

Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 103 (2011)
Heft: 2

Artikel: MCWM : ein Konzept für multikriterielle Entscheidungsunterstützung im Wassermanagement
Autor: Reichert, Peter / Schuwirth, Nele / Langhans, Simone D.
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-941809>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 04.04.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

MCWM – Ein Konzept für multikriterielle Entscheidungsunterstützung im Wassermanagement

Peter Reichert, Nele Schuwirth, Simone D. Langhans

1. Einleitung

Das per 1.1.2011 in Kraft getretene revidierte Gewässerschutzgesetz bringt den Kantonen in der Schweiz zusätzliche Verpflichtungen bezüglich der Revitalisierung morphologisch beeinträchtigter Gewässer und der Verminde- rung negativer Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf Gewässerökosysteme. Da auch neue Finanzierungsquellen erschlossen werden, sind diese neuen oder verstärkten Verpflichtungen eine grosse Chance für die ökologische Aufwertung der schweizerischen Gewässersysteme. Ähnliche Anforderungen an das Gewässermanagement wurden auch im Ausland etabliert, etwa in der Europäischen Union durch die Wasserrahmenrichtlinie (WFD, 2000). Das Ziel des Gewässermanagements muss es sein, mit den verfügbaren Mitteln einen möglichst grossen ökologischen und gesellschaftlichen Nutzen zu erzielen. Das ist eine anspruchsvolle Aufgabe, die sich in die folgenden Schritte zerlegen lässt:

- Identifikation von Defiziten und deren vergleichende Bewertung.
- Erarbeitung von Managementoptionen (Alternativen) zur Aufwertung der Gewässer.
- Schätzung des erwarteten ökologischen und sozialen Nutzens und der anfallenden Kosten der verschiedenen Alternativen.
- Priorisierung der vorgeschlagenen Alternativen im Kanton oder in Flusseinzugsgebieten aufgrund einer umfassenden Abwägung der erwarteten Effekte gegenüber den Kosten.
- Realisierung der priorisierten Projekte.
- Erfolgskontrolle (Woolsey et al. 2005; Woolsey et al. 2007) und Überführung der initiierten Planung in einen kontinuierlichen und adaptiven Planungsprozess.

Es ist offensichtlich wichtig, Synergien zwischen den neuen Aufgaben und bisherigen Planungsprozessen im Gewässerschutz optimal zu nutzen. Trotz der weitgehend sektoriellen und zweckgebundenen Finanzierung

vieler Aufgaben im Gewässerschutz ist deshalb eine integrative, sektorübergreifende Planung essenziell (BUWAL/BWG, 2003; Wasser-Agenda 21, 2011).

In diesem Artikel möchten wir ein einheitliches Planungskonzept für das Wassermanagement vorstellen und am Beispiel des Oberflächengewässermanagements diskutieren. Dieses Konzept soll die integrative Evaluation und die transparente Kommunikation im Rahmen von sektoriellen Planungen oder des integrativen Wassermanagements auf verschiedenen räumlichen Skalen fördern. Ein solches gemeinsames Konzept bietet die folgenden Vorteile gegenüber sektorieller oder fallspezifischer Planung:

- Eine einheitliche methodische Grundlage für das Wassermanagement erleichtert die Vergleichbarkeit der erwarteten Effekte von Massnahmen über Sektorgrenzen hinweg, auch wenn die administrativen Abläufe sektoriell organisiert sind.
- Ein bis zu einem gewissen Grad formalisiertes Verfahren erleichtert die gleichberechtigte Bewertung verschiedener Ziele und Anliegen.
- Ein systematisches Konzept kann den Einbezug von Beteiligten und Betroffenen strukturieren helfen und eine Basis bilden für eine transparente Kommunikation von gefällten Entscheiden oder für die Vorbereitung von Parlaments- oder Volksabstimmungen.
- Eine einem solchen Konzept zugrundeliegende klare Trennung von erwarteten Effekten vorgeschlagener Alternativen und gesellschaftlichen Zielvorstellungen erleichtert das Einbringen wissenschaftlicher Erkenntnisse in den gesellschaftlichen Entscheidungsprozess.
- Die erhöhte Transparenz der Prognosen und Bewertungen erleichtert den Vergleich mit Ansätzen, die in anderen Ländern verwendet werden.

Es ist das Ziel dieses Artikels, am Beispiel des Oberflächengewässermanagements ein solches einheitliches Konzept für Entschei-

dungsunterstützung im Wassermanagement vorzustellen. Dieses Konzept kombiniert Elemente aus der Entscheidungstheorie (Keeney, 1992; Eisenführ et al. 2010) mit bewährten bisherigen Verfahren im Gewässermanagement. Es basiert auf multi-kriteriellen Methoden der Entscheidungsunterstützung, die schwierige Abwägungen zwischen sich zum Teil widersprechenden Interessen transparent machen und damit den Entscheidungsprozess erleichtern. Aus diesem Grund sind solche Verfahren für das Umweltmanagement speziell gut geeignet (Janssen, 2001; Kiker et al. 2005; Cipollini et al. 2005; Linkov et al. 2006); Klauer et al. 2006.

Eine besondere Stärke des vorgeschlagenen Konzepts ist seine flexible Anwendbarkeit. Es fördert das integrative Analysieren von Massnahmen auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen, unabhängig davon, ob institutionelle Strukturen für das integrative Wassermanagement vorhanden sind (Zysset et al. 2011). Das Konzept selbst befasst sich nicht mit der institutionellen Implementation des Wassermanagements. Nur für grössere Projekte wird es möglich und sinnvoll sein, die Verfahrensschritte in aller Ausführlichkeit zu durchlaufen. Wir führen hier im Sinn von Beispielen fünf potenzielle Anwendungsmöglichkeiten des vorgeschlagenen Konzepts im Oberflächengewässermanagement an. Ein wesentlicher Vorteil des Konzepts ist es, dass alle diese Anwendungsmöglichkeiten auf dieselben methodischen Grundlagen zurückgreifen. Dadurch ist die Transparenz und Übertragbarkeit der Resultate gewährleistet. Diese Beispiele beziehen sich primär auf die Anwendung des Konzepts durch Gewässerschutzfachstellen der Kantone oder Beratungsbüros.

1. Verwendung der ökologischen Bewertungsverfahren zur Defizitanalyse.
2. Vergleichende Beurteilung von Alternativen bezüglich des ökologischen Gewinns in spezifischen Teilbereichen, etwa bezüglich Fischen, chemischen Eigenschaften des Gewässers oder der Gewässermorphologie.



3. Vergleichende integrative Beurteilung des (integrierten) ökologischen Gewinns verschiedener Alternativen.
4. Informelle Verwendung des Konzepts zur Strukturierung des Entscheidungsprozesses in der Verwaltung und/oder des Einbezugs von Stakeholdern ohne die einzelnen Schritte im Detail quantitativ durchzuführen.
5. Verwendung für integrative Planung und Priorisierung im Oberflächengewässermanagement unter praktisch vollständiger und quantitativer Durchführung aller Verfahrensschritte (siehe auch BUWAL/BWG, 2003 und Wasser-Agenda 21, 2011).

Durch diese Flexibilität ergibt sich die Möglichkeit das Konzept problembezogen und fallspezifisch auf eine sinnvolle Art einzusetzen. Insbesondere ist es sehr wichtig, dass sich alle entscheidungsunterstützenden Anwendungen sowohl für sektorielle als auch für sektorübergreifende Massnahmenpläne einsetzen lassen. Die hier angesprochenen Anwendungsmöglichkeiten werden in Kapitel 7 ausführlicher diskutiert.

Das in diesem Artikel vorgestellte Konzept ist nicht grundsätzlich verschieden von bisherigen Planungsprozessen; es macht aber die Schritte der Planungs- und Entscheidungsprozesse expliziter und kann damit zur Strukturierung und Transparenz des Prozesses beitragen. In einem folgenden Artikel (Langhans und Reichert 2011) wird am Beispiel des schweizerischen Verfahrens zur Zustandsbewertung von Fließgewässern, dem Modulstufenkonzept (MSK; <http://www.modul-stufen-konzept.ch>; Bundi et al. 2000), gezeigt, wie sich Elemente dieses Konzepts konkret umsetzen lassen. Mit diesen Artikeln möchten wir die Diskussion einer systematisierten Entscheidungsfindung im Gewässer- oder noch breiter im Wassermanagement, in die Praxis bringen. Wir sind insbesondere an Vorschlägen zur Verbesserung des Konzepts und seiner Praxistauglichkeit interessiert.

Dieser Artikel ist wie folgt strukturiert: Kapitel 2 gibt einen Überblick über das vorgeschlagene Entscheidungsunterstützungsverfahren. In den Kapiteln 3, 4, 5 und 6 werden die wichtigsten Elemente, die Strukturierung und Quantifizierung der Ziele, die Generierung von Alternativen, die Prognose der Konsequenzen der Alternativen und die Rangierung der Alternativen diskutiert. In Kapitel 7 werden die oben erwähnten Anwendungsmöglichkeiten des Konzepts vertieft diskutiert. Das abschliessende Kapitel 8 gibt einen Ausblick auf mögliche künftige Entwicklungen und fasst die wichtigsten Schlussfolgerungen nochmals zusammen.

Im folgenden werden wichtige Begriffe aus

der Entscheidungstheorie erklärt. Die Begriffe sind im Textverlauf kursiv markiert.

Entscheidungsunterstützung:

Formalisiertes Verfahren zur Aufbereitung von Information um Entscheidende dabei zu unterstützen, gute Alternativen zu finden und den Entscheid zur bestmöglichen Erfüllung ihrer Ziele zu fällen.

Alternativen:

Mögliche Managementoptionen aus denen die beste ausgewählt werden soll.

Stakeholder:

Personen, die Interesse am Verlauf oder Ergebnis eines Prozesses haben. In der Regel sind sie am Prozess beteiligt oder von ihm betroffen. Stakeholder werden oft als Repräsentanten der Gesellschaft in die Vorbereitung politischer Entscheide einbezogen, um Alternativen zu finden, die eine möglichst hohe politische Akzeptanz haben.

Ziel:

Ein Ziel ist etwas, das eine Person oder Gruppe (Entscheider, Stakeholder) erreichen will.

Zielhierarchie:

Hierarchische Gliederung eines übergeordneten Ziels in konkretere Unterziele. Die Unterziele auf jeder Ebene sollen alle wichtigen Aspekte des übergeordneten Ziels abdecken und möglichst komplementär sein.

Präferenzen:

Einstellung gegenüber der relativen Wünschbarkeit verschiedener möglicher Konsequenzen von *Alternativen* (welche zieht man welcher vor).

Attribut:

Objektiv messbare Systemgrösse entweder kontinuierlich (beliebiger Wert innerhalb eines Bereichs ist möglich) oder diskret (endliche Zahl von Werten möglich). Attribute charakterisieren den aktuellen Zustand und beschreiben die Konsequenzen von Alternativen. Sie dienen der Quantifizierung der Zielerreichung mittels einer *Wertfunktion*. Eine alternative Bezeichnung für Attribut ist Indikator.

Wertfunktion:

Quantifiziert die *Präferenzen* durch den Zielerreichungsgrad, der bei Vorliegen gegebener *Attribute* erreicht wird, auf einer numerischen Skala zwischen 0 (schlechteste Zielerreichung) und 1 (vollständige Zielerreichung). Wird oft hierarchisch konstruiert, indem man die Erreichungsgrade auf der untersten Ebene der *Zielhierarchie* mithilfe der *Attribute* definiert und diejenigen auf höheren Ebenen aus den Werten für die Unterziele aggregiert.

Qualitätsklasse:

Die Zielerreichung kann zusätzlich zur kontinuierlichen *Wertfunktion* auch durch diskrete Qualitätsklassen quantifiziert werden. Dies ist oft nützlich für graphische Visualisierungen und für Defizitanalysen. Für die Entscheidungsunterstützung ist aber die konti-

nuierliche Beschreibung wichtig. Diese kann jederzeit zur besseren Veranschaulichung in Qualitätsklassen übergeführt werden.

Risikoeinstellung:

Haltung gegenüber unsicheren Konsequenzen. Ist man indifferent zwischen einer sicheren Konsequenz mit einem Zielerreichungsgrad, der dem *Erwartungswert* des Zielerreichungsgrades einer unsicheren Konsequenz entspricht, ist man risikoneutral. Zieht man die sichere Konsequenz vor, ist man risikoscheu, zieht man die unsichere vor, ist man risikosuchend.

Erwartungswert:

Mit den Wahrscheinlichkeiten gewichteter Mittelwert möglicher Konsequenzen einer Alternative. Wir sind an den Erwartungswerten von *Attributen*, insbesondere aber auch am Erwartungswert der *Nutzenfunktion* interessiert.

Nutzenfunktion:

Dient der Bewertung unsicherer Konsequenzen von *Alternativen* wie bei der *Wertfunktion* auf einer Skala von 0 bis 1. *Alternativen* mit grösserem *Erwartungswert* der Nutzenfunktion werden solchen mit geringerem Erwartungswert vorgezogen. Die Nutzenfunktion kombiniert den Zielerreichungsgrad mit der *Risikoeinstellung*.

2. Überblick über das Verfahren

Bild 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Schritte des vorgeschlagenen Konzepts zur Unterstützung von Entscheiden im Oberflächengewässermanagement. Dieses ist stark an der Literatur über Entscheidungstheorie orientiert (Keeney, 1992; Eisenführ et al. 2010) und erweitert einen Vorschlag zur Entscheidungsunterstützung für Flussrevitalisierungen (Reichert et al. 2007). Die Schritte

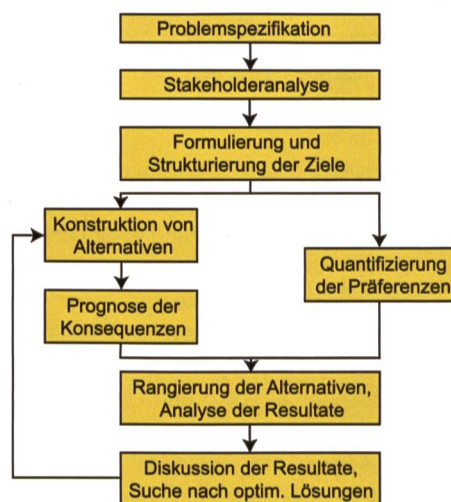


Bild 1. Überblick über die Schritte des vorgeschlagenen Entscheidungsunterstützungsverfahrens (modifiziert nach Schuwirth et al. 2011).

dieses Konzepts werden nicht ausschliesslich sequentiell durchlaufen; Iterationen sind sehr wichtig, auch wenn diese nicht im Diagramm eingezeichnet sind. Kursiv markierte Begriffe sind unter «Begriffe» erklärt.

Problemspezifikation

Eine klare Problemspezifikation ist von entscheidender Bedeutung für die nachfolgenden Schritte, da eine sorgfältige Analyse eines inkorrekt formulierten Entscheidungsproblems zu falschen Schlussfolgerungen führen kann. Im Oberflächengewässermanagement sind wichtige Problemstellungen etwa die regionale Priorisierung von Massnahmen oder die Alternativenwahl an einem spezifischen Flussabschnitt oder See. Zudem muss geklärt sein, ob es sich um eine integrative Priorisierung von sektorübergreifenden Alternativen handelt, oder um eine sektorielle Planung, etwa ausgerichtet auf die Wasserkraft oder die Revitalisierung. Auch bei sektorieller Planung ist eine integrative Beurteilung wichtig; die Alternativenwahl ist aber eingeschränkter. Die Problemspezifikation ist oft durch die gesetzlichen Rahmenbedingungen zu einem gewissen Grad vorgegeben.

Stakeholderanalyse

Wenn das Problem spezifiziert ist, ist es wichtig, die relevanten *Stakeholder* und deren Einflusswege zu identifizieren. In vielen Projekten ist der frühe Einbezug dieser Gruppen hilfreich, um die Kreativität des Entscheidungsfindungsprozesses zu erhöhen und die gesellschaftliche Konsensfähigkeit des Entscheides zu verbessern. Die Meinungen der *Stakeholder* sind insbesondere wichtig für die Zielformulierung(en), die Konstruktion der *Alternativen*, und die Analyse der Resultate. Wesentlich ist auch die Überarbeitung der Problemspezifikation gemeinsam mit den *Stakeholdern*.

Formulierung und Strukturierung der Ziele

Eine konsequente Zielorientierung im Oberflächengewässermanagement erfordert einerseits eine klare Erfassung und Quantifizierung der *Ziele* und andererseits eine Prognose der Zielerreichung der vorgeschlagenen *Alternativen*. Ein erster Schritt dazu ist es, das Oberziel hierarchisch in Unterziele zu strukturieren. Den Zielen auf der detailliertesten Ebenen müssen dann am System messbare Grössen, sogenannte *Attribute* zugeordnet werden, mit denen sich der Grad der Zielerreichung quantifizieren lässt. Einige Beispiele von *Zielhierarchien* werden in Kapitel 3 gezeigt und ausführlicher im Artikel von Langhans und Reichert (2011) diskutiert.

Quantifizierung der Präferenzen

Sind die *Ziele* hierarchisch aufgeschlüsselt und die zu den detailliertesten Unterzielen assoziierten *Attribute* ausgewählt, müssen

die Präferenzen quantifiziert werden. Dies ist letztlich eine gesellschaftliche Bewertung, die in integraler Form schwierig zu erheben ist. In der Regel ist es daher vorteilhaft, *Präferenzen* der verschiedenen *Stakeholder*-Gruppen separat zu erheben. Dies geschieht zunächst mit einer sogenannten Wertfunktion, die den Grad der Zielerreichung in Funktion der Attribute auf einer Skala von 0 bis 1 quantifiziert. Eine solche Wertfunktion wird in der Regel konstruiert, indem man Wertfunktionen für Unterziele und deren Aggregation zu Werten für Oberziele getrennt erhebt. Dadurch erhält man Bewertungen für alle Unterziele und es entfällt die direkte Konstruktion der Wertfunktion des Hauptziels. Bei Verwendung dieser Bewertung für die Entscheidungsunterstützung muss, wegen der Unsicherheit der Prognosen, die *Risikoeinstellung* der *Stakeholder* berücksichtigt werden. Oft sind diese risikoscheu; d.h. sie ziehen eine *Alternative* mit sicheren Konsequenzen einer solchen mit unsicheren Konsequenzen vor, falls diese nicht zu wesentlich besseren erwarteten Konsequenzen führt. Um diese *Risikoeinstellung* mathematisch abzubilden, braucht man anstelle der *Wertfunktion* eine sogenannte *Nutzenfunktion*. Es wird dann die *Alternative* bevorzugt, die zum höchsten Erwartungswert der Nutzenfunktion führt. Die Aspekte der Quantifizierung der *Präferenzen* werden in Kapitel 3 und im Artikel von Langhans und Reichert (2011) ausführlicher diskutiert.

Konstruktion von Alternativen

Die wichtigsten Hilfsmittel zur Konstruktion von *Alternativen* oder Handlungsoptionen sind Defizitanalysen des bestehenden Zustandes. Für Fließgewässer wurde in der Schweiz zu diesem Zweck das Modulstufenkonzept (MSK; <http://www.modul-stufenkonzept.ch>; Bundi et al. 2000) entwickelt, für Seen ist ein analoges Verfahren in Vorbereitung. Der Einbezug von Stakeholdern kann zur Vergrößerung der Kreativität bei der Generierung von *Alternativen* beitragen. Die Konstruktion von *Alternativen* wird in Kapitel 4 ausführlicher diskutiert.

Prognose der Konsequenzen der Alternativen

Um den Grad der Zielerreichung der verschiedenen *Alternativen* beurteilen zu können, müssen die Werte der *Attribute* für alle *Alternativen* prognostiziert werden. Die beiden wichtigsten Werkzeuge, um Wissen in der Form einer Prognose der Konsequenzen von *Alternativen* verfügbar zu machen, sind die Erhebung von Expertenmeinungen und die Verwendung des vorhandenen Wissens in Form von mathematischen Prognosemodellen. Diese Möglichkeiten werden in Kapitel 5 ausführlicher diskutiert.

Rangierung der Alternativen, Analyse der Resultate

Nachdem der Grad der Zielerreichung in Funktion der *Attribute* als *Nutzenfunktion* vorliegt und für jede *Alternative* die erreichten Attributwerte und deren Unsicherheit prognostiziert ist, ist es ein technischer Schritt, die Alternativen nach absteigendem *Erwartungswert* der *Nutzenfunktion* zu sortieren. Diese liefert eine erste Rangierung der *Alternativen*, bei Vorliegen von stakeholdergruppenspezifischen Bewertungen je eine Rangierung für jede Stakeholdergruppe. Diese Resultate bedürfen einer kritischen Analyse im Hinblick auf die Sensitivität auf unsichere Bewertungen und die Ursachen unterschiedlicher Resultate für unterschiedliche Stakeholdergruppen.

Diskussion der Resultate, Suche nach optimalen Lösungen

Die formalen Resultate des vorangehenden Schrittes bedürfen einer kritischen Evaluation unter Einbezug der *Stakeholder*. Entsprechen die Resultate den direkten Bewertungen der *Alternativen* durch die *Stakeholder*? Falls nicht, lassen sich die Ursachen der Unterschiede klären? Stimuliert die Analyse der Ursachen unterschiedlicher Bewertungen durch unterschiedliche Stakeholdergruppen die Konstruktion konsensfähigerer *Alternativen*? Es ist ein wesentliches Ziel des vorgeschlagenen Verfahrens, durch solche Analysen und Diskussionen bessere Lösungen zu finden. Die formale Generierung der Rangierung(en) ist nur ein technischer Schritt, der zu einer solchen Analyse beitragen kann.

3. Strukturierung der Ziele und Quantifizierung der Präferenzen

3.1 Zielhierarchie

Eine explizite Diskussion der *Ziele* ist für jeden Entscheidungsprozess und für die nachfolgende Erfolgskontrolle äusserst wichtig. Bevor die *Ziele* diskutiert und strukturiert werden können, muss das Entscheidungsproblem spezifiziert sein (erster Schritt in *Bild 1*). So sind etwa die Ziele für die Priorisierung von Gewässermanagementmassnahmen in einem Kanton oder Einzugsgebiet stark verschieden von den Zielen der Wahl einer optimalen Revitalisierungsmassnahme einer spezifischen Flussstrecke und involvieren den Einbezug unterschiedlicher *Stakeholder*.

Das übergeordnete Ziel ist in der Regel ziemlich abstrakt und es ist dadurch sehr schwierig, die Zielerreichung direkt zu quantifizieren. Aus diesem Grund ist es äusserst nützlich, die Ziele hierarchisch in einer Zielhierarchie zu konkretisieren (Keeney 1992; Eisenführ et al. 2010). Dazu sucht man auf jeder Zielebene Unterziele, die verschie-

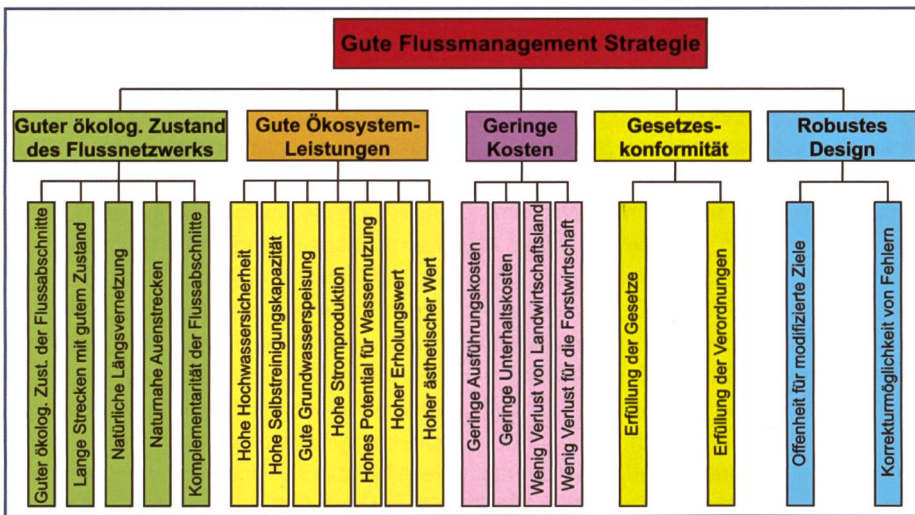


Bild 2. Beispiel der oberen Ebenen einer Zielhierarchie für eine gute Fließgewässermanagement Strategie.

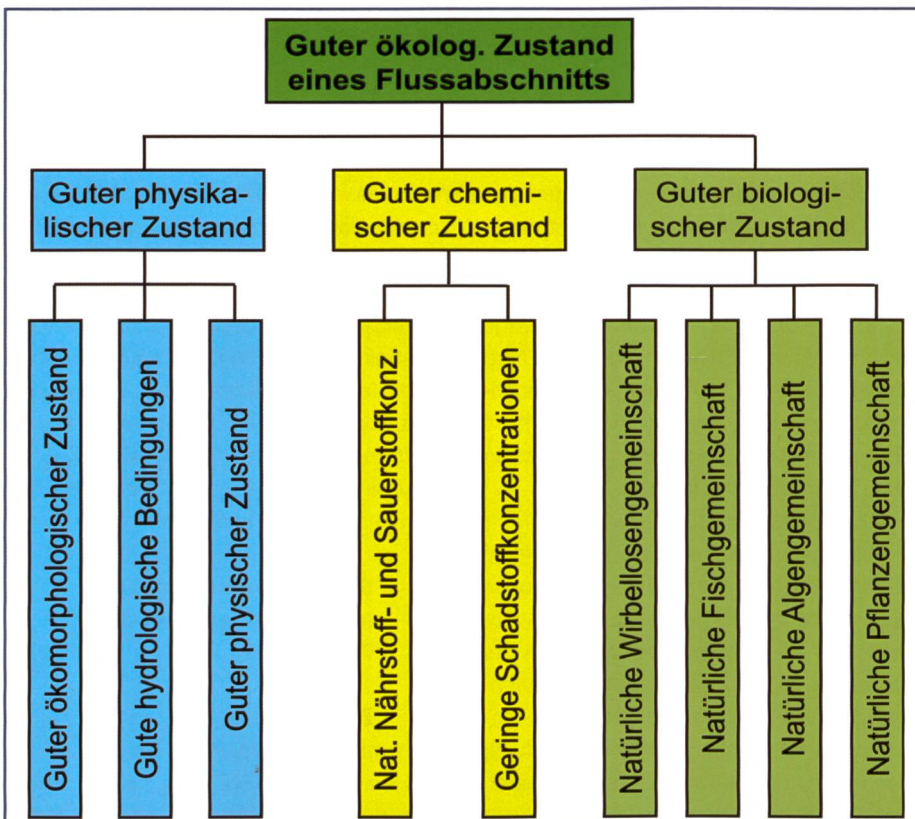


Bild 3. Beispiel einer Zielhierarchie für einen guten ökologischen Zustand eines Flussabschnitts (modifiziert nach MSK; <http://www.modul-stufen-konzept.ch>; Bundi et al. 2000).

denen Aspekten des übergeordneten Ziels entsprechen. Diese kann man finden, indem man sich die Frage stellt: «Was meine ich mit diesem Ziel genau?» Umgekehrt sollte man sich bei der Überprüfung der Zielhierarchie bei jedem Unterziel fragen: «Von welchem übergeordneten Ziel ist dieses Ziel ein Aspekt?» und «Decken die Ziele auf einer Ebene alle Aspekte des übergeordneten Ziels ab?». Im Idealfall sollte die Gesamtheit der Unterziele eines Ziels alle Aspekte des übergeordneten Ziels abdecken und die einzelnen Unterziele sollten möglichst komplementär zueinander sein. Wegen der starken Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Systemkomponen-

ten ist im Umweltmanagement die zweite Bedingung oft schwierig zu erfüllen.

Bild 2 zeigt ein mögliches Beispiel der oberen Ebenen einer Zielhierarchie für eine «gute Flussmanagement Strategie». Mit einer solchen Strategie möchte man erreichen, dass die Gewässer in einem «guten ökologischen Zustand» sind, dass sie gewünschte direkte «gute Ökosystem-Leistungen» erbringen, dass das Flussmanagement «geringe Kosten» erfordert, dass die «Gesetzeskonformität» gewährleistet ist und dass ein «robustes Design» der Massnahmen gewählt wird, dass Fehler, die wegen des beschränkten Wissens un-

vermeidlich sind, möglichst leicht korrigiert werden können.

Als weiteres Beispiel von Ebenen einer Zielhierarchie zeigt Bild 3 die weitere Spezifikation des Unterziels «Guter ökologischer Zustand eines Flussabschnitts» aus Bild 2. Diese Zielhierarchie entspricht den Modulen des MSK für die Bewertung schweizerischer Fließgewässer. Auch die untersten in Bild 3 gezeigten Ziele brauchen noch weitere Konkretisierung, die man in den Unterlagen des MSK finden kann (<http://www.modul-stufen-konzept.ch>; Bundi et al. 2000).

Die Flussabschnittsbewertung gemäss Bild 3 ist ein essentielles Element in der übergeordneten Zielhierarchie (Bild 2). Es ist aber wichtig zu sehen, dass der gute ökologische Zustand eines Flussnetzwerks (grüne Teilziele in Bild 2) wesentliche zusätzliche Elemente beinhaltet. Dabei geht es insbesondere um die Vernetzung der Strecken mit gutem Zustand und die Komplementarität der Flussabschnitte, was ein zentrales Anliegen der Biodiversitätserhaltung darstellt (Margules und Pressey, 2000; Linke et al. 2008), die ein wichtiges Element des «guten ökologischen Zustands des Flussnetzwerks» darstellt.

3.2 Wertfunktion

Ist die Zielhierarchie fertiggestellt, muss als nächster Schritt den Unterzielen auf der detailliertesten Ebene am System objektiv messbare Grössen, sogenannte *Attribute*, zugeordnet werden, mit denen sich der Grad der Zielerreichung quantifizieren lässt. Für jedes *Attribut* muss auch ein Wertebereich festgelegt werden, der die vorkommenden Zustände beinhaltet. Die eigentliche Bewertung erfolgt dann durch eine *Wertfunktion* (Eisenführ et al. 2010), die als Funktion der *Attribute* den Grad der Zielerreichung auf einer Skala von 0 (schlechteste Zielerreichung) bis 1 (vollständige Zielerreichung) quantifiziert. Die Unterscheidung des Zielerreichungsgrades, die von diesen Zielen (und damit von den gesellschaftlichen Präferenzen) sowie den objektiv messbaren *Attributen* abhängt, ist sehr wichtig für die logische Konsistenz des Verfahrens und die Langzeitvergleichbarkeit von erhobenen Daten, da sich gesellschaftliche Ziele mit der Zeit wesentlich verändern können. Dies gilt insbesondere im Wasserbau, in welchem sich die Zielvorstellungen über die letzten 100 Jahre sehr stark geändert haben. Vor 100 Jahren waren diese primär auf Hochwasserschutz und Landgewinnung ausgerichtet, während heute der gute ökologische Zustand des Gewässers mehr Gewicht bekommen hat.

Die Konstruktion einer *Wertfunktion* für ein übergeordnetes Ziel in einer Zielhierarchie ist sehr schwierig, da diese Funktion

von sehr vielen *Attributen* abhängt. Zudem ist es für eine Defizitanalyse, und damit als Basis für die Konstruktion von *Alternativen* auch sehr wichtig, die Grade der Zielerreichung aller Unterziele zu kennen. Aus diesen Gründen werden (komplexe) *Wertfunktionen* immer hierarchisch konstruiert. Dabei werden erst Wertfunktionen für die detailliertesten Unterziele, die direkt mit *Attributen* assoziiert sind, erhoben. Diese werden dann zu Wertfunktionen auf höheren Ebenen der *Zielhierarchie* aggregiert.

Bild 4 zeigt typische Formen von *Wertfunktionen* von Unterzielen, die nur von einem Attribut abhängen. Jede der Teilabbildungen zeigt ein Beispiel, wie der Grad der Zielerreichung (y-Achse) vom Wert des gemessenen oder prognostizierten *Attributs* (x-Achse) abhängen könnte. Im Beispiel A nimmt der Grad der Zielerreichung («Wert») linear mit dem Attribut zu. Dies ist die einfachste Form einer Wertfunktion (abhängig von einem Attribut), dessen Wert möglichst hoch sein muss, um das Ziel zu erreichen. Es wäre aber auch möglich, dass die Bewertung nichtlinear vom Attribut abhängt. Dies ist im Beispiel B für einen Fall illustriert, in welchem die Zielerreichung mit zunehmendem Wert des Attributs abnimmt (wie dies etwa bei einer Schadstoffkonzentration der Fall ist). Es wird hier von der Annahme ausgegangen, dass das System relativ wenig empfindlich auf kleine Attributwerte reagiert, aber von hohen wesentlich beeinträchtigt ist. Deshalb wurde eine konkave Funktion gewählt. Das Beispiel C zeigt schliesslich einen Fall, in welchem die maximale Zielerreichung in einem mittleren Attributbereich erreicht wird, während sehr kleine und sehr grosse Werte einer schlechteren Zielerreichung entsprechen. Diese Form könnte etwa für den Algenaufwuchs in einem Fließgewässer gewählt werden. Keine Algen oder eine vollständige Veralgung entsprechen schlechteren ökologischen Zuständen als eine mittlere Algendichte.

Wo immer möglich sollten *Attribute* kontinuierlich, im Idealfall mitsamt der Messungenauigkeit erhoben werden. Durch eine zu frühe Klasseneinteilung schon auf Attributebene verliert man unnötig Genauigkeit in den erhobenen und archivierten Daten. Kontinuierlich erhobene *Attribute* erlauben auch eine kontinuierliche Berechnung der *Wertfunktion*, was insbesondere im Hinblick auf die Verwendung der Bewertung mit Prognosen im Management wichtig ist. Dabei ist es wichtig, die Genauigkeit der Zunahme des Zielerreichungsgrades für eine *Alternative* nicht durch die Zufälligkeit, ob eine Klassengrenze überschritten wird, unnötig zu reduzieren. Andererseits ist es für die Kommunikation von Resultaten und deren Visualisierung oft nützlich,

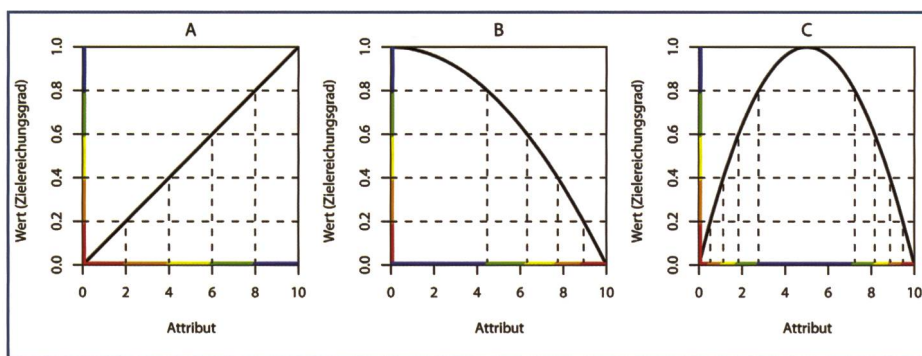


Bild 4. Beispiele für Verläufe von Wertfunktionen.

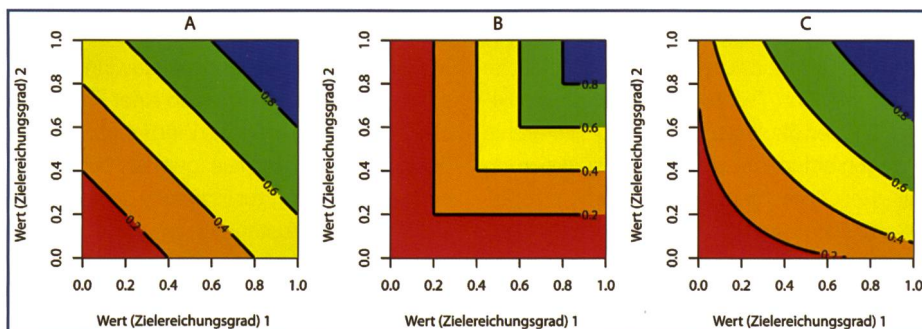


Bild 5. Beispiele für die Aggregation der Werte von zwei Unterzielen zum Wert des übergeordneten Ziels. A) Additive, B) worst-case und C) gemischte Aggregation (siehe auch «Aggregationsverfahren»).

Qualitätsklassen der Zielerreichung einzuführen. Da wir den Grad der Zielerreichung kontinuierlich berechnen, ist es naheliegend (aber nicht zwingend), diesen Klassen gleich breite Wertebereiche zuzuordnen. Dies wurde in der Bild 4 mittels der Farben des MSK illustriert. Die Wertebereiche von 0–0.2, 0.2–0.4, 0.4–0.6, 0.6–0.8 und 0.8–1 entsprechen dann den Qualitätsklassen «schlecht» (rot), «unbefriedigend» (orange), «mässig» (gelb), «gut» (grün) und «sehr gut» (blau). Im Fall von Unterzielen, die nur von einem Attribut abhängen, können diese Bereiche direkt Attributbereichen zugeordnet werden (siehe Farben und gestrichelte Linien in Bild 4).

Sind die *Wertfunktionen* der detailliertesten Unterziele festgelegt, müssen die *Wertfunktionen* der übergeordneten Ziele daraus aggregiert werden. Dabei muss man sich fragen, wie der Grad der Zielerreichung des übergeordneten Ziels von den Graden der Zielerreichung der Unterziele abhängt. Bild 5 illustriert typische derartige Abhängigkeiten. Die x- und y-Achsen repräsentieren jeweils die Zielerreichungsgrade der Unterziele 1 und 2. Die «Höhenlinien» und Farbgebungen zeigen den Zielerreichungsgrad des den beiden Unterzielen übergeordneten Ziels für verschiedene Aggregationsmethoden mit identischen Gewichten für die Unterziele auf. Im Beispiel A wurde eine sogenannte additive Aggregation gewählt. Dabei ist der Grad der Zielerreichung des übergeordneten Ziels das (gewichtete) Mittel aus den Graden der Zielerreichung der Unterziele 1 und 2. Diese

Aggregationsform ist in Fällen sinnvoll, in welchen schlechte Resultate für ein Unterziel durch gute Resultate in einem anderen Unterziel kompensiert werden können. Das kann z.B. dann sinnvoll sein, wenn die Unterziele ähnliche Eigenschaften des Systems messen, aber mit einer erheblichen Unsicherheit versehen sind. Die Mittelung über die verschiedenen so gemessenen Zielerreichungsgrade reduziert dann die Unsicherheit in der letztendlichen Bewertung. Das Beispiel B zeigt den anderen Extremfall der Aggregation. Der Grad der Zielerreichung des übergeordneten Ziels ist gleich dem Minimum der Grade der Zielerreichung der Unterziele (worst-case Aggregation). Diese Aggregationsform kann bei komplementären Zielen sinnvoll sein, die man alle gemeinsam erreichen will. In einem solchen Fall möchte man keine Kompensation des Zielerreichungsgrades eines Unterziels durch andere Unterziele zulassen. Der Grad der Zielerreichung kann nur dann ansteigen, wenn sich der Zielerreichungsgrad des am schlechtesten erreichten Unterziels verbessert. Das Beispiel C zeigt schliesslich einen Kompromiss zwischen den anderen beiden Beispielen. Hier erreicht man eine Verbesserung auch wenn man nicht das schlechtest erfüllte Unterziel verbessert, aber nicht im gleichen Mass wie wenn man das schlechtest erfüllte Unterziel verbessert (die hier gezeigte Funktion wurde ursprünglich von Cobb und Douglas (1928) als Produktionsfunktion eingeführt und erst später auch als Wert- oder Nutzenfunktion verwendet; Varian 2007).

Berechnungsformeln der Aggregationsverfahrens: In den folgenden Formeln bedeuten v_i die Werte (Zielerreichungsgrade) der zu aggregierenden Ziele, w_i die Gewichte der Unterziele und v der aggregierte Wert. Die Summe der Gewichte muss Eins sein. Die gemischte Aggregation gewichtet zwischen verschiedenen Aggregationsverfahren.

Wertfunktionen sind äusserst nützlich zur Identifikation von Defiziten im Flussmanagement. Wenn allen in der *Zielhierarchie* aufgeführten Unterzielen ihr Erfüllungsgrad (Wert) zugewiesen wird und diese allenfalls noch analog zu den *Bilder 4* und *5* eingefärbt werden, sieht man auf eine sehr übersichtliche Art, in welchen Teilbereichen Defizite vorliegen. Auf den ökologischen Teil der Hierarchie bezogen entspricht dies einer Visualisierung der Resultate des Modulstufenkonzepts. Solche Darstellungen werden im Artikel von Langhans und Reichert (2011) gezeigt und diskutiert.

Additive Aggregation (*Bild 5a*)

$$v = \sum w_i v_i$$

worst-case Aggregation (*Bild 5B*)

$$v = \min(v_i)$$

Cobb-Douglas Aggregation (*Bild 5C*)

$$v = \prod v_i^{w_i}$$

3.3 Nutzenfunktion

Für den Einsatz des vorgeschlagenen Konzepts zur Entscheidungsunterstützung muss ein zusätzlicher Aspekt berücksichtigt werden. Da die Prognosen über die Konsequenzen verschiedener Alternativen unsicher sind, ist die Risikoeinstellung der entscheidenden Person, bzw. der einbezogenen *Stakeholder*, relevant. Häufig sind Personen risikoscheu: Sie ziehen sichere Alternativen unsicheren vor, auch wenn die unsicheren Alternativen im Mittel zu einer (leicht) besseren Zielerreichung führen würden. Diese Einstellung ist dadurch begründet, dass das Risiko sehr schlechter Resultate vermieden werden soll. Um diese *Risikoeinstellung* zu berücksichtigen, kann die Wertfunktion in eine sogenannte Nutzenfunktion (Eisenführ et al. 2010) umgewandelt werden. Analog zur Wertskala geht auch die Nutzenskala von 0 (geringster Nutzen) bis 1 (grösster Nutzen). Während die Länge eines Intervalls auf der Werteskala dem entsprechenden Wertverlust oder Wertgewinn entspricht, haben Abstände auf der Nutzenskala keine derart einfache Interpretation. Die Nutzenfunktion dient allein dazu, eine Rangierung der Alternativen zu bilden, indem man für jede

Alternative den Erwartungswert der Nutzenfunktion über die unsicheren *Attribute* berechnet und die *Alternativen* nach abnehmenden Erwartungswerten des Nutzens rangiert. Zur Erhebung von *Nutzenfunktionen* müssen *Präferenzen* zwischen Lotterien von Zuständen (etwa Zustand 1 mit Wahrscheinlichkeit p , Zustand 2 mit Wahrscheinlichkeit $1-p$) erhoben werden. Das ist wesentlich schwieriger als die Erhebung von *Präferenzen* zwischen sicheren Zuständen, die für die Konstruktion der *Wertfunktion* gebraucht werden.

Geht es nur um die ökologische Beurteilung des aktuellen Zustandes oder um die Beurteilung des ökologischen Gewinns vorgeschlagener Massnahmen an einer Flussstrecke, braucht man nur eine Wertfunktion für die ökologischen Unterziele (gemäss *Bild 4*). Bei einer Priorisierung zur Erzielung des grössten ökologischen Zustandes im Einzugsgebiet braucht es den gesamten grünen Bereich in *Bild 2*. Um schliesslich Kompromisse zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Interessen im Flussmanagement (gemäss *Bild 2*) abzuwägen, braucht es zusätzlich eine *Nutzenfunktion* über die anderen Äste der *Zielhierarchie*. Die Erhebung einer solchen gesamtgesellschaftlichen *Nutzenfunktion* ist schwierig. Aus diesem Grund, und da dies zusätzliche Information über Konfliktpotentiale zwischen verschiedenen Stakeholdergruppen liefert, schlagen wir vor, Nutzenfunktionen für verschiedene Stakeholdergruppen zu erheben (Hostmann et al. 2005a,b).

3.4 Typisierung und Referenzgewässer

Eine detaillierte Erhebung von *Wert-* und *Nutzenfunktionen* ist sehr aufwändig. Dieser Aufwand ist eher gerechtfertigt bei generischen Erhebungen, deren Resultate sich auf verschiedene Projekte anwenden lassen. Dies ist insbesondere für die ökologische Zustandsbewertung von Gewässern der Fall. Für Fliessgewässer wurden in der Schweiz im Rahmen des MSK schon grosse Anstrengungen für eine einheitliche ökologische Bewertung unternommen. Verfahren mit analogen Zielsetzungen wurden auch in anderen Ländern entwickelt (Schneiders et al. 1993; Ladson et al. 1999; Verdonschot et al. 2000; Barbour et al. 2000; Boon 2000; Chovanec et al. 2000; Hughes et al. 2000; Solinimi et al. 2009). Solche Bewertungen gehen in der Regel (bisher noch nicht beim MSK) von einer Typisierung der Gewässer aus, sodass die Bewertung für jeden Typ einheitlich ist. Der ökologisch beste, naturnahe Zustand wird in der Regel durch einige Referenzgewässer charakterisiert und der Verlauf der Wertfunktionen zwischen dem schlechtesten und dem besten Zustand durch Experten festgelegt.

Bisher wurden in verschiedenen Modulen des MSK verschiedene Bewertungsschemata verwendet. Langhans und Reichert (2011) zeigen auf, wie sich diese in *Wertfunktionen* übersetzen lassen und mittels einer zusätzlichen Aggregation in eine Gesamtwertfunktion für den ökologischen Gewässerzustand integrieren lassen.

4. Konstruktion von Alternativen

Sind die Zielvorstellungen gemäss Kapitel 3 konkretisiert, muss als nächster Schritt der aktuelle Zustand erhoben werden. Dazu müssen die der *Zielhierarchie* zugrundeliegenden *Attribute* gemessen werden. Was die ökologische Beurteilung betrifft, sind diese in der Regel so gewählt, dass sie soweit möglich den bestehenden Messprogrammen entsprechen. Der aktuelle Zustand ergibt sich dann durch Anwendung des ökologischen Flussbewertungsverfahrens (als *Wertfunktion* geschriebenen) auf diese Attributwerte. Die Resultate dieser Anwendung sind die Basis für eine Defizitanalyse. Der Zielerreichungsgrad der verschiedenen Unterziele zeigt klar die Defizitbereich auf. Eine graphische Illustration in welcher die Unterziele der *Zielhierarchie* gemäss dem Zielerreichungsgrad eingefärbt sind, kann wesentlich zur Übersichtlichkeit der Resultate beitragen. Anschliessend werden Massnahmen gesucht, von denen man annimmt, dass sie die Defizite reduzieren könnten. Diese können zu Alternativen gebündelt werden. Der Einbezug lokaler *Stakeholder* in dieser Phase ist sehr wichtig, um die Kreativität bei der Konstruktion von *Alternativen* zu erhöhen und um Kenntnisse über lokale Synergien schon hier einfließen zu lassen. Zudem kann dieser Einbezug das Finden von *Alternativen* mit hoher Akzeptanz schon in dieser Phase des Prozesses fördern. Für Fliessgewässer entspricht dieses Verfahren zur Konstruktion von *Alternativen* weitgehend der bisherigen Praxis der Verwendung des MSK.

5. Prognose der Konsequenzen der Alternativen

Um den Grad der Zielerreichung der verschiedenen *Alternativen* beurteilen zu können, müssen die Attributwerte für alle Alternativen prognostiziert werden. Dies ist, insbesondere für die ökologischen *Attribute*, eine grosse Herausforderung. Die Prognosen sollen auf dem besten zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Wissen beruhen und eine Schätzung der Unsicherheit einschliessen. Gute Prognosen für die Konsequenzen der *Alternativen* zu erstellen, ist ein wichtiger Beitrag der Wissenschaft zur gesellschaftlichen Entscheidungsunterstützung. Es ist

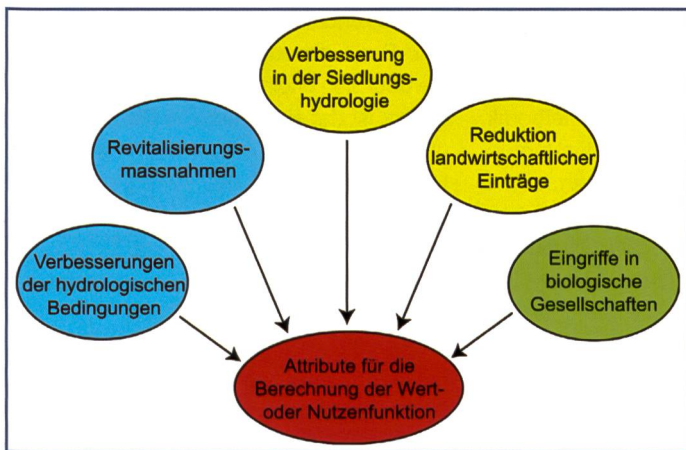


Bild 6. Schema eines Modells zur Abschätzung des integralen Effekts von Massnahmen (hydromorphologisch, blau; chemisch, gelb; biologisch, grün) auf einen Flussabschnitt.

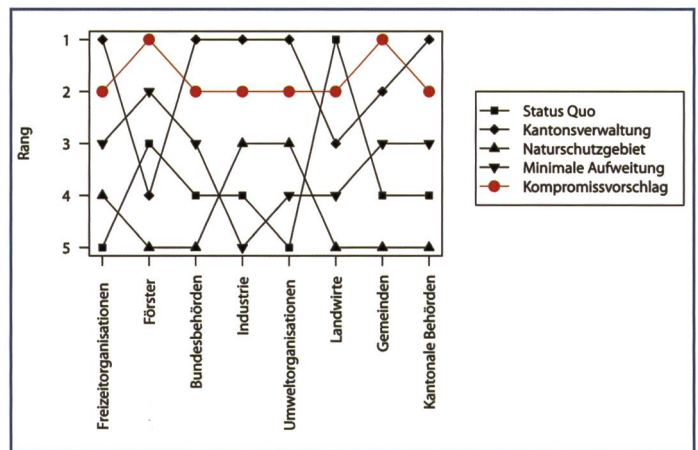


Bild 7. Beispiel für eine Rangierung von fünf Alternativen für acht Stakeholdergruppen (Hostmann, et al. 2005b).

wichtig, diese möglichst objektiven Prognosen von den gesellschaftlichen, subjektiven Präferenzen zu trennen. Dies erlaubt es, das Gewässermanagement entsprechend dem besten wissenschaftlichen Wissen auf die gesellschaftlichen Ziele auszurichten.

Die einfachste Art, Wissen in der Form von Prognosen für Entscheidungsalternativen zusammenzufassen, ist es, Expertenbefragungen durchzuführen. In der Regel wird es notwendig sein, verschiedene Experten mit sich ergänzendem Fachwissen zu befragen, um die grosse Spannweite an *Attributen* abzudecken. Die Befragung mehrerer Experten vom selben Fachgebiet ist ebenfalls nützlich, um eine bessere Fundierung der Prognosen und ihrer Unsicherheit zu erhalten. Es empfiehlt sich, etablierte Methoden der Expertenbefragung für Wahrscheinlichkeitsverteilungen anzuwenden (O'Hagan et al. 2006), um die Quantifizierung der Unsicherheit gleich von Beginn weg miteinzubeziehen.

Alternativ oder zur Ergänzung von Expertenbefragungen können auch mathematische Prognosemodelle verwendet werden. Diese machen ebenfalls den Versuch, das wissenschaftliche Wissen zu integrieren und in quantitativer Form zur Verfügung zu stellen. Borsuk et al. (2006) beschreibt ein Beispiel eines Prognosemodells für eine lokale Forellenpopulation in einem Fliessgewässerabschnitt; Schweizer et al. (2007a,b) ein Modell für morphologische Attribute eines Flussabschnitts. Bild 6 zeigt das Schema eines Modells, das den integrativen Effekt verschiedenartiger Massnahmen auf einen Flussabschnitt abschätzt. An der Eawag werden gegenwärtig solche Modelle entwickelt mit dem Ziel, diese für die Planung im Gewässerschutz verfügbar zu machen.

Prognosen der Auswirkungen von Flussmanagementmassnahmen (*Alternativen*) auf das aquatische Ökosystem sind aufgrund der Komplexität dieser Systeme

unsicher. Aufgrund der Notwendigkeit der Einwanderung von Arten, deren Habitat man wiederherstellt, ist es sehr wichtig, nicht nur die lokale Situation zu beurteilen, sondern das umgebende Flussnetzwerk in die Überlegungen miteinzubeziehen. Trotz der grossen Unsicherheit der Prognosen basierten auch in der Vergangenheit viele Entscheide im Flussmanagement auf Expertenempfehlungen, wenn auch die Prognose oft weniger explizit formuliert wurde. Die Erfolgskontrolle von Massnahmen ist wichtig, um sich tatsächlich einstellende Effekte festzuhalten und daraus für künftige Prognosen zu lernen. Prognosen für ähnliche Massnahmen werden aufgrund der so zusätzlich generierten Information in der Zukunft wesentlich besser werden.

6. Rangierung der Alternativen, Analyse der Resultate

Liegen die aufgrund der *Zielhierarchie* erarbeitete *Nutzenfunktion* (Kap. 3) und die Prognosen (Kap. 5) für alle *Alternativen* (Kap. 4) vor, kann der *Erwartungswert* der *Nutzenfunktion* für alle *Alternativen* berechnet werden. Der erwartete Nutzen dient der Rangierung der Alternativen nach abnehmendem Wert. Dies ist jedoch nur ein Element des Verfahrens, das primär die Diskussion stimulieren und objektivieren soll, und nicht das Ziel hat, Entscheidungen zu «automatisieren». Die Transparenz des Verfahrens erlaubt es, im Detail die Ursachen der Rangierung zu analysieren. Dadurch können wichtige Einsichten gewonnen und allfällige Fehler korrigiert werden. Insbesondere erlaubt die Formalisierung des Verfahrens eine Analyse der Resultate auf die Sensitivität kritischer Annahmen. Dadurch gewinnt man Einsicht in die Robustheit der Resultate. Zudem erlaubt das Verfahren die Identifikation der Ursachen unterschiedlicher Rangierungen bei Verwendung der Bewertungen unterschiedlicher Stakeholdergruppen. Dies kann die Konstruktion neuer, konsensfähigerer Alternativen stimulieren,

die in einem nachfolgenden demokratischen Entscheidungsprozess grössere Chancen auf eine Realisierung haben (Hostmann et al. 2005a).

Bild 7 zeigt ein solches Beispiel: Die Rangierungen von vier vorgeschlagenen Revitalisierungsalternativen (schwarz) resultieren aus den Bewertungen von acht Stakeholdergruppen. Die Analyse der Gründe, weshalb die von der Kantonsverwaltung vorgeschlagene Alternative bei zwei Stakeholdergruppen zu einem schlechten Rang führt, führte zum Vorschlag einer zusätzlichen Alternative, deren Ergebnisse rot eingezeichnet sind. Es ist zu erwarten, dass eine Alternative, die bei verschiedenartigen Stakeholdergruppen eine hohe Akzeptanz hat, eine gute Ausgangslage hat, in einem demokratischen Abstimmungsprozess angenommen zu werden.

7. Anwendungsmöglichkeiten des vorgeschlagenen Konzepts

Eine besondere Stärke des vorgeschlagenen Konzepts ist seine flexible Anwendbarkeit. Wir gehen in den folgenden Abschnitten vertieft auf die in der Einleitung erwähnten fünf Beispiele möglicher Anwendung ein.

7.1 Defizitanalyse

Wo liegen die Defizite eines Fliessgewässers?

Benötigte Daten:

Gemessene MSK-Attribute für relevante Flussstrecken.

Vorgehen:

Dieses entspricht weitgehend der aktuellen Verwendung des MSK. Wir schlagen jedoch vor, die Flussstrecken mittels einer *Wertfunktion* zu bewerten (siehe Langhans und Reichert 2011). Zusätzlich zur Aggregation der Daten auf Modul-Ebene schlagen wir eine integrative Bewertung vor (Langhans und Reichert 2011). Wir stellen eine Software zur Verfügung, die

für diese Daten *Zielhierarchien* für alle Flussabschnitte erstellen kann, in welcher alle Ziele und Unterziele gemäss dem Zielerreichungsgrad des MSK eingefärbt sind. Bei Vorhandensein der Flusskoordinaten können die Unterziele auf verschiedenen hierarchischen Ebenen auch geografisch dargestellt werden. Diese Möglichkeiten bestehen auch für beliebige andere Bewertungssysteme; in diesem Fall muss aber die Bewertung erst definiert und eingegeben werden. Alle diese Schritte können transparent nachvollzogen und auch ohne unsere Software durchgeführt werden.

Aufwand:

Die erforderlichen Daten sind in den meisten Kantonen vorhanden; der Aufwand ist dann gering.

Gewinn:

Die übersichtliche Darstellung erleichtert die Interpretation für Experten und die Kommunikation mit Politikern und der interessierten Bevölkerung.

7.2 Spezifische Massnahmenbeurteilung

Welche Managementalternative bringt am meisten Gewinn in bestimmten ökologischen Bereichen?

Benötigte Daten:

Gemessene MSK-Attribute für die ausgewählten Bereiche für relevante Flussstrecken; Prognosen für die Verbesserung der Attribute für diese Bereiche durch die vorgeschlagenen Alternativen.

Vorgehen:

Um den ökologischen Gewinn verschiedener Alternativen in den ausgewählten Bereichen vergleichen zu können, braucht es eine Vorhersage, wie sich der Zustand durch die Implementation der einzelnen Alternativen verbessert. Dazu braucht es zusätzlich zu 1) eine Prognose der Verbesserungen der sich verändernden MSK-Attribute der ausgewählten Bereiche. Diese müssen von Experten erfragt oder mittels Modellrechnungen erstellt werden. Falls es sich nicht um Alternativen handelt, mit denen man schon viel Erfahrung hat, kann das relativ aufwändig sein. Für den Vergleich des Effekts von Massnahmen am selben Flussabschnitt ist die anschliessende Auswertung relativ einfach, analog zur Verarbeitung der Messdaten bei 1). Für den Vergleich der Auswirkungen auf ein Flussnetzwerk oder Einzugsgebiet braucht es zusätzlich zur streckenbezogenen Bewertung des MSK eine Bewertung innerhalb des Flussnetzwerks (Bild 2, linker Ast). Dazu gibt es zurzeit noch kein standardisiertes Verfahren. Wir arbeiten an einem Vorschlag für eine derartige Flussnetzwerkbewertung. Bis eine solche vorliegt, muss man diese im Einzelfall erar-

beiten. Solche Anwendungen sind deshalb noch aufwändig. Die Analyse von sektoriellen und sektorübergreifenden Alternativen bedingen keine unterschiedliche Methodik. Der Unterschied ergibt sich aus der Auswahl der einbezogenen Alternativen.

Aufwand:

Abhängig von der Schwierigkeit, Prognosen für die ausgewählten Bereiche und die verschiedenen Alternativen zu erstellen; bei Priorisierung im Einzugsgebiet oder Flussnetzwerk aufwändig, da dort noch kein Standardbewertungsverfahren vorhanden ist.

Gewinn:

Systematisches Verfahren zur vergleichenden Bewertung des Effekts von Massnahmen, das eine solide Basis für die Vorbereitung und Kommunikation von Entscheiden bildet.

7.3 Integrative Massnahmenbeurteilung

Welche Managementalternative bringt den grössten ökologischen Gewinn?

Benötigte Daten:

Gemessene MSK-Attribute für relevante Fließstrecken; Prognosen für die Verbesserung dieser Attribute durch die vorgeschlagenen Alternativen für alle MSK-Attribute.

Vorgehen:

Analog zum Vorgehen gemäss Abschnitt 7.2, aber für alle MSK-Attribute.

Aufwand:

Analog zum Aufwand gemäss Abschnitt 7.2, aber für alle MSK-Attribute.

Gewinn:

Systematisches Verfahren zur vergleichenden Bewertung des Effekts von Massnahmen, das eine solide Basis für die Vorbereitung und Kommunikation von Entscheiden bildet.

7.4 Strukturierung des Entscheidungsprozesses

Wie kann eine interdisziplinäre Diskussion zwischen Fachleuten und der Bevölkerung strukturiert werden, um eine sachliche und vollständige Diskussion der relevanten Aspekte zu gewährleisten?

Benötigte Daten:

Gemessene MSK-Attribute für relevante Fließstrecken; Entwurf einer Zielhierarchie gemäss Bild 2.

Vorgehen:

Die in Bild 1 skizzierten Verfahrensschritte können auch nur informell zur Strukturierung des Entscheidungsprozesses verwendet werden ohne dass die Wert- und Nutzenfunktionen quantitativ erhoben werden. Insbesondere kann die Verwendung einer Zielhierarchie gemäss Bild 2 und deren fallspezifische Ergänzung und Konkretisierung sehr hilfreich sein, eine zielorientierte und sachliche Diskussion darüber zu führen, was mit

den geplanten Massnahmen erreicht werden soll. Der Einbezug gesellschaftlicher Ziele, die über den ökologischen Gewinn hinausgehen, ist dabei wichtig. Die Darstellung der ökologischen Defizite gemäss 1) sollte aber trotzdem Bestandteil des Verfahrens bleiben und idealerweise auch die Beurteilung des ökologischen Gewinns gemäss 2) und eine grobe Schätzung des Gewinns bezüglich der anderen gesellschaftlichen Ziele.

Aufwand:

Zunächst wie bei 1) oder ev. 2); wenn das Verfahren nur angewandt wird, um eine verwaltungsinterne oder öffentliche Diskussion, die ohnehin geplant war, zu strukturieren, ist der Mehraufwand gering.

Gewinn:

Zusätzlich zu 1) und 2) Beitrag dazu, dass amtsinterne und/oder öffentliche Diskussionen zielorientiert und sachlich geführt werden und zu konstruktiven Lösungen führen können.

7.5 Integrative Planung und Priorisierung im Oberflächengewässermanagement:

Wie kann ein optimaler Bewirtschaftungsplan für ein Gewässersystem erstellt werden?

Benötigte Daten:

Gemessene Attribute des MSK für relevante Flussstrecken; erhobene Nutzenfunktionen verschiedener Stakeholdergruppen; Prognosen der Attribute der vorgeschlagenen Alternativen.

Vorgehen:

Quantitatives Vorgehen gemäss Bild 1 und der weitergehenden Erläuterung im Text. Die gesellschaftlichen Ziele, die über den guten ökologischen Zustand hinausgehen, müssen fallspezifisch erhoben werden, während die ökologischen Ziele durch das MSK vorgegeben sind.

Aufwand:

Integrative Planung und Priorisierung in Flusssystemen erfordert einen relativ grossen Aufwand, der nur im Rahmen grösserer Planungsvorhaben aufgewendet werden kann. Steht so ein Verfahren an, kann das vorliegende Konzept relativ leicht zu seiner Strukturierung und zur Unterstützung der Diskussion und Kommunikation eingesetzt werden.

Gewinn:

Beitrag zur Strukturierung, Quantifizierung, Versachlichung und Kommunikation der Planung im Gewässermanagement.

8. Ausblick und Schlussfolgerungen

Auf den ersten Blick scheint das vorgeschlagene Entscheidungsunterstützungsverfahren einen sehr grossen Aufwand zu erfordern. Bei situationsgerechter Anwendung

(siehe Kapitel 7) kann sich dieser Aufwand schon beträchtlich reduzieren. Zudem sind viele der erforderlichen Daten schon heute bei den Gewässerschutzfachstellen der Kantone vorhanden. So werden etwa die für die ökologische Beurteilung von Managementmassnahmen erforderlichen Attribute des MSK schon heute in vielen Kantonen erhoben. Das vorgeschlagene Konzept erweitert den bisherigen Anwendungsbereich von Flussbewertungsverfahren wesentlich durch die formalisierte Anwendung zur Entscheidungsfindung. Zurzeit wird an der Eawag eine Software entwickelt, die der Auswertung und Visualisierung der Bewertungen und dem Erstellen von Prognosen dient. Diese Hilfsmittel sollen die Anwendung des Konzepts weiter erleichtern.

Zusammenfassend sehen wir im vorgeschlagenen Konzept die folgenden Vorzüge:

- Es besteht aus einer formaleren Behandlung von Abläufen, die heute schon auf weniger formale aber ähnliche Art in Planungsprozessen ablaufen und es basiert insbesondere auf einer natürlichen Erweiterung des für die Identifikation von ökologischen Defiziten in Fließgewässern bewährten MSK.
- Die einheitliche Darstellung der Entscheidungsgrundlagen und die klare Trennung von Bewertung und Prognose erleichtern eine integrative, sektorübergreifende Beurteilung von Massnahmen, was auch bei einer sektoriellen Planung ein Vorteil ist.
- Die Formalisierung von Abläufen und Visualisierung der Resultate erhöht die Transparenz und erleichtert die Kommunikation von Entscheidungsgrundlagen und Entscheiden.
- Das Konzept bildet eine einheitliche methodische Grundlage für die künftige Entwicklung von Bewertungsverfahren und die wissenschaftliche Unterstützung gesellschaftlicher Entscheidung. Durch diese Funktion erleichtert sie die Arbeit verschiedener Gremien, die sich mit der Ausarbeitung solcher Verfahren befassen.

Zur Weiterverfolgung dieses Konzepts empfehlen wir die folgenden Schritte:

1. Flussabschnittsbewertung: Die Formulierung künftiger Bewertungsmodul als Wertfunktionen würde deren Integration in das vorgeschlagene Konzept erleichtern. Dies würde den Aufwand der Modulentwicklung nicht erhöhen und hätte für sich allein schon den Vorteil, dass die einheitliche Methodik innerhalb der verschiedenen Module das Verstehen der Module erleichtern würde. Langhans

und Reichert (2011) zeigen zudem, dass bisherige Module des MSK mit einer solchen Formulierung kompatibel sind.

2. Flussnetzwerkbewertung: Um Aspekte zur Erhaltung der Biodiversität enger mit der Fließgewässerbewertung zu verknüpfen (siehe auch Kapitel 3), wäre eine Ergänzung der Flussstreckenbewertung mit einer Netzwerkbewertung wichtig. Insbesondere wäre dabei auf die Komplementarität der prioritär geschützten Teile des Flussnetzwerks zu achten, um eine grosse Artenvielfalt zu begünstigen. Eine solche Erweiterung ist für die regionale Priorisierung von Massnahmen notwendig.
3. Unterstützung des Oberflächengewässermanagements: Beispielhafte Anwendungen des vorgeschlagenen Konzepts zur Priorisierung oder Entscheidungsunterstützung im Oberflächengewässermanagement könnten die Praxistauglichkeit des vorgeschlagenen Verfahrens testen und Verbesserungen initiieren. Zusätzlich würde eine sorgfältige Erfolgskontrolle getroffener Massnahmen dazu beitragen, dass Prognosen über deren Konsequenzen mit der Zeit präziser werden. Auch hier wäre eine Flussnetzwerkperspektive wichtig, da lokale Verbesserungen nur dann zum biologischen Erfolg führen, wenn die Rekolonisierung durch erwünschte Arten möglich ist. Dies bedingt deren Existenz in benachbarten Teilen des Netzwerks und die Möglichkeit der Migration. Beide Elemente erfordern eine Betrachtung über die Fließstrecke hinaus.

Das vorgestellte Konzept wird derzeit anhand von Forschungsprojekten des Nationalen Forschungsprogramms (NFP) 61 des Schweizerischen Nationalfonds (SNF) und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) und einzelnen Kantonen erprobt und verfeinert. Parallel dazu wird es in Arbeitsgruppen mit Vertretern des BAFU und der Kantone diskutiert. Mit diesem Artikel möchten wir diese Diskussion über die Arbeitsgruppen hinaus stimulieren, um Rückmeldungen zur Verbesserung der Konzepte sowie deren praxistauglicher Umsetzung zu erhalten und diese in die weitere Entwicklung einfließen zu lassen.

Verdankung

Die vorliegende Arbeit profitierte von vielen Diskussionen und Erfahrungen aus Projekten mit vielen Partnern aus Wissenschaft und Praxis und von Diskussionen über eine theoretische Fundierung der Entscheidungsunterstützung an der Eawag. Insbesondere haben wir viel von Arbeiten im Rahmen des

transdisziplinären Forschungsprojekts Rhone-Thur von Eawag, WSL, BWG und BUWAL (heute BAFU) in Zusammenarbeit mit den Kantonen Thurgau und Wallis profitiert (<http://www.rivermanagement.ch>). Auch möchten wir uns herzlich bei Susanne Haertel-Borer, Janet Hering, Gertrude Hirsch-Hadorn, Bernd Klauer, Martin Pfändler, Ulrich Sieber, Jacqueline Schlosser, Steffen Schweizer, Christian Stamm und Stefan Vollenweider für konstruktive Kommentare zu Entwürfen dieses Manuskripts bedanken.

Literatur

- Barbour, M.T., Swietlik, W.F., Jackson, S.K., Courtemanch, D.L., Davies, S.P., Yoder, C.O.* (2000): Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 453–464.
- Boon, P.J.* (2000): The development of integrated methods for assessing river conservation value. *Hydrobiologia* 422/423: 413–428.
- Borsuk, M.E., Reichert, P., Peter, A., Schager, E., Burkhardt-Holm, P.* (2006): Assessing the decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Swiss rivers using a Bayesian probability network. *Ecological Modelling* 192: 224–244.
- Bundi, U., Peter, A., Frutiger, A., Hütte, M., Liechti, P., Sieber, U.* (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422/423: 477–487.
- BUWAL/BWG (2003): Leitbild Fließgewässer Schweiz – Für eine nachhaltige Gewässerpolitik. <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00404>
- Chovanec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S.* (2000): The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 422/423: 445–452.
- Cipollini, K.A., Maruyama, A.L., Zimmermann, C.L.* (2005): Planning for restoration: a decision analysis approach to prioritization. *Restoration Ecology* 13(3): 460–470.
- Cobb, C.W. & Douglas, P.H.* (1928): A theory of production. *The American Economic Review* 18(1): 139–165.
- Eisenführ, F., Weber, M., Langer, T.* *Rationales Entscheiden*. 5. Auflage. Springer 2010.
- Hostmann, M., Bernauer, T., Mosler, H.-J., Reichert, P., Truffer, B.* (2005a): Multiattribute value theory as a framework for conflict resolution in river rehabilitation, *Journal of Multi Criteria Decision Analysis* 13: 91–102.
- Hostmann, M., Borsuk, M.E., Reichert, P., Truffer, B.* (2005b): Stakeholder values in decision support for river rehabilitation, *Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volume* 155(1–4): 491–505.
- Hughes, R.M., Paulsen, S.G., Stoddard, J.L.* (2000): EMAP-Surface Waters: a multiassemblage, probability survey of ecological integrity in the U.S.A. *Hydrobiologia* 422/423: 429–443.

Janssen, R. (2001): On the use of multicriteria analysis in environmental impact assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10: 101–109.

Keeney, R.L. (1992): Value focused thinking. A path to creative decisionmaking. Harvard University Press.

Kiker, G.A., Bridges, T.S., Varghese, A., Seager, T.P., Linkov, I. (2005): Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated Env. Ass. and Manag.* 1(2): 95–108.

Klauer, B., Drechsler, M. und Messner, F. (2006): *Multicriteria analysis under uncertainty with IANUS – method and empirical results. Environment and Planning C: Government and Policy*, 24, 235–256.

Ladson, A.R., White, L.J., Doolan, J.A., Finlaydon, B.L., Hart, B.T., Lake, P.S., Tilleard, J.W. (1999): Development and testing of an Index of Stream

Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 41: 453–468.

Linke, S., Norris, R.H., Pressey, R.L. (2008): Irreplaceability of river networks: towards catchment-based conservation planning. *Journal of Applied Ecology* 45: 1486–1495. 2008.

Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Bridges, T., Ferguson, E. (2006): From comparative risk assessment to multicriteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications. *Environment International* 32: 1072–1093.

Margules, C.R., Pressey, R.L. (2000): Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.

O'Hagan, A., Buck, C.E., Daneshkhah, A., Eiser, J.R., Garthwaite, P.H., Jenkinson, D.J., Oakley, J.E., Rakow, T. (2006): *Uncertain Judgements: Eliciting Experts' Probabilities*. John Wiley & Sons.

Reichert, P., Borsuk, M., Hostmann, M., Schweizer,

S., Spörri, C., Tockner, K., Truffer, B. (2007): Concepts of decision support for river rehabilitation, *Environmental Modelling and Software* 22: 188–201.

Schneiders, A., Verhaert, E., Blust, G.D., Wils, C., Bervoets, L., Verheyen, R.F. (1993): Towards an ecological assessment of watercourses. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 2: 29–38.

Schweizer, S., Borsuk, M., Reichert, P. (2007a): Predicting the morphological and hydraulic consequences of river rehabilitation, *River Research and Applications* 23(3): 303–322.

Schweizer, S., Borsuk, M., Jowett, I., Reichert, P. (2007b): Predicting joint frequency distributions of depth and velocity for instream habitat assessment, *River Research and Applications* 23(3): 287–303.

Solimini, A.G., Ptancnik, R., Cardoso, A.C. (2009): Towards holistic assessment of the functioning of ecosystems under the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 28(2): 143–149.

Varian, H.R. (2007): *Grundzüge der Mikroökonomik*. 7. überarbeitete und verbesserte Auflage, Oldenbourg, München.

Verdonschot, P.F.M. (2000): Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423: 389–412.

Wasser-Agenda 21 (Hrsg.) (2011): Einzugsgebietsmanagement. Leitbild für die integrale Bewirtschaftung des Wassers in der Schweiz. Bern, 20 Seiten. <http://www.wa21.ch>

WFD (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:DE:NOT>

Woolsey, S., Weber, C. Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tieg, S., Tockner, K., Peter, A. (2005): *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen*. Publikation des «Rhone-Thur-Projekt». Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 pp. <http://www.rivermanagement.ch>.

Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Paetzold, A., Roulier, C., Schweizer, S., Tieg, S.D., Tockner, K., Weber, C., Peter, A. (2007): A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology* 52: 752–769.

Zysset, A., Rieder, S., Aschwanden, H. (2011): *Integrale Wasserwirtschaft umsetzen – aber wie? Diskussion möglicher Ansätze*. *WEL* 103(1): 53–56.

Anschrift der Verfasser

Peter Reichert, Nele Schuwirth, Simone D. Langhans

Eawag, das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, CH-8600 Dübendorf



KANTON
NIDWALDEN



TIEFBAUAMT

Zwische See und heeche Bärge ...

... liegt der Kanton Nidwalden. Naturgefahren sind hier in allen Facetten allgegenwärtig. Die Entwicklung des Kantons erfordert stets von neuem innovative Lösungen. Für diese wachsende Herausforderung suchen wir zur Verstärkung unseres kleinen Teams beim Tiefbauamt des Kantons eine/n

Wasserbauingenieur/in

Als Wasserbauingenieur/in entwickeln Sie das integrale Risikomanagement weiter. Dank Ihrer Initiative verhelfen Sie mit ganzheitlichen und innovativen Lösungen zu einer optimalen Bewältigung der Naturgefahren. Sie betreuen Gemeinden bei ihren anspruchsvollen und vielfältigen Hochwasserschutzvorhaben selbstständig. Sie sind dabei verantwortlich für die Erarbeitung von Gefahrenkarten sowie deren Umsetzung. Sie betreuen die Risikoanalysen und Notfallplanungen. Neben Wildbachprojekten umfasst Ihr Aufgabengebiet auch die Bereiche Renaturierungen, See, Rutschungen und Steinschlag.

Ideal ist, wenn Sie neben Ihrer Ausbildung als Bauingenieur/in praktische Erfahrungen im Wasserbau und Risikomanagement mitbringen. Ihre selbstständige Tätigkeit erfordert neben Ihren Kenntnissen in Projektmanagement diplomatisches Geschick im Verhandeln und Sozialkompetenz im Umgang mit Behörden, Baufachleuten, Mitarbeitenden und Privaten. Von Vorteil sind auch Ihre Erfahrungen in den Bereichen Raumplanung, Umweltschutz und Strassenbau.

Wir bieten Ihnen vielseitige und interessante Aufgabenbereiche, selbstständiges Arbeiten in einem kameradschaftlichen Team sowie eine Ihrer Funktion angemessene Entlohnung. - Interessiert? Wir freuen uns auf Ihre Bewerbung (Lebenslauf, Foto, Zeugniskopien, Referenzen, Gehaltserwartung) an folgende Adresse:

Personalamt Nidwalden, Postgebäude, 6371 Stans

Weitere Auskünfte erhalten Sie von Herrn Josef Eberli, Kantonsingenieur, Telefon 041 618 72 05, Frau Helene Röthlisberger, Personalamt, Telefon 041 618 71 71, oder im Internet unter www.nidwalden.ch.