume für die benthischen Makroinvertebraten hin. Andererseits gibt sie Aufschluss über die Austauschkapazität zwischen Oberflächen- und Grundwasser. Diese Aufnahmen sind fakultativ. Sie werden hier nicht in die

Bewertung einbezogen, sondern dienen der besseren Interpretation der Ergebnisse.

Sekundäre Erhebungen:

Präzise Lagebeschreibung und Ausgangspunkt der Unterstandsanalysen werden auf einem Protokollblatt festgehalten (z. B. mit GPS); Länge der analysierten Strecken messen (Messband, Laservermessungsgerät); Situation photographisch oder mit Skizzen festhalten.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe C

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Indikator Mischfauna (30 Bohrlöcher)	1	18	1	18
Indikator Uferlänge (pro Aufnahme von 1 Flusskilometer, beide Ufer)	1	3	1	2
Ökomorphologie Zuflüsse			1	9
Total Personenstunden (P-h)	21		29	

Bemerkungen: Die Dauer der Erhebung nimmt mit der Grösse des Fliessgewässers (Ordnungszahl) zu. Die Angaben hier entsprechen dem Aufwand bei kleineren Fliessgewässern (Ordnungszahl 1-6). Bei Gewässern der Ordnungszahl grösser 6 muss für die ökomorphologischen Erhebungen mit maximal 15 Stunden gerechnet werden.
Ist die Ökomorphologie der Zuflüsse bereits erhoben, dann reduziert sich der Arbeitsaufwand.

Materialeinsatz:

Vorkommen Mischfauna

Piezometer zum Einschlagen in das Sediment, bzw. bereits vorhandene Bohrlöcher (z. B. für die Grundwasserbeobachtung bei Trinkwasserfassungen), Membran- oder Kolbenpumpe mit anschliessbaren Schläuchen, Filtrationsanlage mit feinmaschigem ($\leq 200 \mu\text{m}$) Netz, Stereolupe (Binokular) mit guter Lichtquelle

Uferlänge

Für die Aufnahmen eignet sich ein differentiales GPS (dGPS). Für die Auswertung wird ein geographisches Informationssystem (GIS) benötigt. Wird die historische Referenz bestimmt, wird historisches Kartenmaterial benötigt.

Relativer Anteil naturnaher Zuflüsse

Unterlagen zur Erhebung der Ökomorphologie (BUWAL 1998)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vorkommen Mischfauna

Siehe Indikator Nr. 22 „Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren“

Uferlänge

Siehe Indikator Nr. 44 „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“

Relativer Anteil naturnaher Zuflüsse

Je eine einmalige Erhebung vor und nach der Projektumsetzung ist ausreichend. Erhebungen können im Prinzip ganzjährig durchgeführt werden, am besten aber von Frühjahr bis Herbst. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Aufnahmen ausgesetzt werden.

Besonderes:

Es handelt sich um indirekte Aufnahmen. Die Verfügbarkeit von Refugien kann sich mit dem Gewässertypus ändern. In Tieflandflüssen spielen Totholzablagerungen eine wesentliche Rolle. Daher kann die Anzahl der betrachteten Refugien bei Bedarf erhöht werden (adaptiver Ansatz), wie etwa durch Messung der kleinräumigen Oberflächenheterogenität mit Hilfe eines „Profilers“ oder durch die Kartierung von Totholz in sandigen Gewässern. Dies stellen Zusatzinformationen dar, die nicht in die Bewertung des Indikators einbezogen werden. Die genaue Festlegung der Refugien hängt auch mit der Lage im Einzugsgebiet zusammen (siehe Tockner et al. 2006).



Analyse der Resultate

Zur Bewertung des Indikators werden die drei erhobenen indirekten Grössen standardisiert:

Vorkommen Mischfauna

Das genaue Vorgehen zur Standardisierung ist im Steckbrief Nr. 22 „Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren“ erklärt.

Uferlänge

Die Standardisierung erfolgt wie im Steckbrief Nr. 44 „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“ beschrieben.

Relativer Anteil naturnaher Zuflüsse

Die Bewertung bzw. Standardisierung wird nach Tabelle 4 vorgenommen.

Tabelle 4: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

	Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
	0.1	0.25	0.5	0.75	1
Anteil naturnaher Zuflussabschnitte (%)	keine naturnahen Abschnitte vorhanden	< 20 % der Abschnitte naturnah	20-50 % der Abschnitte naturnah	50-80 % der Abschnitte naturnah	> 80% der Abschnitte naturnah

Aus der Standardisierung resultiert je ein Wert zwischen 0 und 1. Zur Bestimmung des Endwerts werden die drei Werte gemittelt.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Wie oben beschrieben, setzt sich der Indikator u. a. aus den Indikatoren Nr. 22 „Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren“ und Nr. 44 „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“ zusammen.

Des Weiteren steht er mit folgenden Indikatoren in engem inhaltlichen Zusammenhang:

- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 26: organisches Material: Quantität von Totholz



Anwendungsbeispiele

BUWAL (1998): Angaben zur ökomorphologischen Erhebung nach der Stufe F.

Tockner et al. (2006): Übersicht über die Ökologie von verzweigten Gewässern und weiterführende Literaturangaben zum Thema Refugien.



Literatur

BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. BUWAL, Bern. 49 pp.

Tockner, K., U. Karas, A. Paetzold, C. Claret & J. Zettel. 2006. Ecology of braided rivers. IAS Special Publication.



Sohle: Durchlässigkeit des Flussbettes

Autor: Eduard Hoehn, Eawag



Hintergrund

In voralpinen und alpinen Schwemm- bzw. Schotterebenen ist eine gute Durchlässigkeit des Flussbettes, d. h. eine starke vertikale Vernetzung Fluss/Grundwasser (Infiltration, Exfiltration, keine Kolmation) für das Makrozoobenthos erwünscht. Dabei ist die Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser von grösserer Bedeutung als die Exfiltration von Grundwasser ins Fliessgewässer. Bei Infiltrationsverhältnissen erfolgt der Wasseraustausch entweder mit direktem oder mit perkolativem hydraulischem Anschluss des Flusses ans Grundwasser. Zur Abschätzung der Durchlässigkeit der Flusssohle werden im Fluss und im Grundwasser Hilfsgrössen gemessen.

Für die Wurzeln der flussbegleitenden Auenv egetation sind die Art und Länge des Flurabstands (Versickerungspfad) zum Grundwasser von Bedeutung. Als Flurabstand wird die Distanz zwischen Erdoberfläche und Grundwasserspiegel verstanden; diese wird in einem Bohrloch gemessen.

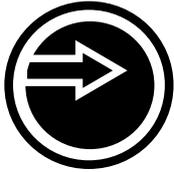
Für die Nutzung von Grundwasser mit Infiltratanteil für die Trinkwasserversorgung sind Aufenthaltszeiten von mehr als 10 Tagen notwendig. Deshalb besteht häufig ein Konflikt, weil bei guter Durchlässigkeit des Flussbettes zuviel Infiltrat zu rasch eine Grundwasserfassung erreichen kann.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
● nachhaltige Trinkwasserversorgung	● hoher Erholungswert	● morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		● naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		● naturnahes Temperaturregime		
		● longitudinale Vernetzung		
		● laterale Vernetzung		
		◆ vertikale Vernetzung		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		● funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrößen:

Folgende Messgrößen werden erhoben:

- Wassertemperatur
- Spezifische elektrische Leitfähigkeit des Wassers (EL)
- Flurabstand: Distanz zwischen Erdoberfläche und Grundwasserspiegel, in einem Bohrloch auf Niveau Vorland bzw. tiefster Aue gemessen (nicht unmittelbar am Ufer)

Aufnahmeverfahren:

Relevante Stellen für die Erhebung (Messprofile) liegen in unterschiedlichen Distanzen vom Fließgewässer entfernt, und zwar dort, wo sich bereits eine Grundwasserfassung in Flussnähe befindet. Ein Profil besteht aus mindestens 4 Messstellen (3 Bohrlöchern mit Grundwasser-Probenahmerohren, 1 Messstelle im Fluss), die in zunehmendem Abstand vom Fließgewässer in Fließrichtung des Grundwassers angeordnet sind (siehe Abbildung 2). Innerhalb des Projektperimeters werden mind. 2 Messprofile untersucht. Je nach Länge des untersuchten Abschnittes sind diese zwischen 1 bis 10 km voneinander entfernt.

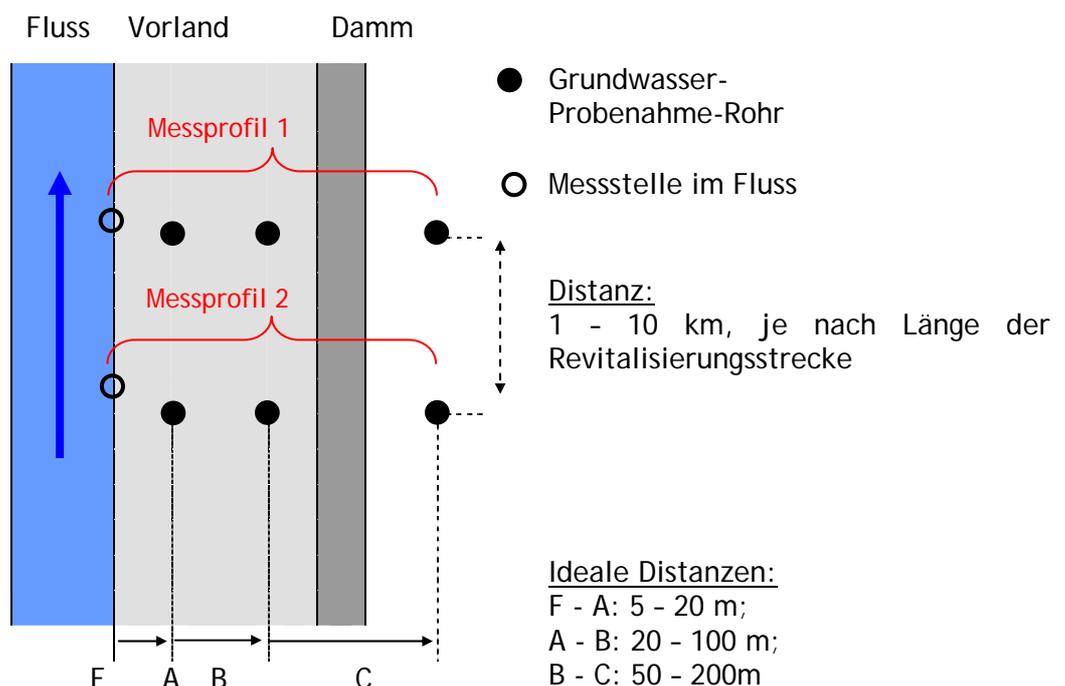


Abbildung 2: Lage der Probenahme-Rohre innerhalb der Messprofile.

An jedem Messprofil werden Datenlogger für eine quasi-kontinuierliche Messung des Wasserspiegels, der Wassertemperatur und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit (EL) installiert. Falls keine automatisierte Aufnahme von Zeitreihen möglich ist, können auch Handmessungen durchgeführt werden (Wasserspiegel, Temperatur, spez. Leitfähigkeit).

Messintervall von Datenloggern: Grundwasser: z. B. 1 Std., Fluss: z. B. 5 Min.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe B

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung	1	9		
Probenahme (2 -4 Messprofile)	1	4		
Analysen (2 - 4 Messprofile)	1	9		
Total Personenstunden (P-h)		22		

Materialeinsatz:

Datenlogger mit Sensoren, bei Handmessungen portable Sensoren

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

1 - 2 Jahre vor und 2 - 5 Jahre nach dem Eingriff.

Bei kontinuierlich messenden Datenloggern: während mind. 2 Monaten im Hochsommer oder -winter, besser aber möglichst über 1 - 2 Jahre.

Bei Handmessungen: je 2 - 4 Mal im Abstand von 1 - 4 Wochen. Höhere Messfrequenzen bei Grundwasser-Fliessgeschwindigkeit von > 1 m/d. Fliessgeschwindigkeiten sind abhängig von der Durchlässigkeit des Gesteins in den einzelnen Transekten. Situationen mit niedrigen und hohen Grundwasserständen (Hochwinter und -sommer) sowie insbesondere bei Hochwasserereignissen.

Besonderes:

Die Methode wird angewendet bei Flussabschnitten über Talsohlenschottern bzw. Schwemmebenen mit Grundwasservorkommen, bei denen die Flusssohle nicht direkt beobachtet werden kann. Bei genügend langen Messreihen und bei Kenntnis von chemischen Parametern (inkl. Wassertracer) und Kolmationsprozessen können in diesen Fällen Auswirkungen von Eingriffen prognostiziert und nach der Renaturierung überprüft werden.

Alternative Datenquelle:

Kantonale Gewässerschutz-Fachstellen



Analyse der Resultate

Zeitreihen der gemessenen Wasserspiegel zeigen die hydraulische Beziehung zwischen Fluss und Grundwasser. Zeitreihen der Wassertemperaturen und der EL des Wassers im Fluss und in verschiedenen Beobachtungsrohren hingegen zeigen an, wie rasch sich versickertes Flusswasser im Grundwasser

fortbewegt und sich dabei mit älterem Grundwasser vermischt. Hierfür müssen die gewonnenen Daten statistisch untersucht werden (mit Kreuzkorrelationen und Filterfunktionen). Dies wird am besten mittels entsprechenden EDV-Programmen berechnet (z. B. MATLAB) oder mit Funktionsbildern von Hand abgeschätzt. Die Zeit, die ein Mess-Signal eines Ereignisses im Fluss, wie z. B. die Erniedrigung der EL bei einem Hochwasser, benötigt bis zum Erscheinen in einem Rohr (Fliebsdistanz x vom Flussufer), entspricht der Aufenthaltszeit t .

Mit den oben beschriebenen Messungen können für jede Messstelle (Bohrlöcher und Messstelle im Fluss) folgende Parameter abgeschätzt werden:

Parameter:

- i hydraulisches Gefälle zwischen zwei gemessenen Wasserspiegeln, zeigt an, ob das Grundwasser generell vom Fluss weg oder zum Fluss hin fliesst [m/ m]
- v Fließgeschwindigkeit des Grundwassers: $v = x/t$ [m/d]
- q spezifische Wasseraustausch-Rate: Diese kann rechnerisch aus v und einer angenommenen nutzbaren Porosität der Flusssohle und des benachbarten Grundwasserleiters im Hyporheal von $p = 0.2$ abgeschätzt werden zu

$$q = \frac{v}{p} = \frac{x}{t \times p} \text{ [m}^3\text{/ m}^2 \cdot \text{d]}$$

Dieser Wert quantifiziert das Ausmass des vertikalen Austausches. Eine allfällige Veränderung dieses Wertes mit der Zeit weist auf eine Kolmation bzw. Dekolmation der Flusssohle hin (z. B. nach Hochwässern).

Zusatzinformation:

Aus den gemessenen und den rechnerisch abgeschätzten Grössen lässt sich die Durchlässigkeit der Flusssohle und des benachbarten Grundwasserleiters im Hyporheal, k [m/d] berechnen (Darcy-Gesetz):

$$k = \frac{q}{i} = \frac{v}{i \times p} = \frac{x}{t \times i \times p}$$

Diese Grösse wird im vorliegenden Indikator jedoch nicht weiter verwendet.

Ökologisch gesehen ist folgendes anzustreben:

- a) ein hoher Wasseraustausch;
- b) ein kurzer Versickerungspfad von der Oberfläche potenzieller Auengebiete in Schwemmebenen zum Grundwasser (Flurabstand, Trockentiefe)

Für die Grundwassernutzung als Trinkwasser werden geringe Wasseraustausch-Raten und lange unterirdische Verweilzeiten angestrebt. Deshalb ist ein allfälliger Nutzungskonflikt aufzuzeigen und zu gewichten.

Standardisierung der Parameterwerte

Die Werte für die spezifische Austauschrate q und den Versickerungspfad werden gemäss den Tabellen 4 und 5 zu einer dimensionslosen Grösse standardisiert.

a) Standardisierung Parameter spez. Wasseraustausch-Rate q (Tabelle 4)

Tabelle 4: Standardisierungsklassen für spez. Wasseraustauschrate q.

rechnerisch abgeschätzter Wert für q	standardisierte Bewertung von q
$q > 5 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{Tag}$ (sehr hoher Austausch)	1
$5 > q > 0.5 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{Tag}$ (hoher Austausch)	0.8
$0.5 > q > 0.05 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{Tag}$ (mässiger Austausch)	0.3
$q < 0.05 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{Tag}$ (kein nennenswerter Austausch)	0

b) Standardisierung Parameter Flurabstand (Tabelle 5)

Tabelle 5: Standardisierungsklassen für Flurabstand.

gemessener Wert für Flurabstand	standardisierte Bewertung des Flurabstandes
< 2m	1
2 - 3 m	0.6
> 3m	0

Zur Berechnung des Endwertes werden für jedes Bohrloch die beiden Bewertungen zusammengezählt. Dabei werden die Parameter aufgrund ihres Wirkungspotenzials unterschiedlich stark gewichtet: Der Wert für die spezifische Austauschrate wird mit einem Faktor von 0.7 multipliziert, derjenige des Flurabstands mit 0.3:

$$\text{Endwert} = (0.7 \times \text{Bewertung } q) + (0.3 \times \text{Bewertung Flurabstand})$$

Es resultiert für jedes Bohrloch ein Endwert zwischen 0 und 1.

Für jedes Messprofil werden die Werte der einzelnen Bohrlöcher gemittelt.

Bei mehr als einem Messprofil im Untersuchungsgebiet werden die Werte der einzelnen Bohrlöcher gemittelt.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den folgenden Indikatoren:

- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 38: Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer
- Nr. 40: Übergangszonen: Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser



Anwendungsbeispiele

Die Berechnung des Indikators „Durchlässigkeit des Flussbettes“ und des benachbarten Grundwasserleiters im Hyporheal wird in der untenstehenden Literatur dargelegt. Es wird beschrieben, wie sich von Tracerinformation (spez. elektrische Leitfähigkeit oder Wassertemperaturen) der Infiltratanteil und die Aufenthaltszeit des infiltrierten Wassers berechnen lassen.



Literatur

- Fette, M., R. Kipfer, C.J. Schubert, E. Hoehn & B. Wehrli. 2005. Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Applied Geochemistry* 20: 701-712.
- Hoehn, E. 2002. Hydrogeological issues of riverbank filtration - A review. pp. 17-42. *In: S. Ray (ed.) Riverbank filtration: Understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal*, NATO , Proceedings of the NATO-ARW Workshop, Tihany, Hungary, 5-8 Sept. 2001. Kluwer Academic Publications.
- Huggenberger, P., E. Hoehn, R. Beschta, & W. Woessner. 1998. Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology. *Freshwater Biology* 40: 407-425.
- Projektteam EAWAG. 2003/2005. Beurteilung der Herkunft des Grundwassers in der Trinkwasserfassung Widen, Frauenfeld, bei Niederwasser der Thur. Zwischenbericht und Schlussbericht zuhanden des Amtes für Umwelt, Kanton Thurgau.
- Projektteam EAWAG. 2005. Beurteilung der Herkunft des Grundwassers in der Trinkwasserfassung Widen, Frauenfeld. Schlussbericht zuhanden des Amtes für Umwelt, Kanton Thurgau.



Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

Ein Fließgewässer kann in verschiedene Habitatsstrukturen unterteilt werden, in welchen unterschiedliche hydraulische Bedingungen (Fliesstiefe, Fließgeschwindigkeit) herrschen. Je grösser die Vielfalt an Strukturen ist, desto vielfältiger kann die Biozönose zusammengesetzt sein.

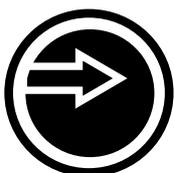
Im natürlichen Gewässer bilden sich morphologische Strukturen durch Sohlenveränderungen im Hochwasserfall immer wieder neu. Die Veränderung der Strukturen mit der Zeit ist ein Indikator für die morphologische Dynamik des Gewässers und für die Regenerationsfähigkeit des Ökosystems.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	●	naturnahe Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
	●	longitudinale Vernetzung		
	●	laterale Vernetzung		
	●	vertikale Vernetzung		
	●	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	●	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	●	funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Flächige Verteilung morphologischer Strukturen. Es werden die folgenden Strukturen unterschieden (siehe Indikator Nr. 36 „Sohlenstruktur“):

- Bank: lokale Sedimentablagerung, bei Niederwasser nicht überströmt
- Kolk: lokale Erosionsform in der Sohle, durch Sekundärströmungen und Wirbel gebildet
- Rinne: lang gezogener, tiefer und langsam durchflossener Gerinneabschnitt
- Furt: breiter, flacher und langsam durchflossener Gerinneabschnitt mit geringem Längsgefälle
- Schnelle: steiler, rasch durchflossener Gerinneabschnitt mit hohem Längengefälle
- Hinterwasser: benetzter, bei Niederwasser nicht durchströmter Bereich
- Flachwasser: schwach durchströmte Zone entlang des Ufers oder entlang einer Kiesbank
- Stufe: künstlicher oder natürlicher Absturz mit anschliessendem Becken
- Becken: grösseres Kolkloch im Anschluss an eine Stufe

Rinne, Furt und Schnelle bilden zusammen eine Furt-Kolk-Sequenz („riffle-pool-sequence“). Sie ist typisch für flachere Fliessgewässer (Gefälle $J < 3\%$). Stufen-Becken-Sequenzen („step-pool-sequences“) sind natürliche Formen in steilen Gewässern ($J > 1\%$), erscheinen durch künstliche Schwellen aber auch in flacheren Fliessgewässern.

Aufnahmeverfahren:

Die einzelnen Strukturen werden im Feld oder im Luftbild identifiziert und ihre Lage und Grösse im Situationsplan kartiert.

Die Strukturen sollten bei Niederwasserverhältnissen aufgenommen werden. Für grössere Gewässer ist eine Aufnahme mit Hilfe von grossmasstäblichen Luftbildern effizienter als die Erhebung im Feld. Die Auswertung von Luftbildern muss im Feld überprüft werden.

Die Karten der Sohlenstrukturen zweier zeitlich versetzter Aufnahmen werden miteinander verschnitten. Die Methodik hierzu ist dem Anwender überlassen. Es werden diejenigen Flächen ermittelt, auf welchen zu den beiden Zeitpunkten unterschiedliche Strukturen beobachtet wurden.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

Kleines Gewässer: Aufwandstufe B (Tabelle 2)

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (kleines Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	3		
Datenaufbereitung Situationsplan			1	6
Auswertung	1	8		
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)	13		6	

Grösseres Gewässer: Aufwandstufe C (Tabelle 3)

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (grösseres Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Fotoflug inkl. Vorb	1	8		
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	2		
Datenaufbereitung Situationsplan			1	6
Auswertung	1	12		
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)	24		6	
Bemerkungen: Fremdkosten Fotoflug ca. Fr. 2'000.-				

Materialeinsatz:

Situationsplan, Digitalkamera, Hubschrauber (bei grösseren Gewässern)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vor und nach der Revitalisierung werden je 2 zeitlich versetzte Aufnahmen gemacht. Die Aufnahme soll bei Niederwasser erfolgen. Bei der Aufnahme von Luftbildern ist die mögliche Abdeckung durch Laub zu beachten. Der Indikator sollte alle 2 bis 5 Jahre erhoben werden, mit einem Abfluss von mindestens HQ₂ im Zeitraum zwischen 2 Aufnahmen.

Besonderes:

Die Zuordnung von Strukturen ist nicht immer eindeutig und erfordert Erfahrung des Beobachters. Verschiedene ungeübte Beobachter können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.



Analyse der Resultate

Die Summe der Flächen mit einer Veränderung der morphologischen Struktur wird in Relation zur Gesamtfläche des Flussbettes gesetzt und anschliessend anhand von Tabelle 4 standardisiert:

$$p = \frac{\text{Fläche mit Veränderung}}{\text{Gesamtfläche}}$$

Tabelle 4: Standardisierung von p.

p	standardisierter Wert
für $p \leq 0.1$ (Veränderung innerhalb der Messgenauigkeit)	$a = 0$
für $0.1 < p < 0.5$	$a = 2.5 p - 0.25$
für $p > 0.5$	$a = 1.0$

$p \leq 0.1$ entspricht dem 0-Richtwert, $p > 0.5$ dem 1-Richtwert. Dazwischen verläuft die Kurve linear (Abbildung 5).

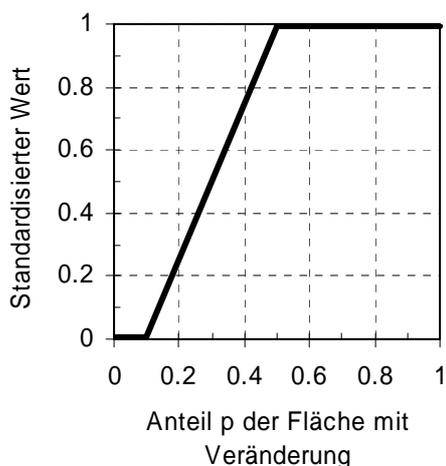


Abbildung 5: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Bei der Analyse der Resultate muss die Grösse der zwischen 2 Aufnahmen abgeflossenen Hochwassern berücksichtigt werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine enge Verbindung zum Indikator Nr. 36 „Sohlenstruktur“.



Anwendungsbeispiele

Revitalisierung der Auen des Brenno: Auswertung der Flächenveränderung in der Aue Piana di Castro im Valle di Blenio gestützt auf die Interpretation von Luftbildern. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag von Repubblica e Cantone Ticino, Dipartimento del Territorio (2003, Bericht unveröffentlicht).



Literatur

Poole, G.C., C.A. Frissell & S.C. Ralph. 1997. In-stream habitat unit classification: Inadequacies for monitoring and some consequences for management. *Journal of the American Water Resources Association* 33(4): 879-896.



Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle

Autor: Steffen Schweizer, Eawag



Hintergrund

Jedes Fliessgewässer transportiert mit dem Abfluss Schwebstoffe. Bei der Infiltration von Wasser in die Gewässersohle werden die Schwebstoffpartikel ausfiltriert und können dabei den Porenraum der Gewässersohle verstopfen. Dieser Prozess wird als innere Kolmation bezeichnet.

Wird die Gewässersohle (Deckschicht und die darunter liegende Filterschicht) bei Hochwasserabfluss aufgerissen und bewegt, so werden die abgelagerten Feinpartikel weggeschwemmt und damit die innere Kolmation wieder aufgehoben (Dekolmation).

Die innere Kolmation führt zu einer Verstopfung des Porenraums, einer Verfestigung des Substrats und zu einer Reduktion der Sauerstoffzufuhr in die Gewässersohle. Verschiedenste ökologische Prozesse werden dadurch stark beeinträchtigt, wie beispielsweise die Entwicklung von Fischeiern im Kiesbett, der Austausch zwischen Fliessgewässer und Grundwasser oder die Funktion des Lückensystems als Lebens- und Refugialraum für benthische Makroinvertebraten.

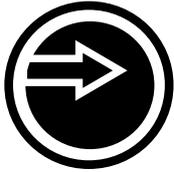
Der vorliegende Indikator beschreibt den Grad der inneren Kolmation nach der Methode von Schälchli et al. (2002).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
●	nachhaltige Trinkwasserversorgung	● morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
	hoher Erholungswert	● naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahes Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		◆ vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Der Anteil Feinpartikel an der Gewässersohle (in %) wird anhand von 5 Klassen optisch bestimmt. Er entspricht dem Verstopfungsgrad des Lückenraums.

Aufnahmeverfahren:

In trockenen Sohlenbereichen werden einige Steine der Deckschicht entfernt. Das darunter liegende Substrat und der Lückenraum werden mithilfe der in Tabelle 3 aufgeführten Kriterien bewertet. Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, sollten insgesamt 20 bis 30 Stellen je 1000 m Flusslänge untersucht werden. Diese sollten so ausgewählt werden, dass sie den untersuchten Flussabschnitt möglichst gut repräsentieren.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Aufnahme im Feld (30 Messstellen)	1	5-9		
Auswertung (30 Messstellen)	1	4		
Total Personenstunden (P-h)	9-13			

Bemerkungen: Die Dauer der Feldaufnahmen ist abhängig von der Grösse und der Strukturvielfalt des untersuchten Flussabschnitts und von der gewünschten Auflösung

Materialeinsatz:

Protokollblätter, Dokumentation von Schälchli et al. (2002)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Mindestens zwei Erhebungen vor der Revitalisierung. Nächste Aufnahme mindestens 4-6 Wochen nach dem ersten Hochwasser, das die Morphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Weitere Messungen sollten nicht direkt nach einem Hochwasser, sondern mindestens 4-6 Wochen später durchgeführt werden. Der zeitliche Abstand zum letzten bettauflösenden Hochwasser sollte anhand von Abflussganglinien bestimmt und protokolliert werden. Ausserdem sind ökologische Gesichtspunkte wie z. B. die Laichzeit von Fischen bei der Wahl des Erhebungstermins zu berücksichtigen. Die Erhebungen sollten monatlich bis vierteljährlich (mindestens alle 3 Monate) erfolgen.

Alternative Datenquelle:

Kolmationsmessungen sind bereits an verschiedenen schweizerischen Flüssen durchgeführt worden (z. B. Fischnetz). Allerdings empfiehlt es sich, die Kolmationsverhältnisse vor und nach einer Flussrevitalisierung selbst zu erheben.



Analyse der Resultate

Tabelle 3: Optische Einteilung in 5 Kolmationsklassen und Zuordnung eines dimensionslosen, standardisierten Wertes (verändert nach Schälchli 2002).

Klasse	Substrat (unter Deckschicht)	Lückenraum	standardisierter Wert
keine Kolmation	sehr locker und grobkörnig (Steine, Kies, wenig Sand)	grobporig	1
schwache Kolmation	locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand)	grob- bis feinporig	0.9
mittlere Kolmation	leicht verfestigt, Sand mit örtlichen kohäsiven Ablagerungen (Silt, Ton)	feinporig, örtlich verstopft (keine Poren sichtbar)	0.5
starke Kolmation	deutlich verfestigt, Sand und kohäsive Ablagerungen	feinporig bis vollständig verstopft	0.2
vollständige Kolmation	stark verfestigt, praktisch flächendeckend kohäsive Ablagerungen	vollständig verstopft (keine Feinporen sichtbar)	0

Die mittlere Kolmation eines Flussabschnitts zu einem bestimmten Zeitpunkt ergibt sich aus dem Mittelwert der Einzeluntersuchungen (siehe Aufnahmevorgehen).

Da die Gewässersohle mit fortschreitender Zeit, in der kein Hochwasser auftritt, kontinuierlich kolmatiert und bei einem Hochwasser z. T. vollständig dekolmatiert, ist eine Umwandlung der Kolmationsklassen in eine dimensionslose, standardisierte Grösse heikel. Daher empfiehlt es sich, die mittlere Jahreskolmation (Mittelwert der Kolmationsbestimmungen während eines Jahres) und/ oder die mittlere Kolmation während der Laichzeit von kieslaichenden Fischen zu bestimmen.

Da auch in einem natürlichen Fließgewässer die Flusssohle bei längerer Zeit ohne Hochwasser zur inneren Kolmation neigt, sollte der hier angegebene standardisierte Wert (vgl. vierte Spalte von Tabelle 3) nur als Orientierung verstanden werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Prinzipiell beeinflusst der Indikator „innere Kolmation der Gewässersohle“ weitere Indikatoren in unterschiedlich starkem Ausmass:

- Nr. 8: Fische: Altersstruktur von Fischpopulationen

- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden
- Nr. 22: Makroinvertebraten: Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren
- Evt. Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 32: Sohle: Durchlässigkeit des Flussbettes
- Nr. 40: Übergangszonen: Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser



Anwendungsbeispiele

In seiner Dissertation (1993) über die Kolmation von Fliessgewässersohlen beschreibt Schälchli die Prozesse der Kolmation und leitet Berechnungsgrundlagen aus verschiedenen Versuchen ab. Im Rahmen des Fischnetz-Projektes entwickelte Schälchli (2002) eine einfache Methode zur Erkennung und Bewertung der inneren Kolmation.



Literatur

- Schälchli U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235/236: 189-197.
- Schälchli U. 1993. Die Kolmation von Fliessgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich Nr. 124.
- Schälchli U. 2002. Die innere Kolmation von Fliessgewässersohlen - eine neue Methode zur Erkennung und Bewertung. Fischnetz-Publikation. EAWAG Dübendorf, Fischnetzinfo Nr.9: 5-8. (www.fischnetz.ch/content_d/publ/tp.htm).
- Schälchli U. 2002. Innere Kolmation - Methoden zur Erkennung und Bewertung. Fischnetz-Publikation. EAWAG Dübendorf. 22 pp. (www.fischnetz.ch/content_d/publ/tp.htm).



Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

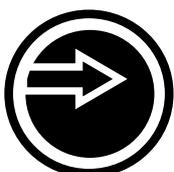
Die Kornverteilung der Sohlenoberfläche ist abhängig von der Strukturvielfalt der Sohle und der Ufer. In kanalisiertem Gewässern mit ebener Sohle bestehen keine oder nur geringe Unterschiede in der Korngrößenverteilung. In Gewässerabschnitten mit Geschiebedefizit wird die Sohle durch eine grobkörnige Abpflasterungsschicht (Deckschicht) gebildet. In strukturierten Gewässern sind die unterschiedlichsten Mischungen anzutreffen. Dementsprechend widerspiegelt das Substrat (bei intaktem Geschiebehalt) die Morphologie der Sohle und die Vielfalt an Habitatsbedingungen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆ morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	● naturnaher Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
	● naturnahes Temperaturregime		
	● longitudinale Vernetzung		
	● laterale Vernetzung		
	● vertikale Vernetzung		
	● naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	● funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Flächenanteil verschiedener Substratklassen. Die Klassen werden entweder qualitativ beschrieben (Tabelle 2) oder durch den Durchmesser d_{max} definiert. d_{max} wird dabei als Ersatzgröße für die mit größerem Aufwand zu

bestimmenden charakteristischen Korngrößen d_{90} , d_m und d_{35} verwendet und kann bei geringer Wassertiefe auch im benetzten Querschnitt erhoben werden.

Tabelle 2: Qualitative Beschreibung der Substratklassen. Die Klassen „Sohlenmaterial abgeplästert“ und „Sohlenmaterial und Geschiebe gemischt“ haben dieselben maximalen Korngrößen und müssen qualitativ voneinander unterschieden werden.

Substratklassen	Beschreibung
Sohlenmaterial abgeplästert	Sohle mit Deckschicht, durch Entmischung vergrößert
Sohlenmaterial und Geschiebe gemischt	bettbildendes, kiesiges Material
Geschiebe	bei kleineren Hochwassern umgelagertes kiesiges Material
Feingeschiebe	Feinkies, häufig im Strömungsschatten von Hindernissen abgelagert
Feinsedimente (Sand, Silt, Ton)	Feinsedimente

Aufnahmeverfahren:

Im untersuchten Gewässerabschnitt werden die bei Niederwasserabfluss begehbaren Bereiche des Ufers und des Flussbettes in Flächen einheitlichen Substrates unterteilt. Der maximale Korndurchmesser je Fläche wird bestimmt oder die Fläche einer der in Tabelle 2 definierten Klassen zugeteilt.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

Kleines Gewässer: Aufwandstufe A (Tabelle 3)

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (kleines Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Felddaten	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	1		
Datenaufbereitung, Situationsplan			1	4
Auswertung	1	4		
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)		7		4

Grosses Gewässer (z. B. Reuss): Aufwandstufe A (Tabelle 4)

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (grosses Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	2		
Datenaufbereitung, Situationsplan			1	4
Auswertung	1	4		
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)	8		4	

Materialeinsatz:

Situationsplan, Messband, Doppelmeter

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erste Erhebung vor der Revitalisierung, zweite Erhebung nach dem ersten Hochwasser ($\geq HQ2$), das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Aufnahme bei Niederwasserabfluss.

Besonderes:

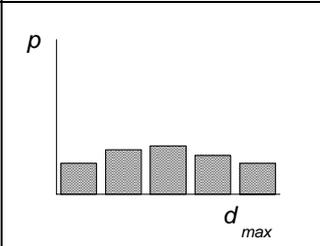
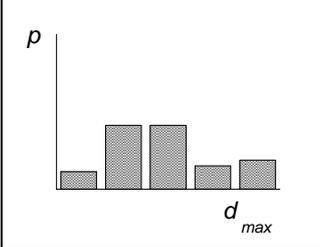
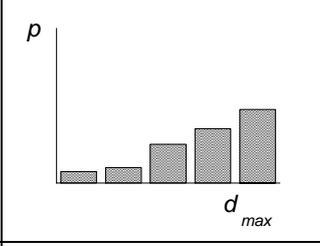
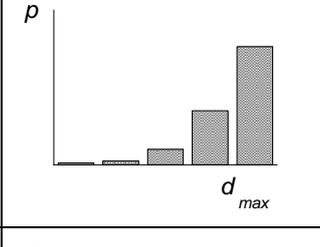
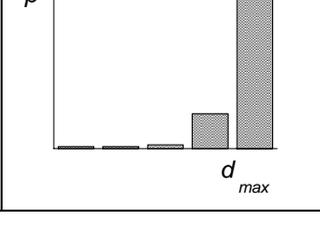
Die Zuordnung der Flächen ist nicht immer eindeutig und erfordert Erfahrung des Beobachters. Verschiedene ungeübte Beobachter können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.



Analyse der Resultate

Für jede definierte Substratklasse werden deren Flächenanteile in Prozent bestimmt. Wird das Substrat durch d_{max} beschrieben, sollen die Messungen in 4 bis 5 Klassen aufgeteilt werden. Den Substratklassen und d_{max} werden dimensionslose, standardisierte Werte zugeordnet (Tabelle 5).

Tabelle 5: Substratklassen und d_{max} : Zuordnung von dimensionslosen, standardisierten Werten.

Qualitativ	Verteilung d_{max}	standardisierter Wert
Alle Substratklassen relativ gleichmäßig verteilt, keine Abpflasterungen.		1.00
Alle Substratklassen, ungleichmäßig verteilt, lokale Abpflasterung.		0.75
Überwiegend grobe Sohle, örtlich auch feines und mittleres Substrat.		0.5
Vorwiegend grobe Sohle, weitgehend abgepflastert, örtlich auch mittleres Substrat.		0.25
Nur grobe Sohle, flächendeckend starke Abpflasterung.		0.00



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den Indikatoren Nr. 33 „Dynamik der Sohlenstruktur“ und Nr. 36 „Sohlenstruktur“.



Anwendungsbeispiele

Reaktivierung des Geschiebehaushalts der Aare zwischen der Emme und dem Rhein. Monitoring und Erfolgskontrolle. Erhebung des Referenzzustandes 1998. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Kantone Solothurn, Bern und Aargau (1999, Bericht unveröffentlicht).

Reaktivierung des Geschiebehaushalts der Aare zwischen der Wigger und dem Rhein. Monitoring und Erfolgskontrolle: Auf ausgewählten Standorten wurde die Kornverteilung des Substrates anhand von Linienproben bestimmt und eine Veränderung gegenüber vorhergehenden Messungen qualitativ bewertet. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Baudirektion des Kantons Aargau (2004, Bericht unveröffentlicht)

Trübung und Schwall im Alpenrhein: In morphologisch unterschiedlichen Flussabschnitten des Alpenrheins wurde die Zusammensetzung des Substrates untersucht. Das Schwergewicht der Untersuchung lag bei der Analyse von Feinsedimentablagerungen (äußere und innere Kolmation). Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (2004, Bericht unveröffentlicht).



Sohle: Sohlenstruktur

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

Ein Fließgewässer kann in verschiedene Habitatsstrukturen unterteilt werden, in welchen unterschiedliche hydraulische Bedingungen (Fliesstiefe, Fließgeschwindigkeit) herrschen. Je grösser die Vielfalt an Strukturen ist, desto vielfältiger kann die Biozönose zusammengesetzt sein.

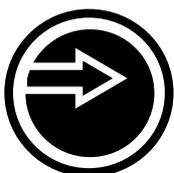
Im natürlichen Gewässer bilden sich morphologische Strukturen durch Sohlenveränderungen im Hochwasserfall. In revitalisierten Gewässern muss die Bildung von Strukturen unter Umständen durch künstliche Einbauten gefördert werden.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	●	naturnahe Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
	●	longitudinale Vernetzung		
	●	laterale Vernetzung		
	●	vertikale Vernetzung		
	●	naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	●	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	●	funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Anzahl Strukturen auf dem untersuchten Gewässerabschnitt. Die folgenden Sohlenstrukturen (Strukturtypen) werden einbezogen:

- Bank: lokale Sedimentablagerung, bei Niederwasser nicht überströmt
- Kolk: lokale Erosionsform in der Sohle, durch Sekundärströmungen und Wirbel gebildet
- Rinne: lang gezogener, tiefer und langsam durchflossener Gerinneabschnitt
- Furt: breiter, flacher und langsam durchflossener Gerinneabschnitt mit geringem Längsgefälle
- Schnelle: steiler, rasch durchflossener Gerinneabschnitt mit hohem Längengefälle
- Hinterwasser: benetzter, bei Niederwasser nicht durchströmter Bereich
- Flachwasser: schwach durchströmte Zone entlang des Ufers oder entlang einer Kiesbank
- Stufe: künstlicher oder natürlicher Absturz mit anschliessendem Becken
- Becken: grösseres Kolkloch im Anschluss an eine Stufe

Rinne, Furt und Schnelle bilden zusammen eine Furt-Kolk-Sequenz („riffle-pool-sequence“). Sie ist typisch für flachere Fliessgewässer (Gefälle $J < 3\%$). Stufen-Becken-Sequenzen („step-pool-sequences“) sind natürliche Formen in steilen Gewässern ($J > 1\%$), erscheinen durch künstliche Schwellen aber auch in flacheren Fliessgewässern.

Aufnahmeverfahren:

Die einzelnen Strukturen werden identifiziert und ihre Position im Situationsplan festgehalten.

Die Strukturen sollten bei Niederwasserverhältnissen aufgenommen werden. Für grössere Gewässer ist eine Aufnahme mit Hilfe von grossmassstäblichen Luftbildern effizienter als die Erhebung im Feld. Die Auswertung von Luftbildern muss im Feld überprüft werden.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

Kleines Gewässer: Aufwandstufe A (Tabelle 2)

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (kleines Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	2		
Datenaufbereitung, Situationsplan			1	4
Auswertung	1	4		
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)		8		4

Grosses Gewässer (z. B. Reuss): Aufwandstufe B (Tabelle 3)

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung (grosses Gewässer).

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Fotoflug inkl. Vorb.	1	8		
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	2		
Aufnahme im Feld pro km	1	2		
Datenaufbereitung, Situationsplan			1	6
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)	18		6	
Bemerkungen: Fremdkosten Fotoflug ca. Fr. 2'000.-				

Materialeinsatz:

Situationsplan, Digitalkamera, Hubschrauber (bei grösseren Gewässern)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erste Erhebung vor der Revitalisierung, zweite Erhebung nach dem ersten Hochwasser ($\geq HQ2$), das die Gerinnemorphologie des revitalisierten Abschnitts verändert. Aufnahme bei Niederwasserabfluss. Bei der Aufnahme von Luftbildern ist die mögliche Abdeckung durch Laub zu beachten.

Besonderes:

Die Zuordnung von Strukturen ist nicht immer eindeutig und erfordert Erfahrung des Beobachters. Verschiedene ungeübte Beobachter können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.



Analyse der Resultate

Es wird die Anzahl Strukturen je Strukturtyp pro Einheitslänge bestimmt. Als Einheitslänge wird eine Länge $L_E = 12 \times B$ definiert. Dies entspricht der mittleren Wellenlänge von alternierenden Bänken bzw. Mäandern. Die Bewertungsklassen und die Zuordnung von dimensionslosen, standardisierten Werten sind in Tabelle 4 angegeben.

Tabelle 4: Bewertungsklassen und Zuordnung von standardisierten Werten.

Bewertungsklassen	standardisierter Wert
keine Strukturen (ebene Sohle) oder nur ein Strukturtyp vorhanden	0
vereinzelte, räumlich getrennte Strukturen vorhanden	0.25
verschiedene morphologische Strukturen vorhanden mit einer Dichte von 4-8 Strukturen pro Einheitslänge	0.5
alle morphologischen Strukturen einer Furt-Kolk- oder einer Stufen-Becken-Sequenz vorhanden mit einer Dichte von 8-12 Strukturen pro Einheitslänge	0.75
alle morphologischen Strukturen einer Lauf-Hinterlauf- oder einer Stufen-Becken-Sequenz vorhanden mit einer Dichte von 12 Strukturen oder mehr pro Einheitslänge	1



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den folgenden Indikatoren:

- Nr. 16: Hydraulik: Variabilität der Fliessgeschwindigkeit
- Nr. 17: Hydraulik: Variabilität der maximalen Abflusstiefe
- Nr. 33: Sohle: Dynamik der Sohlenstruktur
- Nr. 35: Sohle: Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats



Anwendungsbeispiele

Reaktivierung des Geschiebehaushalts der Aare zwischen der Emme und dem Rhein. Monitoring und Erfolgskontrolle. Erfassen der morphologischen Strukturen im Referenzzustand 1998. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Kantone Solothurn, Bern und Aargau (1999, Bericht unveröffentlicht).

Reaktivierung des Geschiebehaushalts der Aare zwischen der Wigger und dem Rhein. Monitoring und Erfolgskontrolle. Erfassen der morphologischen Strukturen und Vergleich mit dem Referenzzustand. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Baudirektion des Kantons Aargau (2004, Bericht unveröffentlicht).

Trübung und Schwall im Alpenrhein. Untersuchung der Auswirkungen des Abfluss- und Trübeschwalls auf die Strömungsverhältnisse, den Geschiebetrieb, das Substrat, die Kolmation, die Fische, das Makrozoobenthos und das Phytobenthos. Schälchli, Abegg + Hunzinger, im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (2001, Bericht unveröffentlicht).



Literatur

Hunzinger, L.M. 1998. Flussaufweitungen - Morphologie, Geschiebehaushalt und Grundsätze zur Bemessung. Dissertation ETH Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich Nr. 159. 206 pp.

Poole, G.C., C.A. Frissell & S.C. Ralph. 1997. In-stream habitat unit classification: inadequacies for monitoring and some consequences for management. Journal of the American Water Resources Association 33(4): 879-96.



Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 1998)



Hintergrund

Verbauungen der Sohle dienen zu deren Stabilisierung. Eine flächenhafte Verbauung der Sohle ist der schwerwiegendste Eingriff in die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Bei glatten Verbauungen der Sohle durch Beton oder Asphalt hat diese keinerlei Struktur mehr, und der Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser ist vollkommen unterbunden. Dadurch geht auch der für sehr viele Wassertiere lebenswichtige Übergangsbereich von Fluss- und Grundwasser (Hyporheal) verloren. Andere Arten von Verbauungen z. B. mittels Rasengittersteinen oder Holzbalken weisen zwar noch gewisse Oberflächenstrukturen auf. Durch die vollständige Stabilisierung fehlt aber jegliche Geschiebeumlagerung. Somit kommt es sehr schnell zu einer Verstopfung der Sohle durch Feinmaterial (Kolmation). Auch hierdurch wird ein Austausch von Fluss- und Grundwasser verhindert und der Lebensraum des Hyporheals zerstört (BUWAL 1998).

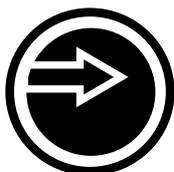
Der Indikator beschreibt, wie und wie stark die Fliessgewässersohle verbaut ist. Die Methodik ist dem Modul „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts entnommen (BUWAL 1998).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Es wird der prozentuale Anteil an verbauter Sohle abgeschätzt. Kategorisierung des Verbaungsgrads und Charakterisierung der Verbauungsart.

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt durch eine flussaufwärts gerichtete Begehung des gesamten zu untersuchenden Gewässerabschnittes. Dieser wird in Strecken unterteilt, innerhalb derer die Verbauung der Sohle gleich bleibt. Sind Eindolungen vorhanden, welche länger als 25 m sind, so wird ihnen eine eigene Strecke zugeteilt. Sind sie jedoch kürzer als 25 m (Durchlässe), so sind sie als Durchgängigkeitsstörung zu behandeln (siehe Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“). Bei der Begehung wird eine Karte im Massstab 1:5'000 (unter Umständen 1:25'000) mitgeführt, in der alle Abschnittsgrenzen eingetragen werden (BUWAL 1998).

Zur Beschreibung der Verbauung der Sohle werden 2 Kriterien erhoben (BUWAL 1998):

1. Verbaungsgrad der Sohle

Es wird der prozentuale Anteil verbauter Fläche nach folgender Skala abgeschätzt (Tabelle 2):

Tabelle 2: Kategorien des Verbaungsgrades.

Verbauung der Sohle	Erscheinungsbild
keine	Sohle ist gänzlich unverbaut
< 10 %	z. B. punktuelle Verbauungen, Schwellen, Abstürze
10 bis 30 %	mässige Verbauungen
30 - 60 %	grosse Verbauungen
> 60 %	überwiegende Verbauungen
100 %	vollständig verbaut

Für die Bestimmung des Verbaungsgrads der Sohle wird die Konsultation von BUWAL (1998) dringend empfohlen. Hier finden sich veranschaulichende Beispiele einzelner Kategorien.

2. Verbauungsart

Material und Struktur der Verbauung werden mit folgenden Kategorien beschrieben (Tabelle 3):

Tabelle 3: Kategorien der Verbauungsart.

Verbauungsart	Material und Struktur
Steinschüttung, Raubbett	Anreicherung der Deckschicht mit Steinen oder Steinblöcken mit einer meist einheitlichen Korngrösse, welche der Bach nicht mehr zu transportieren vermag (ohne Pflasterung)
alle anderen Materialien	gesetzte oder festverlegte Natursteine und Blöcke, Steinpflasterungen; Holzschwellen, Bretter, Baumstämme; vorgefertigte Betonelemente mit Aussparungen; Betonschalen, Ortsbeton, Asphalt

Sekundäre Erhebungen:

evt. GPS-Aufnahme der Streckengrenzen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe A

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Kartierung von 3-4 km Fliessgewässerkilometern			1	9
Total Personenstunden (P-h)				9

Bemerkungen: Bei unwegsamem Gelände oder sehr häufig wechselnder Ausprägung des Uferbereichs kann sich die pro Tag untersuchte Gewässerstrecke bis auf die Hälfte reduzieren (1-2 km pro Bearbeiter und Tag). Umgekehrt können bei entsprechend einfachen Rahmenbedingungen bis zu 9 - 12 km pro Tag erhoben werden (BUWAL 1998).

Materialeinsatz:

Erhebungsbogen (Anhang II: „Erhebungsbogen Oekomorphologie.doc“),
Schreibzeug, Karte im Massstab 1:5'000 (oder 1: 25'000)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebungen können ganzjährig, am besten aber von Frühjahr bis Herbst erfolgen. Es ist ein niedriger bis mittlerer Abfluss erforderlich. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (BUWAL 1998). Die erste Erhebung erfolgt vor dem Eingriff. Nächste Aufnahmen empfehlen sich erst 1-2 Jahre nach Projektabschluss. Danach sind jährliche bis zweijährliche Erhebungen denkbar. Pro Erhebung genügt eine einmalige Replikation.

Besonderes:

Die Verbauung der Sohle wird im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts als Parameter des Moduls „Ökomorphologie“ der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, welche für die Klassifizierung eines Gewässerabschnittes vier ökomorphologische Merkmale zusammen verrechnet, wurde für die individuelle Bewertung der einzelnen Merkmale angepasst. So lehnt sich die Erhebung an die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, während die Analyse der Ergebnisse unabhängig davon erfolgt.

Sollen die Daten im GIS dargestellt werden, empfiehlt sich eine elektronische Datenerfassung.

Alternative Datenquelle:

Ökomorphologie-Daten der Stufe F sind in fast allen Kantonen bereits erhoben worden. Daten zu den individuellen Merkmalen können somit teilweise eingeholt werden. Für die Analyse sind die Rohdaten erforderlich.



Analyse der Resultate

Der untersuchte Fliessgewässerabschnitt wird in fünf Verbauungskategorien eingeteilt, welche auf Verbaunungsgrad und Verbauungsart basieren (siehe Tabelle 6). Nun wird ein Gesamtwert für die Verbauung der Sohle berechnet. Hierzu wird der Anteil der fünf Verbauungskategorien an der Gesamtstrecke bestimmt und mit der für die Klassifizierung der Ökomorphologie (Modul-Stufen-Konzept, Stufe F) verwendeten Punktzahl multipliziert (siehe Beispiel Tabelle 6). Der Gesamtwert für die Verbauung der Sohle ergibt sich aus der Summe der fünf resultierenden Grössen.

Gesamtwert für die Verbauung der Sohle =

$$\sum \frac{\text{Strecke Kategorie n (m)} \times \text{Punktzahl Ökomorph.}}{\text{Gesamte Strecke (m)}}$$

Der zwischen 0 und 3 liegende Wert wird anschliessend anhand einer linearen Gleichung zu einem Wert zwischen 0 und 1 standardisiert (Abbildung 5):

naturferner Zustand (0-Richtwert): 3

naturnaher Zustand (1-Richtwert): 0

Standardisierungsgleichung:

$$y = -\frac{1}{3}x + 1$$

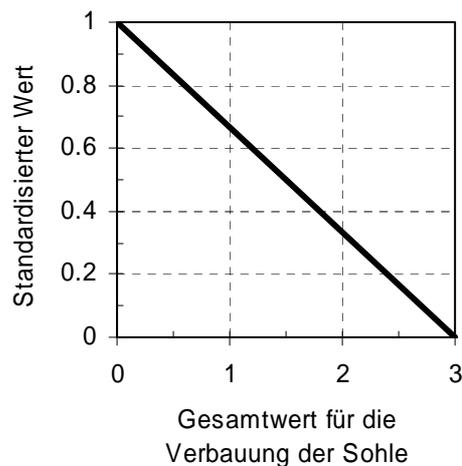


Abbildung 5: Graphik zur Standardisierung der Werte für die Verbauung der Sohle.

Tabelle 6: Rechenbeispiel.

Verbauungsgrad	Verbauungsart	Kategorie Nr. n	Strecke	Punkte Ökomorph.	$\frac{Strecke \times Punkte}{Gesamtstrecke}$
keine Verbauung	-	1	410 m	0.0	0.0
< 10 %	-	2	850 m	1.0	0.49
10 bis 30 %	-	3	220 m	2.0	0.26
> 30 %	Steinschüttung, Rauhbett	4	120 m	2.0	0.14
> 30 %	alle anderen Materialien	5	120 m	3.0	0.21
Total		-	1720 m	-	1.10

$$\text{für } y = -\frac{1}{3}x + 1 \quad \text{und } x=1.10 \quad \Rightarrow y=0.63$$



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Verbauungsgrad und -art der Sohle“ hängt stark mit den übrigen Parametern des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F zusammen:

- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches
- Nr. 46: Ufer: Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses

Die ökomorphologischen Parameter, sowie der Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“, können zeitgleich erhoben werden.



Anwendungsbeispiele

Die Verbauung der Sohle ist bereits in fast allen Kantonen im Rahmen des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts erhoben worden.



Literatur

BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. BUWAL, Bern. 49 pp.

38

Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer

Autoren: Klement Tockner und Lorenz Moosmann, Eawag



Hintergrund

Temperatur ist ein Umweltparameter, der die Verteilung und Zusammensetzung der aquatischen Organismen und die Intensität ökologischer Prozesse grundlegend beeinflusst. Regulierungsmassnahmen verändern zumeist den saisonalen Temperaturverlauf und reduzieren die räumliche thermische Heterogenität. Gerade für viele sensible aquatische Arten wie forellenartige Fische und Steinfliegenlarven ist die Verfügbarkeit von thermischen Refugien während kritischer Perioden wie z. B. dem sommerlichen Niedrigwasser überlebenswichtig. Durch die Schaffung von Stillwasserbereichen und die Wiederherstellung von Austauschprozessen zwischen Grund- und Oberflächenwasser und zwischen Auegewässern und dem Hauptgerinne können die thermischen Bedingungen eines Flussabschnittes nachhaltig beeinflusst werden.

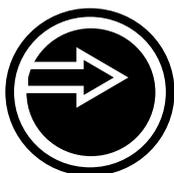
Der Indikator beschreibt die räumliche und zeitliche Verteilung der Oberflächentemperatur in Gewässern.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
● nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		naturnaher Geschiebehaushalt ◆ naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung ● laterale Vernetzung ● vertikale Vernetzung naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Es werden Zeitreihen der Wassertemperatur aufgezeichnet, um die räumliche Temperaturheterogenität bzw. die Maximaltemperaturen zu bestimmen.

Aufnahmeverfahren:

Die Temperatur wird mit Hilfe von Loggern kontinuierlich erfasst. Es gibt eine breite Palette an Messfühlern, von sehr kostengünstigen Loggern mit jedoch geringer Speicher- und Messgenauigkeit (z. B. ibuttons) bis zu sehr präzisen und robusten Loggern (z. B. der Firma Vemco Ltd). Die Messung soll im Stundenrhythmus erfolgen.

Die Logger werden wie folgt verteilt: Erst wird eine Kartierung der Mesohabitate durchgeführt. Mesohabitate sind Flächen oder Teillebensräume, die bezüglich Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung in sich einheitlich sind (z. B. Schnelle, Stille, Flachuferbereiche, Hinterwasser, Tümpel, Seitengerinne, Mündung eines Zubringers). Anschliessend werden die Mesohabitate entsprechend ihrer Anzahl mit Loggern bestückt (Exposition im permanent aquatischen Bereich bei Niederwasser).

Sekundäre Erhebungen:

Abschätzung der Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser und des lateralen Wassereintrags.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung, Exposition, Entnahme, Datenabruf			1	9
Total Personenstunden (P-h)				9

Bemerkungen: Logger sind ab ca. 25 sFr pro Stück (ibutton) erhältlich. Je nach Loggertyp und Gewässercharakteristiken kann sich der Aufwand für den Datenabruf erhöhen (siehe „Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung“).

Materialeinsatz:

Temperaturlogger, Schutzhülle für Logger, Befestigung

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Ganzjährige Temperaturganglinien sind anzustreben. Wesentlich sind jedoch sommerliche Schönwetter- und Niederwasserperioden. Es werden Aufnahmen über einen Jahreszyklus vor und nach der Revitalisierungsmassnahme vorgeschlagen. Ein weiterer Jahreszyklus soll

etwa fünf Jahre nach Abschluss der Revitalisierungsmassnahmen erfasst werden (nach Entwicklung der Ufervegetation).

In Abhängigkeit vom Aufnahmeintervall (stündlich) und der Speicherkapazität der Logger müssen die Daten mehrmals abgerufen werden. Dieser zusätzliche Zeitaufwand ist bei der Anschaffung der Logger zu berücksichtigen. In umlagerungsaktiven Gerinnen wird ein monatlicher Datenabruf empfohlen, um den potenziellen Verlust von Daten gering zu halten.

Alternative Datenquelle:

Infrarot-Aufnahmen vom Helikopter aus. Diese Methodik ist derzeit noch arbeitsintensiv, liefert aber präzise Aufnahmen der räumlichen Temperaturheterogenität (Abbildung 3).

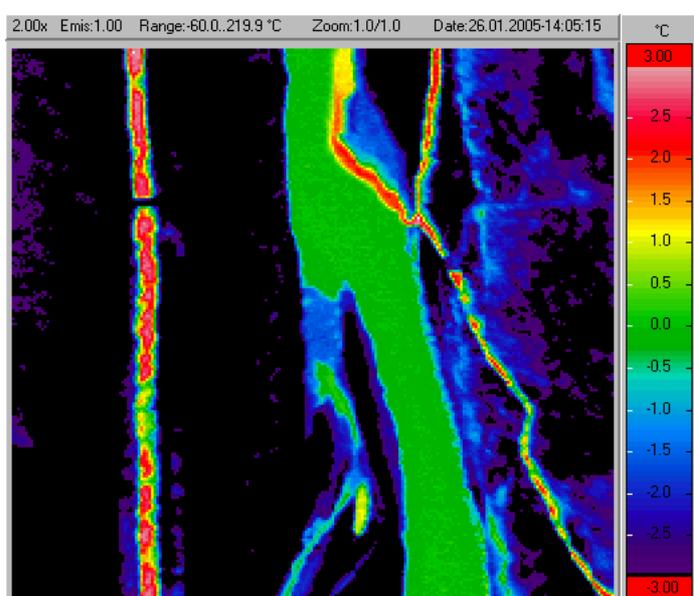


Abbildung 3: Infrarotaufnahme der Thur bei Niederneunforn im Januar 2005 (Aufweitungsstelle). Gut sichtbar sind die Einleitung eines Grundwassergerinnes (oben im Bild) und das aufstossende alluviale Grundwasser (untere Bildmitte; U. Uehlinger & C. Tanner, unveröffentlicht).



Analyse der Resultate

Es werden zwei Methoden vorgeschlagen. Methode 1 (räumliche Temperaturheterogenität) kann verwendet werden, wenn Mesohabitate (z. B. Seitenarme) mit unterschiedlichen Wassertemperaturen bestehen. Methode 2 dagegen bietet sich an, wenn durch die Revitalisierungsmassnahme die Temperatur im Hauptgerinne verändert wird, z. B. mittels Beschattung. Die gleichzeitige Anwendung beider Methoden ist hier nicht vorgesehen.

1. Räumliche Temperaturheterogenität

Für jede Messstelle wird das tägliche Maximum der Temperatur (Tagesmaximum) bestimmt. Die Tagesmaxima der Monate Juli und August

werden gemittelt, somit erhält man ein mittleres Tagesmaximum für jede Messstelle. Tage mit erhöhter Wasserführung (ab Mittelwasser) werden dabei nicht berücksichtigt. Die mittleren Tagesmaxima werden logarithmisch transformiert (\log_{10}). Für die transformierten Werte aller Messstellen wird der Variationskoeffizient (VC) bestimmt. Die minimale Anzahl an Werten, um einen VC zu berechnen, und damit die minimale Anzahl an Loggern, ist 5. Der VC wird nach der nachfolgenden Gleichung bestimmt:

$$VC = \frac{\text{Standardabweichung}}{\text{Mittelwert}} \times 100\%$$

Bei der Standardisierung des VC entspricht ein VC von 0 dem 0-Richtwert, ein VC von 10 % dem 1-Richtwert. Dazwischen wird linear interpoliert (Abbildung 4). Anmerkung: Wird der VC berechnet, wie hier beschrieben, so sind selbst in natürlichen Fließgewässern mit grosser Temperaturvariabilität keine Werte grösser als 10 % zu erwarten.

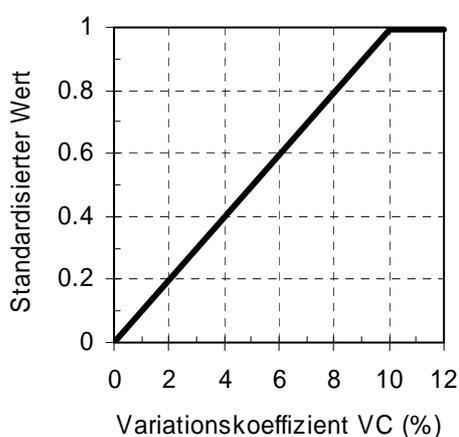


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

2. Maximaltemperaturen (Alternative, diese ist nicht in der Excel-Vorlage implementiert)

Wie weiter oben beschrieben, werden die mittleren Tagesmaxima im Hauptgerinne (Schnelle, Stille, Run) während der Monate Juli und August (Mai und Juni bei glazial geprägten Gewässern) berechnet. Durch Revitalisierungsmassnahmen wie Beschattung oder Niedrigwasserrinnen kann sich diese Temperatur einem Referenzwert nähern. Die Grössenordnung solcher Temperaturänderungen liegt im Bereich von wenigen °C (vgl. Meier et al. 2003).

Bei der Auswertung sind natürliche Schwankungen von Jahr zu Jahr zu berücksichtigen. Es wird die folgende Standardisierung vorgeschlagen, die jedoch im Einzelfall kritisch überprüft werden muss: Dem Mittelwert vor der Revitalisierungsmassnahme wird der standardisierte Wert 0.5 zugeordnet. Tritt nach der Revitalisierung keine Änderung der mittleren Maximaltemperatur auf, so beträgt der zweite Wert ebenfalls 0.5. Tritt eine Änderung um 2 °C in Richtung des Referenzzustandes auf, so wird der Wert 1 zugeordnet, bei anderen Temperaturänderungen wird linear interpoliert. Damit erhält man sowohl für die Situation vor der

Revitalisierungsmassnahme als auch für die Situation danach je einen standardisierten Wert. Diese Werte können in der Excel-Vorlage in den Spalten G und H eingetragen werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Eine wesentliche Verbindung besteht zu Indikatoren, die die laterale und vertikale Vernetzung erfassen und zu den Indikatoren, die die Biologie der Gewässer als Mass haben:

- Nr. 10: Fische: ökologische Gilden
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 24: Makroinvertebraten: Vorkommen von amphibionischen Arten im Grundwasser
- Nr. 40: Übergangszonen: Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land



Anwendungsbeispiele

Arscott et al. (2001): Die Autoren haben entlang des Tagliamento (NO Italien) die Temperaturheterogenität erfasst. Sie konnten zeigen, dass die Heterogenität in einem natürlichen Auenquerschnitt genauso gross ist wie die Heterogenität entlang des 170 km langen Hauptflusses. Gerade Hinterwasser und Grundwasser gespeisene Tümpel und Gerinne erhöhen die thermische Heterogenität.

Frutiger (2004): Der Autor hat die Auswirkungen von Wasserableitungen und des Schwallbetriebes auf die Temperaturverhältnisse des Ticino untersucht.

Meier et al. (2003): In diesem Artikel werden Veränderungen der Temperatur durch den Kraftwerksbetrieb modelliert.

Uehlinger et al. (2003): In diesem Artikel wird die thermische Vielfalt in einer Gletscherschwemmebene (Val Roseg) quantifiziert. Auch hier zeigt sich, dass gerade Grundwasser führende Gerinne die Heterogenität erhöhen und relativ stabile thermische Habitate schaffen.



Literatur

- Arscott, D.B., K. Tockner & J.V. Ward. 2001. Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 (12): 2359-2373.
- Frutiger, A. 2004. Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv für Hydrobiologie* 159(1): 43-56.
- Meier, W., C. Bonjour, A. Wüest & P. Reichert. 2003. Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 129(8): 755-764.
- Uehlinger, U., F. Malard & J.V. Ward. 2003. Thermal patterns in the surface waters of a glacial river corridor (Val Roseg, Switzerland). *Freshwater Biology* 48(2): 284-300.

39

Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser

Autor: Achim Paetzold, University of Sheffield



Hintergrund

Aquatische Insekten haben im Allgemeinen eine der Fortpflanzung dienende terrestrische Lebensphase (Emergenz). In dieser Zeit stellen sie eine wichtige Nahrungsquelle für zahlreiche am Ufer lebende Organismen wie Spinnen, Insekten und Vögel dar. Das Vorkommen und die hohe Dichte vieler Ufertiere sind zu einem grossen Teil von der Verfügbarkeit emergierender aquatischer Insekten abhängig. Räuberische Uferarthropoden, die sich von aquatischen Insekten ernähren, sind wiederum Beute für höhere Glieder in der terrestrischen Nahrungskette. Damit haben sie eine Schlüsselfunktion im Transfer aquatischer Energie ins terrestrische Nahrungsnetz.

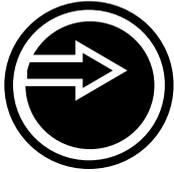
Der vorliegende Indikator beschreibt den Anteil aquatischer Organismen in der Nahrung von Ufertieren als ein Mass für die energetische Vernetzung zwischen Wasser und Land. Der relative Anteil aquatischer Nahrung der dominanten Ufertiere zusammen mit deren Dichte liefert ein quantitatives Mass für den Transfer aquatischer Produktion in das terrestrische Nahrungsnetz.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		• laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Relativer Anteil aquatischer Organismen in der Nahrung von Ufertieren (insbesondere Uferarthropoden), bestimmt auf Basis natürlicher Isotopensignale

Aufnahmevorgehen:

Der Anteil aquatischer Organismen in der Nahrung kann direkt über Mageninhaltsanalysen und Beobachtungen (z. B. bei Vögeln) ermittelt werden. Diese Methoden sind jedoch sehr arbeitsintensiv und ihr Einsatz ist nicht für alle Organismengruppen (z. B. Spinnen) geeignet. Deutlich effizienter ist hier der Einsatz von Tracern, wie stabilen Isotopen (δC^{13} , δN^{15}) oder Fettsäuren.

Hierzu müssen die folgenden Organismengruppen im Feld beprobt werden:

- Räuber: Räuberische Uferarthropoden. Laufkäfer, Spinnen und Ameisen stellen die Hauptkonsumentengruppen dar.
- Beutetiere: Potenzielle Nahrungsorganismen der Räuber. Darunter fallen aquatische und terrestrische Insekten.

Es sollten mehrere Individuen (> 15, idealerweise 20 - 40) von den Hauptkonsumentengruppen sowie den potenziellen Nahrungsorganismen gesammelt werden. Je nach Grösse werden immer 3 bis 5 Tiere derselben Organismengruppe in einer Probe für die Laboranalyse zusammengefasst.

Die Aufnahme der Räuber soll im Abstand von 0 - 2 m von der Wasseranschlagslinie erfolgen. Terrestrische Beuteorganismen werden dagegen über die Breite der gesamten Uferbank gesammelt. Die Länge des untersuchten Uferstreifens hängt von der Grösse des Gewässers ab: Es empfiehlt sich, eine Länge von etwa 7 mal der Gewässerbreite qualitativ abzusuchen.

Die aquatischen Insekten sollten entlang der Untersuchungsstrecke ufernah beprobt werden. Zur Isotopenanalyse eignen sich die letzten Larvalstadien am besten: Sie widerspiegeln das Isotopensignal zur Zeit der Emergenz, wo sie die Hauptnahrungsquelle der terrestrischen Räuber darstellen. Es sollten algenfressende („grazer“) und, falls vorhanden, detritivore Insektenlarven gesammelt werden, da diese sich deutlich im Isotopensignal unterscheiden können.

Die Proben werden tiefgefroren. Isotopenanalysen können an entsprechende Labors vergeben werden.

Um eine Bewertung des Indikators zu ermöglichen, müssen zusätzlich zu den Erhebungen in der Projektstrecke auch Aufnahmen in naturnahen Referenzgewässern durchgeführt werden (siehe Abschnitt Analyse der Resultate).

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe C

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Beprobung im Feld (für 15 Proben)	1	8	1	8
Aufbereitung der Proben (für 15 Proben)	1	8	1	16
Auswertung der Resultate		8		
Total Personenstunden (P-h)	24		24	

Bemerkungen: Je nach Gewässertyp kann der zeitliche Aufwand deutlich von den oben gemachten Angaben abweichen. In den 15 Proben sollen je 5 Proben der aquatischen und terrestrischen Nahrungsquellen sowie der Räuber enthalten sein.

Materialeinsatz:

Kicknetz für das Sammeln von Wasserinsekten, Exhaustor zum Sammeln der Uferarthropoden

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Aufnahmen sollten vor und dann im ersten Jahr bzw. mehrere Jahre nach der Massnahme durchgeführt werden. Eine Aufnahme pro Erhebungszeitpunkt ist ausreichend. Messwiederholungen vor und nach der Projektumsetzung sollten aber zur gleichen Jahreszeit erfolgen, da der Anteil aquatischer Beute in der Nahrung der Uferarthropoden saisonal schwanken kann. Erhebungen sollten während der Aktivitätszeit der Uferorganismen (Frühling, Sommer und Herbst) durchgeführt werden.

Besonderes:

Für den Einsatz natürlich vorkommender Isotope (δC^{13} , δN^{15}) ist eine deutliche Separierung der aquatischen und terrestrischen Nahrungsquellen Voraussetzung. Dies muss im Vorfeld für jedes System getestet werden.



Analyse der Resultate

Vor der Isotopenanalyse müssen die Proben getrocknet und homogenisiert werden. Mittels mathematischer Mischmodelle kann der relative Nahrungsanteil quantifiziert werden (siehe Beispiel Abbildung 3). Eine Excel-Datei für diese Berechnung kann unter www.epa.gov/wed/pages/models/isotopes/isoerror1_04.xls heruntergeladen werden.

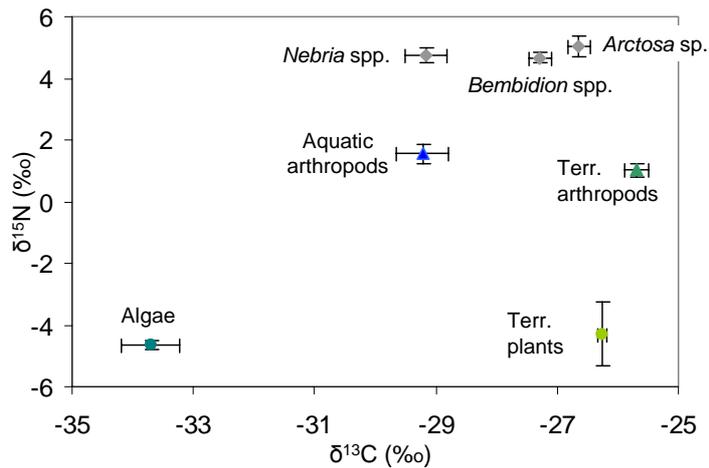


Abbildung 3: Natürliche Isotopensignale von Uferarthropden und von potenziellen Nahrungsquellen. Mittels einfacher Mischmodelle lassen sich die relativen Anteile der aquatischen und terrestrischen Nahrungsanteile berechnen (aus Paetzold et al. 2005).

Zur Bewertung und Standardisierung des Indikators werden die Aufnahmen in der Projektstrecke mit Daten aus natürlichen Referenzgewässern verglichen. Da zurzeit nur sehr wenig Information hinsichtlich der Ernährung der Ufertiere an verschiedenen Flusstypen vorliegt, müssen hierfür zusätzliche Aufnahmen an natürlichen Referenzgewässern durchgeführt werden (siehe Abschnitt Aufnahmevorgehen). Mit zunehmender Anwendung des Indikators in der Praxis soll die Datengrundlage aber kontinuierlich erweitert werden.

Der Anteil aquatischer Organismen in der Nahrung der räuberischen Uferarthropden der natürlichen Referenzgewässer legt den 1-Richtwert fest. Eine rein terrestrische Ernährung der Uferarthropden, d. h. ein Fehlen von jeglichen aquatischen Nahrungsbestandteilen, bedeutet eine energetische Entkopplung (0-Richtwert). Zwischen diesen Werten kann ein linearer Zusammenhang festgelegt werden.

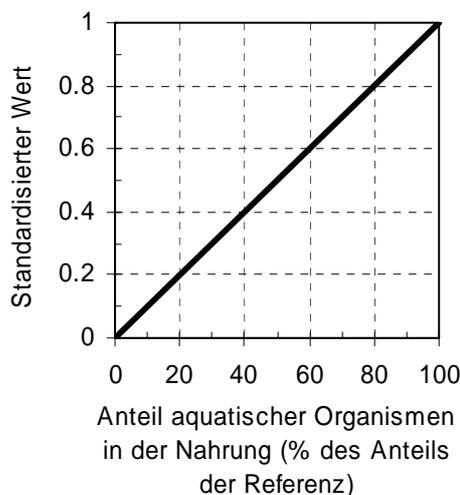


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu Indikator Nr. 21 „Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden“.



Anwendungsbeispiele

Paetzold et al. (2005): Beschreibt den Nahrungsanteil aquatischer Organismen für Uferarthropoden (Laufkäfer, Spinnen und Ameisen) in einer naturnahen, verzweigten Schotteraue.

Sanzone et al. (2003): Es wird der Nahrungsanteil von Spinnen mittels Isotopenanalyse (künstliche Anreicherung) entlang eines Wüstenbaches dargestellt.



Literatur

Paetzold, A. 2005. Life at the edge - aquatic-terrestrial interactions along rivers. Dissertation ETH Zurich & Eawag Dübendorf. Diss. Nr. 15825.

Paetzold, A., C. Schubert & K. Tockner. 2005. Aquatic-terrestrial linkages along a braided river: Riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems* (Im Druck).

Phillips, D.L. & J.W. Gregg. 2001. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia* 127: 171-179

Sanzone, D.M., J.L. Meyer, E. Martí, E.P. Gardiner, J.L. Tank & N.B. Grimm. 2003. Carbon and nitrogen transfer from a desert stream to riparian predators. *Oecologia* 134: 238-250.



Übergangszonen: Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser

Autor: Eduard Hoehn, Eawag



Hintergrund

In voralpinen und alpinen Schwemm- bzw. Schotterebenen ist eine gute Durchlässigkeit des Flussbettes, d. h. eine starke vertikale Vernetzung Fluss/Grundwasser (Infiltration, Exfiltration, keine Kolmation) für das Makrozoobenthos erwünscht. Dabei ist die Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser von grösserer Bedeutung als die Exfiltration von Grundwasser ins Fliessgewässer. Bei Infiltrationsverhältnissen gilt: Je grösser der Stoffaustausch zwischen Fluss und Grundwasser, desto höher ist im Allgemeinen auch die Biodiversität an und in der Flusssohle. Anzustreben sind naturnahe Zustände, welche sich nach wasserbaulichen Massnahmen nicht verschlechtern.

Für die Nutzung von Grundwasser mit Infiltratanteil für die Trinkwasserversorgung sind Aufenthaltszeiten von mehr als 10 Tagen notwendig, damit das Wasser keine Darmbakterien enthält. Deshalb besteht häufig ein Konflikt, weil bei guter Durchlässigkeit des Flussbettes ein zu hoher Infiltratanteil an Grundwasser zu rasch eine Grundwasserfassung erreichen kann.

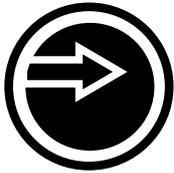
Der Indikator schätzt das Ausmass von Stoffaustausch- und Stofftransport-Prozessen an der Flusssohle ab. Dazu werden im Fluss und in Grundwasserbeobachtungsrohren ausgewählte Wasserinhaltsstoffe als Teilindikatoren gemessen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie		Wirtschaft		Umsetzung	
●	nachhaltige Trinkwasserversorgung	●	morphologische und hydraulische Variabilität	■	Budgeteinhaltung	■	politische Akzeptanz
	hoher Erholungswert	●	naturnahe Geschiebehaushalt				Stakeholder-Partizipation
		●	naturnahe Temperaturregime				
			longitudinale Vernetzung				
			laterale Vernetzung				
		◆	vertikale Vernetzung				
			naturnahe Diversität und Abundanz Flora				
			naturnahe Diversität und Abundanz Fauna				
			funktionierende organische Kreisläufe				

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Es werden verschiedene chemische Wasserinhaltsstoffe gemessen. Diese werden in drei Teilindikatoren zusammengefasst (Tabelle 2):

Tabelle 2: Teilindikatoren und ihre Erhebung. Es werden verschiedene Typen von Messungen unterschieden: Typ 1) direkte Messung im Feld, Typ 2) 1L-Wasserprobe, im Labor analysiert.

	Teilindikator	Messgrößen	Typ der Messung (siehe Aufnahmevorgehen)
a)	Sauerstoff und Nährstoffgehalte	O ₂ ⁻ NO ₃ , DOC	1 2
b)	Mischungsverhältnisse	Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻	2
c)	Aufenthaltszeit	²²² Rn (bis 15 Tage)	1

Aufnahmevorgehen:

Ein Profil besteht aus mindestens 4 Messstellen (3 Bohrlöchern mit Grundwasser-Probenahmerohren, 1 Messstelle im Fluss), die in zunehmendem Abstand vom Fliessgewässer in Fliessrichtung des Grundwassers angeordnet sind (siehe Abbildung 3). Innerhalb des Projektperimeters werden mind. 2 Messprofile untersucht. Je nach Länge des untersuchten Abschnitts sind diese zwischen 1 bis 10 km voneinander entfernt.

In der Regel wird eine einzige Probe pro Bohrloch gezogen. Falls folgende Bedingungen erfüllt sind, wird die Entnahme von Proben in unterschiedlichen Tiefenlagen desselben Bohrlochs als zweckmässig erachtet:

- Möglichkeit einer Schichtung von Grundwasser
- Filterstrecke des Bohrlochs bekannt
- 3 hintereinander liegende Pumpen können im Bohrloch bewegt werden

Die Proben sollen nach der „Praxishilfe Grundwasserprobenahme“ des BUWAL, Vollzug Umwelt, 2003, gezogen und anschliessend im Labor chemisch analysiert werden.

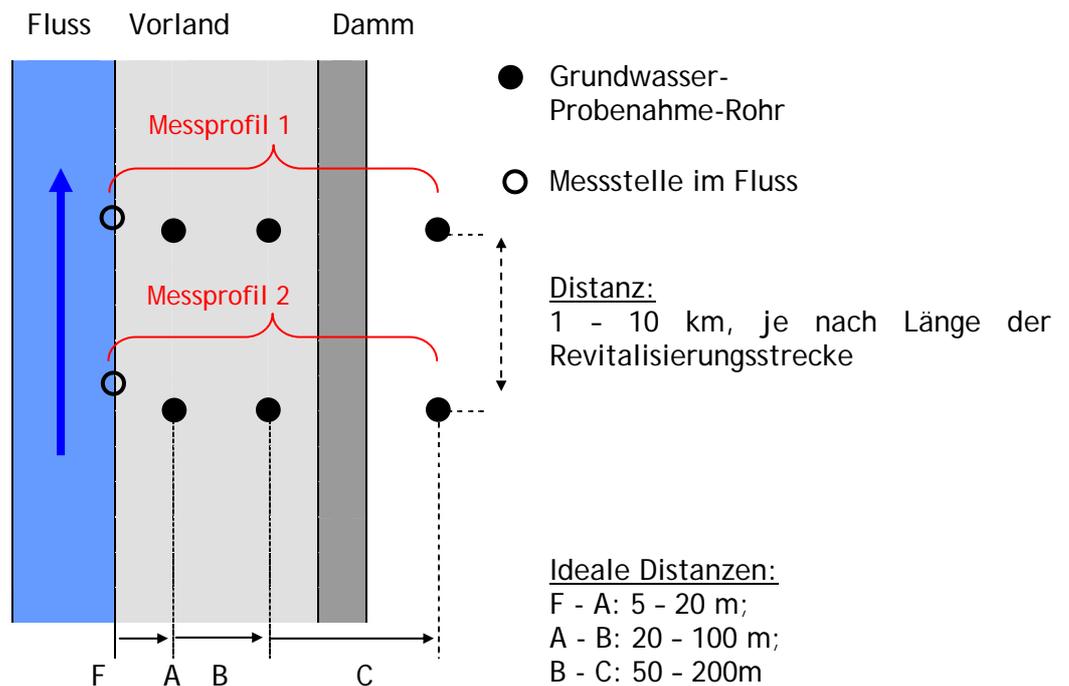


Abbildung 3: Lage der Probenahme-Rohre innerhalb der Messprofile.

Materialeinsatz:

Pumpen, Stromaggregate, Flaschen, Chemikalien

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe C

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Probenahme (10 Proben)	1	8	1	8
Labor-Analysen (10 Proben, Messungen vom Typ 2)	1	16	1	16
Total Personenstunden (P-h)	24		24	

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

1-2 Jahre vor und 2-5 Jahre nach dem Eingriff, je 2 - 3 Mal im Abstand von 1-4 Wochen gemessen. Situationen mit niedrigen und hohen Grundwasserspiegeln sowie insbesondere bei Hochwasserereignissen.

Besonderes:

Der Anwendungsbereich dieses Indikators beschränkt sich auf Flussabschnitte über Talsohlenschottern/ Schwemmebenen mit Grundwasservorkommen.

Zudem muss innerhalb eines Messprofils der Wasserspiegel im Fluss über dem Grundwasserspiegel in den Rohren liegen. Genügend lange Messreihen vor einem Eingriff können mithelfen, Auswirkungen von Eingriffen zu prognostizieren.

Das hier vorgestellte Vorgehen lässt ausser Betracht, dass chemische Analysen auch im Lichte der hydraulischen und der klimatischen Verhältnisse (höhere oder tiefere Fliessgeschwindigkeit des Wassers; Regen- oder Trockenperioden) sowie der geologischen Unterschiede zwischen den einzelnen Profilen bewertet werden müssen.

Alternative Datenquelle:

Kantonale Gewässerschutz-Fachstellen: Grundwasserschutz;
Trinkwasserinspektorat.



Analyse der Resultate

Aus den Messwerten können von Hand oder mittels spezieller Computer-Software (z. B. mit AQUACHEM, CHEMEQL [Beat Müller, EAWAG, kostenloser download], PHREEQE) chemische Gleichgewichte wie z. B. Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und Redox-Verhältnisse abgeschätzt werden.

Grundsätzlich sind im Grundwasser ein niedriger Gehalt an Nährstoffen ($\text{DOC} < 1 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_3 < 10 \text{ mg/L}$) und gut belüftete Verhältnisse ($\text{O}_2 > 6 \text{ mg/L}$) erwünscht. Ökologisch gesehen ist eine Erhöhung des Mischungsanteils an Infiltrat und eine Verringerung der Aufenthaltszeiten im Hyporheos (höherer Wasseraustausch) anzustreben. Für die Nutzung von Grundwasser mit Infiltratanteil als Trinkwasser hingegen sind möglichst geringe Mischungsanteile an frisch infiltriertem Wasser und möglichst hohe Aufenthaltszeiten erwünscht.

Standardisierung der Parameterwerte

Die Messgrössen der Teilindikatoren (siehe Tabelle 5) werden anhand der Tabellen 5-7 zu einer dimensionslose Grösse zwischen 0 und 1 standardisiert. Die Bewertungen werden pro Messprofil gemittelt.

a) Sauerstoff und Nährstoffe (Tabelle 5)

Tabelle 5: Bewertungstabelle für Sauerstoff und Nährstoffe.

Messgrössen	standardisierter Wert
$\text{O}_2 > 6 \text{ mg/L}$ UND $\text{DOC} < 1 \text{ mg/L}$ UND $\text{NO}_3 < 10 \text{ mg/L}$	1
O_2 zwischen 2 und 6 mg/L ODER DOC zwischen 1 und 2 mg/L ODER NO_3 zwischen 10 und 25 mg/L	0.5
$\text{O}_2 < 2 \text{ mg/L}$ UND $\text{DOC} > 2 \text{ mg/L}$ UND $\text{NO}_3 > 25 \text{ mg/L}$	0

b) Mischungsverhältnisse (Tabelle 6)

Die Parameter aus Tabelle 6, die in den am weitesten vom Fluss entfernten Grundwasser-Beobachtungsrohren gemessen wurden (Abbildung 3) werden als Werte „C“ bezeichnet.

Die in der Messstelle im Fluss erhobenen Werte werden als Werte „F“ bezeichnet.

Die folgenden Berechnungen werden für jeden Parameter einzeln durchgeführt und anschliessend zu einem Wert pro Messprofil gemittelt.

Falls die Konzentrationen in C höher sind als in F: $\frac{C - F}{F}$.

Falls die Konzentrationen in F höher sind als in C: $\frac{F - C}{C}$.

Diese Konzentrationsverhältnisse geben ein qualitatives Mass für die Intensität der Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser bezüglich Mischanteil. (Es können sinngemäss auch die Werte $\frac{B - F}{F}$ bzw. $\frac{F - B}{B}$ bestimmt werden.)

Voraussetzung für die Anwendbarkeit dieser Bestimmung ist, dass dieser Wert für mindestens einen der Parameter mind. 1.2 beträgt. Andernfalls kann nicht ausgesagt werden, ob überhaupt ein Wasseraustausch stattfindet oder nicht. (Der Indikator funktioniert nur in einer Richtung.)

Tabelle 6: Bewertungstabelle für Mischungsverhältnisse.

Werte für $\frac{C - F}{F}$ oder $\frac{B - F}{F}$ bzw. $\frac{F - C}{C}$ oder $\frac{F - B}{B}$	standardisierter Wert
> 2.0	1
1.2 - 2.0	0.5
< 1.2	nicht anwendbar

Die Bewertungen für die drei Parameter werden gemittelt.

c) Aufenthaltszeit (Tabelle 7)

Die Radon-222-Werte, die in den am weitesten vom Fluss entfernten Grundwasser-Beobachtungsrohren gemessen wurden (Abbildung 3) werden als Werte „C“ bezeichnet.

Die in den am nächsten beim Fluss liegenden Rohren gemessenen Werte werden als Werte „A“ bezeichnet.

Die Konzentrationsverhältnisse $\frac{A}{C}$ geben ein qualitatives Mass für die Intensität der Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser bezüglich Aufenthaltszeit.

Annahme: Rn-Konzentration im Fluss = 0. Ist dies nicht der Fall, so ist die Bewertungsskala für $\frac{A}{C}$ um den in Fluss gemessenen Wert zu erniedrigen.

Tabelle 7: Bewertungstabelle für Aufenthaltszeit.

Werte $\frac{A}{C}$	standardisierter Wert
> 2.5	1
1.5 - 2.5	0.5
< 1.5	0

Zur Berechnung des Endwertes des Indikators werden im Fall des Teilindikators a) Mittelwerte zunächst über alle Bohrlöcher und dann, wie auch im Fall der Teilindikatoren b) und c), Mittelwerte über die Messprofile gebildet. Um die ökologische Zielerfüllung des gesamten untersuchten Gebiets (mehrere Bohrlöcher in mehreren Messprofilen) zu beschreiben, wird zur Berechnung eines Endwertes zwischen 0 und 1 der Mittelwert dieser Mittelwerte gebildet.

Bei Messwiederholungen (siehe Abschnitt „Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung“) werden die Endwerte der verschiedenen Beprobungen gemittelt.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu folgenden Indikatoren:

- Nr. 32: Sohle: Durchlässigkeit des Flussbettes
- Nr. 34: Sohle: innere Kolmation der Gewässersohle
- Nr. 38: Temperatur: räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer



Anwendungsbeispiele

In den unter „Literatur“ aufgeführten Berichten wird dargelegt, wie der Indikator angewendet wird: Es wird beschrieben, wie sich aus der Wasserzusammensetzung der Infiltratanteil bzw. die Aufenthaltszeit des infiltrierten Wassers (Edelgas-Isotope) berechnen lässt.



Literatur

- BUWAL. 2003. Praxishilfe Grundwasserprobenahme, Vollzug Umwelt.
- Fette, M., R. Kipfer, C.J. Schubert, E. Hoehn & B. Wehrli. 2005. Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Applied Geochemistry* 20: 701-712.
- Hoehn, E. 2002. Hydrogeological issues of riverbank filtration - A review. pp. 17-42. *In: S. Ray (ed.) Riverbank filtration: Understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal, NATO , Proceedings of the NATO-ARW Workshop, Tihany, Hungary, 5-8 Sept. 2001. Kluwer Academic Publications.*
- Holocher, J., V. Matta, W. Aeschbach-Hertig, U. Beyerle, M. Hofer, F. Peeters, & R. Kipfer. 2001. Noble gas and major element constraints on the water dynamics in an Alpine floodplain. *Ground Water* 39(6): 841-852.
- Projektteam EAWAG. 2003/2005. Beurteilung der Herkunft des Grundwassers in der Trinkwasserfassung Widen, Frauenfeld, bei Niederwasser der Thur. Zwischenbericht und Schlussbericht zuhanden des Amtes für Umwelt, Kanton

- Thurgau.
- Projektteam EAWAG. 2005. Beurteilung der Herkunft des Grundwassers in der Trinkwasserfassung Widen, Frauenfeld. Schlussbericht zuhanden des Amtes für Umwelt, Kanton Thurgau.
- Brunke, M. & T. Gonser. 1999. Hyporheic invertebrates - the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. *Journal of the North-American Benthological Society* 18(3): 344-362.

41

Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetieren in Übergangszonen

Autor: Klement Tockner, Eawag



Hintergrund

Kleinsäugetiere werden vermehrt als Indikatoren im Rahmen von Revitalisierungsmassnahmen eingesetzt, da sie den Vernetzungsgrad zwischen wasser- und landseitigen Lebensräumen und insbesondere die Interaktion mit dem terrestrischen Umland widerspiegeln (z. B. Wike et al. 2000). Kleinsäugetiere weisen kurze Turnover-Raten auf, kommen überall vor und können mit relativ geringem Zeit- und Materialaufwand gefangen werden. Die Kleinsäugetiere bilden eine wesentliche Nahrungsgrundlage für viele Greifvögel und räuberische Säuger.

Der vorliegende Indikator spiegelt die Lebensraumqualität von Übergangszonen wie Gerinne - Aue, Wald - Wiese, Aue - Hinterland wider. Die relative Dichte und die Zusammensetzung der Kleinsäugetierfauna können als Qualitätsmass für diese ökotonalen Übergangszonen verwendet werden.

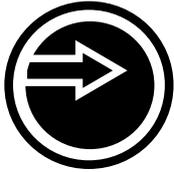
Dieser Indikator wurde im Rahmen der Handbucharbeit gänzlich neu entwickelt. Entsprechend steht eine gründliche Überprüfung der Methodik im Feld noch aus.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		naturnaher Geschiebehaushalt		
		naturnahes Temperaturregime		Stakeholder-Partizipation
		longitudinale Vernetzung		
		laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		♦ naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Artspezifische Zusammensetzung und relative Dichte der Kleinsäuger entlang von Fluss - Hinterland - Transekten, wobei die Übergangszonen besonders beachtet werden.

Aufnahmeverfahren:

Im Projektgebiet soll ein möglichst repräsentativer 100 m langer Flussabschnitt entlang der bestehenden Flachuferzone oder im projektierten Flachuferbereich gewählt werden (Untersuchungsperimeter).

Innerhalb dieses Untersuchungsperimeters werden zwischen Fluss und Hinterland mehrere Linientransekte parallel zur Fliessrichtung bestimmt (siehe Abbildung 2). Die Anzahl der Transekte hängt von der Breite des Untersuchungsperimeters (Fluss-Hinterland) und der Anzahl der vorhandenen Übergangszonen ab und beträgt zwischen 3 und 5 Transekte. Der Abstand zwischen 2 Transekten soll 10 m nicht unterschreiten. Entlang dieser Linientransekte werden je 10 Lebendfallen ausgebracht. Dabei wird empfohlen, immer denselben Fallentypus zu verwenden (Sherman, Longworth oder Hengstler Fallen). Der Abstand zwischen 2 Fallen innerhalb eines Transekts soll ca. 10 m betragen. Bei 5 Transekten sind das total 50 Fallen.

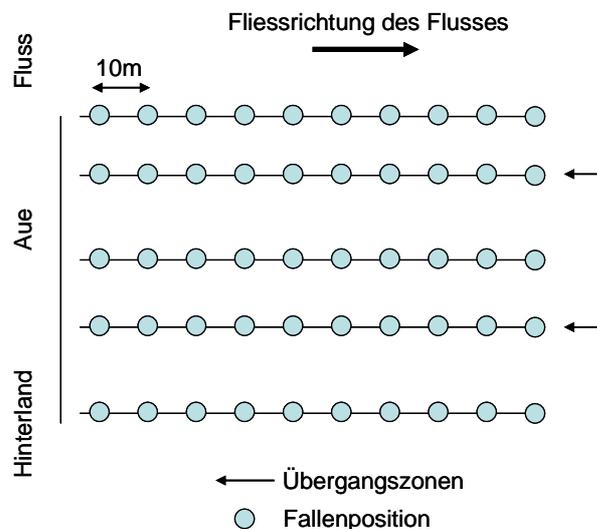


Abbildung 2: Beispiel eines Aufnahmeschemas.

Die Fallen werden mit Mehlwürmern und einer Mischung aus Haferflocken und Obst beködert und über Nacht geöffnet. Pro Saison (siehe Zeitpunkt der Erhebung) sollen 3 aufeinander folgende Nächte beprobt werden (150 Fallennächte pro Saison).

Die Fallen werden jeweils am Morgen kontrolliert. Gefangene Kleinsäuger werden bestimmt, gewogen, vermessen, markiert und wieder entlassen. Eine genaue Handhabung findet sich in Gurnell & Flowerdew (1994). Auf eine Individualmarkierung kann bei der Bewertung verzichtet werden; eine

transektenspezifische Farbmarkierung an der Schwanzunterseite ist ausreichend. Die Anzahl an Wiederfängen wird protokolliert. Zudem ist es sinnvoll, repräsentative Individuen zur Dokumentation zu fotografieren.

Auch die Habitatausstattung je Fallenstandort wird erhoben (siehe Katulic 2003): Es werden die Vegetationsbedeckung (5 Klassen), die Sedimentzusammensetzung (4 Klassen), die Feuchte (5 Klassen), der Konsolidierungsgrad (4 Klassen), Sonderhabitate (z. B. Totholz, Hochwassergeniste) und die Topographie (4 Klassen) erfasst. Die Wiederfangzahl und die Informationen zur Habitatausstattung werden nicht bewertet, sondern dienen in erster Linie der besseren Interpretation der Ergebnisse.

Für die Aufnahmen vor und nach der Projektumsetzung (siehe Häufigkeit und Zeitrahmen der Aufnahme) wird derselbe Uferabschnitt beprobt.

Sekundäre Erhebungen:

Aufnahme der Habitatvielfalt, der Uferlänge, der Auenvegetation und des vorhandenen Totholzes

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe C

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung, Freilandaufnahmen, Auswertung (50 Fallennächte)	1	9		
Total Personenstunden (P-h)		9		
Bemerkungen: Pro Aufnahmetermin (Tag) können etwa 50-100 Fallen gleichzeitig bearbeitet werden, was je 5 Transekten in 1-2 Flussabschnitten entspricht. Das heisst, bei 3 aufeinander folgenden Aufnahmen (3 Fallennächte) und jeweils 2 Saisonen sind das 6 Personentage für zwei Flussabschnitte. Die Kosten pro Falle hängen vom Fallentypus ab.				

Materialeinsatz:

50 Fallen, Waage, Messband, Schere, Handschuhe

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Aufnahmen sollten vor und im ersten Jahr nach der Massnahme durchgeführt werden. Weitere Aufnahmen sollten nach etwa fünf Jahren erfolgen. Die Aufnahmen sollen jeweils an frostfreien Tagen im Frühling und Herbst stattfinden. Pro Saison sollen Aufnahmen an 3 aufeinander folgenden Tagen erfolgen (150 Fallennächte pro Saison).

Besonderes:

Es muss jeweils um eine Fanggenehmigung bei der zuständigen Behörde angesucht werden.



Analyse der Resultate

Es werden folgende Kenngrößen berechnet:

1. Relative Fangdichte

Anzahl Individuen pro 100 Fallennächte. Diese Grösse wird für 2 Gruppen von Transekten bestimmt:

- a) Alle Transekte: Die relative Fangdichte wird über alle Fallen des Untersuchungsperimeters hinweg errechnet.
- b) Transekte in Übergangszonen: Es werden nur die Fallen jener Transekte berücksichtigt, die in Übergangszonen liegen (siehe Abbildung 2).

2. Zusammensetzung Kleinsäugerfauna (Artenzahl und -identität)

Es wird die Präsenz standorttypischer Kleinsäugerarten bestimmt. Dazu wird die beobachtete faunistische Zusammensetzung der potenziell möglichen gegenübergestellt (standorttypische faunistische Zusammensetzung). Letztere wird basierend auf dem Verbreitungsatlas der Säugetiere (Hauser 1995) und den autökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten abgeschätzt.

Die Frühlings- und Herbst-Aufnahmen werden getrennt voneinander analysiert. Für die Bewertung werden die Daten der beiden Erhebungszeitpunkte gemittelt (Kenngrößen 1a und 1b) bzw. die Gesamtartenzahl bestimmt.

Die Kenngrößen werden anhand von Tabelle 4 bewertet:

Tabelle 4: Matrix zur Ermittlung der Bewertungspunkte.

		Bewertungspunkte (= Natürlichkeitsgrad)				
		0.1	0.25	0.5	0.75	1
1a	relative Fangdichte, alle Transekte [Ind./100 Fallennächte]	≤1	1-2	2-4	4-8	>8
1b	relative Fangdichte, Transekte in Übergangszonen [Ind./100 Fallennächte]	≤2	2-5	5-10	10-15	>15
2	Vorkommen standorttypischer Arten	(fast) keine vorhanden (< 20 %)	einzelne vorhanden (20 - 40 %)	mehrere vorhanden (40 - 60 %)	viele vorhanden (60 - 80 %)	die meisten vorhanden (> 80 %)

Die Bewertungspunkte aus den 3 Zeilen werden aufsummiert und der Mittelwert gebildet. Als Endgrösse resultiert damit ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1. Dieser kann für die weitere Bewertung verwendet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht ein unmittelbarer Link zu folgenden Indikatoren:

- Nr. 9: Fische: Artenvorkommen und -häufigkeit
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte terrestrischer Uferarthropoden
- Nr. 23: Makroinvertebraten: taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos
- Nr. 26: organisches Material: Quantität von Totholz
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land
- Nr. 47: Vegetation: auentypische Pflanzenarten



Anwendungsbeispiele

Gurnell & Flowerdew (1994): In diesem Handbuch wird die Methodik zum vorgestellten Indikator genau beschrieben. Es handelt sich um ein Standardwerk.

Haferkorn et al. (1993): Die Autoren haben entlang der Elbe die Bedeutung der Auenwälder für eine arten- und individuenreiche Kleinsäugetierfauna untersucht. Sie besprechen die Eignung der Kleinsäuger als Indikatoren.

Hausser (1995): Dieses Standardwerk gibt einen umfangreichen Überblick zur Verteilung der Säugetierfauna in der Schweiz.

Katulic (2003): Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurden Abschnitte in kanalisierten und revitalisierten Abschnitten (Thur) mit Uferzonen entlang des Tagliamento (Referenzfluss) verglichen.

Maisonneuve & Rioux (2001): Die Autoren zeigen den Zusammenhang zwischen Habitatkomplexität und Kleinsäugerdichte in Uferlebensräumen auf.

Nilsson & Dynesius (1993): Die Autoren untersuchen die Auswirkungen von Uferverbauungen auf die Vogel- und Kleinsäugerfauna.

Wike et al. (2000): Es handelt sich hier um ein gutes Fallbeispiel der Eignung der Kleinsäugerfauna für die Bewertung einer Revitalisierungsmassnahme.



Literatur

Gurnell, J. & J.R. Flowerdew. 1994. Live trapping small mammals - A practical guide. An occasional publication of the Mammal Society Nr. 36.

Haferkorn, J. & M. Stubbe. 1993. Abundanzdynamik von Kleinsäugetern und Hochwassereinfluss in einem Elbeauwald. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 32: 227-241.

Hausser, J. 1995. Säugetiere der Schweiz: Verbreitung, Biologie, Ökologie. Birkhäuser Verlag, Basel-Boston-Berlin. 501 pp.

Katulic, S. 2003. Kleinsäuger in unterschiedlichen Habitattypen in Flussauen (Thur/Tagliamento). Diplomarbeit ETH Zürich & Eawag Dübendorf. 99pp. Download unter: www.rhone-thur.eawag.ch/publikationen.html.

Maisonneuve, C. & S. Rioux. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Quebec. Agriculture, Ecosystems and Environment 83: 165-175.

- Nilsson, C. & M. Dynesius. 1993. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: A review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9: 45-53.
- Wike, L. D., F. D. Martin, H.G. Hanlin & L.S. Passock. 2000. Small mammal populations in a restored stream corridor. *Ecological Engineering* 15: 121-129.



Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 1998)



Hintergrund

Der direkt an das Gewässer angrenzende Bereich hat für die Gewässerökologie - insbesondere für die Ufervegetation und Uferfauna - eine zentrale Bedeutung. Bei Überflutungen erfolgt ein intensiver Stoffaustausch zwischen Gewässer und Land und gewährleistet so die laterale Vernetzung. Sind Ufergehölze vorhanden, so wird durch den Eintrag von Falllaub der Stoffhaushalt des Fließgewässers mitbestimmt. Zugleich wird das Gewässer durch Ufergehölze ganz oder teilweise beschattet, wodurch die Sonneneinstrahlung und damit auch die Wassertemperatur und das Pflanzenwachstum im Gewässer reduziert werden (BUWAL 1998).

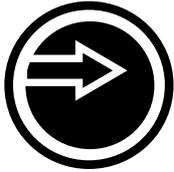
Der Indikator beschreibt die Breite und den Natürlichkeitsgrad des Uferbereiches. Die Methodik ist dem Modul Ökomorphologie Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts entnommen (BUWAL 1998).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆ morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	● naturnaher Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
	● naturnahes Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	● laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	● naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	● funktionierende organische Kreisläufe		

◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
● = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Mittlere Breite des Uferbereiches und Charakterisierung seiner Beschaffenheit. Mittlere Sohlenbreite, mittlere Wasserspiegelbreitenvariabilität. Als Uferbereich wird der Bereich oberhalb des Böschungsfusses bis zum Gebiet mit intensiver Landnutzung (Siedlungsgebiet, Gebäude, Strassen, Wege, intensiv genutztes Agrarland wie Acker, Weide, u. a.) bezeichnet. Die Beschaffenheit bezieht sich auf Bewuchs, Material und Struktur des Uferbereiches. Zuordnung in verschiedene Uferkategorien.

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt durch eine flussaufwärts gerichtete Begehung des gesamten zu untersuchenden Gewässerabschnittes. Es werden beide Uferseiten erhoben. Die Angaben „links“ und „rechts“ beziehen sich immer auf die Sicht in Fließrichtung. Der Abschnitt wird für beide Uferseiten getrennt in Strecken unterteilt, innerhalb derer Breite und Beschaffenheit des Uferbereichs gleich bleiben. Sind Eindolungen vorhanden, welche länger als 25 m sind, so wird ihnen eine eigene Strecke zugeteilt. Sind sie jedoch kürzer als 25 m (Durchlässe), so sind sie als Durchgängigkeitsstörung zu behandeln (siehe Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“). Bei der Begehung wird eine Karte im Massstab 1:5'000 (unter Umständen 1:25'000) mitgeführt, in der alle Abschnittsgrenzen eingetragen werden (BUWAL 1998).

Zur Beschreibung des Uferbereiches werden zwei Kriterien verwendet. Die beiden Ufer werden dabei getrennt voneinander beschrieben.

1. Breite des Uferbereiches

Bei der Bewertung des Uferbereiches erfolgt eine Einteilung im Hinblick auf die Flächengrösse in „genügend“, „ungenügend“ und „kein Uferbereich“. Die Zuordnung zu diesen Kategorien hängt von drei Kriterien ab: Breite des Uferbereiches, Sohlenbreite und Wasserspiegelbreitenvariabilität.

Die Breite des Uferbereichs wird abgeschätzt. Sie beträgt maximal 15 m: Die Gegebenheiten in weiterer Entfernung vom Gewässer werden nicht berücksichtigt (ins Protokollblatt wird der Wert 16 m eingetragen), weil ab einer Breite von 15 m der Uferbereich als eigenständiges Biotop funktionieren kann (Heeb et al. 1996, Heeb & Schönborn 1997). Bei Gewässerabschnitten mit variabler Uferbereichsbreite wird die mittlere Breite abgeschätzt. Reicht landwirtschaftliches Nutzgebiet bis an den Böschungsfuss oder besteht die Böschung aus einer (senkrechten) Mauer, ist die Breite des Uferbereiches gleich 0 m, es existiert kein Uferbereich.

Die Sohlenbreite ist die mittlere Breite der Gewässersohle innerhalb eines gewählten Gewässerabschnittes. Die Gewässersohle entspricht jenem Bereich, welcher in der Regel bei Hochwasser umgelagert wird und somit frei ist von höheren Wasser- und Landpflanzen. Für die Bestimmung der Sohlenbreite wird der Abstand zwischen linkem und rechtem Böschungsfuss verwendet. Er wird stufenweise abgeschätzt: 20 cm, 40 cm, 60 cm, 80 cm, 1 m, 1.50 m, 2 m und weiter in Abständen von 1 m. Variiert die Sohlenbreite, so muss eine mittlere Sohlenbreite abgeschätzt werden.

Ist ein Uferbereich vorhanden, dann wird die abgeschätzte Breite mit der Sohlenbreite verglichen (Abbildung 2). Die Einteilung in „Uferbereich genügend“ oder „Uferbereich ungenügend“ hängt vom dritten Kriterium „Wasserspiegelbreitenvariabilität“ ab. Diese wird anhand des Indikators Nr. 14 „qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ bestimmt. Dabei wird zwischen den drei Kategorien „keine“, „eingeschränkt“ oder „ausgeprägt“ unterschieden. Je nachdem welche Kategorie zutrifft, gilt die entsprechende Grenzlinie zur Beurteilung des minimalen Raumbedarfes. Die Grenzlinien des minimalen Raumbedarfes wurden von der Studie „Raumbedarf von Fließgewässern“ festgelegt. Liegt der anhand der Breite des Uferbereiches und der Breite der Gewässersohle ermittelte Punkt in Abbildung 2 oberhalb der Grenzlinie, ist der Uferbereich genügend. Liegt er unterhalb, ist der Uferbereich ungenügend.

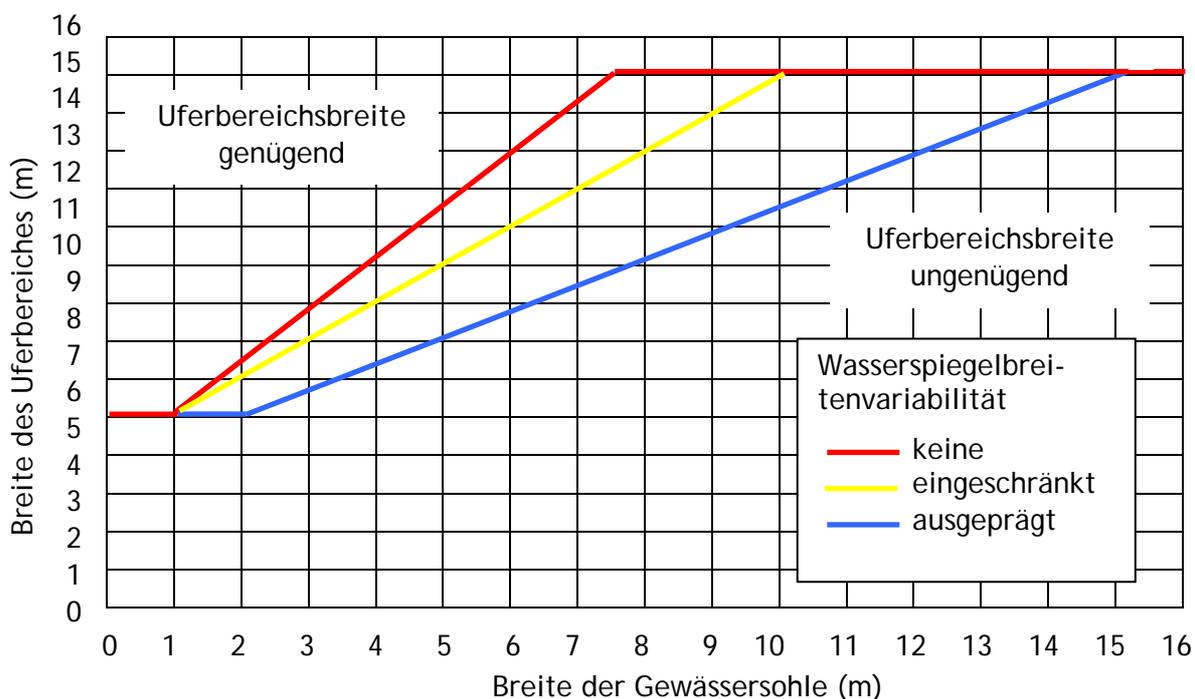


Abbildung 2: Uferbereichsbreite in Funktion zur gemessenen Sohlenbreite. Die beiden Ufer werden getrennt voneinander bewertet. Je nach Wasserspiegelbreitenvariabilität („keine“, „eingeschränkt“, „ausgeprägt“) gilt die entsprechende Kurve als Grenzlinie für die Bestimmung der Uferbereichskategorie „genügend“ oder „ungenügend“.

2. Beschaffenheit des Uferbereiches

Je nach Beschaffenheit wird der Uferbereich als „gewässergerecht“, „gewässerfremd“ oder „künstlich“ bezeichnet (Tabelle 3):

Tabelle 3: Beschreibung der Beschaffenheit des Uferbereiches.

Beschaffenheit	Art /Material	Erscheinungsbild
gewässergerecht	Kies/Geröll/Fels	Standorte mit natürlicherweise geringer oder keiner Vegetation (vorwiegend im Gebirge zu finden)
	Röhricht/ Ried	geschlossener Gürtel
	Wald	geschlossener Wald bis ans Gewässer
	Bäume/ Sträucher mit extensiv bewirtschafteter Wiese oder Hochstauden	dichter und abwechslungsreicher Bestand (> 25 % der Fläche bedeckt) von einheimischen Bäumen und Sträuchern, offene Flächen mit extensiv bewirtschafteter Wiese (höchstens 2 Schnitte pro Jahr) oder Hochstauden
gewässerfremd	monotone Hochstaudenflur	Feuchtigkeits- und nährstoffliebende mehrjährige Kräuter bis 1 m Höhe (Brennessel, Bocksbart ...), Bestockung nur rudimentär
	extensiv bewirtschaftete Wiese	Wiese wird höchstens 2x pro Jahr geschnitten, Bestockung fehlt weitgehend (< 25 %)
	alleeähnliche Bestockung	Monotone geradlinige Bepflanzung mit regelmässigen Abständen
künstlich		Uferbereich vorhanden (schräge Böschung) aber vollständig verbaut, allenfalls ist eine Spaltenvegetation vorhanden

Für die Zuweisung zu den drei Kategorien wird die Konsultation von BUWAL (1998) dringend empfohlen. Hier finden sich veranschaulichende Beispiele einzelner Kategorien.

Sekundäre Erhebungen:

evt. GPS-Aufnahme der Streckengrenzen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe A

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Kartierung von 3-4 km Fliessgewässerkilometern			1	9
Total Personenstunden (P-h)			9	
Bemerkungen: Bei unwegsamem Gelände oder sehr häufig wechselnder Ausprägung des Uferbereichs kann sich die pro Tag untersuchte Gewässerstrecke bis auf die Hälfte reduzieren (1-2 km pro Bearbeiter und Tag). Umgekehrt können bei entsprechend einfachen Rahmenbedingungen bis zu 9 - 12 km pro Tag erhoben werden (BUWAL 1998).				

Materialeinsatz:

Erhebungsbogen (Anhang II: „Erhebungsbogen Oekomorphologie.doc“), Schreibzeug, Karte im Massstab 1:5'000 (oder 1: 25'000)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebungen können ganzjährig, am besten aber von Frühjahr bis Herbst erfolgen. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (BUWAL 1998). Die erste Erhebung erfolgt vor dem Eingriff. Nächste Aufnahmen empfehlen sich erst 1-2 Jahre nach Projektabschluss. Danach sind jährliche bis zweijährliche Erhebungen denkbar. Pro Erhebung genügt eine einmalige Replikation.

Besonderes:

Die Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches wird im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts als Parameter des Moduls „Ökomorphologie“ der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, welche für die Klassifizierung eines Gewässerabschnittes vier ökomorphologische Merkmale zusammen verrechnet, wurde für die individuelle Bewertung der einzelnen Merkmale angepasst. So lehnt sich die Erhebung an die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, während die Analyse der Ergebnisse unabhängig davon erfolgt.

Sollen die Daten im GIS dargestellt werden, empfiehlt sich eine elektronische Datenerfassung.

Alternative Datenquelle:

Ökomorphologie-Daten der Stufe F sind in fast allen Kantonen bereits erhoben worden. Daten zu den individuellen Merkmalen können somit teilweise eingeholt werden. Für die Analyse sind die Rohdaten erforderlich.



Analyse der Resultate

Jede Uferstrecke wird in eine von sieben Uferkategorien eingeteilt, welche auf Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches basieren (siehe Tabelle 5). Darauf wird ein Gesamtwert für den untersuchten Gewässerabschnitt berechnet. Hierzu wird der Anteil der sieben Uferkategorien an der Gesamtstrecke bestimmt und mit der für die Klassifizierung der Ökomorphologie (Modul-Stufen-Konzept, Stufe F) verwendeten Punktzahl multipliziert (siehe Beispiel Tabelle 5). Der Gesamtwert für die Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches ergibt sich aus der Summe der sieben resultierenden Grössen. Für die Berechnung des Gesamtwertes werden die Kategorieneinteilungen für beide Uferseiten verwendet. Die Ufer werden nun nicht mehr getrennt betrachtet. Wird also z. B. eine 500 m lange Flussstrecke analysiert, werden die insgesamt 1000 m Ufer den sieben Kategorien zugeordnet.

Gesamtwert für die Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches =

$$\sum \frac{\text{Strecke Kategorie n (m)} \times \text{Punktzahl Ökomorph.}}{\text{Gesamte Strecke beide Ufer (m)}}$$

Der zwischen 0 und 3 liegende Wert wird anschliessend anhand einer linearen Gleichung zu einem Wert zwischen 0 und 1 standardisiert (Abbildung 4):

naturferner Zustand (0-Richtwert):	3
naturnaher Zustand (1-Richtwert):	0

Standardisierungsgleichung:

$$y = -\frac{1}{3}x + 1$$

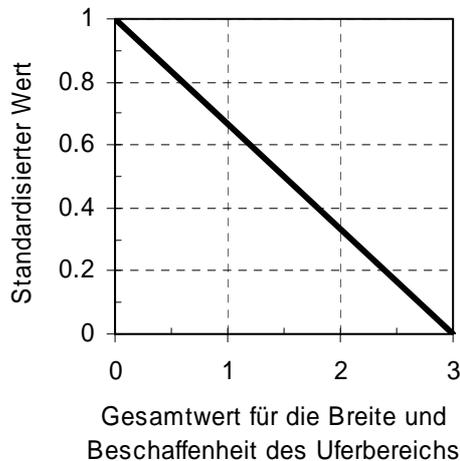


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Tabelle 5: Rechenbeispiel.

Breite	Beschaffenheit	Kategorie Nr. n	Strecke	Punkte Ökomorph.	$\frac{Strecke \times Punkte}{Gesamtstrecke}$
genügend	gewässergerecht	1	550 m	0.0	0.0
	gewässerfremd	2	120 m	1.5	0.16
	künstlich	3	50 m	3.0	0.13
ungenügend	gewässergerecht	4	100 m	2.0	0.18
	gewässerfremd	5	150 m	3.0	0.40
	künstlich	6	50 m	3.0	0.13
kein Uferbereich	-	7	100 m	3.0	0.27
Total	-	-	1120 m	-	1.28

$$\text{für } y = -\frac{1}{3}x + 1 \quad \text{und } x = 1.28 \quad \Rightarrow y = 0.57$$



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“ hängt stark mit den übrigen Parametern des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F zusammen:

- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 46: Ufer: Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses

Die ökomorphologischen Parameter, sowie der Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“, können zeitgleich erhoben werden.



Anwendungsbeispiele

Die „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“ ist bereits in fast allen Kantonen im Rahmen des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts erhoben worden.



Literatur

- BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. BUWAL, Bern. 49 pp.
- Heeb, J., A. Schönborn, T. Mosimann & F. Huber. 1996. Raumbedarf von Fliessgewässern. Naturwissenschaftliche Grundlagen. Studie im Auftrag der Schweizerischen Bundesämter für Wasserwirtschaft, Umwelt, Wald und Landschaft, Raumplanung und Landwirtschaft (unveröffentlicht).
- Heeb, J. & A. Schönborn. 1997. Raumbedarf Wassernetz Schweiz („Nationalpark Fliessgewässer“). Studie im Auftrag von Pro Natura (unveröffentlicht).



Ufer: Dynamik der Uferstruktur

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

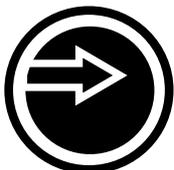
Das Ufer erfüllt eine wichtige Funktion bei der Vernetzung von terrestrischem und aquatischem Ökosystem. Gleichzeitig bietet es Habitate für spezialisierte Lebewesen an Land und im Wasser (Vögel, Reptilien, Amphibien, Fische). Die Veränderung der Uferstruktur mit der Zeit ist ein Indikator für die morphologische Dynamik des Gewässers und für die Regenerationsfähigkeit des Ökosystems.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
• nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆ morphologische und hydraulische Variabilität		Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt			Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime			
	• longitudinale Vernetzung			
	◆ laterale Vernetzung			
	vertikale Vernetzung			
	naturnahe Diversität und Abundanz Flora			
	• naturnahe Diversität und Abundanz Fauna			
	funktionierende organische Kreisläufe			

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Längenmässige Verteilung der Strukturen und Veränderung der Uferlinie gegenüber der letzten Aufnahme.

Es werden die folgenden Strukturen unterschieden (siehe auch Indikator Nr. 45 „Uferstruktur“):

- Flachufer: an Gleitufeln in Krümmungen und entlang von Bänken
- Steilufer: an Prallhängen und entlang von Bänken
- Fels: an Prallhängen oder Gleitufeln

- Sporn: konvex geformte Uferlinie bei natürlichem (Felsvorsprung) oder künstlichem (Buhne) Element quer zur Fliessrichtung
- Bucht: konkav geformte Uferlinie mit geringer Strömungsbelastung, meist im Strömungsschatten eines Sporns
- Wurzelwerk: kleinräumige Hohlräume durch unterspültes Wurzelwerk oder durch Astwerk von umgestürzten oder künstlich verlegten Bäumen (Raubäumen)
- Blockgefüge: kleinräumige Ansammlung von Blöcken, vor allem in steileren Gewässern

Ufer mit Längsverbau werden bei diesem Indikator nicht beurteilt.

Aufnahmeverfahren:

Die einzelnen Strukturen werden im Feld identifiziert und ihre Ausdehnung sowie allfällige Veränderungen der Uferlinie im Situationsplan festgehalten. Die Veränderung der Uferlinie wird durch terrestrische oder - falls Luftbilder vorhanden sind - photogrammetrische Aufnahmen bestimmt.

Die Karten der Uferstrukturen zweier zeitlich versetzter Aufnahmen werden miteinander verschnitten. Die Methodik hierzu ist dem Anwender überlassen. Es werden diejenigen Uferabschnitte ermittelt, auf welchen zu den beiden Zeitpunkten unterschiedliche Strukturen beobachtet wurden oder auf welchen sich die Uferlinie verschoben hat. Das Ausmass der Verschiebung der Uferlinie wird bestimmt.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	1-3		
Aufnahme im Feld pro km	1	2-6	1	0-4
Datenaufbereitung Situationsplan, Auswertung	1	4-6	1	4
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)	7-15		4-8	
Bemerkungen: Der höhere Wert bezieht sich auf die Aufnahmen inkl. terrestrischer Vermessung der Verschiebung der Uferlinie.				

Materialeinsatz:

Situationsplan, Fotoapparat, Vermessungsausrüstung

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Vor und nach der Revitalisierung werden je zwei zeitlich versetzte Aufnahmen gemacht. Die Aufnahme ist jederzeit möglich. In der vegetationsfreien Zeit ist die Vermessung der Uferlinie einfacher. Der Indikator sollte alle 2 bis 5 Jahre erhoben werden, mit einem Abfluss von mindestens HQ_2 im Zeitraum zwischen zwei Aufnahmen.

Besonderes:

Die Zuordnung von Strukturen ist nicht immer eindeutig und erfordert Erfahrung des Beobachters. Verschiedene ungeübte Beobachter können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.



Analyse der Resultate

Die Summe der Uferlänge mit einer Veränderung der Struktur bzw. der Uferlinie wird in Relation zur Gesamtlänge des unverbauten Ufers gesetzt:

$$p = \frac{\text{Uferlänge mit Veränderung Struktur} + \sum (k_i \times \text{Uferlänge}_i \text{ mit Verschiebung Uferlinie})}{\text{Gesamtlänge des unverbauten Ufers}}$$

Mit dem Faktor k wird das Ausmass ΔY der Verschiebung der Uferlinie anhand der mittleren Abflusstiefe h bei HQ_2 gewichtet:

geringe Verschiebung	$\Delta Y \leq h$	$k = 1$
mittlere Verschiebung	$h < \Delta Y \leq 10 h$	$k = 2$
Gerinneverlagerung	$10 h < \Delta Y$	$k = 3$

Die Werte p werden anschliessend anhand von Tabelle 3 standardisiert:

Tabelle 3: Standardisierung von p .

p	standardisierter Wert
für $p \leq 0.05$ (Veränderung innerhalb der Messgenauigkeit)	$a = 0$
für $0.05 < p < 0.30$	$a = 4 p - 0.2$
für $0.30 < p$	$a = 1.0$

$p \leq 0.05$ entspricht dem 0-Richtwert, $p > 0.30$ dem 1-Richtwert. Dazwischen verläuft die Kurve linear (Abbildung 4).

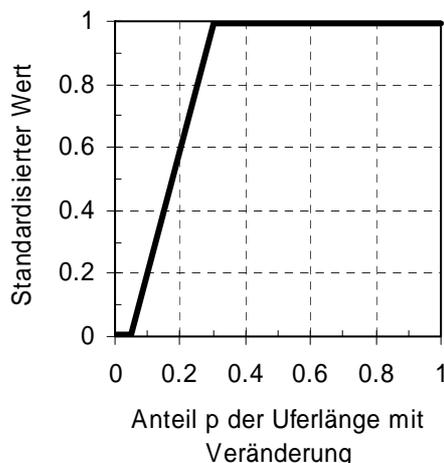


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung von p .



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine Verbindung zu den Indikatoren Nr. 45 „Uferstruktur“ und Nr. 46 „Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses“.



Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land

Autor: Klement Tockner, Eawag



Hintergrund

Die Uferlänge ist ein Indikator für die potenzielle Rückhaltekapazität eines Gewässers und kontrolliert die Produktivität und die energetische Vernetzung zwischen Wasser und Land. Die Uferlänge spiegelt auch die geomorphologische Komplexität des Flussabschnittes wider und ist ein quantitatives Mass für die Verfügbarkeit von aquatischen und terrestrischen Uferhabitaten (z. B. Refugialhabitaten).

Der Indikator misst die Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land pro Flussabschnitt oder pro Auenfläche.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung		morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		<ul style="list-style-type: none"> • naturnaher Geschiebehalt • naturnahes Temperaturregime • longitudinale Vernetzung ◆ laterale Vernetzung • vertikale Vernetzung • naturnahe Diversität und Abundanz Flora • naturnahe Diversität und Abundanz Fauna • funktionierende organische Kreisläufe 		Stakeholder-Partizipation

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Länge pro Länge Flusslauf oder Fläche Aue [km pro km; km pro km²]

Aufnahmeverfahren:

Uferlänge im Projektabschnitt

Direkte Messung der Uferlänge für den gesamten Projektperimeter mittels eines differentialen GPS (dGPS). Es soll eine Erhebung der Uferlänge bei Mittelwasser erfolgen. Fakultativ sollen bei 4 zusätzlichen Pegelständen Aufnahmen durchgeführt werden, um eine grobe Abschätzung der Verfügbarkeit der Uferhabitate bei unterschiedlichem Wasserstand zu ermöglichen. Bei ablaufender Hochwasserwelle können Kartierungen bei mehreren Pegelständen pro Tag durchgeführt werden. Nötige Auflösungsgenauigkeit: 1 m.

Uferlänge unter Referenzbedingungen

Die natürliche Referenz muss für jeden Flusstyp individuell anhand historischer Aufnahmen (bei Mittelwasser) oder anhand eines Referenzgewässers bestimmt werden.

Sekundäre Erhebungen:

Luftbildaufnahmen der Probestellen (siehe auch Indikatoren Nr. 21 „Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden“, Nr. 31 „Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten“ und Nr. 39 „nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser“).

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 2)

Aufwandstufe A

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Freilandaufnahme (pro Flusskilometer, beide Ufer)			1	2 (pro Aufnahme)
Auswertung	1	1 (pro Aufnahme)		
Bestimmung der Referenz	1	2		
Total Personenstunden (P-h)	7 h (bei 5 Aufnahmen)		10 h (bei 5 Aufnahmen)	

Materialeinsatz:

Für die Aufnahmen eignet sich ein dGPS. Für die Auswertung wird ein geographisches Informationssystem (GIS) benötigt. Wird die historische Referenz bestimmt wird historisches Kartenmaterial benötigt.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Aufnahmen sollten vor und im ersten Jahr nach der Massnahme durchgeführt werden. Weitere Aufnahmen sollten nach etwa 5 Jahren durchgeführt werden. Die Freilandaufnahmen sind nicht saisonabhängig. Aufnahmen sollen bei unterschiedlichen Wasserständen durchgeführt

werden. Bei höheren Wasserständen empfiehlt sich die Aufnahme bei ablaufender Hochwasserwelle (Gefahrenpotenzial, Geschwindigkeit).

Alternative Datenquelle:

Auswertung von orthogonalen Luftbildern oder Simulation der Überflutung und der Uferlinie anhand eines digitalen Höhenmodells. Luftbilder oder Höhenmodelle können extern bezogen werden.



Analyse der Resultate

Für eine erste Bewertung wird die Uferlänge bei Mittelwasser herangezogen. Je nach Morphologie kann diese stark variieren: In verzweigten Flüssen kann die Uferlänge bis 25 km pro Flusskilometer betragen, während in einem völlig kanalisierten Gerinne der Minimalwert von 2 km Ufer pro Flusskilometer erreicht wird (siehe Abbildung 3).

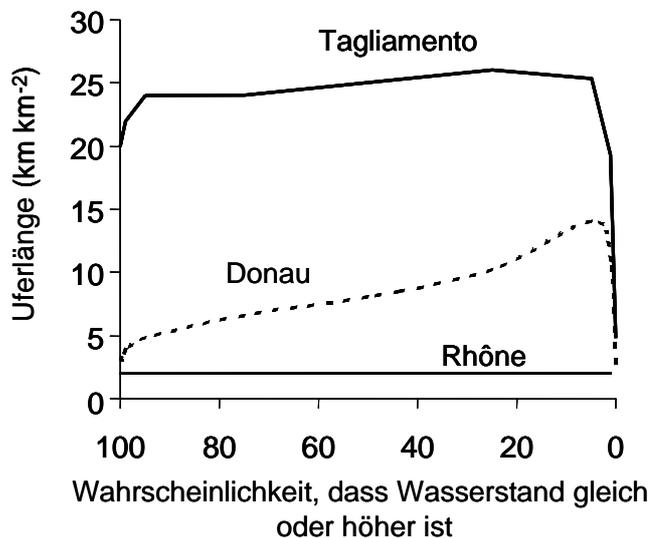


Abbildung 3: Uferlänge (km pro Fluss-km) entlang von drei unterschiedlich beeinflussten Flussabschnitten in Abhängigkeit vom Wasserstand/ Abfluss (aus Tockner & Stanford 2002 und Tockner et al. 2006).

Der aktuelle Wert wird demjenigen der Referenz gegenübergestellt:

$$\text{Naturnähe der Uferlinie} = \frac{\text{Uferlinie Mittelwasser heute (km/km)}}{\text{Uferlinie Mittelwasser Referenz (km/km)}}$$

Dabei resultiert ein standardisierter Wert zwischen 0 und 1 (Abbildung 4). Dieser Wert wird für die Situation vor und nach der Revitalisierung bestimmt.

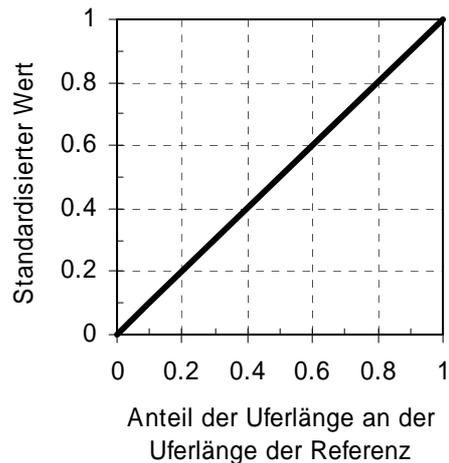


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Zusätzlich können anhand der Uferlängen bei höherem und niedrigerem Wasserstand pegelabhängige Defizite festgestellt werden (z. B. Defizit an Uferhabitaten bei Niederwasser, wenn der Böschungsfuss verbaut ist). In Abbildung 3 zeigt sich etwa, dass in der Donau ein Defizit bei Nieder- und Mittelwasser besteht, während im Referenzfluss (hier: Tagliamento) Uferhabitate in vergleichbar hoher Quantität während der meisten Zeit verfügbar sind.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land“ steht in Verbindung mit folgenden anderen Indikatoren:

- Nr. 11: Fischhabitate: Unterstände und Strukturen
- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 31: Refugien: Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten
- Nr. 38: Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser



Anwendungsbeispiele

Der Indikator wurde bereits mit Fischartenzahl (Jungfische), Anzahl an Kiesbrütern, Retention und Phyto- und Zooplanktonproduktion erfolgreich in Verbindung gebracht:

Baranyi et al. (2002): Die Autoren zeigen, dass Stillwasserbereiche die Produktivität stark erhöhen.

Reich (1994): zeigt am Tagliamento (NO Italien) eine positive Korrelation zwischen Uferlänge und Anzahl an Brutpaaren des Flussregenpfeifers.

Schiemer et al. (2001): Die Autoren stellen in diesem konzeptionellen Artikel dar, wie die Ufergestaltung die Produktivität (Fische, Plankton) und Diversität eines Flusses beeinflusst.

Tockner et al. (2002): Ein Übersichtsartikel zur Ökologie und zum Schutz von Flussauen.

Tockner et al. (2006): Eine Literaturübersicht zur Ökologie von verzweigten Fließgewässern.

Van der Nat et al. (2002): Überflutungsdynamik und Uferlänge in Abhängigkeit vom Wasserstand werden in diesem Artikel quantifiziert.

Wintersberger (1996): Der Autor zeigt, dass es einen signifikanten Zusammenhang zwischen Uferlänge und Diversität an Jungfischen gibt (Daten von unterschiedlichen Abschnitten entlang der österreichischen Donau)



Literatur

- Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis & F. Schiemer. 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology* 47: 473-482.
- Reich, M. 1994. Kies- und schotterreiche Wildflusslandschaften - primäre Lebensräume des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*). *Vogel und Umwelt* 8: 43-52.
- Schiemer, F., H. Keckeis, W. Reckendorfer & G. Winkler. 2001. The „inshore retention concept“ and its significance for large rivers. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 135(2-4): 509-516.
- Tockner, K. & J.A. Stanford. 2002. Riverine floodplains: present state and future trends: *Environmental Conservation* 29: 308-330.
- Tockner, K., U. Karaus, A. Paetzold, C. Claret & J. Zettel. 2006. Ecology of braided rivers. IAS Special Publication.
- Van der Nat, D., A. Schmidt, K. Tockner, P.J. Edwards & J.V. Ward. 2002. Inundation dynamics in braided floodplains. *Ecosystems* 5: 636-647.
- Wintersberger, H. 1996. Spatial resource utilization and species assemblages of larval and juvenile fishes. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 115: 29-44.



Ufer: Uferstruktur

Autor: Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger



Hintergrund

Das Ufer erfüllt eine wichtige Funktion bei der Vernetzung von terrestrischem und aquatischem Ökosystem. Gleichzeitig bietet es Habitate für spezialisierte Lebewesen an Land und im Wasser (Vögel, Reptilien, Amphibien, Fische).

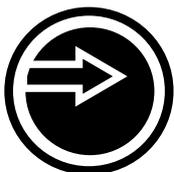
In natürlichen Gewässern entwickeln sich Uferstrukturen durch Gerinneverlagerung bei Hochwasser. In revitalisierten Gewässern muss die Bildung von Strukturen unter Umständen durch künstliche Einbauten gefördert werden.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
• nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
		naturnaher Geschiebehalt		
hoher Erholungswert	◆	naturnahes Temperaturregime		Stakeholder-Partizipation
		• longitudinale Vernetzung		
		◆ laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		• naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Entlang des gesamten untersuchten Gewässerabschnittes werden folgende Messgrößen erhoben:

- Längenanteil des Ufers mit Längsverbauung
- Art des Längsverbaus
- Anzahl der Strukturtypen im Uferabschnitt ohne Längsverbau

Massgeblich ist das Ufer bei der Wasserlinie bei mittlerem Abfluss.

Ufer mit Längsverbauung können unterteilt werden in:

- raue Ufer: lineare Verbauung mit Blockwurf oder Weidenfaschinen, Neigung $\leq 2:3$
- glatte Ufer: lineare Verbauung mit Blocksatz oder Ufermauer, Neigung $> 2:3$

Im Uferabschnitt ohne Längsverbau können die folgenden Strukturen unterschieden werden:

- Flachufer: an Gleitufeln in Krümmungen und entlang von Bänken
- Steilufer: an Prallhängen und entlang von Bänken
- Fels: an Prallhängen oder Gleitufeln
- Sporn: konvex geformte Uferlinie bei natürlichem (Felsvorsprung) oder künstlichem (Buhne) Element quer zur Fliessrichtung
- Bucht: konkav geformte Uferlinie mit geringer Strömungsbelastung, meist im Strömungsschatten eines Sporns
- Wurzelwerk: kleinräumige Hohlräume durch unterspültes Wurzelwerk oder durch Astwerk von umgestürzten oder künstlich verlegten Bäumen (Raubäumen)
- Blockgefüge: kleinräumige Ansammlung von Blöcken, vor allem in steileren Gewässern

Einzelne Strukturen können sowohl bei unverbauten als auch bei verbauten Ufern auftreten.

Aufnahmeverfahren:

Die Art des Längsverbaus wird im Feld identifiziert und seine Ausdehnung im Situationsplan festgehalten.

Die einzelnen Strukturen werden im Feld identifiziert und ihre Position im Situationsplan festgehalten.

Uferbereiche mit Längsverbau und mit Strukturen schliessen sich gegenseitig aus.

Zeitlicher und personeller Aufwand:

Aufwandstufe A (Tabelle 2):

Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Vorbereitung Feldaufnahmen	1	1		
Aufnahme im Feld pro km	1	2		
Datenaufbereitung Situationsplan, Auswertung	1	4	1	4
Total Personenstunden (P-h) (für 1 km)		7		4

Materialeinsatz:

Situationsplan, Fotoapparat

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Bei Nieder- bis Mittelwasser, mit Vorteil in der vegetationsfreien Jahreszeit. Erste Erhebung vor der Revitalisierung, zweite Erhebung nach dem ersten Hochwasser ($\geq HQ2$), welches potenziell zu einer Gerinneverlagerung im revitalisierten Abschnitt führt.

Besonderes:

Die Zuordnung von Strukturen ist nicht immer eindeutig und erfordert Erfahrung des Beobachters. Verschiedene ungeübte Beobachter können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.



Analyse der Resultate

Für die Bewertung werden ein Parameter „Längsverbauung“ und ein Parameter „Strukturelemente“ berechnet:

Parameter Längsverbauung

$$A_{Verb} = \frac{1}{2} \left(1 - \frac{L_{Längsverbau\ glatt} + 0.5L_{Längsverbau\ rau}}{L_{Ufer}} \right)$$

Für A_{Verb} resultieren standardisierte Werte zwischen 0 (beidseitig glatt verbaut) und 0.5 (ohne Längsverbau)

Parameter Strukturelemente

n = Anzahl vorkommende Strukturtypen pro Einheitslänge. Als Einheitslänge wird eine Länge $L_E = 12 \times B$ definiert. Dies entspricht der mittleren Wellenlänge von alternierenden Bänken bzw. Mäandern.

Die Werte n werden anhand von Tabelle 3 standardisiert (siehe auch Abbildung 4):

Tabelle 3: Standardisierung von n .

n	standardisierter Wert
$n \leq 1$	$A_{Struktur} = 0$
$1 < n < 5$	$A_{Struktur} = 0.125 n - 0.125$
$5 \geq n$	$A_{Struktur} = 0.5$

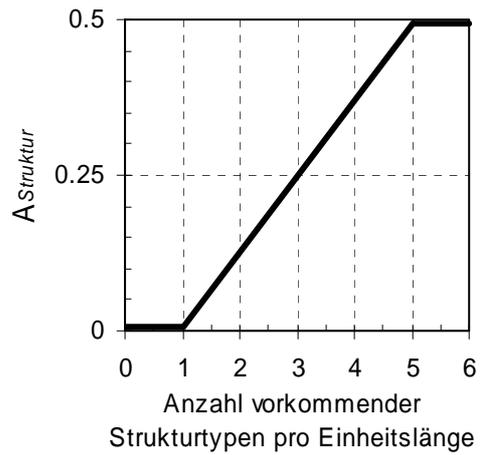


Abbildung 4: Graphik zur Standardisierung von n .

Die beiden Parameter werden zusammengezählt. Dabei resultiert ein Endwert zwischen 0 und 1.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Es besteht eine enge Verbindung zum Indikator Nr. 43 „Dynamik der Uferstruktur“.

46

Ufer: Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses

Autorin: Sharon Woolsey, Eawag (basierend auf BUWAL 1998)



Hintergrund

Eine Verbauung des Böschungsfusses ist bei vielen Fliessgewässern zu finden. Sie verhindert die Seitenerosion und fixiert dadurch den Lauf des Gewässers. Glatte, undurchlässige Befestigungen mit Beton oder Mauerwerk bieten weder Wasserinsekten, welche im letzten Entwicklungsstadium an Land leben, noch Landtieren, welche sich ihre Beute aus dem Gewässer holen, ausreichend Schutz. Fische können unter diesen Umständen im Uferbereich keine Unterstandsmöglichkeiten finden. Auch werden durch diese Verbauungen die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser gestört (BUWAL 1998).

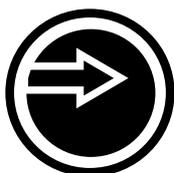
Der Indikator beschreibt wie und wie stark der Böschungsfuss verbaut ist. Die Methodik ist dem Modul Ökomorphologie Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts entnommen (BUWAL 1998).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	◆	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		naturnahe Geschiebehalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		● laterale Vernetzung		
		◆ vertikale Vernetzung		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		● naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		● funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Es wird der prozentuale Anteil des verbauten Bereiches des Böschungsfusses abgeschätzt. Der Böschungsfuss entspricht dem Übergang von Gewässersohle zu Böschung. Zuordnung der Verbauung in verschiedene Verbauungskategorien und Charakterisierung der Durchlässigkeit.

Aufnahmeverfahren:

Die Aufnahme erfolgt durch eine flussaufwärts gerichtete Begehung des gesamten zu untersuchenden Gewässerabschnittes. Es werden beide Uferseiten erhoben. Die Angaben „links“ und „rechts“ beziehen sich immer auf die Sicht in Fliessrichtung. Der Abschnitt wird für beide Ufer getrennt in Strecken unterteilt, innerhalb derer die Verbauung des Böschungsfuss gleich bleibt. Sind Eindolungen vorhanden, welche länger als 25 m, so wird ihnen eine eigene Strecke zugeteilt. Sind sie jedoch kürzer als 25 m (Durchlässe), so sind sie als Durchgängigkeitsstörung zu behandeln (siehe Indikator NR. 4 „Durchgängigkeit für Fische“). Bei der Begehung wird eine Karte im Massstab 1:5'000 (unter Umständen 1:25'000) mitgeführt, in der alle Abschnittsgrenzen eingetragen werden (BUWAL 1998).

Zur Beschreibung des Böschungsfusses werden zwei Kriterien erhoben. Die beiden Ufer werden dabei getrennt voneinander beschrieben (BUWAL 1998).

1. *Verbauungsgrad des Böschungsfuss*

Der Verbauungsgrad wird nach der Skala in Tabelle 2 beurteilt:

Tabelle 2: Kategorien des Verbauungsgrades.

Verbauung des Böschungsfusses	Erscheinungsbild
keine	Böschungsfuss ist durchgehend unverbaut
< 10 %	punktueller Verbindungen
10 bis 30 %	mässige Verbauungen
30 bis 60 %	grössere Verbauungen
> 60 %	überwiegende Verbauungen
100 %	Böschungsfuss ist vollständig verbaut

2. *Verbauungsart des Böschungsfuss*

Die Durchlässigkeit und das Material der Verbauungen werden nach den Kategorien in Tabelle 3 erfasst:

Tabelle 3: Kategorien der Verbauungsart.

Verbauung	Material	Erscheinungsbild
durchlässig	Lebendverbau	ausschlagfähige Äste (meist Erlen oder Weiden) am Ufer befestigt
	Natursteine locker	ein- oder mehrreihige Ufersicherungen mit grossen Steinen oder Steinblöcken (Blockwurf, Blocksatz), Steine nicht behauen, Abstand zwischen den Steinen unregelmässig und grösser als bei Natursteinmauern
	Holz	Baumstämme, Rundhölzer, nicht ausschlagfähige Äste, u. a.
undurchlässig	Betongittersteine	vorgefertigte Betonelemente mit Aussparungen
	Natursteine dicht	Anordnung behauener, dicht gefugter Steine, <i>oder</i> Natursteinmauer aus unbehauenen Steinen, aber mit schmalen Zwischenräumen
	Mauer	Ortsbeton, Betonschalen, Steinpflasterungen, Asphalt (dicht)
	andere	Holzbretter oder andere undurchlässige Materialien

Für die Zuweisung zu den Kategorien wird die Konsultation von BUWAL (1998) dringend empfohlen. Hier finden sich veranschaulichende Beispiele einzelner Kategorien und der Verbauungsmaterialien.

Sekundäre Erhebungen:

evt. GPS-Aufnahme der Streckengrenzen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe A

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Kartierung von 3-4 km Fliessgewässerkilometern			1	9
Total Personenstunden (P-h)			9	

Bemerkungen: Bei unwegsamem Gelände oder sehr häufig wechselnder Ausprägung des Uferbereichs kann sich die pro Tag untersuchte Gewässerstrecke bis auf die Hälfte reduzieren (1-2 km pro Bearbeiter und Tag). Umgekehrt können bei entsprechend einfachen Rahmenbedingungen bis zu 9-12 km pro Tag erhoben werden (BUWAL 1998).

Materialeinsatz:

Erhebungsbogen (Anhang II: „Erhebungsbogen Oekomorphologie.doc“), Schreibzeug, Karte im Massstab 1:5'000 (oder 1: 25'000)

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Die Erhebungen können ganzjährig, am besten aber von Frühjahr bis Herbst erfolgen. Es ist ein niedriger bis mittlerer Abfluss erforderlich. Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (BUWAL 1998). Die erste Erhebung erfolgt vor dem Eingriff. Nächste Aufnahmen empfehlen sich erst 1-2 Jahre nach Projektabschluss. Danach

sind jährliche bis zweijährliche Erhebungen denkbar. Pro Erhebung genügt eine einmalige Replikation.

Besonderes:

Die Verbauung des Böschungsfusses wird im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts als Parameter des Moduls „Ökomorphologie“ der Stufe F (flächendeckend) erhoben. Die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, welche für die Klassifizierung eines Gewässerabschnittes vier ökomorphologische Merkmale zusammen verrechnet, wurde für die individuelle Bewertung der einzelnen Merkmale angepasst. So lehnt sich die Erhebung an die in BUWAL (1998) beschriebene Methode, während die Analyse der Ergebnisse unabhängig davon erfolgt.

Sollen die Daten im GIS dargestellt werden, empfiehlt sich eine elektronische Datenerfassung.

Alternative Datenquelle:

Ökomorphologie Daten der Stufe F sind in fast allen Kantonen bereits erhoben worden. Daten zu den individuellen Merkmalen können somit teilweise eingeholt werden. Für die Analyse sind die Rohdaten erforderlich.



Analyse der Resultate

Jede Uferstrecke wird in eine von acht Verbauungskategorien eingeteilt, welche auf Verbauungsgrad und Durchlässigkeit basieren (siehe Tabelle 6). Darauf wird ein Gesamtwert für den untersuchten Gewässerabschnitt berechnet. Hierzu wird der Anteil der acht Verbauungskategorien an der Gesamtstrecke bestimmt und mit der für die Klassifizierung der Ökomorphologie (Modul-Stufen-Konzept, Stufe F) verwendeten Punktzahl multipliziert (siehe Beispiel Tabelle 6). Der Gesamtwert für die Verbauung des Böschungsfusses ergibt sich aus der Summe der acht resultierenden Grössen. Für die Berechnung des Gesamtwertes werden die Kategorieneinteilungen für beide Uferseiten verwendet. Die Ufer werden nun nicht mehr getrennt betrachtet. Wird also z. B. eine 500 m lange Flussstrecke analysiert, werden die insgesamt 1000 m Ufer den sieben Kategorien zugeordnet.

Gesamtwert für die Verbauung des Böschungsfusses =

$$\sum \frac{\text{Strecke Kategorie n (m)} \times \text{Punktzahl Ökomorph.}}{\text{Gesamte Strecke beide Ufer (m)}}$$

Der zwischen 0 und 3 liegende Wert wird anschliessend anhand einer linearen Gleichung zu einem Wert zwischen 0 und 1 standardisiert (Abbildung 5):

naturferner Zustand (0-Richtwert): 3
naturnaher Zustand (1-Richtwert): 0

Standardisierungsgleichung: $y = -\frac{1}{3}x + 1$

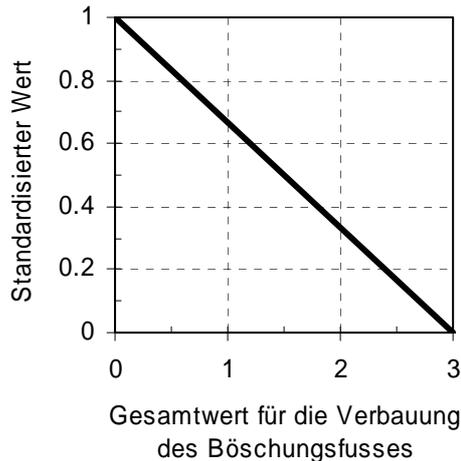


Abbildung 5: Graphik zur Standardisierung der Resultate.

Tabelle 6: Rechenbeispiel.

Verbauungsgrad	Verbauungsart	Kategorie Nr. n	Strecke	Punkte Ökomorph.	$\frac{\text{Strecke} \times \text{Punkte}}{\text{Gesamtstrecke}}$
< 10 %	durchlässig	1	200 m	0.0	0.0
	undurchlässig	2	50 m	0.0	0.0
10 bis 30 %	durchlässig	3	150 m	0.5	0.07
	undurchlässig	4	50 m	1.0	0.05
30 bis 60 %	durchlässig	5	200 m	1.5	0.29
	undurchlässig	6	50 m	2.0	0.10
> 60 %	durchlässig	7	300 m	2.5	0.71
	undurchlässig	8	50 m	3.0	0.14
Total		-	1050 m	-	1.36

$$\text{für } y = -\frac{1}{3}x + 1 \quad \text{und } x = 1.36 \quad \Rightarrow y = 0.55$$



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Indikator „Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses“ hängt stark mit den übrigen Parametern des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F zusammen:

- Nr. 14: Hydraulik: qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität
- Nr. 37: Sohle: Verbauungsgrad und -art der Sohle
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Die ökomorphologischen Parameter, sowie der Indikator Nr. 4 „Durchgängigkeit für Fische“, können zeitgleich erhoben werden.



Anwendungsbeispiele

Die Verbauung des Böschungsfusses ist bereits in fast allen Kantonen im Rahmen des Moduls „Ökomorphologie“ Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts erhoben worden.



Literatur

BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. BUWAL, Bern. 49 pp.



Vegetation: auentypische Pflanzenarten

Autoren: Christian Roulier, Auenberatungsstelle
Sigrun Rohde, Departement Bau, Verkehr, Umwelt,
Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer

Deutsche Übersetzung: Ariane Hausammann, Auenberatungsstelle
Christine Weber, Eawag



Hintergrund

Das Vorkommen, die Häufigkeit oder der Deckungsgrad von auentypischen Pflanzenarten sind Indikatoren für die Dynamik eines Flusslaufes. Die Mehrzahl dieser Pflanzen gehört zu den Pionier- oder Ruderalarten (Grime et al. 1990) und widerspiegelt damit insbesondere den Verjüngungsprozess, der charakteristisch für einen natürlichen oder revitalisierten Wasserlauf ist (Erosion, Umlagerung, Überschwemmung).

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	• longitudinale Vernetzung		
	laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	♦ naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Ein oder zwei Zielarten werden aus dem in unmittelbarer Umgebung des Untersuchungsperimeters vorkommenden Artenset ausgewählt. Für diese wird die Anzahl Individuen pro Fläche oder die kolonisierte Fläche bestimmt.

Als Zielarten eignen sich die auenabhängigen Arten *sensu stricto* (Klasse 1; Rohde 2004), deren Vorkommen stark an Auen gebunden ist:

<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	<i>Salix alba</i>
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Salix daphnoides</i>
<i>Epilobium dodonaei</i>	<i>Salix myrsinifolia</i>
<i>Epilobium fleischeri</i>	<i>Salix triandra</i>
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	<i>Salix elaeagnos</i>
<i>Myricaria germanica</i>	

Es können aber auch seltene oder lokal häufige Arten erhoben werden, wie z. B. *Typha minima* oder *Barbarea vulgaris*. Zudem kann dieser Indikator auch zur Beobachtung von invasiven Neophyten wie *Solidago canadensis*, *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* und *Buddleja davidii* verwendet werden.

Aufnahmeverfahren:

Der gesamte Projektperimeter wird untersucht. Dieser beträgt in der Regel zwischen 0,5 bis 5 ha bzw. erstreckt sich entlang von 0,5 bis 1 km Fließstrecke. In der Untersuchungsfläche wird für die ausgewählten Zielarten die Individuenzahl oder die kolonisierte Fläche erhoben. Bei verholzten Arten empfiehlt es sich, die verschiedenen Altersstadien separat zu erfassen (Keimlinge, Individuen > 0,5 m etc.).

In allen Aufnahmen vor und nach Projektumsetzung wird immer dieselbe Fläche untersucht, selbst wenn sie zwischen zwei Erhebungen umgestaltet wurde.

Die Rohdaten (Individuenzahl, kolonisierte Fläche) werden in Tabellen gespeichert.



Abbildung 2: Keimling von *Myricaria germanica*: Die durch den Keimling kolonisierte Fläche ist ein Indikator für die Qualität des Lebensraumes, seine Dynamik und für das Vorkommen von Samenquellen im Umfeld des revitalisierten Flussabschnittes. Hier empfiehlt es sich, die kolonisierte Fläche zu bestimmen und nicht die Anzahl Individuen.



Abbildung 3: Älteres Exemplar von *Myricaria germanica*. Bei geringen Bestandesgrößen empfiehlt es sich, anstelle der kolonisierten Fläche, die Individuenzahl zu bestimmen.

Sekundäre Erhebungen:

Installation der dauerhaften Bezugspunkte, GPS Messungen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe A

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Erhebung an Ufer (1 km, 1 Art)	1	2		
Dateneingabe und - auswertung	1	2		
Total Personenstunden (P-h)	4			

Materialeinsatz:

Protokollblätter, Bestimmungsliteratur. Während einer Bestandesaufnahme von kolonisierten Flächen kann ein aktuelles Luftbild sehr hilfreich sein.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Erhebung der Daten einmal im Jahr während der Vegetationsperiode (Wald: Mai-Juli, offene Flächen: Juni-September).

Ideales Beispiel: Erste Aufnahme im Jahr vor der Massnahme (Jahr -1), weitere Aufnahmen in den Jahren 1, 3 und 5 nach der Massnahme. Im Jahr 0 (Jahr der Umsetzung der Massnahme) erfolgen keine Aufnahmen.



Analyse der Resultate

Für die Analyse werden die Rohdaten (Individuenzahl, kolonisierte Flächen in m²) in eine dimensionslose Grösse zwischen 0 und 1 standardisiert. Dazu werden für jede Art oder Entwicklungsstadium 0- und 1-Richtwerte und eine eigene Standardisierungsgleichung definiert. Die 0- und 1-Richtwerte sollen der lokalen Häufigkeit der Arten Rechnung tragen. Einer Art wie *Salix elaeagnos*, die verbreitet ist und auf verschiedenen Substrattypen vorkommt, werden höhere Richtwerte zugewiesen als beispielsweise *Myricaria germanica*. Die Keimung von *Myricaria* ist ausschliesslich auf Bänken aus feinem, feuchtem Sand möglich. Diese Standortbedingungen treten nicht überall und nicht in jedem Jahr auf.

Analyse 1. Verbreitung von *Myricaria germanica*

Kolonisierte Fläche bzw. Anzahl Individuen von *Myricaria germanica* durch Samenverbreitung auf 1 km Ufer:

Richtwerte: Kolonisierte Fläche (m²) bzw. Anzahl Individuen pro 1 km Ufer:

0-Richtwert: ≤ 10

1-Richtwert: ≥ 500

Zwischen den beiden Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 5).

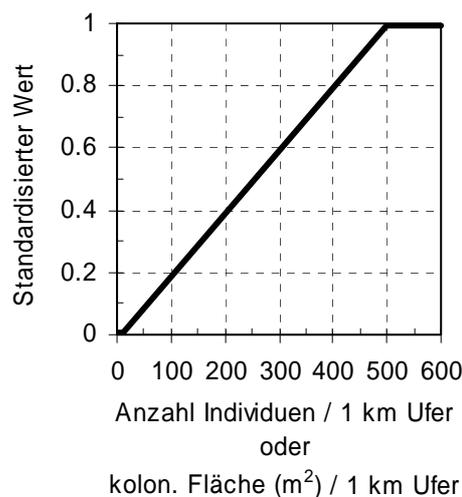


Abbildung 5: Graphik zur Standardisierung der Resultate für *Myricaria germanica*.

Analyse 2. Verbreitung von Neophyten

Kolonisierte Fläche aller Neophyten (z. B. *Solidago canadensis*, *Impatiens glandulifera* und *Reynoutria japonica*) auf 1 km Ufer:

Richtwerte: Kolonisierte Fläche (m²)

0-Richtwert: ≥ 1 ha

1-Richtwert: $\leq 1'000$ m²

Zwischen den beiden Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 6).

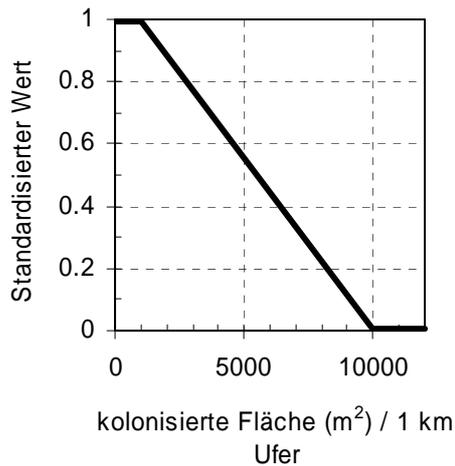


Abbildung 6: Graphik zur Standardisierung der Resultate für Neophyten .

Technische Bemerkung zur Analyse 1

Die Excel-Vorlage „Auswahl und Bewertung“ erlaubt eine Standardisierung gemäss der in der Analyse 1 für *Myricaria germanica* präsentierten Kurve. Werden mehrere Arten untersucht (z. B. Verbreitung von *Myricaria germanica* und von *Solidago canadensis*), dann berechnet der Benutzer von Hand die standardisierten Werte für jede einzelne Art. Diese werden gemittelt und der Mittelwert zur weiteren Bewertung in die Excel-Vorlage eingetragen (Kolonnen G und H „standardisiert vor“ und „standardisiert nach“).

Eine Anpassung der Richtwerte kann ebenfalls in der Excel-Vorlage vorgenommen werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Der Bestand an auentypischen Pflanzenarten kann mit folgenden Indikatoren in Beziehung gesetzt werden:

- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 41: Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetern in Übergangszonen
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Die Bewertung des Erfolges kann durch die Erhebung folgender Indikatoren ergänzt werden:

- Nr. 48: Vegetation: Sukzession und Verjüngung
- Nr. 50: Vegetation: Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften



Anwendungsbeispiele

Käsermann & Feller Burri (2002): Kartierung der auentypischen Arten und der Neophyten der Aarelandschaft zwischen Thun und Bern.

Commission de gestion de la Grande Cariçaie (2003): Populationsentwicklung von *Inula helvetica*, *Gentiana pneumonanthe* und *Spiranthes aestivalis* und mehrerer invasiven Neophytenarten.

Oggier (2003): Entwicklung des kleinen Rohrkolbens (*Typha minima*) im Pfywald.

Rohde (2005): Erfolgskontrolle der Gerinneaufweitungen an der Thur (Gütighausen), Emme (Aefligen), Moesa (Grono, Lostallo) und Rhone (Ile Falcon, Chippis).



Literatur

Commission de gestion de la Grande Cariçaie. 2003. Gestion des réserves naturelles de la Grande Cariçaie (Rive sud du Lac de Neuchâtel). Rapport annuel 2003. Unveröffentlicht.

Grime, J.-P., E.R. Rincon & B.E. Wickerson. 1990. Bryophytes and plants strategy theory. Botanical journal of the Linnean Society 104, Sheffield. pp.175-186.

Käsermann C. & F. Feller Burri. 2002. Kartierung der waldfreien Bereiche der Aarelandschaft Thun-Bern 2000-2002. Im Auftrag der Stiftung Aaretal. Unveröffentlicht.

Oggier, P.-A. 2003. Pilotage du Rhône à Finges (PRF) 2003-2004. Rapport technique du 18.12.2003. Service des routes. Unveröffentlicht.

Rohde, S. 2004. River restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes. Assessment and Planning, Dissertation ETH Zürich & WSL Birmensdorf. 118 pp.

Rohde, S. 2005. Flussaufweitungen lohnen sich! Ergebnisse einer Erfolgskontrolle aus ökologischer Sicht. Wasser, Energie, Luft 3/4: 105-111.

Traxler, A. 1997. Handbuch des Vegetations-Ökologischen Monitoring. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. 397 pp.



Vegetation: Sukzession und Verjüngung

Autor: Christian Roulier, Auenberatungsstelle

Deutsche Übersetzung: Ariane Hausammann, Auenberatungsstelle
Christine Weber, Eawag



Hintergrund

Die Vegetation widerspiegelt die Funktionsfähigkeit der semi-aquatischen und terrestrischen Ökosysteme (Ellenberg 1996). Damit gibt sie Aufschluss über die Entstehung von Standorten (Landolt 1977), die Besiedlung neu entstandener Flächen und ihre weitere Entwicklung. Diese zeitliche Dynamik lässt sich in Sukzessionsreihen abbilden (Roulier 1998).

Der Indikator misst die Zusammensetzung der Vegetation sowie ihre Entwicklung in Zeit (Sukzession) und Raum (Zonierung) entlang eines senkrecht zum Flusslauf liegenden Transekts.

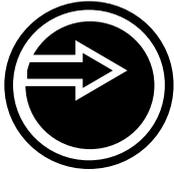
Verglichen mit dem Indikator Nr. 49 „zeitliches Mosaik“ beschreibt der vorliegende Indikator zusätzlich den räumlichen Bezug zwischen Fliessgewässer und Vegetationsgesellschaften (laterale Vernetzung) sowie die Verbindung der Vegetationsgesellschaften untereinander.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung		morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert		naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
		naturnahe Temperaturregime		
		longitudinale Vernetzung		
		● laterale Vernetzung		
		vertikale Vernetzung		
		◆ naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
		naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
		funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Die Pflanzengesellschaften werden mittels phytosoziologischer Aufnahmen beschrieben. Eine Aufnahme besteht aus einer vollständigen Liste der Arten, die auf einer Stichproben-Fläche vorkommen. Die Daten werden in einer Datenbank (Phytobase) erfasst und gespeichert. Jeder Art wird ein semi-quantitativer Koeffizient zugewiesen, der ihre Abundanz in der Aufnahme­fläche beschreibt (Gillet et al. 1991).

Aufnahmeverfahren:

Die phytosoziologischen Aufnahmen werden innerhalb eines fixen, georeferenzierten Transekts durchgeführt (Kohler et al. 2000). Der Transekt wird senkrecht zum Flusslauf angelegt und erstreckt sich von der Kiesbank (krautige Pioniengesellschaften) bis in den Auenwald. Seine Länge hängt von der Grösse des Untersuchungsgebiets ab. Üblicherweise ist ein Transekt 80 m lang und in 16 zusammenhängende Zellen unterteilt. Er kann aber auch länger oder kürzer gehalten werden. Die Breite der einzelnen Zellen des Transekts (Aufnahmeflächen) hängt von den auftretenden Vegetationsgesellschaften ab (siehe Abbildung 2). Sie beträgt entweder 5 m (Krautgesellschaften), 15 m (Strauchgesellschaften) oder 25 m (Baumgesellschaften).

Pro Projektperimeter ist ein Transekt ausreichend, sofern er die wichtigsten Vegetationsformen enthält.

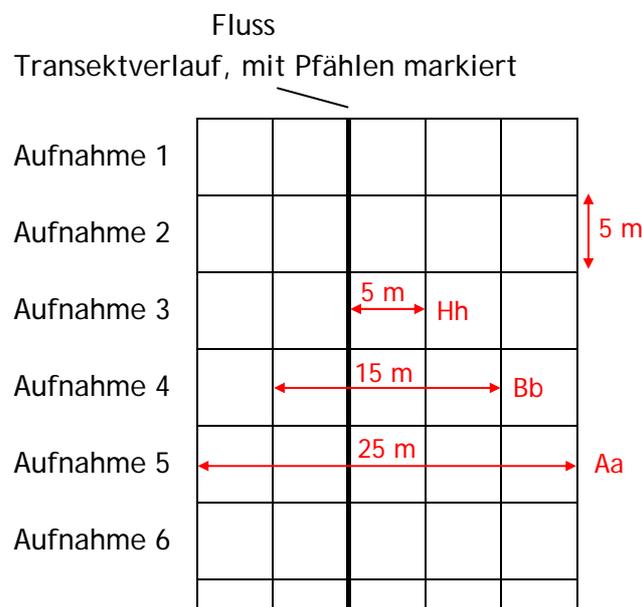


Abbildung 2: Ein Transekt senkrecht zum Flusslauf zeigt die unterschiedlichen Breiten der Kraut-, Strauch- und Baumaufnahmen auf.

Sekundäre Erhebungen:

Installieren der dauerhaften Bezugspunkte, GPS Messungen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe C

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Installation Transekt	1	9	1	5
Phytosoz. Aufnahmen	1	24		
Dateneingabe			1	9
Datenauswertung	1	15		
Total Personenstunden (P-h)		48		14

Materialeinsatz:

Metall- oder Holzpfähle; Messbänder: 2x30 m, 2x50 m; Standard-Aufnahmeformular (Anhang II: „Fiche relevé synusial.doc“), „Instructions pratiques pour la mise en place des transects et les relevés phytosociologiques sur le terrain“ (Anhang II: „Instructions pratiques.doc“); Bestimmungsliteratur; Lupe.

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Es soll eine Erhebung pro Jahr erfolgen, sowohl vor als auch nach der Projektumsetzung. Die Erhebungen werden während der Vegetationsperiode durchgeführt (Wald: Mai-Juli, krautige Pioniergesellschaften: Juni-September).

Ideales Beispiel: Erste Aufnahme im Jahr vor der Massnahme (Jahr -1). Zweite Aufnahme im Jahr 0 (Jahr der Umsetzung der Massnahme). Weitere Aufnahmen in den Jahren 1, 3, 6, 10 und 15 nach der Massnahme.

Besonderes:

Da man während der Vegetationsperiode arbeitet, können die Vegetationsdaten über einen längeren Zeitraum hinweg erhoben werden. Ausserordentliche Hochwasser vermögen den Lebensraum umzuwandeln und die Auenvegetation kurzfristig zu ändern oder zu zerstören.

Die hier eingesetzte Methodik der Phytosoziologie (Gillet et al. 1991) weicht vom klassischen Ansatz nach Braun-Blanquet (1964) ab. Dennoch sind die Resultate mit den Daten aus der schweizerischen und europäischen Literatur vergleichbar.



Analyse der Resultate

Die phytoökologische Datenbank Phytobase (Anhang II: „PhytobaseS“) erlaubt das Speichern der Daten, die Identifizierung der Gesellschaften in einem Referenzsystem und das Anfertigen von Vegetationstabellen und Statistiken (Ökologischer Index, Biodiversitäts-Index).

Weiter erstellt Phytobase Zonierungsschemen, in denen die Pionier-, Post-Pionier-, Klimax-, Feucht- und Trockengesellschaften graphisch dargestellt sind (siehe Abbildungen 4 und 5).

Legende zu den Abbildungen 4 und 5:

h, H: Krautschicht niedrig (h) und Krautschicht hoch (H)

b, B: Strauchschicht niedrig (b) und Strauchschicht hoch (B)

a, A: Baumschicht niedrig (a) und Baumschicht hoch (A)

blau: Pioniergesellschaften, grün: Postpioniergesellschaften, rot: Klimaxgesellschaften, orange: xerophile Gesellschaften, grau: nicht erhoben.

01: 2001, 02: 2002, 03: 2003, 04: 2004

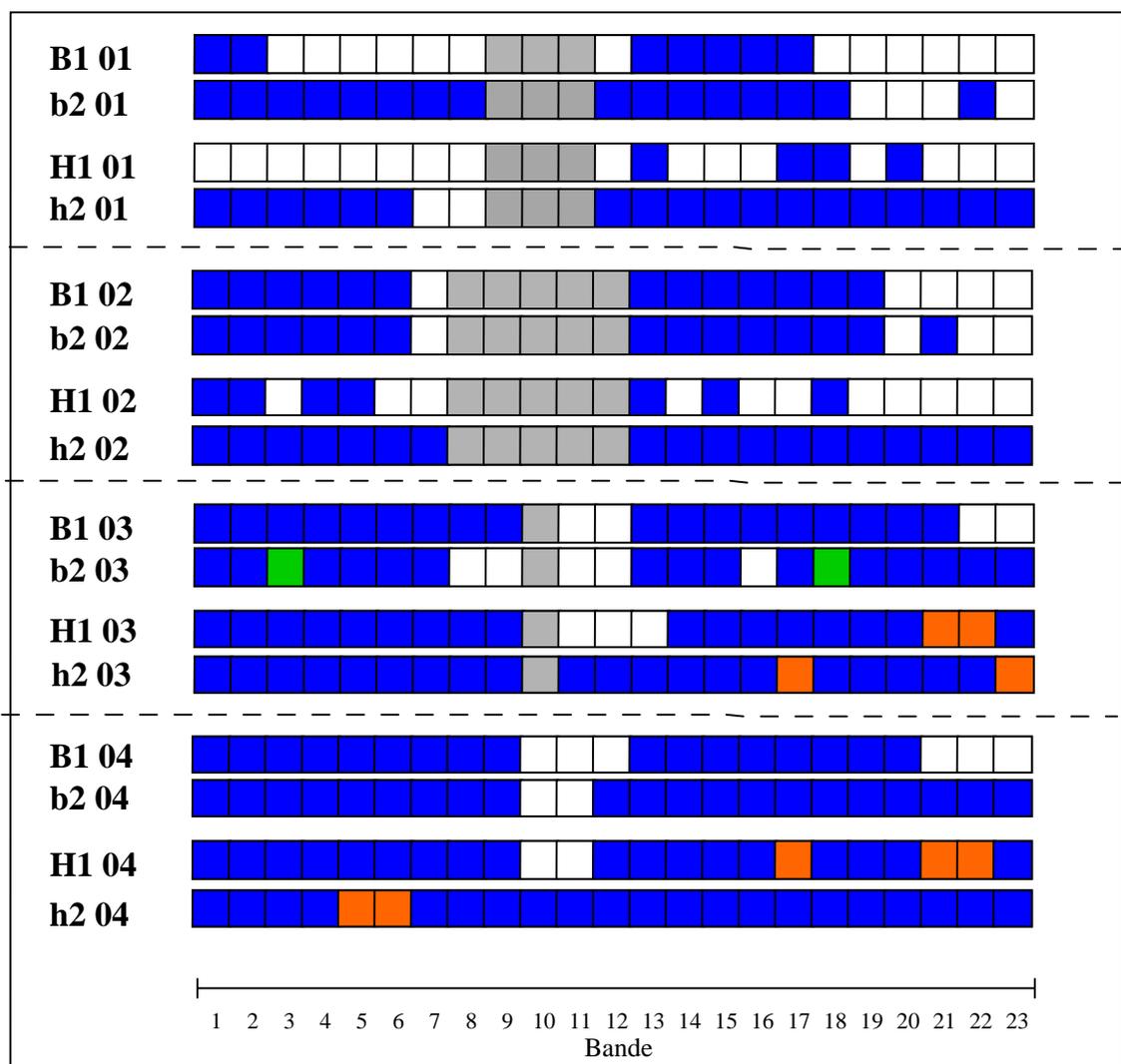


Abbildung 4: 4 Jahres-Vergleich (2001-2002-2003-2004) des Transekts auf der Ile Falcon an der Rhone (Sierre, VS) (Roulier & Vadi 2004).

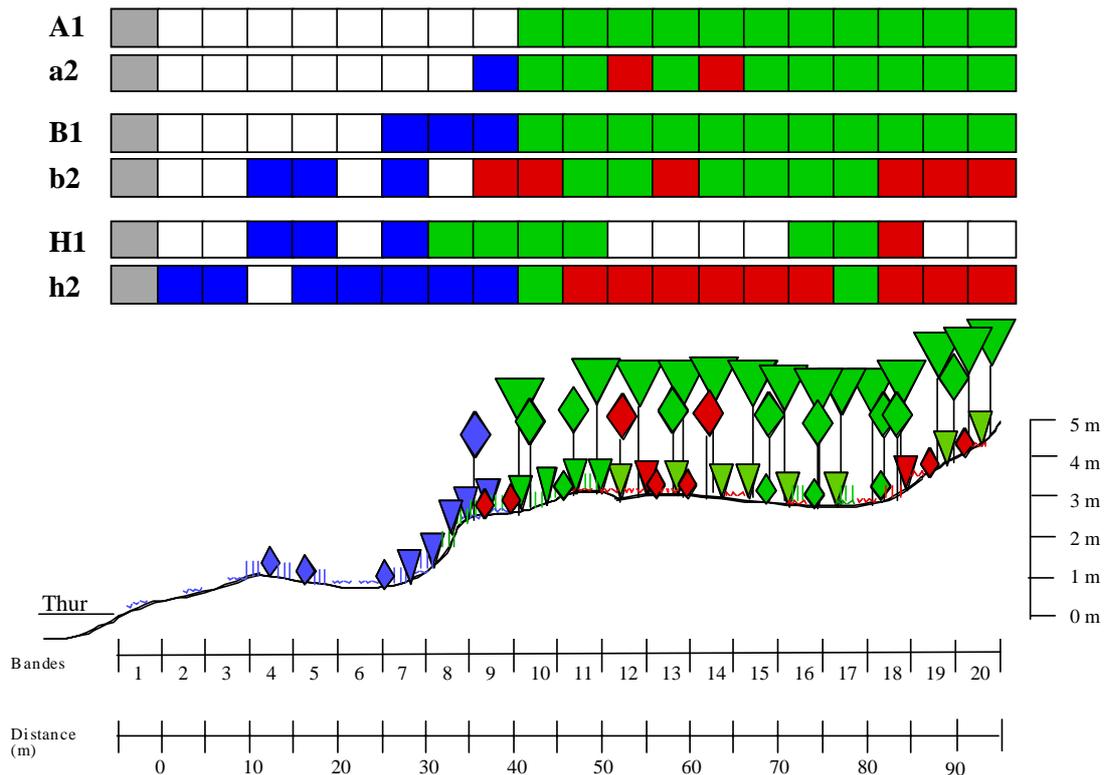


Abbildung 5: Transekt an der Thur (Gütighausen, ZH) im Jahr 2004 (Vadi & Roulier 2005).

Analyse 1: Vielfalt an Strategietypen

Drei Typen von Besiedlungsstrategien werden unterschieden:

1. Pioniergesellschaften
2. Postpionier- und Sumpfgesellschaften
3. Klimax- und xerophile Gesellschaften.

Für den untersuchten Transekt werden folgende Größen berechnet:

- a) relativer Anteil an Zellen mit Pioniergesellschaften (= Anteil Zellen mit Pioniergesellschaften / Gesamtzahl an besiedelten Zellen)
- b) relativer Anteil an Zellen mit Post-Pioniergesellschaften (= Anteil Zellen mit Post-Pioniergesellschaften / Gesamtzahl an besiedelten Zellen).

Die Prozentzahlen werden auf Zehnerstellen gerundet. Dabei werden Werte, die auf 5 enden, auf die nächst höhere Zehnerzahl gerundet. Beispielsweise werden Werte zwischen 25 % und 34 % der Kategorie 30 % zugeordnet. Werte zwischen 0 % und 10 % werden in die Kategorie 10 % eingeteilt.

Zellen, die keine Vegetation aufweisen (nicht besiedelte Zellen) werden nicht in die Bewertung einbezogen.

Die gerundeten Größen a und b werden einander in Tabelle 6 gegenübergestellt. Dieser kann der Zufriedenheitsgrad (=standardisierter Wert) entnommen werden.

Tabelle 6. Matrix zur Ermittlung des Zufriedenheitsgrades bzw. des standardisierten Wertes.

		b) Anteil Post-Pioniergesellschaften (%)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
a) Anteil Pioniergesellschaften (%)	0	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.4
	10	0.2	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	
	20	0.4	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7		
	30	0.6	0.7	0.7	0.7	0.9	0.9	0.9				
	40	0.8	0.9	0.9	0.9	1	1					
	50	1	1	1	1	1						
	60	0.8	0.9	0.9	0.9							
	70	0.6	0.7	0.7								
	80	0.5	0.6									
	90	0.5										
	100	0.5										

Ein Auftreten von 50 % Pioniergesellschaften, 40 % Post-Pioniergesellschaften und 10 % Klimaxgesellschaften charakterisiert ein vielfältiges und dynamisches System. Dies wird mit einem Zufriedenheitsgrad bzw. einem standardisierten Wert von 0.9 bewertet. Dominiert dagegen ein einzelner Typ, dann handelt es sich um ein verarmtes Auensystem.

Beispiel (Tabelle 7) :

Im Transekt auf der Ile Falcon stellen die Pioniergesellschaften die Mehrheit der erhobenen Vegetation. Der Zufriedenheitsgrad ist mittel (0.5). Zwar deutet die Dominanz der Pioniergesellschaften auf eine aktive Dynamik des Fliessgewässers hin (positiver Aspekt). Das Fehlen von Post-Pioniergesellschaften, bedingt durch den fehlenden Raum und/ oder das Alter der Massnahme, fällt dagegen negativ ins Gewicht.

In Gütighausen ist nur ein kleiner Teil des Transekts der Dynamik der Thur unterworfen. Auf den stabileren Auenterrassen haben sich dagegen Post-Pionier- und Klimax-Gesellschaften ausbilden können. Diese Situation wird mit einem Zufriedenheitsgrad von 0.4 bewertet.

Tabelle 7: Vielfalt an Strategietypen in Aufweitungen an der Rhone (Ile Falcon, Sierre, VS) und der Thur (Gütighausen, ZH).

	Strategietyp			Zufriedenheitsgrad
	Pioniergesellschaften	Post-Pioniergesellschaften	Klimaxgesellschaften	
Ile Falcon				
2001	100.00 %	0.00 %	0.00 %	0.5
2002	100.00 %	0.00 %	0.00 %	0.5
2003	92.11 %	2.63 %	5.26 %	0.5
2004	93.90 %	0.00 %	6.10 %	0.5
Gütighausen				
2004	21.25 %	56.25 %	22.50 %	0.4

Analyse 2: Vielfalt an Pflanzengesellschaften

Die Zellen eines Transekts setzen sich aus verschiedenen Pflanzengesellschaften zusammen. Ein kanalisiertes Gewässer weist eine geringe Vielfalt an Pflanzengesellschaften auf. Durch die Vergrößerung des verfügbaren Raums und der dynamischen Wirkung des Fließgewässers kann eine Revitalisierung diese Vielfalt erhöhen.

Die Vielfalt an Pflanzengesellschaften wird durch das Verhältnis von Assoziationszahl (Anzahl verschiedener Gesellschaften) zur Gesamtzahl an besiedelten Zellen ausgedrückt. Die Prozentwerte werden anschliessend zu einer dimensionslosen Grösse standardisiert. Dabei gilt:

Richtwerte: Verhältnswert (Vielfalt an Pflanzengesellschaften)

0-Richtwert: ≤ 10 %

1-Richtwert: 30 - 100 %

Zwischen den beiden Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 8). Die Richtwerte können den lokalen Gegebenheiten angepasst werden.

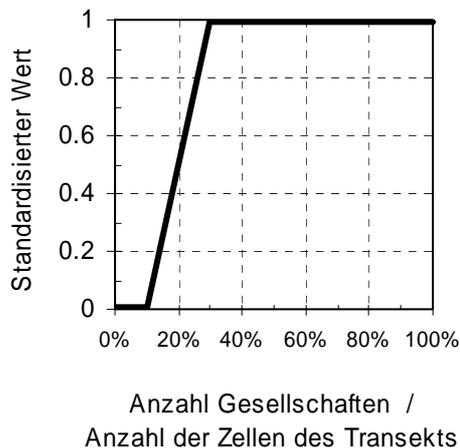


Abbildung 8: Graphik zur Standardisierung der Resultate für die Vielfalt an Pflanzengesellschaften.

Beispiel (Tabelle 9):

Die Vielfalt an Pflanzengesellschaften in Aufweitungen an der Rhone und der Thur weist zwischen 2001 und 2004 eine gewisse Stabilität auf. Bedingt durch die Dominanz der Pioniergesellschaften ist sie recht gering (siehe Analyse 1). Im Hochwasser 2002, das von geringerer Intensität war als dasjenige von 2000, wurde eine Sandschicht abgelagert, die zu einer zwischenzeitlichen Reduktion der Diversität geführt hat. In Gütighausen wurde eine mittlere Vielfalt an Pflanzengesellschaften beobachtet.

Tabelle 9: Vielfalt an Pflanzengesellschaften in Aufweitungen an der Rhone (Ile Falcon, Sierre, VS) und der Thur (Gütighausen, ZH).

	Vielfalt an Pflanzengesellschaften	standardisierter Wert
Ile Falcon		
2001	15.22 %	0.26
2002	13.04 %	0.15
2003	17.39 %	0.37
2004	16.30 %	0.32
Gütighausen		
2004	20.00 %	0.5

Technische Bemerkung

Die Excel-Vorlage „Auswahl und Bewertung“ erlaubt eine Standardisierung gemäss der in der Analyse 2 für die Diversität der Pflanzengesellschaften präsentierten Kurve. Wird auch die Analyse 1 berücksichtigt, dann führt der Benutzer beide Analysen von Hand durch. Die resultierenden Werte werden gemittelt und der Mittelwert zur weiteren Bewertung in die Excel-Vorlage eingetragen.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die hier erstellten Vegetationstabellen können mit folgenden Indikatoren verglichen werden:

- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 39: Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser
- Nr. 41: Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetern in Übergangszonen
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Varianten mit geringerem Aufwand sind:

- Nr. 47: Vegetation: Auentypische Pflanzenarten
- Nr. 50: Vegetation: Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften



Anwendungsbeispiele

Diese Methode wurde vom Laboratorium für Pflanzenökologie der Universität Neuenburg im Rahmen der Erfolgskontrolle der Auen von nationaler Bedeutung entwickelt. Sie wurde in mehreren Auen nationaler Bedeutung eingesetzt, um die Auswirkungen der Schutzbemühungen (Bundesverordnung) zu messen.

Die Besiedlung durch die Auenvegetation wurde in verschiedenen Aufweitungen dokumentiert, so an der Rhone bei Sierre (Ile Falcon; Roulier & Vadi 2004), an der Thur (Kantone Thurgau und Zürich; Vadi & Roulier 2005), an der Kander (Kanton Bern; Wasser Fisch Natur und

Auenberatungsstelle, 2003) sowie an der Broye (Kanton Fribourg; Auenberatungsstelle, laufende Arbeiten).



Literatur

- Auenberatungsstelle. 2004. Suivi des zones alluviales. Instructions pratiques pour la mise en place de transects et les relevés phytosociologiques sur le terrain. Document interne. 9 pp.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien. 865 pp.
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- Gillet, F. 2004. Guide d'utilisation de Phytobase 7, base de données phytosociologiques. Documents du Laboratoire d'Ecologie végétale, Institut de Botanique, Université de Neuchâtel. 39 pp.
- Gillet, F., B. De Foucault & P. Julve. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts. *Candollea* 46: 315-340.
- Kohler, F., F. Gillet, C. Roulier & F. Teuscher. 2000. Dynamique de la végétation des zones alluviales: exploration de différentes méthodes pour le suivi. *Société Botanique de Genève. Saussurea* 31: 85-100.
- Landolt, E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichung des Geobotanischen Institutes, ETH Zürich, Stiftung Rübel, 64: 1-208.
- Legendre, L. & P. Legendre. 1984. *Ecologie numérique*. Vol. 1 et 2. Masson, Paris. 595 pp.
- Roulier, C. 1998. Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse. Volume I: texte, tableaux, figures. Volume II: annexes (tableaux de végétation). *Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse*, 72. 138 pp. et annexes.
- Roulier C. & G. Vadi. 2004. Erfolgskontrolle der Vegetationsdynamik Rhone: Stand der Forschung 2004. *Wasser, Energie, Luft* 96 (11/12): 309-314.
- Vadi, G. & C. Roulier. 2005. Suivi de la dynamique de la végétation. Rapport succinct et résultats des travaux de 2004 au Rhône et à la Thur. Service conseil Zones alluviales, Yverdon-les-Bains. 39 pp.
- Wasser Fisch Natur und Auenberatungsstelle. 2003. Auenrevitalisierung Kander-Augand. Bericht im Auftrag des Renaturierungsfonds des Kantons Bern. 59 pp.



Vegetation: zeitliches Mosaik

Autor: Christian Roulier, Auenberatungsstelle

Deutsche Übersetzung: Ariane Hausammann, Auenberatungsstelle
Christine Weber, Eawag



Hintergrund

Das Vegetationsmosaik gibt Aufschluss über die Zonierung (räumliche Anordnung) und die Sukzession der Vegetation (zeitliche Verkettung).

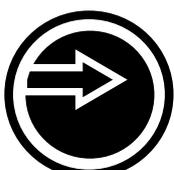
Anhand von Vegetationskarten beschreibt der Indikator das Vorhandensein und die räumliche Verteilung von Auengesellschaften. Damit widerspiegelt er Dynamik oder Stabilität der Lebensräume und informiert über Trockenheit, Vernässung und Eutrophierung, sowie über den allgemeinen Zustand des Systems. Ebenso werden auch die longitudinale und die laterale Vernetzung dokumentiert.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime • longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung ♦ naturnahe Diversität und Abundanz Flora naturnahe Diversität und Abundanz Fauna funktionierende organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

- ♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Die Vegetationskarten bestehen aus einem Mosaik von Polygonen, die durch standardisierte Parameter wie Höhe, Deckungsgrad der Vegetation, Anteile an Pionierarten und Vegetationseinheit beschrieben werden (Gallandat et al. 1993, Cole 2002, Thielen et al. 2002).

Die Wahl der zu kartographierenden Pflanzengesellschaften wird nach den Zielen der Untersuchung ausgerichtet: In der Regel werden Auenformationen erhoben. Wird jedoch ein höherer Detailgrad angestrebt, dann ist auch die Erhebung von Vegetationseinheiten möglich.

Die folgenden Auenformationen werden unterschieden:

1. Wasser
2. nackte oder wenig bewachsene Auensedimente
3. Auenfläche mit Krautvegetation
4. Weichholzaue
5. Hartholzaue
6. andere Wälder
7. übrige Flächen

Formationen 1 bis 5 sind auentypisch und damit von besonderer Bedeutung für die Bewertung (siehe Kapitel „Analyse der Resultate“).

Aufnahmeverfahren:

Die Pflanzengesellschaften werden abgegrenzt und identifiziert, zuerst mittels Luftbildinterpretation (Auenformationen) und danach im Feld (Vegetationseinheiten gemäss Pflanzenzusammensetzung). Die Feldaufnahmen sind für die Bewertung fakultativ (Abbildung 2).

Abgrenzungs- und Bestimmungsschlüssel werden im Vorfeld der Arbeit definiert, um eine Beständigkeit und Reproduzierbarkeit der Aufnahmen zu garantieren (Thielen & Roulier 2003). Diese zwei Schlüssel finden sich im Anhang (Anhang II: „Clés de photo-interprétation 2003.pdf“, „Directives de terrain 2003.pdf“). Der Arbeitsmassstab wird an die Fragestellung angepasst und liegt zwischen 1: 5'000 bis 1:10'000.

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 3)

Aufwandstufe B

Tabelle 3: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Bestellen der Luftbilder, Scanning und Orientieren	1	4		
Abgrenzung, Luftbildinterpretation (20 ha, 1:10'000)	1	9		
Erstellen der Karten der Auenformationen (20 ha, 1:10'000)	1	5		
fakultativ: Feldaufnahmen (20 ha, 1:10'000)	1	(9)		
fakultativ: Erstellen der Karten der Vegetationseinheiten (20 ha, 1:10'000)	1	(5)		
Total Personenstunden (P-h)	18 (32)			

Materialeinsatz:

Infrarot-Luftbilder (gescannt und orientiert), Gerät für digitale Fotogrammetrie, GIS

Zeitpunkt der Erhebung:

Es soll eine Erhebung bzw. Kartierung pro Jahr erfolgen, sowohl vor als auch nach der Projektumsetzung. Die Erhebungen werden während der Vegetationsperiode durchgeführt (Wald: Mai-Juli, krautige Pioniergeellschaften: Juni-September).

Beispiel: Vollständige Kartierung im Jahr vor der Massnahme (Jahr -1). Weitere Kartierungen in den Jahren 1, 3 und 5 nach der Massnahme. Im Jahr 0 (Jahr der Umsetzung der Massnahme) erfolgen keine Kartierungen.

Besonderes:

Da man während der Vegetationsperiode arbeitet, können die Daten für die Vegetationskarten über eine längere Zeitspanne hinweg erhoben werden. Ausserordentliche Hochwasser vermögen den Lebensraum umzuwandeln und die Auenvegetation kurzfristig zu ändern oder zu zerstören.

Alternative Datenquelle:

Halb-automatische Kartierung der Vegetation (wird zurzeit an der WSL entwickelt; Verantwortlicher: C. Ginzler).



Analyse der Resultate

Prinzip

Die produzierten Karten werden im GIS gespeichert; es handelt sich um Zustandskarten. Die Flächen der unterschiedlichen Formationen oder Einheiten werden berechnet. Basierend darauf wird der Zufriedenheitsgrad (= standardisierte Wert) bestimmt. Die Werte des Zufriedenheitsgrades der unterschiedlichen Zeitpunkte werden verglichen.

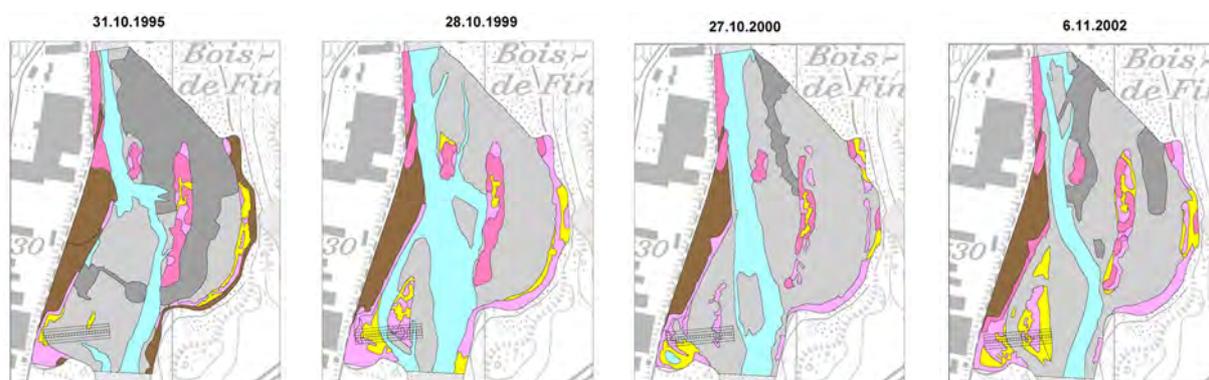


Abbildung 4: Karte der Auenformationen der „Ile Falcon“ (Sierre/Siders, VS). Zustand: 1995-1999-2000-2002). Braun: Nichtauengebiet; Violett: Weichholzaue mehr als 5 m hoch; Rosa: Weichholzaue weniger als 5 m hoch; Gelb: Pionierkrautgesellschaften; Dunkelgrau: künstlich transportierte Sedimente aus der Kiesentnahme; Hellgrau: natürliche Sedimente; Blau: Wasser.

Analyse 1: Vielfalt der Auenformationen

Die Vielfalt der Auenformationen beschreibt die Komplexität des Mosaiks von Auenlebensräumen. So charakterisiert eine ausgeglichene Verteilung der Auenformationen ein dynamisches System. Die Dominanz von ein oder zwei Formationen dagegen kennzeichnet ein verarmtes Auensystem. Die Vielfalt der vorhandenen Auenformationen wird mittels Shannon-Index wie folgt berechnet:

$$H' = -\sum \ln p_i \times p_i$$

wobei

- p_i = Flächenanteil der vorhandenen Auenformation i an der Gesamtfläche
 i = Auenformationen wie Wasser, Weichholzaue etc. (siehe Kapitel „Messgrösse“)

Der Wertebereich des Shannon-Index hängt von der Anzahl Auenformationen ab.

Für die Bewertung werden die Werte des Shannon-Index zu einer dimensionslosen Grösse standardisiert (=Zufriedenheitsgrad). Dafür muss vorgängig abgeschätzt werden, wie viele Auenformationen unter natürlichen Bedingungen an diesem Standort vorkommen würden (potenzielle Anzahl an Formationen). Dies hängt einerseits von der Meereshöhe ab: Liegt ein Fliessgewässer unterhalb von 1000 m. ü. M., dann kann von 5 Auenformationen ausgegangen werden.

Ja nach potenzieller Anzahl an Auenformationen gelten unterschiedliche 0- und 1-Richtwerte für den Shannon-Index (Tabelle 5):

Tabelle 5: 0- und 1-Richtwerte für den Shannon-Index für unterschiedliche potenzielle Anzahl an Formationen.

potenzielle Anzahl an Formationen	0-Richtwerte	1-Richtwerte
3	≤ 0.34	≥ 0.95
4	≤ 0.43	≥ 1.20
5	≤ 0.50	≥ 1.40
6	≤ 0.55	≥ 1.55
7	≤ 0.60	≥ 1.70

Zwischen den beiden Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 6, Beispiel für 5 Formationen).

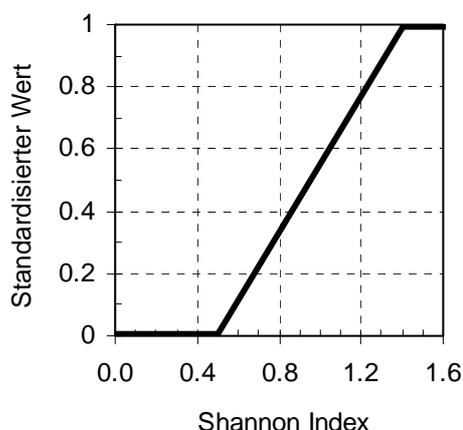


Abbildung 6: Graphik zur Standardisierung des Shannon-Indexes: Verlauf bei fünf Formationen.

Beispiel:

Die Vielfalt der Auenformationen auf der Ile Falcon (siehe Abbildung 4) wurde zu 4 verschiedenen Zeitpunkten bewertet. 4 verschiedene Formationen waren mit unterschiedlichen Flächenanteilen vorhanden (siehe Tabelle 7). Basierend auf den jeweiligen Anteilen dieser vier Formationen wurde der Shannon-Index für jeden Beobachtungszeitpunkt bestimmt.

Für die Standardisierung wurde darauf die potenzielle Anzahl an Formationen abgeschätzt. Dabei kann von 5 Formationen ausgegangen

werden: Zusätzlich zu den bereits vorhandenen Formationen muss auch die Hartholzaue als standorttypische Auenformation erwartet werden.

Entsprechend werden die Shannon-Werte in der Wertefunktion für 5 Formationen standardisiert.

Tabelle 7: Vielfalt der Auenformationen in der Ile Falcon (Sierre VS). Die Resultate widerspiegeln die zeitlichen Veränderungen der Vielfalt: Zwischen 1995, dem Jahr der Projektumsetzung, und 1999 stieg der Wert für den Zufriedenheitsgrad (standardisierter Wert) von 0.46 auf 0.76 an. Unmittelbar nach dem Hochwasser 2000 sank er auf 0.52 ab, nahm aber bis ins Jahr 2002 wieder zu. Die Ausprägung im Jahr 1999 ist die vielfältigste. Das Fehlen einer Hartholzaue steht mit dem jungen Alter der Aufweitung in Verbindung. Mit der Zeit und wenn der zur Verfügung stehende Platz ausreichend ist, wird sich eine Hartholzaue ausbilden.

	Anteil der verschiedenen Formationen					Shannon Index	standardisierter Wert
	Wasser	Sedimente	Kraut-vegetation	Weichholz- aue	Hartholz- aue		
1995	12 %	61 %	3 %	12 %	0 %	0.91	0.46
1999	28 %	40 %	5 %	18 %	0 %	1.18	0.76
2000	18 %	60 %	3 %	12 %	0 %	0.97	0.52
2002	12 %	58 %	7 %	17 %	0 %	1.05	0.62

Analyse 2: Anteil an Pionierformationen

Im Untersuchungsperimeter wird die von Pionierformationen besiedelte Fläche bestimmt. Als Pionierformationen gelten Krautgesellschaften und Weichholzaunen. In kanalisierten Systemen fehlen diese beiden Formationen weitgehend. Durch die Revitalisierung von Fliessgewässern werden sie aber gefördert.

Die Wertefunktion verläuft treppenförmig (Abbildung 8). Ein Anteil an Pionierformationen zwischen 0 und 10 % entspricht dem standardisierten Wert von 0. Mit einem Anteil von 50 bis 60 % wird ein Maximum von 1 erreicht. Für Werte über 80 % verbleibt der standardisierte Wert bei 0.5, aufgrund des erhöhten Wertes und der Seltenheit der Pionierformationen.

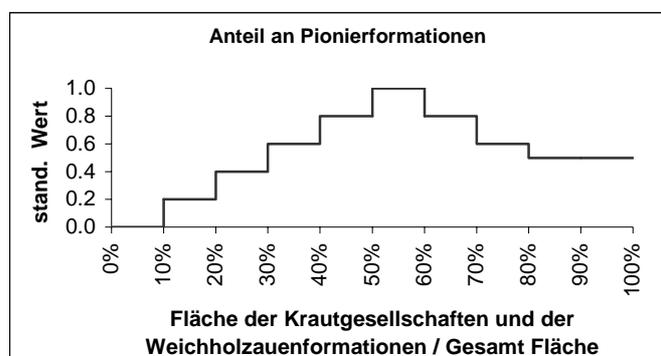


Abbildung 8: Graphik zur Standardisierung der Resultate für die Pionierformationen.

Im untenstehenden Beispiel ist die Variation des Anteils an Pionierformationen gezeigt (Tabelle 9).

Tabelle 9: Anteil an Pionierformationen in der Ile Falcon (Sierre VS). Diese Variationen sind durch die Hochwasser der Rhone bedingt: Durch die ausserordentlich hohen Abflüsse des Jahres 2000 wurden die Krautgesellschaften und Weichholzaunen teilweise zerstört und durch nackte Sedimente ersetzt. Das Hochwasser vom Oktober 2000 hat den Anteil an Pionierformationen von 23 % auf 15 % gesenkt. Der Zufriedenheitsgrad bzw. der standardisierte Wert hat sich entsprechend von 0.4 auf 0.2 vermindert. Im Jahr 2002 erreichte er aber bereits wieder einen Wert von 0.4.

	Anteil der verschiedenen Pionierformationen	standardisierter Wert
Ile Falcon		
1995	14.26 %	0.2
1999	23.26 %	0.4
2000	14.91 %	0.2
2002	22.99 %	0.4

Technische Bemerkung zur Analyse der Auenformationen

Die Excel-Vorlage „Auswahl und Bewertung“ erlaubt die Berechnung des standardisierten Wertes für die Vielfalt der Auenformationen gemäss der in der Analyse 1 in Abbildung 6 präsentierten Graphik. Wird auch der Anteil an Pionierformationen (Analyse 2) berücksichtigt, dann führt der Benutzer beide Analysen von Hand durch. Die resultierenden standardisierten Werte werden gemittelt und der Mittelwert zur weiteren Bewertung in die Excel-Vorlage eingetragen.

Analyse der Vegetationseinheiten (fakultativ)

Für die Auen von nationaler Bedeutung wurden Vegetationskarten erstellt, die sich aus 22 Vegetationseinheiten zusammensetzen (Gallandat et al. 1993). Das Aufnahmevorgehen hierzu ist in Abbildung 2 unter „fakultative Schritte 4 und 5“ vorgestellt. Analyse 1 und 2 können auch auf solche Karten angewendet werden. In diesem Fall wird empfohlen, die Vegetationseinheiten nach dem untenstehenden Schlüssel (Tabelle 10) den verschiedenen Formationen zuzuweisen:

Tabelle 10: Schlüssel zur Analyse der Vegetationseinheiten.

Vegetationseinheit	Formation
1	1. Wasser
2	2. nackte oder wenig bewachsene Auensedimente
3, 4, 5	3. Auenfläche mit Krautvegetation
6, 7, 8, 9, 12.3, 12.4, 13.2	4. Weichholzaue
10, 11, 12, 12.1, 13, 13.1	5. Hartholzaue
14, 15, 16, 18	6. andere Wälder
17, 19, 20, 21, 22	7. übrige Flächen

Nach dieser Umwandlung können der Shannon-Index und die zugehörigen standardisierten Werte wie oben beschrieben berechnet werden.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die hier erstellten Vegetationskarten können gleichzeitig mit den im Steckbrief des Indikators Nr. 19 „Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen“ beschriebenen Methoden bewertet werden. Ausserdem können die Resultate mit folgenden Indikatoren verglichen werden:

- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 41: Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetern in Übergangszonen
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches
- Nr. 44: Ufer: Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land

Die erstellten Karten sind mit den Daten aus der schweizerischen und europäischen Literatur vergleichbar.

Varianten mit geringerem Aufwand sind:

- Nr. 47: Vegetation: auentypische Pflanzenarten
- Nr. 50: Vegetation: Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften

Der Indikator „zeitliches Mosaik“ ergänzt die Indikatoren Nr. 47 und Nr. 50 wie folgt:

- Informationsgehalt: Die Kartographie beschreibt das Mosaik und den Vegetationstyp in einer standardisierten Art und Weise (nach einem Bestimmungsschlüssel). Die phytosoziologischen Erhebungen entlang von Transekten oder in Dauerquadraten dokumentieren detailliert die Zusammensetzung der Vegetation.
- Räumlicher Massstab: Die Kartographie betrachtet Flächen von 1 ha zu 100 ha, die phytosoziologischen Erhebungen dagegen beziehen sich auf Flächen von 0.1 bis 1 ha.



Anwendungsbeispiele

Diese Methode wurde vom Laboratorium für Pflanzenökologie der Universität Neuenburg und der Auenberatungsstelle entwickelt, insbesondere für die Verwaltung des Aueninventars und für die Erfolgskontrolle der Auen von nationaler Bedeutung.

Roulier & Vadi (2004): Kartierung der Auenformationen in einer Aufweitung an der Rhone bei Sierre (Ile Falcon). Dokumentation der Entwicklung zwischen 1994 und 2002.

Thielen et al. (2004): Kartierung der Vegetationseinheiten der Auen nationaler Bedeutung.



Literatur

- Cole, C.A. 2002. The assessment of herbaceous plant cover in wetlands as an indicator of function. *Ecological Indicators* 2: 287-293.
- Gallandat, J.-D., J.-M. Gobat & C. Roulier. 1993. Kartierung der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Schriftenreihe Umwelt. BUWAL, Bern. 115 pp.
- Gillet, F., B. de Foucault & P. Julve. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts. *Candollea* 46 : 315-340.
- Roulier, C. & G. Vadi. 2004. Erfolgskontrolle der Vegetationsdynamik Rhone: Stand der Forschung 2004. *Wasser, Energie, Luft* 96 (11/12): 309-314.
- Thielen, R. & C. Roulier. 2003. Cartographie des zones alluviales. Directives de terrain. Version 2003. Yverdon-les-Bains. 23 pp.
- Thielen, R., N. Perrottet, A.-C. Cosandey & C. Roulier. 2002. Cartographie des zones alluviales. Clés de photo-interprétation. Service conseil Zones alluviales. Yverdon-les-Bains. 32 pp.
- Thielen, R., A.-C. Cosandey, S. Lussi & C. Roulier. 2004. Digitale Auen. *Tec21*: 18-20.



Vegetation: Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften

Autor: Christian Roulier, Auenberatungsstelle

Deutsche Übersetzung: Ariane Hausammann, Auenberatungsstelle
Christine Weber, Eawag



Hintergrund

Die Vegetation widerspiegelt die Funktionsfähigkeit der semi-aquatischen und terrestrischen Ökosysteme (Ellenberg 1996). Damit gibt sie Aufschluss über die Entstehung von Standorten (Landolt 1977), die Besiedlung neu entstandener Flächen und ihre Weiterentwicklung. Diese zeitliche Dynamik lässt sich in Sukzessionsreihen abbilden (Roulier 1998).

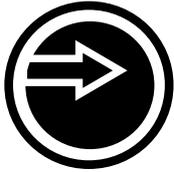
Der Indikator misst die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften und ihre zeitliche Entwicklung (Sukzession) in Dauerflächen, die in verschiedenen Standorten des Hauptgerinnes und der umgebenden Aue liegen.

Der Indikator ist für die Beurteilung der in Tabelle 1 gekennzeichneten Projektziele geeignet.

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele.

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	naturnahe Geschiebehaushalt		Stakeholder-Partizipation
	naturnahe Temperaturregime		
	longitudinale Vernetzung		
	● laterale Vernetzung		
	vertikale Vernetzung		
	◆ naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	funktionierende organische Kreisläufe		

- ◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen
- = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse:

Die Pflanzengesellschaften werden mittels phytosoziologischer Aufnahmen beschrieben. Eine Aufnahme besteht aus einer vollständigen Liste der Arten, die auf der Dauerfläche vorkommen. Die Daten werden in einer Datenbank (Phytobase) erfasst und gespeichert. Jeder Art wird ein semi-quantitativer Koeffizient zugewiesen, der ihre Abundanz in der Aufnahmefläche beschreibt (Gillet et al. 1991).

Aufnahmeverfahren:

Die Untersuchungsflächen für die phytosoziologischen Aufnahmen werden in den wichtigsten Pflanzengesellschaften der Aue, im Hauptgerinne und, falls nötig, im Auenwald angelegt (Dauerflächen).

Um einen Untersuchungsstandort von 3-5 ha zu beschreiben, sind mindestens 2-3 isolierte Aufnahmen nötig.

Die Untersuchungsflächen sind kreisförmig. Die Grösse des Kreises wird durch das Vorhandensein unterschiedlicher Vegetationsschichten bestimmt (Tabelle 2):

Tabelle 2 : Einteilung in verschiedene Vegetationsschichten.

	Eigenschaften Vegetation		Eigenschaften Untersuchungsfläche	
	Typ	Höhe der Vegetation	Fläche	Kreisradius
A	Baumschicht hoch	≥ 15 m	125 m ²	6.31 m
a	Baumschicht niedrig	8 - 15 m	125 m ²	6.31 m
B	Strauchschicht hoch	2- 8 m	75 m ²	4.88 m
b	Strauchschicht niedrig	0.25 - 2 m	75 m ²	4.88 m
H	Krautschicht hoch	≥ 0.25 m	25 m ²	2.82 m
h	Krautschicht niedrig	0 - 0.25 m	25 m ²	2.82 m

Die Flächen werden mittels eines Pflocks in der Kreismitte dauerhaft markiert.



Abbildung 3. Zur Charakterisierung der abgebildeten Phytozoenose sind zwei Aufnahmen nötig: eine Aufnahme der niedrigen Strauchschicht (b) und eine Aufnahme der niedrigen Krautschicht (h).

Sekundäre Erhebungen:

Installation der dauerhaften Bezugspunkte, GPS Messungen

Zeitlicher und personeller Aufwand: (Tabelle 4)

Aufwandstufe A

Tabelle 4: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Installation Dauerfläche. Phytosoz. Aufnahmen. (1 Dauerfläche)	1	3		
Dateneingabe und - auswertung (1 Dauerfläche)	1	2		
Total Personenstunden (P-h)	5			

Materialeinsatz:

Metall- oder Holzpfähle, Messband 30 m, Bestimmungsliteratur, Standard-Aufnahmeformular (Anhang II: „Fiche relevés synusial.doc“), „Instructions pratiques pour la mise en place des transects et les relevés phytosociologiques sur le terrain“ (Anhang II: „Instructions pratiques.doc“), Lupe

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung:

Es soll eine Erhebung pro Jahr erfolgen, sowohl vor als auch nach der Projektumsetzung. Die Erhebungen werden während der Vegetationsperiode durchgeführt (Wald: Mai-Juli, krautige Pioniergesellschaften: Juni-September).

Ideales Beispiel: Erste Aufnahme im Jahr vor der Massnahme (Jahr -1). Weitere Aufnahmen in den Jahren 1, 3 und 5 nach der Massnahme. Im Jahr 0 (Jahr der Umsetzung der Massnahme) erfolgen keine Aufnahmen.

Besonderes:

Da man während der Vegetationsperiode arbeitet, können die Vegetationsdaten über eine längere Zeitspanne hinweg erhoben werden. Ausserordentliche Hochwasser vermögen diesen Lebensraum umzuwandeln und die Auenvegetation kurzfristig zu ändern oder zu zerstören.

Die hier eingesetzte Methodik der Phytosoziologie (Gillet et al. 1991) weicht vom klassischen Ansatz nach Braun-Blanquet (1964) ab. Dennoch sind die Resultate mit den Daten aus der schweizerischen und europäischen Literatur vergleichbar.



Analyse der Resultate

Die phytoökologische Datenbank „Phytobase“ (Anhang II: „PhytobaseS“) erlaubt das Speichern der Daten, die Identifizierung der Gesellschaften in einem Referenzsystem und das Anfertigen von Vegetationstabellen und Statistiken (Ökologischer Index, Biodiversitäts-Index).

Die Aufnahmen werden mit einem Referenzzustand verglichen: Die Ähnlichkeit von Aufnahme und Referenz wird mit dem Jaccard-Ähnlichkeitskoeffizient ausgedrückt (Legendre & Legendre 1984). Die Referenz ist dabei eine abstrakte Vorgabe der Datenbank Phytobase. Sie widerspiegelt die mittlere Zusammensetzung der Gesellschaft (relevé centroïde).

Der Jaccard-Ähnlichkeitskoeffizient wird in Phytobase automatisch wie folgt berechnet:

$$SJ_{ij} = \frac{a}{a + b + c}$$

wobei

a = Zahl der gemeinsamen Arten in Aufnahmen i und j

b = Zahl der Arten, die nur in der Aufnahme i vorkommen

c = Zahl der Arten, die nur in der Aufnahme j vorkommen

i = Aktuelle Aufnahme

j = Referenzzustand

Die Werte des Jaccard-Ähnlichkeitskoeffizienten werden zu dimensionslosen Grössen zwischen 0 und 1 standardisiert. Dabei gilt:

Richtwerte: Jaccard-Ähnlichkeitskoeffizient

0-Richtwert: ≤ 0.1

1-Richtwert: ≥ 0.5

Zwischen den beiden Richtwerten verläuft die Kurve linear (Abbildung 5).

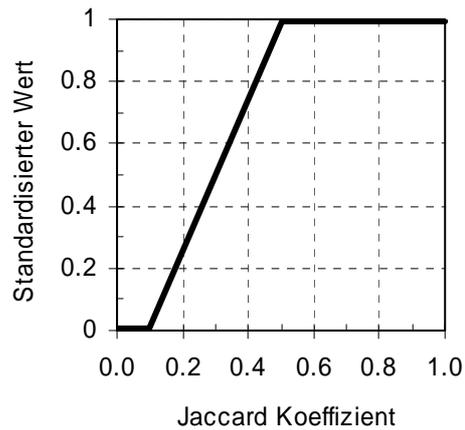


Abbildung 5: Graphik zur Standardisierung der Jaccard-Ähnlichkeitskoeffizienten.

Beispiel

In Tabelle 6 ist die Entwicklung der Auenvegetation in einer Aufweitung der Rhone auf der Ile Falcon bei Sierre (VS) zwischen 2001 und 2004 angegeben. Dabei handelt es sich nicht um die oben beschriebenen Kreisflächen, sondern um ein Kompartiment (15-20 m) eines Dauertransekts (siehe Indikator Nr. 48 „Sukzession und Verjüngung“). Dieses ist durch die Assoziation Coe 1056 „Festuco arundinaceae - Calamagrostiocoenetum pseudophragmiti myricariocoenetosum germanicae“ besiedelt, welche für dieses Beispiel auch die Zielgesellschaft darstellt.

Tabelle 6: Die zwischen 2001 und 2004 erhobenen Phytozönosen des Kompartiments 15-20 m des Dauertransekts auf der Ile de Falcon an der Rhone (Sierre, VS). In der Kolonne ganz rechts ist die Referenzgesellschaft angegeben. Die Häufigkeiten der einzelnen elementaren Syntaxa ist in römischen Ziffern vermerkt.

N°	Elementare Syntaxa	2001	2002	2003	2004	Coe 1056 (Referenz)
105	B*Salici elaeagni - Myricarietum germanicae	.	.	5	5	V
106	B*Salicetum albae	.	.	2	.	.
108	B*Salicetum elaeagno - daphnoidis populetosum nigrae	4	4	.	.	.
115	B*Larici deciduae - Salicetum daphnoidis	1	.	.	.	r
117	B*Salicetum appendiculato - daphnoidis	.	4	.	.	.
279	H*Calamagrostietum pseudophragmitis typicum	.	2	2	.	l
281	H*Tussilago farfarae - Agrostietum stoloniferae	.	.	.	1	.
286	H*Calamagrostietum pseudophragmitis galietosum albi	1	2	+	2	V
101	B*Alnetum incanae	r
102	B*Salicetum elaeagni	r
129	B*Ribo rubri - Loniceretum xylostei rubetosum idaei	r
248	H*Equiseto variegati - Typhetum minimae	r
259	H*Impatienti glanduliferae - Solidagetum serotinae	r
271	H*Peucedano oreoselini - Artemisietum campestris	ll
	Ähnlichkeit mit Coe 1056 (Jaccard-Koeffizient)	0.042	0.134	0.382	0.514	1
	Zufriedenheit mit Coe 1056 (Wertefunktion)	0	0,09	0,71	1	1



Verbindung zu anderen Indikatoren

Die anhand des Indikators „Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften“ erstellten Vegetationstabellen können mit folgenden Indikatoren verglichen werden:

- Nr. 13: Hydraulik: Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen
- Nr. 21: Makroinvertebraten: Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden
- Nr. 39: Übergangszonen: nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser
- Nr. 41: Übergangszonen: Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetern in Übergangszonen
- Nr. 42: Ufer: Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Eine noch umfassendere Bewertung wird durch die Beobachtung von Dauertransekten anhand des Vegetationsindikators Nr. 48 „Sukzession und Verjüngung“ gewonnen.



Anwendungsbeispiele

Diese Methode wurde vom Laboratorium für Pflanzenökologie der Universität Neuenburg im Rahmen der Erfolgskontrolle der Auen von nationaler Bedeutung entwickelt. Sie wurde in der Aue 55 (Senseauen FR/BE) eingesetzt (Kohler et al 2000).



Literatur

- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien. 865 pp.
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- Gillet, F. 2004. Guide d'utilisation de Phytobase 7, base de données phytosociologiques. Documents du Laboratoire d'Ecologie végétale, Institut de Botanique, Université de Neuchâtel. 39 pp.
- Gillet, F., B. De Foucault & P. Julve. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts. *Candollea* 46: 315-340.
- Kohler, F., F. Gillet, C. Roulier & F. Teuscher. 2000. Dynamique de la végétation des zones alluviales: exploration de différentes méthodes pour le suivi. *Société Botanique de Genève. Saussurea* 31: 85-100.
- Landolt, E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichung des Geobotanischen Institutes, ETH Zürich, Stiftung Rübel, 64 : 1-208.
- Legendre, L. & P. Legendre. 1984. *Ecologie numérique*. Vol. 1 et 2. Masson, Paris. 595 pp.
- Roulier, C. 1998. Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse. Volume I: texte, tableaux, figures. Volume II: annexes (tableaux de végétation). *Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse*, 72. 138 pp. et annexes.
- Service conseil zones alluviales. 2004. Suivi des zones alluviales. Instructions pratiques pour la mise en place de transects et les relevés phytosociologiques sur le terrain. Document interne. 9 pp.
- Wasser Fisch Natur und Auenberatungsstelle. 2003. Auenrevitalisierung Kander-Augand. Bericht im Auftrag des Renaturierungsfonds des Kantons Bern. 59 pp.