Fliessgewässer-Monitoring im Kanton Thurgau

Koordinierte Anwendung des Modul-Stufen-Konzepts für ein flächendeckendes Messnetz

118-0121-00L Master Thesis

Master of Advanced Studies in Sustainable Water Resources (MAS SWR)
Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETHZ)
Institut für Umweltingenieurwissenschaften (IfU)

Nicolas Steeb
05-714-696

Abgabedatum:
23. November 2014

[Verantwortliches Institutsmitglied]
Prof. Dr. Paolo Burlando
Professur für Hydrologie und Wasserwirtschaft, ETHZ

[Externe Betreuer]
Prof. Dr. Peter Reichert
Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik, ETHZ
Systemanalyse und Modellierung, Eawag

Dr. Jacqueline Schlosser

ETH Eidgenössische Technische Hochschule Zürich Swiss Federal Institute of Technology Zurich
eawag aquatic research
seed sustainability Eine Initiative der ETH Zürich
Thurgau

Danksagung

Zunächst möchte ich mich an dieser Stelle bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

Ich bin Prof. Dr. Peter Reichert und Dr. Jacqueline Schlosser von der Eawag dankbar für die engagierte fachliche Betreuung.

Heinz Ehmann vom Amt für Umwelt Kanton Thurgau danke ich für die konstruktive Zusammenarbeit. Sein grosses Fachwissen und regionales Know-how halfen mir die Arbeit in den richtigen Kontext zu stellen.

Für die administrative Unterstützung seitens ETH Seed Sustainability danke ich Dr. Michael Bürgi und Dr. Patrick Jiraneck herzlich.

Dr. Barbara Känel (AWEL), Cathy Eugster (ThurGIS) und Ivo Strahm (BAFU) möchte ich meinen Dank aussprechen für die unkomplizierte und speditive Lieferung diverser Datensätze, welche ich für die Arbeit gebraucht habe.

Unserer Studienkoordinatorin Dr. Darcy Molnar (IfU) danke ich herzlich für die Hilfsbereitschaft während der ganzen Weiterbildung. Sie hatte stets ein offenes Ohr für die Anliegen der Studenten.

Weiter möchte ich mich auch bei Michaela Fritz für das Korrekturlesen bedanken. Sie wies auf Schwächen hin und konnten als Fachfremde immer wieder zeigen, wo noch Erklärungsbedarf bestand.

Zu guter Letzt möchte ich meinen Eltern tiefe Dankbarkeit ausdrücken für die unermüdliche Unterstützung während meiner gesamten akademischen Ausbildung.

Nicolas Steeb
Zürich, Herbst 2014

[Kontakt Autor]
Nicolas Steeb
Sihlhallenstrasse 33
8004 Zürich
Schweiz

Email: nicolassteeb@gmail.com
Telefon: +41 (0)79 713 95 29

Zusammenfassung

Das Schweizerische Gewässerschutzgesetz (GSchG) verpflichtet die Kantone, ihre Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen. Um dies zu gewährleisten, müssen die kantonalen Umweltbehörden den Zustand von Fliessgewässern kontinuierlich beobachten und gegebenenfalls Massnahmen zu deren Schutz einleiten. Damit gesamtschweizerisch vergleichbare Erhebungen möglich sind, hat das Bundesamt für Umwelt (BAFU) in Zusammenarbeit mit dem Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs (Eawag) standardisierte Methoden für die Überwachung der Fliessgewässer entwickelt. Das sogenannte Modul–Stufen–Konzept (MSK) umfasst strukturelle, hydrologische, biologische, chemische und ökotoxikologische Methoden. Somit bietet das MSK die Grundlage für eine ganzheitliche Gewässeruntersuchung und Bewertung.

Eine flächendeckende und permanente Anwendung aller Methoden des MSK ist angesichts knapper finanzieller und personeller Ressourcen jedoch kaum möglich. Dies trifft auch auf den Kanton Thurgau zu. Es stellt sich demnach die Frage, wie die zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel durch eine gezielte Methodenwahl optimal eingesetzt werden können, um den Informationsgewinn zu maximieren. Das Hauptziel dieser Masterarbeit ist es demnach, für den Kanton Thurgau ein vollzugsorientiertes Monitoring-Netzwerk zur Fliessgewässerbeurteilung zu erarbeiten, welche die räumliche und zeitliche Anwendung des MSK koordiniert. Dieses Messnetz soll den lokalen Gegebenheiten Rechnung tragen und die Grundlage für einen aus ökologischer und ökonomischer Sicht effizienten Einsatz der zur Verfügung stehenden Untersuchungsmethoden sein.

Für das Design des Monitoring-Netzwerks wurden in einem ersten Schritt die benötigten Grundlagen erarbeitet. Dies beinhaltet neben theoretischen Aspekten auch eine detaillierte Situationsanalyse des Kantons Thurgau, sowie ein systematisches Nachschlagewerk zum MSK. Insbesondere wurde mithilfe eines Fragebogens der Aufwand der verschiedenen MSK-Erhebungsmethoden evaluiert, welcher für die Kostenberechnung des Monitoring-Programms verwendet wurde.

Für die Analyse der Daten und die Darstellung der Forschungsresultate wurde hauptsächlich mit dem Geoinformationssystem ArcGIS und dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel gearbeitet. Die Fliessgewässer wurden mithilfe eines neu erstellten Geo-Datensatzes des BAFU charakterisiert, welcher die Landnutzung entlang des Gewässernetzes beschreibt. Angewendet auf den Kanton Thurgau entstand so ein lückenloses, überlappungsfreies Mosaik aus 3896 Teileinzugsgebieten mit einer durchschnittlichen Fläche von 24.5 Hektaren.

Angelehnt an verschiedene Monitoring-Strategien sind drei Ansätze entwickelt worden, um geeignete Probenahmestandorte für das Messnetz zu identifizieren: Es wurden die bereits vorhandenen chemischen Messstellen kritisch analysiert, diverse lineare Regressionsmodelle berechnet und eine Reihe von komplementären Standortkriterien definiert. Insgesamt sind somit über 220 potenzielle Messstellen identifiziert. Mithilfe von räumlichen und attributiven GIS-Abfragen wurde eine Auswahl von Standorten erster Priorität getroffen und Empfehlungen für die dortige Anwendung der MSK-Methoden erarbeitet. Gleichzeitig wurde die Messintensität an bestehenden Probenahmestandorten reduziert, wo der erwartete Informationsgewinn als gering eingeschätzt wird (Kosteneinsparung von rund CHF 21‘000.- jährlich). Unter dem Strich konnte somit ein flächendeckendes und integratives Monitoring-Netzwerk vorgeschlagen werden, das bei gleichbleibenden Gesamtkosten 60 zusätzliche Messstellen ermöglicht.

Aus praxisorientierter Sicht dient das hier vorgeschlagene Messnetz dem Amt für Umwelt des Kantons Thurgau als Diskussionsgrundlage, um das bisherige Messprogramm kritisch zu analysieren und wo nötig zu optimieren. Die transparenten und quantifizierbaren Kriterien für die Auswahl der Probenahmestandorte werden das Monitoring-Design erleichtern und bei der Entscheidungsfindung helfen. Die vorliegende Arbeit leistet damit auch einen Beitrag für die Weiterentwicklung des Modul-Stufen-Konzepts hinsichtlich einer koordinierten Anwendung der Methoden und einem schweizweit standardisiertem Vorgehen beim Fliessgewässer-Monitoring.

Summary

The Swiss Federal Waters Protection Act (GSchG) obligates the cantons to protect their waters against harmful effects. In order to achieve this objective, environmental authorities must continuously survey the conditions of their rivers, and eventually implement measures to protect them. The Swiss Federal Office for the Environment (BAFU), in collaboration with the Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), has developed standardized methods in order to provide nationwide comparable evaluations of flowing waters. This so-called modular-stepwise-procedure (ger.: Modul-Stufen-Konzept, MSK) comprises structural, hydrological, biological, chemical and ecotoxicological methods. MSK therefore offers the foundation for a holistic study and evaluation of rivers.

However, due to limited financial and personnel resources, a comprehensive and area-covering application of all MSK methods is often not possible. This is also true for the canton of Thurgau. The consecutive question is now, how to specifically apply these methods with regard to the available financial resources, in order to maximize the information gain. Thus, the main objective of this thesis is to develop a monitoring network for the assessment of flowing waters in the canton of Thurgau, coordinating the temporal and spatial application of the MSK. The network must account for the local conditions and should build the basis for an ecologically and economically efficient use of the available methods.

Firstly, the prerequisite knowledge foundation that is needed for the design of the monitoring-network was acquired. Besides theoretical aspects, this includes a detailed situation analysis of the canton of Thurgau, as well as a systematic work of reference of all MSK methods. Additionally, a questionnaire was developed in order to assess the average expense of each method, which was used for the cost accounting of the monitoring program.

The data analysis and the visualization of results were mainly compiled with the geographic information system ArcGIS and the spreadsheet software Microsoft Excel. The river network was linked to a recent geo-dataset of BAFU, characterizing the land use along the streams. Applied to the canton of Thurgau, a gapless mosaic of 3896 sub-catchments with an average area of 24.5 hectares was created.

Based on different monitoring strategies, three approaches were used in order to identify potential sampling sites: already existing chemical measurement stations were critically analyzed, various linear regression models were calculated, and some complementary location criteria defined. Altogether, more than 220 potential sampling sites were identified therefrom. With spatial and attributive GIS queries, a first priority selection of sites was made, including recommendations of which MSK method to apply. Simultaneously, the sampling frequency was reduced at existing measurement stations, where the information gain is expected to remain low (annual cost savings of approximately CHF 21’000.-). Consequently, an integrative and area-covering monitoring network was proposed, where 60 additional sampling sites can be established with the same budget.

From a practical point of view, the proposed network serves the environmental authorities of the canton of Thurgau as a basis for discussion, in order to critically analyze their current monitoring program and to optimize it where necessary. Transparent and quantifiable criteria for the selection of sampling sites facilitate the monitoring design and help in the decision-making process. The thesis at hand shall therefore contribute to the further development of the MSK, with respect to a coordinated usage of the available methods and a nationwide standardized monitoring procedure for rivers and streams.

Inhalt

Danksagung i
Zusammenfassung ii
Summary iv
Tabellen ix
Abbildungen x
Abkürzungen xi

1 Einleitung 1
1.1 Ausgangslage und Motivation 1
1.2 Fragestellung und Zielsetzung 1
1.3 Praxisbezug 3
1.4 Aufbau der Arbeit 4
2 Theoretische Grundlagen 5
2.1 Fliessgewässer und Wasserqualität 5
2.1.1 Herkunft und Eintragspfade von Schadstoffen 5
2.1.2 Konzentrationsdynamik 6
2.1.3 Mikroverunreinigungen als neue Herausforderung 7
2.2 Fliessgewässerökologie 7
2.3 Gesetzliche Grundlagen 8
2.4 Monitoring Strategien 9
2.4.1 Auswahl der Probenahmestandorte 10
2.4.2 Zeitpunkt und Häufigkeit der Probenahme 11
2.5 Überblick zu Konzepten der ökologischen Fliessgewässerbeurteilung 11
2.5.1 Holistische Modelle 12
2.5.2 Repräsentative Modelle 12
2.5.3 Multiple Modelle 13
2.6 Das Schweizerische Modul-Stufen-Konzept (MSK) 14
3 Situationsanalyse des Kantons Thurgau 16
3.1 Ressourcennutzung 16
3.1.1 Gewässernetz 16
3.1.2 Landnutzung 16
3.1.3 Abwasserreinigungsanlagen 17
3.1.4 Wasserkraft 18

3.2 Aktueller Zustand der Flüsse 19
3.2.1 Allgemein 19
3.2.2 Kanton Thurgau 19
3.3 Bisherige Erhebungen zur Fliessgewässerbeurteilung 21
3.3.1 Kantonale Aufgaben 21
3.3.2 Chemische und toxikologische Untersuchungen 22
3.3.3 Hydrodynamische und morphologische Untersuchungen 24
3.3.4 Biologische Untersuchungen 24
3.3.5 Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) 26
3.4 Kantonales Budget zur Fliessgewässerbeurteilung 27
4 Analyse der Methoden des Modul-Stufen-Konzepts 28
4.1 Anwendungsbereich der Methoden 28
4.1.1 Modul Hydrologie 28
4.1.2 Modul Ökomorphologie 29
4.1.3 Modul Äusserer Aspekt 30
4.1.4 Modul Fische 32
4.1.5 Modul Makrozoobenthos 33
4.1.6 Modul Kieselalgen 35
4.1.7 Modul Makrophyten 37
4.1.8 Modul Chemie 39
4.1.9 Mikroverunreinigungen 41
4.2 Kosten und Aufwand der Methoden 42
5 Methodisches Vorgehen 44
5.1 Literaturrecherchen 44
5.2 Fragebogen 44
5.3 Datengrundlage und verwendete Software 44
5.4 Charakterisierung der Thurgauer Fliessgewässer 45
5.5 Datenauswertung und Identifizierung von Probenahmestandorten 46
5.5.1 Identifizierung neuer Probenahmestandorte mittels Regressionsanalyse 47
5.5.2 Kritische Analyse bisheriger Probenahmestandorte 50
5.5.3 Komplementäre Vorschläge neuer Probenahmestandorte 50
5.6 Vorschlag für ein flächendeckendes Monitoring-Netzwerk 50
6 Resultate und Diskussion 51
6.1 Regressionsanalyse anhand der Landnutzung 51
6.1.1 Backward Stepwise Regression 51

6.1.2 Aggregation von Landnutzungskategorien ... 52
6.1.3 Identifizierung von Ausreissern ... 52
6.1.4 Die Koeffizienten der Regressionsmodelle ... 53
6.1.5 Vereinfachte Regressionsmodelle ... 55
6.1.6 Zwischenfazit ... 56
6.2 Kritische Analyse bisheriger Probenahmestandorte ... 57
6.2.1 Standorte mit schlechten Messwerten ... 57
6.2.2 Standorte mit permanent guten Messwerten ... 57
6.2.3 Standorte mit kleinem Einzugsgebiet ... 58
6.3 Komplementäre Vorschläge neuer Probenahmestandorte ... 58
6.3.1 Messstellen bei ARAs ... 58
6.3.2 Messstellen in Auengebieten ... 58
6.3.3 Messstellen bei hydrologischen Stationen ... 59
6.3.4 Messstellen nach Wanderhindernissen ... 59
6.3.5 Messstellen in ökomorphologisch schlechten Einzugsgebieten ... 60
6.3.6 Messstellen in fehlenden Einzugsgebieten ... 60
6.4 Konkretisierung der Standortvorschläge ... 60
7 Synthese ... 64
7.1 Einflussfaktoren der Standortwahl ... 64
7.2 Vorschlag eines integrativen Monitoring-Netzwerks ... 66
7.3 Fazit ... 68
7.3.1 Beiträge und Erkenntnisse ... 68
7.3.2 Empfehlungen für die Praxis ... 69
7.3.3 Reflexion und weiterer Forschungsbedarf ... 69
7.4 Ausblick ... 71
8 Literatur ... 73
Anhang ... 78
A.1 Fragebogen ... 78
A.2 Entwicklung der chemischen Untersuchungsstandorte ... 80
A.3 Diagnostik der Regressionsmodelle ... 83
A.4 Backward Stepwise Regression ... 93
A.5 Extrapolation der Regressionsmodelle auf den Kanton Thurgau ... 94
A.6 Tabellen der potenziellen Probenahmestandorte ... 97

Tabellen

Skript

Tabelle 1: Zusammenhang zwischen Quelle, Eintragspfad und Landnutzung (gemäss Wittmer et al. 2013)..... 6
Tabelle 2: Verschiedene Arten des Monitorings differenziert nach Zielen (abgeleitet von Chapman 1996 & Burlando 2014). 9
Tabelle 3: Typologie der Probenahmestandorte (gemäss BAFU 2010b). 10
Tabelle 4: Die vier Teilbereiche des Abflussregimes und die zugehörigen Bewertungsindikatoren sowie hydrologischen Kenngrössen (BAFU 2011a). 28
Tabelle 5: Bewertung des Kieselalgenindex und Farbgebung der fünf Zustandsklassen (BAFU 2007b). 36
Tabelle 6: Geschätzte Kosten und Aufwand der verschiedenen Erhebungsmethoden. 43
Tabelle 7: Verwendete Geo-/Datensätze. 45
Tabelle 8: Statistik zu den Flächenanteilen der Regressoren an den Untersuchungsstandorten. 51
Tabelle 9: Signifikanz der individuellen und aggregierten Regressoren. 52
Tabelle 10: Ergebnisse der Regressionsmodelle vor und nach Eliminierung der Ausreisser. 53
Tabelle 11: Übersicht zu den Koeffizienten der zehn Regressionsmodelle. Grüne Felder weisen auf positive und rote Felder auf negative Koeffizienten-Vorzeichen hin. Graue Felder beschreiben lediglich provisorische Resultate. Eingerahmte Zellen zeigen die jeweils höchsten absoluten Koeffizienten-Werte der signifikanten Regressoren (= fett geschriebene Zahlen)..... 54
Tabelle 12: Resultate der vereinfachten Regressionsmodelle. 56
Tabelle 13: Übersicht zu Strategie, Auswahlkriterien und Handlungsempfehlungen der verschiedenen Standortvorschläge. 63
Tabelle 14: Gesamtkosten aller 226 Standortvorschläge. 64
Tabelle 15: Vergleich der bisherigen Fixkosten mit den Kosten des vorgeschlagenen Messnetzes. ... 68

Anhang

Tabelle I: Standorte mit permanent guten Messwerten. 97
Tabelle II: Standorte mit schlechten Messwerten. 97
Tabelle III: Standorte mit kleinem Einzugsgebiet. 97
Tabelle IV: Messstellen bei ARAs. 98
Tabelle V: Messstellen bei Hydromessstationen. 98
Tabelle VI: Messstellen in Auengebieten. 98
Tabelle VII: Messstellen nach Abstürzen. 98
Tabelle VIII: Messstellen nach Kraftwerken. 99
Tabelle IX: Messstellen in ökomorphologisch schlechten Einzugsgebieten. 99
Tabelle X: Messstellen in fehlenden Einzugsgebieten. 100
Tabelle XI: Messstellen für BSB_5. 100
Tabelle XII: Messstellen für Kieselalgen (DICH). 100
Tabelle XIII: Messstellen für DOC. 101
Tabelle XIV: Messstellen für Makrozoobenthos (IBCH). 101
Tabelle XV: Messstellen für N_{tot} 101
Tabelle XVI: Messstellen für P_{tot}. 102

Abbildungen

Abbildung 1: Die Ziele eines effizienten Monitoring-Programms: Trade-off zwischen Informationsgewinn und Kosten. 4

Abbildung 2: Punktquellen und diffuse Quellen von Verunreinigungen in Oberflächengewässern (Götz et al. 2011). 5

Abbildung 3: Filterkonzept zur Erklärung der Artenzusammensetzung nach Lake et al. (2007). 8

Abbildung 4: Der Monitoring Zyklus im Wassermanagement (abgeleitet nach O'Keeffe 2014). 10

Abbildung 5: Klassifizierungsschema der unterschiedlichen Bewertungsmodelle anhand von Praktikabilität und Komplexität der Verfahren (Bratrich 2004). 11

Abbildung 6: Die Teilbereiche des Schweizerischen Modul-Stufen-Konzepts (gemäss Bratrich 2004).14

Abbildung 7: Entwicklungsstand der Module (Quelle: www.modul-stufen-konzept.ch; Zugriff: 01.10.2014) 15

Abbildung 8: Das Gewässernetz des Kantons Thurgau. 16

Abbildung 9: Raumgliederung des Kantons Thurgau nach Gemeindetypen (Statistik Thurgau 2014). 17

Abbildung 10: Kommunale ARA Standorte im Kanton Thurgau und Prozentanteil des gereinigtes Abwassers an der Abflussmenge Q_{347}. 18

Abbildung 11: Räumliche Verteilung der Wasserkraftanlagen im Kanton Thurgau. 18

Abbildung 12: Entwicklung der chemischen Parameter über die letzten drei Erhebungsperioden. 20

Abbildung 13: Resultate und Häufigkeitsverteilung der Kieselalgenuntersuchungen (AfU 2008). 21

Abbildung 14: Standorte der bisherigen chemischen Erhebungen im Kanton Thurgau, unterteilt nach den drei Haupteinzugsgebieten. 22

Abbildung 15: Standorte der bisherigen PSM Erhebungen im Kanton Thurgau. 23

Abbildung 16: Standorte der hydrologischen Messstationen unterteilt nach Betreiber (Kanton Thurgau und BAFU). 24

Abbildung 17: Standorte der bisherigen Kieselalgen-Untersuchungen. 25

Abbildung 18: Standorte der bisherigen Makrozoobenthos-Untersuchungen 25

Abbildung 19: Standorte der bisherigen Fischuntersuchungen und -zählungen. 26

Abbildung 20: Standorte der NAWA Messstationen im Kanton Thurgau. 27

Abbildung 21: Schematisches Vorgehen für die Entwicklung des Monitoring-Netzwerks. 46

Abbildung 22: Ergebnis der Standortvorschläge potenzieller Probenahmestellen anhand der Regressionsmodelle 61

Abbildung 23: Ergebnis der Analyse bisheriger Probenahmestellen. 62

Abbildung 24: Ergebnis der komplementären Standortvorschläge potenzieller Probenahmestellen. 62

Abbildung 25: Einflussfaktoren auf die Auswahl und Priorisierung der Probenahmestandorte. 65

Abbildung 26: Vorschlag eines integrativen und koordinierten Monitoring-Netzwerks. 67

Abkürzungen

AfU	Amt für Umwelt Kanton Thurgau
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BAFU	Eidgenössisches Bundesamt für Umwelt
BSB_5	Biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen
BSR	Backward Stepwise Regression
DICH	Diatomeen-Index Schweiz
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
Eawag	Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs
EZG	Einzugsgebiet
FGB	Fliessgewässerbeurteilung / -bewertung
FLOZ	Flussordnungszahl nach Strahler
GIS	Geographisches Informationssystem
GSchG	Schweizerisches Gewässerschutzgesetz
GSchV	Schweizerische Gewässerschutzverordnung
IBCH	Makrozoobenthos-Index Schweiz
MSK	Schweizerisches Modul-Stufen-Konzept
NADUF	Nationale Daueruntersuchung der Fliessgewässer
NAWA	Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität
NH_4	Ammonium
NO_3	Nitrat
NO_2	Nitrit
N_{tot}	Gesamt-Stickstoff
OLS	Regression mit Achsenabstand (engl.: ordinary least square)
PO_4	Ortho-Phosphat
PSM	Pflanzenschutzmittel
P_{tot}	Gesamter Phosphor, unfiltriert
Q_{347}	Abflussmenge, die durchschnittlich während 347 Tagen des Jahres erreicht oder überschritten wird
RTO	Regression durch den Nullpunkt (engl.: regression through origin)
SPEAR	Species at risk; Europäischer Makrozoobenthos-Index

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage und Motivation

Bäche und Flüsse sind eine wichtige Lebensgrundlage für Mensch und Tier. Ihre ökologische Funktionsfähigkeit wird durch den Bau von Siedlungen, Strassen oder Wasserkraftanlagen, sowie die landwirtschaftliche und industrielle Nutzung mitunter jedoch stark beeinträchtigt. Deshalb verlangt das Schweizerische Gewässerschutzgesetz (GSchG), dass Fliessgewässer geschützt werden. Um dies zu gewährleisten, müssen die kantonalen Umweltbehörden den Zustand und die Dynamik von Fliessgewässern kontinuierlich beobachten und gegebenenfalls Massnahmen zu deren Schutz einleiten.

Um die betroffenen Fachstellen bei der Erfüllung ihrer Aufgabe zu unterstützen, hat das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs (Eawag) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) und den kantonalen Behörden in den letzten gut 15 Jahren standardisierte Methoden für die Überwachung des Zustandes von Fliessgewässern entwickelt. Dieses sogenannte Modul–Stufen–Konzept (MSK) zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz umfasst strukturelle, hydrologische, biologische, chemische und ökotoxikologische Methoden. Als Vollzugshilfe bietet das MSK damit die Grundlage für eine ganzheitliche Gewässeruntersuchung und Bewertung.

Eine kantonal flächendeckende Anwendung aller Indikatoren des MSK ist angesichts knapper finanzieller und personeller Ressourcen jedoch oft nicht möglich. Dies trifft auch auf den Kanton Thurgau zu. Es stellt sich demnach die Frage, WANN, WO und WIE die Untersuchungsmethoden anzuwenden sind, um möglichst flächendeckend aussagekräftige Analysen über den Zustand und die Entwicklung der Fliessgewässer machen zu können. Dies ist von Bedeutung, um die wichtigsten Qualitätsdefizite zu erkennen und entsprechende Massnahmen einleiten zu können. Das Amt für Umwelt des Kantons Thurgau (AfU) regte deshalb an, ein systematisches Monitoring-Programm zu erarbeiten, welches den betroffenen Stellen erlaubt, die zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel durch eine gezielte Methodenwahl optimal einzusetzen.

1.2 Fragestellung und Zielsetzung

Das Hauptziel dieser Masterarbeit ist es, für den Kanton Thurgau ein vollzugsorientiertes Monitoring-Netzwerk zur Fliessgewässerbeurteilung (FGB) zu erarbeiten, welche die räumliche und zeitliche Anwendung des MSK koordiniert, damit der Zustand der kantonalen Fliessgewässer möglichst umfassend, flächendeckend und langfristig beurteilt werden kann. Diese Vollzugshilfe soll den lokalen Gegebenheiten Rechnung tragen und die Grundlage sein für einen aus ökologischer und ökonomischer Sicht effizienten Einsatz der zur Verfügung stehenden Untersuchungsmethoden. Für die Erarbeitung eines solchen Monitoring-Netzwerks werden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

1) Theoretische Grundlagen

Eine Literaturanalyse deckt die benötigten theoretischen Grundlagen dieser Arbeit ab. Neben Aspekten zur Wasserqualität wird auch ein Überblick zu den aktuellen Konzepten der ökologischen Fliessgewässerbeurteilung gegeben und verschiedene Monitoring-Strategien vorgestellt. Diese Grundlagen sind von zentraler Bedeutung für die Entwicklung eines spezifischen Monitoring-Netzwerks für den Kanton Thurgau. Konkret werden folgende Fragen beantwortet:

- Was für dynamische Prozesse und Interaktionen charakterisieren Fliessgewässer?
- Welche anthropogenen Tätigkeiten beeinflussen die Fliessgewässer?
- Was sind die gesetzlichen Grundlagen des Gewässerschutzes in der Schweiz?
- Wie sehen Monitoring-Strategien für Fliessgewässer aus?
- Welche „Bewertungsschulen" der ökologischen Fliessgewässerbeurteilung gibt es?
- Wie ist das Schweizerische Modul-Stufen-Konzept aufgebaut?

2) Situationsanalyse Kanton Thurgau

Dieser Arbeitsschritt liefert einen Überblick über den aktuellen Zustand der kantonalen Fliessgewässer, zeigt landnutzungsspezifische Eigenheiten auf und beschreibt bisherige Erhebungen inklusive deren Budget. Konkret werden folgende Fragen beantwortet:

- Wie sieht das Gewässernetz im Kanton Thurgau aus?
- Wie ist die Ressourcennutzung im Kanton verteilt?
- Wie ist der momentane Zustand der Fliessgewässer? Wo gibt es Handlungsbedarf?
- Welche Fliessgewässeruntersuchungen wurden bisher gemacht?
- Wie sieht das kantonale Budget zur Fliessgewässerbeurteilung aus?

3) Analyse des Schweizerischen Modul-Stufen-Konzepts

Hier werden die einzelnen Methoden des MSK detailliert beschrieben. Darauf aufbauend werden Kriterien zur räumlichen und zeitlichen Anwendung der Module abgeleitet. Diese Übersicht soll unter anderem auch den kantonalen Behörden und anderen Interessierten als systematisches Nachschlagewerk zum MSK dienen. Konkret werden folgende Fragen beantwortet:

- Was ist die ökologische Aussagekraft der einzelnen Module?
- Wo liegen die Grenzen der Anwendbarkeit?
- Was sind die räumlichen und zeitlichen Aspekte der einzelnen Module?
- Wie hoch sind Kosten und Aufwand der Methoden?

4) Identifizierung potenzieller Probenahmestandorte

Mithilfe des erarbeiteten Wissens aus den ersten drei Arbeitsschritten werden anhand von kantonalen Messdaten und diverser Geodatensätze die bisherigen Probenahmestandorte kritisch analysiert und systematisch neue Messstellen für den Kanton Thurgau definiert. Dabei werden für alle Standortvorschläge folgende Fragen beantwortet:

- Welche Monitoring-Strategie steckt dahinter (Motivation)?
- Was sind die konkreten Auswahlkriterien für die Standorte?
- Welche Handlungsempfehlungen können abgeleitet werden?

5) Vorschlag für ein integratives Monitoring-Netzwerk

Schliesslich wird aus der Vielzahl der potenziellen Probenahmestandorte eine Auswahl getroffen und ein flächendeckendes Messnetz vorgeschlagen, bei dem die Methoden des MSK koordiniert Anwendung finden. Konkret werden dabei folgende Fragen beantwortet:

- WO soll WAS (welches Modul) und WANN erhoben werden?
- Welche Probenahmestandorte haben Priorität?
- Kann auf gewisse bestehende Messstellen verzichtet werden?
- Wie soll das vorhandene Budget eingesetzt werden?
- Wie hoch sind die Kosten des vorgeschlagenen Messnetzes?

1.3 Praxisbezug

Vereinfacht lässt sich das Ziel eines effizienten Monitoring-Netzwerks zur Fliessgewässerbeurteilung auf zwei gegensätzliche Kriterien reduzieren: Geringe Kosten und hoher Informationsgewinn (Abbildung 1). Je sparsamer das Messprogramm aufgebaut wird, umso kleiner ist auch der daraus gewonnene Informationsgewinn über den Zustand der Fliessgewässer und umgekehrt. Es gilt hier, ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Aufwand und Ertrag zu haben, ergo, ein *effizientes* Monitoring-Programm zu erreichen. Angelehnt an das MSK lässt sich das Unterziel „hoher Informationsgewinn“ weiter unterteilen nach biologischen, chemischen und physikalischen Erhebungsmethoden. Die Kosten lassen sich in Personalkosten (inkl. Zeitaufwand), Materialkosten (inkl. Infrastruktur) und externen Kosten (Outsourcing) differenzieren.

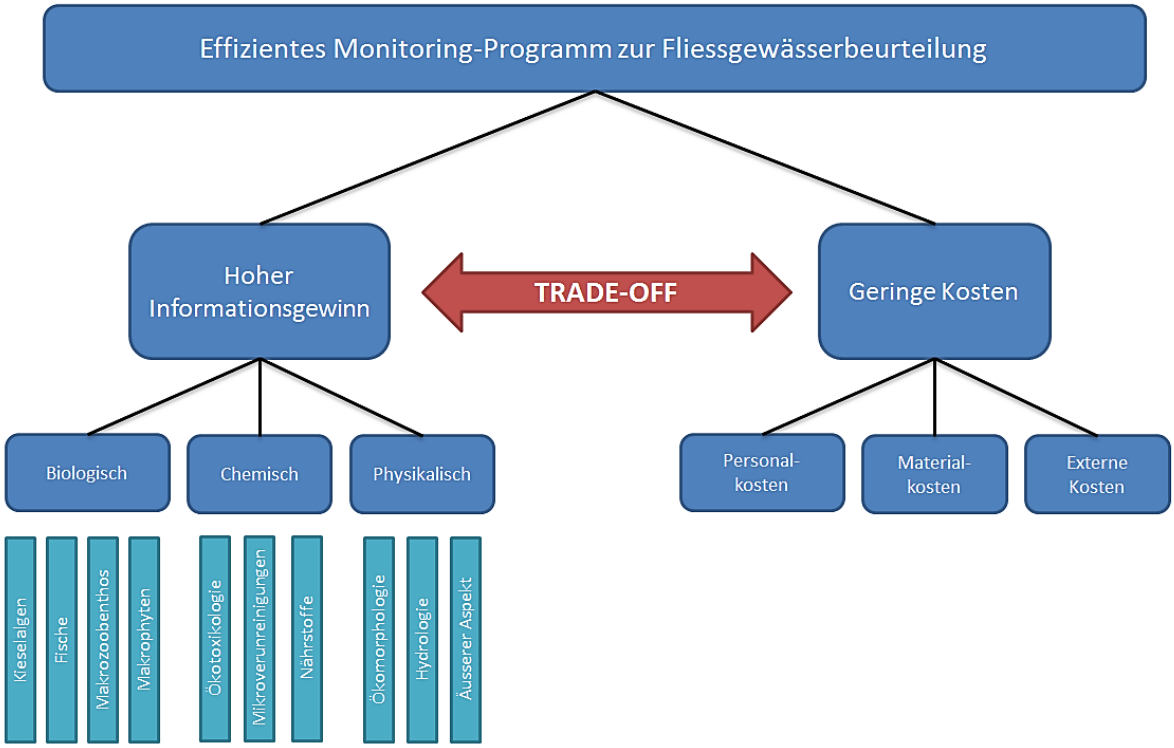


Abbildung 1: Die Ziele eines effizienten Monitoring-Programms: Trade-off zwischen Informationsgewinn und Kosten.

Das MSK findet immer mehr Anwendung in der Praxis. Verschiedene wissenschaftliche Publikationen unterstreichen dabei auch die Bemühungen, die einzelnen Module in einem integrativen Bewertungsschema zu erfassen, sei es mittels Wertfunktionen in Form einer Zielhierarchie (Langhans & Reichert 2011) oder mit dem Vorschlag einer integrativen grafischen Darstellung im MSK-Synthesebericht (Baumann & Langhans 2010). Was im Zusammenhang mit dem MSK jedoch noch fehlt, ist ein Diskurs über den koordinierten räumlich-zeitlichen Einsatz der Methoden für einen flächendeckenden Informationsgewinn.

Diese Lücke soll hier geschlossen werden. Dabei wird jedoch kein Patentrezept propagiert. Vielmehr wird anhand von transparenten und quantifizierbaren Kriterien die Identifizierung potenzieller Messstellen erleichtert. Verschiedene Probenahmestandorte können somit besser evaluiert und priorisiert werden, um ein effizienteres Monitoring-Programm zu entwickeln. Die vorliegende Masterarbeit hat damit eine hohe Praxisrelevanz und soll seinen Beitrag leisten zur Weiterentwicklung des MSK hinsichtlich einer koordinierten Anwendung der Methoden und einem schweizweit standardisiertem Vorgehen beim Fliessgewässer-Monitoring.

1.4 Aufbau der Arbeit

Insgesamt besteht die Arbeit aus sieben Kapiteln. Im zweiten Kapitel werden die erwähnten theoretischen Grundlagen beschrieben. Im dritten Kapitel wird die Situationsanalyse des Kantons Thurgau abgehandelt. Kapitel 4 analysiert das Modul-Stufen-Konzept im Detail und leitet Kriterien zu dessen räumlich-zeitlichen Anwendbarkeit ab. In Kapitel 5 wird das methodische Vorgehen erläutert. Neben dem forschungstheoretischen Kontext werden darin auch die verwendeten Daten und Arbeitsinstrumente beschrieben. Im sechsten Kapitel werden anhand dreier verschiedener Herangehensweisen potenzielle Probenahmestandorte identifiziert und evaluiert. Im siebten und letzten Kapitel wird aus den Resultaten ein konkreter Vorschlag für ein Monitoring-Netzwerk im Kanton Thurgau abgeleitet und diskutiert, was mit einem Fazit und Ausblick endet.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Fliessgewässer und Wasserqualität

Fliessgewässer sind sehr dynamische Systeme, die auf die physikalischen Eigenschaften des Einzugsgebiets reagieren, welche wiederum beeinflusst sind von den lokalen bzw. regionalen geologischen und klimatischen Gegebenheiten. Zudem gehören Fliessgewässer mit zu denjenigen Ökosystemen, welche am meisten durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigt sind (Sala et al. 2000). Flüsse und Bäche sind speziell anfällig für direkte Eingriffe am Gewässerlauf und deren Auen, werden aber auch indirekt beeinflusst durch Aktivitäten im Einzugsgebiet.
Ein grundlegendes Wissen über die dynamischen Prozesse und Interaktionen, welche Fliessgewässer charakterisieren, ist notwendig für das korrekte Platzieren von Probenahmestandorten, um ein effizientes Monitoringnetzwerk innerhalb eines Einzugsgebiets aufzustellen. Dieses Basiswissen wird in den folgenden Unterkapiteln geliefert.

2.1.1 Herkunft und Eintragspfade von Schadstoffen

Im Allgemeinen können Verschmutzungen gasförmig, gelöst (flüssig) oder als Feststoffe in die Umwelt gelangen. Dabei erfolgt der Eintrag von Schadstoffen aus diversen Quellen über verschiedene Eintragspfade und weist oftmals eine hohe Dynamik auf.
Wichtig ist die Unterscheidung zwischen diffusen Quellen und Punktquellen (Abbildung 2). Letztere sind örtlich genau eruierbar, d.h. der Eintrag erfolgt an einem bestimmten Punkt. Typische Beispiele dafür sind Einleitungen aus kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARAs), Mischwasserentlastungen (bei der Kapazitätsüberschreitung von ARA oder Kanalisation bei starkem Regenwetter) oder Einleitungen durch Industrie und Gewerbe. Bei diffusen Quellen hingegen lässt sich der Ort des Eintrags nicht genau lokalisieren, d.h. der Stoffeintrag erfolgt grossflächig. Die wichtigsten Quellen für diffuse Einträge sind Siedlungsgebiete (Gärten, Gebäudefassaden, Parkanlagen), Verkehrsinfrastruktur (Strassen, Eisenbahn) und Landwirtschaft (Ackerland, Obstanbau, Reben, Nutztierhaltung etc.), und in geringerem Masse auch Deponien, die Nutzung der Oberflächengewässer (Boote, Badende) sowie die Atmosphäre (Wittmer et al. 2013).

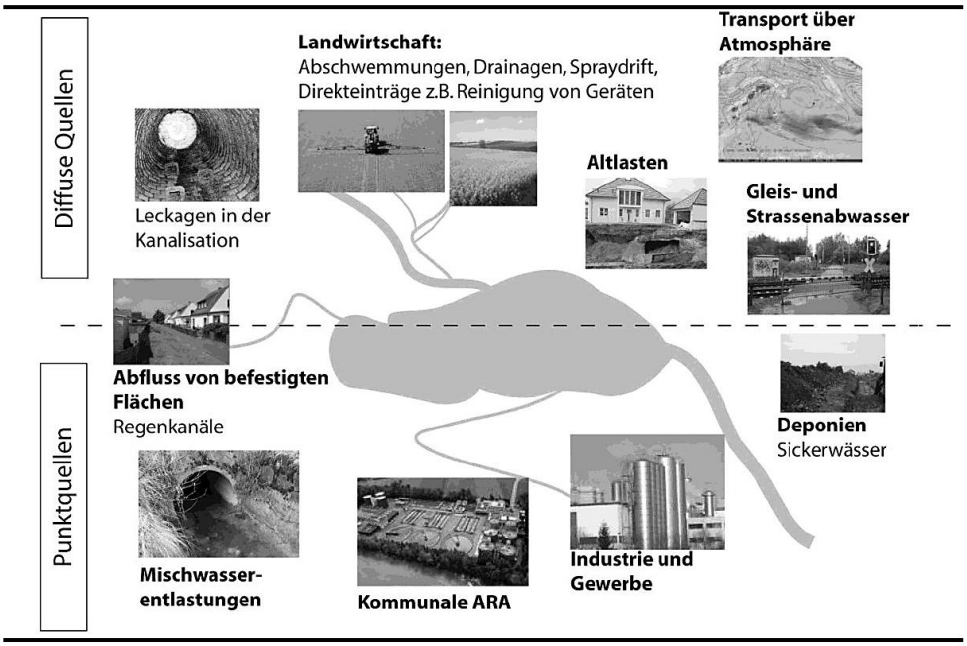


Abbildung 2: Punktquellen und diffuse Quellen von Verunreinigungen in Oberflächengewässern (Götz et al. 2011).

Charakteristisch für diffuse Einträge ist, dass sie über weite Strecken verteilt in die Gewässer eingetragen werden und dass die Einträge in den meisten Fällen nicht abschliessend quantifiziert werden können. Ein Gewässerbelastungsindikator, analog zum Abwasseranteil für Kläranalagen (Götz et al. 2011), lässt sich deshalb nicht berechnen. Um die diffuse Belastungssituation in einem Einzugsgebiet abzuschätzen, kann aber die Landnutzung analysiert werden. Je höher beispielsweise der Anteil an Landwirtschaftsfläche in einem Einzugsgebiet ist, desto höhere Pestizidkonzentrationen werden im Gewässer erwartet. Weiter kann angenommen werden, dass je mehr verschiedene Quellen in einem Einzugsgebiet vorhanden sind, desto grösser die erwartete Stoffvielfalt ist. Eine Landnutzungsanalyse des Einzugsgebietes liefert demnach wesentliche Hinweise auf mögliche Belastungen. Der Zusammenhang zwischen Verschmutzungsquelle, Landnutzung und Eintragspfad ist in der folgenden Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Zusammenhang zwischen Quelle, Eintragspfad und Landnutzung (gemäss Wittmer et al. 2013).

Quelle	Eintragspfad	Landnutzung
Siedlung	ARAs Mischwasserüberläufe Regenkanäle	Siedlungsfläche
Verkehr	Strassenentwässerung Gleisentwässerung	Strasse Eisenbahn
Deponien	Sickerwasser	Deponien
Landwirtschaft (Agrarwirtschaft & Nutztierhaltung)	Oberflächenabfluss Drainagen Drift Hofplatzentwässerung	Obst Reben Ackerland Übrige Grünflächen
Aktivitäten im und am Wasser	Direkt / in situ	Wasser
Atmosphäre	Atmosphärische Deposition	

2.1.2 Konzentrationsdynamik

Der Konzentrationsverlauf von Verunreinigungen aus diffusen Einträgen erfolgt, im Unterschied zu den eher konstanten Einträgen aus Kläranlagen, in den meisten Fällen zeitlich hoch dynamisch und ist oft auf spezielle Eintragsereignisse beschränkt. Die Ursache für die hohe Dynamik ist entweder das kurzfristige Auftreten der Stoffe (z.B. Eintrag über Drift) oder, in den meisten Fällen, die Mobilisierung und der Transport der Stoffe durch Regen (z.B. Eintrag über Drainagen). Hinzu kommt, dass viele diffus eingetragene Stoffe, insbesondere Pflanzenschutzmittel, oftmals saisonal verwendet werden. Somit finden die Einträge hauptsächlich bei Niederschlagsereignissen und zum Teil nur während einer bestimmten Saison statt. Diese Dynamik der Einträge ist sowohl für die Erfassung der Belastung durch Messkampagnen als auch für die Vorhersage durch Modellrechnungen eine grosse Herausforderung (Wittmer et al. 2013).

Kleine versus grosse Fliessgewässer

Eine Unterscheidung zwischen kleinen, mittelgrossen und grossen Gewässern ist relevant, da sich die Belastungssituation durch diffuse Einträge in diesen deutlich unterscheidet. In kleinen Gewässern ist die Schadstoffkonzentration meist grösser, da sie von hohen Landnutzungsanteilen einzelner Quellen im Einzugsgebiet dominiert sind. Bei grösseren Fliessgewässern, insbesondere unterhalb von Seen,

lässt sich kaum mehr ein Zusammenhang zwischen Konzentrationsdynamik und einzelnen Regenereignissen erkennen. Dafür gibt es verschiedene Gründe. Zum einen puffern die Seen die Konzentrationsspitzen und zum Teil sogar saisonale Schwankungen ab. Zum anderen überlagern sich Einträge, welche entlang der Fliesstrecke zu verschiedenen Zeitpunkten geschehen, wobei die grössten Einträge nicht zwingend aus den grössten Abflüssen stammen. Der Zusammenhang zwischen Abfluss und Konzentration ist demnach meist nicht mehr ersichtlich (*ibid.*).

2.1.3 Mikroverunreinigungen als neue Herausforderung

In den letzten 50 Jahren hat sich mit dem Ausbau von Abwasserreinigungsanlagen die Wasserqualität in der Schweiz signifikant verbessert, wobei vor allem leicht abbaubare organische Stoffe, Phosphor und Stickstoffverbindungen aus dem Abwasser entfernt werden. Eine schweizweit aktuelle Herausforderung stellen die Mikroverunreinigungen dar, welche trotz gutem Ausbaustandard der Kläranlagen ins Gewässer gelangen. Gewerbe, Industrie, Landwirtschaft und Haushalte setzen täglich Tausende von chemischen Substanzen ein, über deren Abbauverhalten und Langzeitwirkung in der Umwelt wenig oder nichts bekannt ist. Bei der Verwendung oder Entsorgung gelangen solche Stoffe direkt oder indirekt, z.B. via Luft und Boden, ins Gewässer. Viele dieser Stoffe können den Menschen und insbesondere die aquatischen Lebensgemeinschaften in Konzentrationen störend beeinflussen, die mit den üblichen chemischen Analysenmethoden nur noch sehr schwer oder gar nicht mehr feststellbar sind. Für die Beurteilung von Substanzen mit ökotoxikologischer Wirkung müssen demnach Verfahren angewendet werden, welche über die klassischen chemischen Untersuchungen hinausgehen (BUWAL 1998; Schweigert et al. 2001).

2.2 Fliessgewässerökologie

Im Allgemeinen wird Ökologie als die Lehre der Beziehungen von Lebewesen untereinander und mit ihrer unbelebten Umwelt definiert (Trepl 2005). Insbesondere Fliessgewässer und Auengebiete stellen sehr wertvolle Ökosysteme dar, da sie eine hohe Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten aufweisen (BAFU 2005). Ein natürliches Fliessgewässer bietet aquatischen, amphibischen und terrestrischen Organismen unterschiedliche Lebensräume, welche durch zahlreiche Umweltfaktoren beeinflusst werden (Nährstoffgehalt, Lichteinstrahlung, Temperatur, Abflussregime, Gerinnemorphologie, etc.).
Im Verlaufe ihres Lebenszyklus sind viele Organismen auf solche unterschiedliche Lebensräume angewiesen. So benötigen beispielsweise gewisse Fische und aquatische Insekten verschiedene Lebensraumtypen für die Reproduktion und Entwicklung ihrer Juvenilstadien (Jungwirth et al. 2003).
Die funktionelle Vernetzung dieser Lebensräume ist sehr wichtig, da sie die Ausbreitung und somit das Vorkommen von Arten fördert und die Nährstoffkreisläufe sowie Nahrungsnetze von Fliessgewässern beeinflusst. Durch Barrieren (Wasserkraftanlagen, Stauseen, Sperren und andere Verbauungen) werden Fliessgewässer jedoch zunehmend zerschnitten, was die Lebensraumvielfalt dramatisch reduziert. Kanalisierte Flüsse mit ihren monotonen Profilen bieten ebenfalls nur wenigen Generalisten einen geeigneten Lebensraum, wodurch die Biodiversität weiter beeinträchtigt wird (Werth et al. 2012).

Zur Erklärung der Artenzusammensetzung in einem Fliessgewässerabschnitt benutzen Lake et al. (2007) ein „Filterkonzept“ (Abbildung 3). Die lokale Kolonisierung eines Habitats stammt demnach aus einem regionalen Artenpool, wobei zwischen drei verschiedenen Restriktionen bzw. Filtern unterschieden werden kann. Erstens gibt es Wanderhindernisse (engl.: dispersal constraints), welche

die Ausbreitung der Arten einschränkt. Zweitens spielen spezifische Eigenschaften des Lebensraums, wie z.B. die ökomorphologische Qualität oder das Abflussregime, eine wichtige Rolle (engl.: habitat constraints). Drittens haben auch synökologische Interaktionen, wie das Konkurrenzprinzip, eine selektive Wirkung auf die Artenzusammensetzung (engl.: biotic constraints).

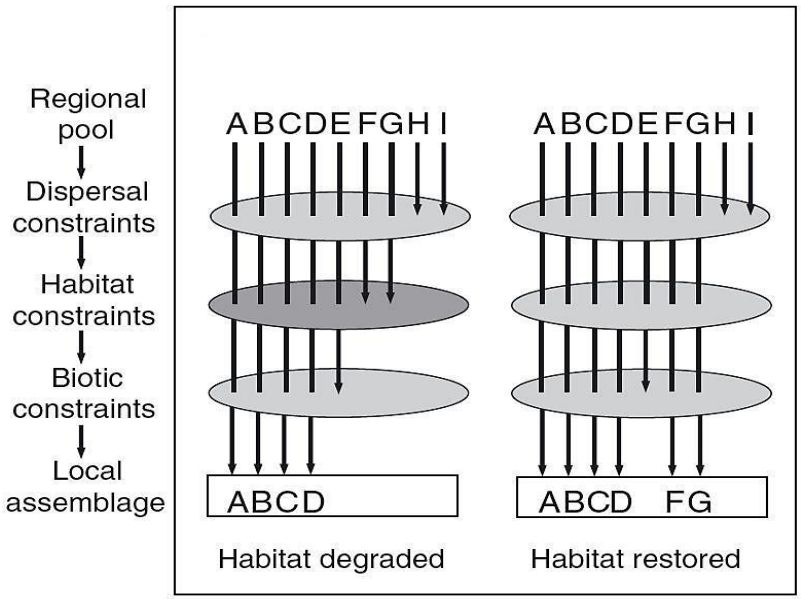


Abbildung 3: Filterkonzept zur Erklärung der Artenzusammensetzung nach Lake et al. (2007).

2.3 Gesetzliche Grundlagen

Bei der Revision des ersten Gewässerschutzgesetzes (GSchG) anno 1971 wurde die Gesetzesgrundlage für die regelmässige Untersuchung der ober- und unterirdischen Gewässer der Schweiz geschaffen. Auf dieser Grundlage gab das Eidgenössische Departement des Innern (EDI) 1974 „vorläufige Empfehlungen über die regelmässigen Untersuchungen der schweizerischen Fliessgewässer“ heraus. Die Entwicklung der Gesetzgebung und der Ausbau der Abwasserreinigung gingen somit Hand in Hand mit einer Intensivierung der Überwachung der Gewässer bezüglich deren Inhaltsstoffe (BUWAL 1998).
Im Rahmen der zweiten Revision des Gewässerschutzgesetzes im Jahre 1991, die den Schutz der Gewässerökosysteme als Ganzes bezweckt, ist eine Erweiterung der Methoden für eine gesamtschweizerisch vergleichbare Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer notwendig geworden. Für die Wasserqualität legte der Bundesrat in der Verordnung gemäss Artikel 9 GSchG zusätzlich die Anforderungen fest. Werden diese Mindestanforderungen nicht eingehalten, ergibt sich unmittelbar Handlungsbedarf für die zuständigen Behörden. In Artikel 50 verpflichtet das GSchG Bund und Kantone, die Öffentlichkeit über den Gewässerschutz sowie den Zustand der Gewässer zu informieren und Massnahmen zur Verminderung bzw. Verhinderung nachteiliger Einwirkungen auf die Gewässer zu empfehlen. Grundlage dafür sind umfassende Kenntnisse der Zusammenhänge zwischen den Einflussgrössen und dem Gewässerzustand. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit gezielter Erhebungen, um die Erfüllung der Gesetze zu gewährleisten (ibid.).
Der Bund führt zudem eigene Erhebungen von gesamtschweizerischem Interesse durch über die hydrologischen Verhältnisse, Wasserqualität, Trinkwasserversorgung und über andere Belange des Gewässerschutzes und stellt deren Ergebnisse und die Auswertung Interessierten zur Verfügung (Art. 57 GSchG).

Seit Januar 2011 ist die neuste Revision des Gewässerschutzgesetzes in Kraft. Die neuen Bestimmungen, welche das Parlament verabschiedet hat, sehen drei Schwerpunkte vor: Erstens werden die Kantone verpflichtet, den Gewässerraum festzulegen und zu sichern, um die natürlichen Funktionen der Gewässer und den Hochwasserschutz zu gewährleisten. Zweitens sind die Kantone neu zur strategischen Planung und zur Umsetzung von Revitalisierungen verpflichtet. Drittens müssen die Kantone die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung (Schwall & Sunk, Restwasser, Fischgängigkeit, etc.) reduzieren und gegebenenfalls Sanierungsmassnahmen planen (BAFU 2010a). Für die Umsetzung dieser neuen Herausforderungen sind Fliessgewässeruntersuchungen ebenfalls notwendig, sei es beim Monitoring des Gewässerzustandes, bei der Qualitätsbeurteilung von Voruntersuchungen oder bei der Erfolgskontrolle von Massnahmen.

2.4 Monitoring Strategien

Allgemein kann Gewässermonitoring als geplanter Prozess der Probenahme, Messung und Auswertung verschiedener Wassercharakteristika definiert werden. Dabei werden Daten systematisch in Raum und Zeit erfasst, um eine kontinuierliche Beobachtung der untersuchten Charakteristika zu gewährleisten. Je nach Ziel der Untersuchung kann zwischen verschiedenen Kategorien von Monitoring unterschieden werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Verschiedene Arten des Monitorings differenziert nach Zielen (abgeleitet von Chapman 1996 & Burlando 2014).

Art des Monitoring	Ziele
Baseline Monitoring	Flächendeckende Zustandsbeurteilung der Fliessgewässer; Erfassung natürlicher Prozesse; Quantifizierung der Variabilitätsbandbreiten; Ableiten von Referenzwerten
Compliance Monitoring	Erkennung von Qualitätsdefiziten; Überprüfung, ob Zielvorgaben und Standards eingehalten wurden
Impact Monitoring	Überwachung von Nutzungen, wie Bewässerung, Industrie, ARAs, etc. Erfolgskontrolle von Massnahmen
Trend Monitoring	Beobachtung der langzeitlichen Entwicklung des Gewässerzustands

Das Design eines Monitoring-Netzwerks und die Auswahl der Indikatoren sind stark abhängig von den obengenannten Zielvorstellungen. Demnach sollten nur die wirklich essentiellen Daten gesammelt werden, um nicht unnötigerweise Geld und Zeit zu verschwenden. Des Weiteren ist es wichtig, dass das Messprogramm periodisch überprüft und gegebenenfalls angepasst wird. Das iterative Vorgehen beim Gewässermonitoring ist in folgender Grafik schematisch dargestellt (Abbildung 4).

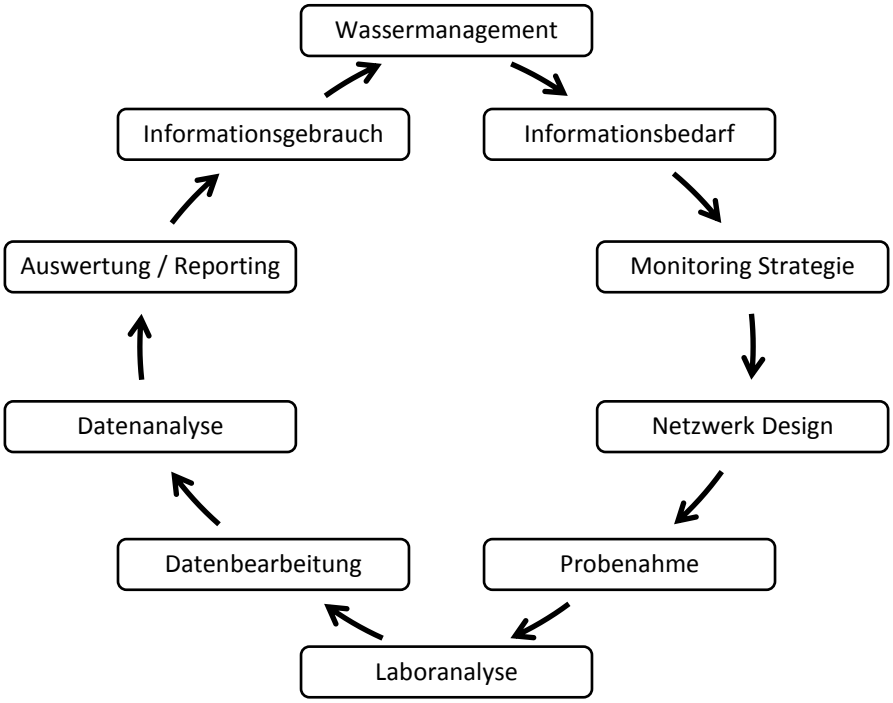


Abbildung 4: Der Monitoring Zyklus im Wassermanagement (abgeleitet nach O'Keeffe 2014).

2.4.1 Auswahl der Probenahmestandorte

Sind die Zielvorgaben des Monitorings definiert, geht es darum, die Messstellen auszuwählen. Anhaltspunkte für den ungefähren Standort möglicher Untersuchungsstellen geben z.B. permanente hydrologische Messstationen, Verwaltungsgrenzen, wesentliche Zusammenflüsse, identifizierbare Hauptverschmutzungsquellen oder Erholungsgebiete. Die exakte Position der Untersuchungsstellen muss dann vor Ort im Feld bestimmt werden. Dies hängt beispielsweise von der Zugänglichkeit des Gewässers ab oder von indikatorspezifischen Anforderungen (Habitate, komplette Durchmischung der Fliessgewässer, etc.). Grundsätzlich können drei verschiedene Standorttypen von Probenahmestellen unterschieden werden (Tabelle 3).

Tabelle 3: Typologie der Probenahmestandorte (gemäss BAFU 2010b).

Standorttyp	Ziel	Prinzip
Problemstellen	Effekte von Beeinträchtigungen und Sanierungsmassnahmen betreffend Wasserqualität, Hydrologie oder Morphologie erkennen	Stellen oberhalb und unterhalb von Punkten, von denen eine Beeinträchtigung des Gewässers ausgeht (z.B. ARAs)
Repräsentative Stellen	Erkennen von Veränderungen; Monitoring über längere Zeiträume; Erfolgskontrolle grossflächiger Massnahmen	Jedes wichtige Teileinzugsgebiet ist mit mind. einer Probenahmestelle repräsentiert
Referenzstellen	Kenntnisse über den natürlichen Zustand verschiedener Gewässertypen	Auswahl von bezüglich Wasserqualität, Hydrologie und Ökomorphologie möglichst anthropogen unbeeinflussten Stellen

2.4.2 Zeitpunkt und Häufigkeit der Probenahme

Die zeitliche Komponente des Monitorings ist von diversen Kriterien abhängig und lässt sich kaum verallgemeinern. Neben dem Untersuchungsziel hängen Zeitpunkt und Häufigkeit der Probenahme speziell vom angewendeten Indikator ab und natürlich auch von den vorhandenen Ressourcen (Geld, Personal, Infrastruktur, etc.). Allgemein lässt sich sagen, dass die Häufigkeit der Untersuchungen höher sein sollte an Stellen, wo die Wasserqualität grosse Variabilität aufweist. Statistisch gesehen steigt die Zuverlässigkeit der Untersuchungsergebnisse mit der Anzahl der Messungen (O'Keeffe 2014). In Kapitel 5 wird bei der Analyse des MSK noch genauer auf die räumlichen und zeitlichen Komponenten der einzelnen Methoden eingegangen.

2.5 Überblick zu Konzepten der ökologischen Fliessgewässerbeurteilung

Ökosysteme sind hoch komplexe und vernetzte Systeme. Um ein solches System adäquat beschreiben und bewerten zu können, braucht es deshalb vereinfachende Modellansätze. Daraus ergibt sich aus Sicht des Gewässermanagements jedoch ein Dilemma: je umfassender die Modellansätze die Komplexität der Gewässerökosysteme abbilden, desto aufwendiger wird deren Untersuchung (Harper et al. 1995). Aufwendige Untersuchungen sind jedoch oftmals aus technischen oder finanziellen Gründen nicht realisierbar.

Je nach Gewichtung der pragmatischen oder der naturgerechten Sichtweise entwickelten sich im Gewässermanagement unterschiedliche „Bewertungsschulen". Trotz der unterschiedlichen Grundannahmen ist den Erklärungsmodellen jedoch eine Zielrichtung gemeinsam: Im Zentrum der Betrachtung steht die Charakterisierung der ökologischen Integrität der Gewässer, die häufig auch unter dem Begriff „ecosystem health" zusammengefasst wird (Bratrich 2004).

Im Folgenden werden die wichtigsten konzeptionellen Ansätze der Fliessgewässerbewertung beschrieben bzw. kategorisiert und das Schweizerische Modul-Stufen-Konzept entsprechend eingeordnet. Die hier vorgestellte Typisierung basiert grösstenteils auf der Dissertation von Bratrich (2004), die zwischen „holistischen Modellen", „multiplen Modellen" und „repräsentativen Modellen" unterscheidet (Abbildung 5).

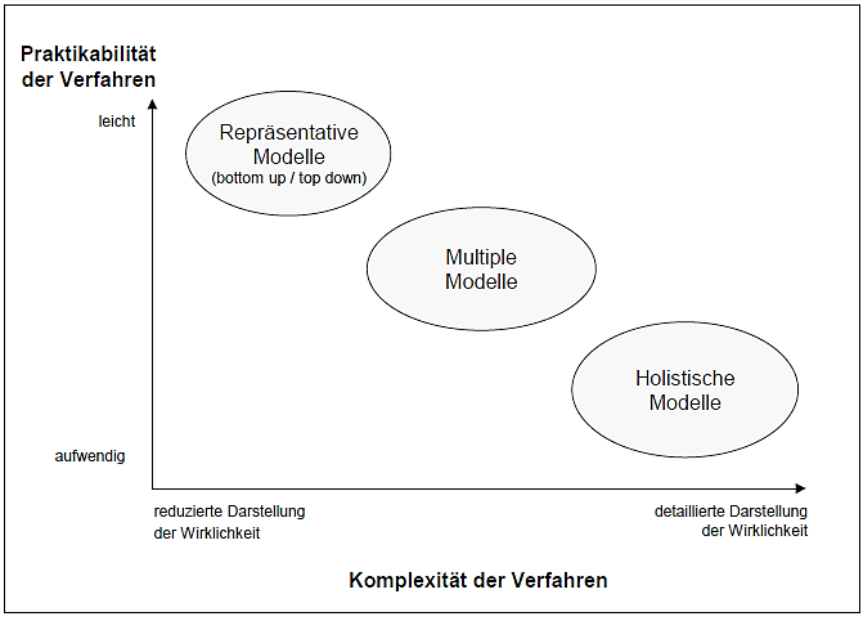


Abbildung 5: Klassifizierungsschema der unterschiedlichen Bewertungsmodelle anhand von Praktikabilität und Komplexität der Verfahren (Bratrich 2004).

2.5.1 Holistische Modelle

Holistische Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme verwenden Indikatoren, welche die Integrität des Systems als Ganzes bemessen und bewerten. Dies unter der Annahme, dass die Gesamtfunktion eines Ökosystems mehr ist als die Summe aller systemrelevanten Einzelkomponenten. Fliessgewässer werden demnach als eine Art selbstregulatorischer „Organismus" betrachtet, der durch einen typischen und optimalen Zustand gekennzeichnet ist. Holistische Bewertungen der Ökosysteme können beispielsweise anhand des Verhaltens nach Stresseinwirkung oder anhand der Produktivität vorgenommen werden (ibid.).

Ein Vorteil holistischer Modelle liegt darin, dass sie die grosse ökologische Komplexität der Fliessgewässer akzeptieren und die Systemeigenschaften in den Vordergrund stellen. Da meist systemumfassende Indikatoren benutzt werden, nehmen sie stochastische und dynamische Veränderungen des Systems als grundlegende und typische Eigenschaften der Fliessgewässer wahr. Störungen werden dabei als ein positives und prägendes Element der Systeme betrachtet (ibid.).

Allerdings sind holistische Bemessungsansätze in der Regel durch aufwendige und langjährige Erhebungen gekennzeichnet, welche auch finanziell nicht zu unterschätzen sind. Die Ableitung konkreter Verbesserungsmassnahmen erweist sich als schwierig, da oft keine eindeutigen Schwellenwerte oder Toleranzbereiche vorliegen, anhand derer ein klares Managementkonzept abzuleiten wäre. Wenn keine natürliche Referenz vorhanden ist, lässt sich die natürliche Varianz der holistischen Messgrössen kaum ermitteln. Zudem ist aufgrund der systemumfassenden Ausrichtung der Untersuchungen eine gezielte Ursachenanalyse nicht möglich (ibid.).

2.5.2 Repräsentative Modelle

Die repräsentativen Bewertungsmodelle folgen einer gerichteten und kausalen Wirkungskette. Aufgrund der Komplexität der Gewässerökosysteme gehen die Verfahren davon aus, dass es nicht möglich ist, alle Teilaspekte eines vernetzten Ökosystems komplett zu erfassen und umfassend zu bewerten. Es ist deshalb wichtig, aussagekräftige „Platzhalter" zu finden, die stellvertretend über den Zustand des Gesamtsystems Auskunft geben können (Simberloff 1998). Im Wesentlichen können zwei Varianten der repräsentativen Bewertungsmodelle unterschieden werden:

Bottom-up Ansatz

Der „bottom-up" Ansatz postuliert, dass erwartungsgemäss alle biologischen Komponenten eines Ökosystems intakt sind, sofern die zentralen abiotischen Schlüsselstrukturen und -funktionen keine Auffälligkeiten zeigen und nicht in ihrer natürlichen Dynamik gestört sind (Muhar & Jungwirth 1998). Um den Zustand des Gewässers ausreichend bewerten zu können, sind demnach keine aufwendigen biologischen Untersuchungen notwendig. Vielmehr reicht die Erfassung der abiotischen Schlüsselfaktoren (morphologische oder hydrologische Kenngrössen) aus. Damit betont ein solcher „driving force" Ansatz die Stressursache und nicht die Stressreaktion. Mit dem bottom-up Ansatz können somit pragmatische, kostengünstige und zeitlich vertretbare Lösungen der Gewässerbewertung geliefert werden (Bratrich 2004).

Top-down Ansatz (Prinzip der Bioindikation)

Auf der anderen Seite konzentrieren sich die „top-down“ Ansätze auf die Reaktion des Gewässersystems nach einer Stresseinwirkung. Sie setzen am Ende der kausalen Wirkungskette an und stellen sensitive biologische Indikatoren ins Zentrum der Betrachtung. Die Erklärungskonzepte, die hinter den top-down Modellen stehen, gehen auf sehr alte ökologische Konzepte zurück und beziehen sich v.a. auf Zeiger- oder Schlüsseltaxa (ibid.).

Damit Organismen oder Organismengemeinschaften als Bioindikatoren bezeichnet werden können, sollten ihr Vorkommen, ihr Verhalten oder ihre physiologischen Reaktionen und Adaptionen in einem möglichst einfachen und engen Zusammenhang mit Umweltfaktoren (Stressoren) stehen. Der Zusammenhang mit einzelnen Stressoren (z. B. Pestizidbelastung, Erwärmung, etc.) ist jedoch nicht immer eindeutig, da auch natürliche Umweltfaktoren (z.B. Trockenheit, Kälte, Konkurrenz etc.) auf Organismen wirken (BAFU 2007b). Sofern nicht ein dominanter Stressor vorhanden ist, lässt sich mit Organismen demnach in erster Linie die Gesamtheit aller auf sie einwirkenden Umgebungsfaktoren erkennen. Dies gilt nicht nur für die Wasserqualität, sondern auch für die morphologischen und hydrologischen Bedingungen und für die Dynamik im Gewässer. Entsprechend stellt die Artengemeinschaft, welche ein Gewässer besiedelt, ein Abbild des Gesamtzustandes des Ökosystems Fliessgewässer dar und kann als integrierendes Überwachungsinstrument für dessen ökologischen Zustand verwendet werden. Eine gute biologische Überwachung kann dazu beitragen, noch unbekannte Beeinträchtigungen zu erkennen, um nachfolgend geeignete Gegenmassnahmen ergreifen zu können (BAFU 2010b). Die Auswahl geeigneter Bioindikatoren ist jedoch eine sehr anspruchsvolle Aufgabe, welche fundiertes Wissen voraussetzt.

2.5.3 Multiple Modelle

Im Vergleich zu den beiden vorherigen Erklärungsmodellen nehmen die multiplen Bemessungsmethoden einen Zwischenstatus ein. Wie die holistischen Ansätze erheben sie den Anspruch einer umfassenden Bewertung des Gesamtsystems. Dies jedoch nicht anhand eines allumfassenden und systemintegrierenden Indikators. Vielmehr arbeiten multiple Ansätze mit Hilfe unterschiedlicher Indikatoren bzw. Indikatorgruppen, die im Zusammenspiel, z.B. in der Summe der Einzelindikatoren, umfassend Auskunft über den Gewässerzustand geben. Im Gegensatz zu den repräsentativen Modellen erfolgt die Auswahl der Indikatoren nicht durch eine einzige grundlegende Wirkungskette, sondern vielmehr in Bezug auf die konkrete Fragestellung der Untersuchung. Die Kunst der multiplen Bewertungsmodelle besteht somit darin, mit Hilfe einer verlässlichen und dennoch praktikablen Auswahl verschiedener Indikatoren eine wahrheitsgetreue Skizze der ökologischen Zusammenhänge zu zeichnen, ohne dabei den Link zu den menschlichen Einflüssen und ihrer ökonomischen und sozialen Aktivitäten ausser Betracht zu lassen (Soberón et al. 2000). Beispiele für multiple Modelle sind die Wasserrahmenrichtlinie der EU oder das Stufen-Modul-Konzept der Schweiz, welches im folgenden Kapitel genauer erläutert wird.

2.6 Das Schweizerische Modul-Stufen-Konzept (MSK)

Wie bereits in Kapitel 2.3 erläutert, geht das Schweizerische Gewässerschutzgesetz von einem umfassenden Schutzgedanken aus. Gewässer sollen demnach vor allen negativen Einwirkungen (nicht nur vor Verunreinigung durch Abwasser) geschützt werden, damit sie ihre vielfältigen Funktionen als Lebensräume für Pflanzen und Tiere, aber auch als Nutzungsobjekte erfüllen können. All dies muss bei der Gewässerbeurteilung berücksichtigt werden. In Zusammenarbeit mit der Eawag hat der Bund ein modular aufgebautes Untersuchungskonzept entwickelt, um diesen Anforderungen Rechnung zu tragen. Die entsprechenden Erhebungsverfahren decken die Bereiche Ökomorphologie, Hydrologie, Äusserer Aspekt, Biologie (Makrophyten, Kieselalgen, Makrozoobenthos, Fische), Wasserchemie und Ökotoxikologie ab (Abbildung 6). Der multidisziplinäre Ansatz soll eine integrale Beurteilung der Fliessgewässer erlauben, aufgrund derer Defizite erkannt und Massnahmenpläne entwickelt werden können. Die einzelnen Module sind in der Regel aus drei Intensitätsstufen bezüglich Erhebungsaufwand und Beurteilungstiefe aufgebaut. Bei Erhebungen auf Stufe F (flächendeckend) sollen grössere Gebiete, wie Kantone, Regionen oder Gemeinden, untersucht werden, um einen raschen Überblick über den ökologischen Zustand der Fliessgewässer, bzw. deren Beeinträchtigungen zu bekommen. Die Bearbeitungstiefe ist hier – bezogen auf einen untersuchten Gewässerabschnitt – relativ gering. Auf Stufe S (systembezogen) werden die Gewässer systemhaft untersucht und bewertet, d.h. ganze Gewässerläufe, möglichst einschliesslich aller Zuflüsse, werden gesamthaft analysiert. Untersuchungsaufwand und Bearbeitungstiefe sind wesentlich grösser als auf Stufe F. Stufe A (abschnittsbezogen) behandelt aufwendige, zielorientierte Untersuchungen, welche zumeist abschnittsweise bei spezifischen Problemen zum Zuge kommen (BUWAL 1998).

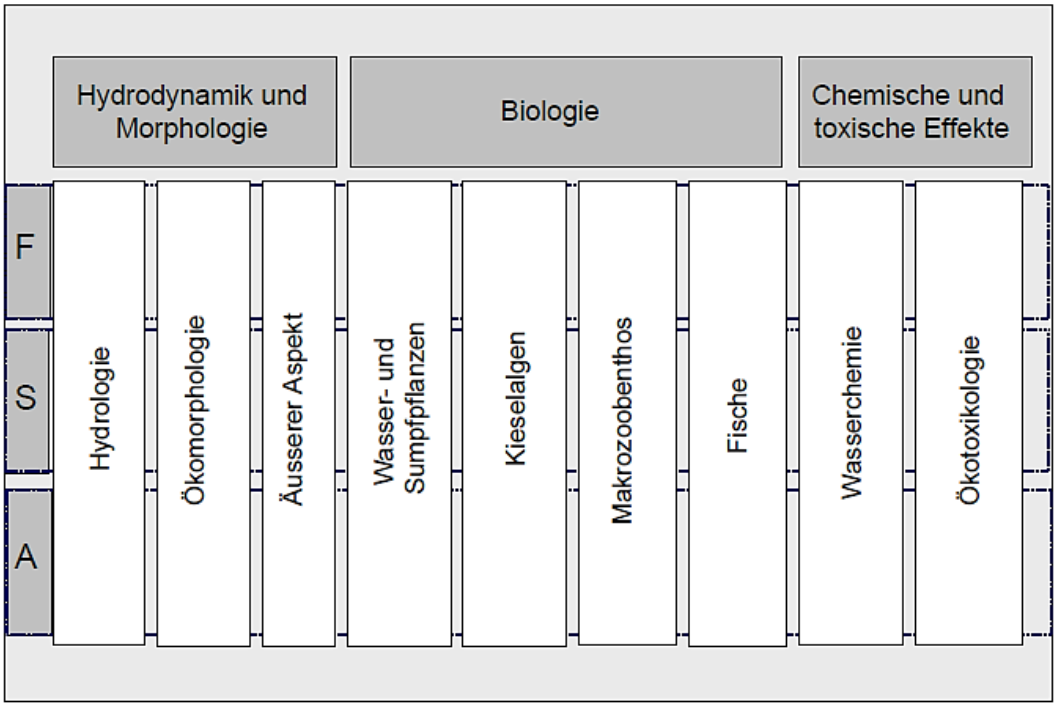


Abbildung 6: Die Teilbereiche des Schweizerischen Modul-Stufen-Konzepts (gemäss Bratrich 2004).

Stand der Praxis

Der momentane Entwicklungsstand der einzelnen Module ist in Abbildung 7 dargestellt. Bisher wurden ausschliesslich Module der Stufe F abschliessend veröffentlicht und in der Praxis angewendet. Die Analyse der MSK-Methoden in Kapitel 5 und die Vorschläge der Probenahmestandorte in Kapitel 6 beziehen sich demnach ebenfalls auf die flächendeckende Stufe.

Die Entwicklung eines Moduls für das Temperaturregime der Fliessgewässer erweist sich als schwierig und ist noch weit entfernt von einer praktischen Anwendung. Deshalb wurde diese Methode hier nicht weiter berücksichtigt. Nichtsdestotrotz ist die Erhebung von Wassertemperaturen wichtig für das Monitoring von Grenzwerten (z.B. Temperaturen >25°C kritisch für Fische) und für die richtige Interpretation der Nährstoffparameter des Chemiemoduls (BAFU 2011b).

Das biologische Modul der Makrophyten ist noch in der Überarbeitungsphase. Voraussichtlich wird sich die Typisierung und Klassifizierung der Vegetation an der Bewertungsmethode des Kantons Zürich orientieren. Deshalb wurde auch in dieser Arbeit der Zürcher Ansatz analysiert.

Das Modul Ökotoxikologie ist noch in der Konzeptionsphase (siehe Schweigert et al. 2001) und findet deshalb auch keine Praxisanwendung. Trotzdem ist es für eine umfassende Beurteilung der Gewässerqualität wichtig, neben den üblichen chemischen Nährstoffindikatoren auch Mikroverunreinigungen, wie Pflanzenschutzmittel (PSM), zu berücksichtigen (siehe Kapitel 4.1.9).

Ebenfalls noch in der Überarbeitung befindet sich der Synthesebericht, welcher ein einheitliches und transparentes Vorgehen aufzeigen soll, wie die Einzelbewertungen aus den Modulen zusammengefasst und grafisch dargestellt werden können. Voraussetzung dafür ist die räumliche Nähe der Probenahmestandorte der einzelnen Methoden. Insgesamt sind dabei mindestens drei Module zu untersuchen, davon mindestens ein biologisches.

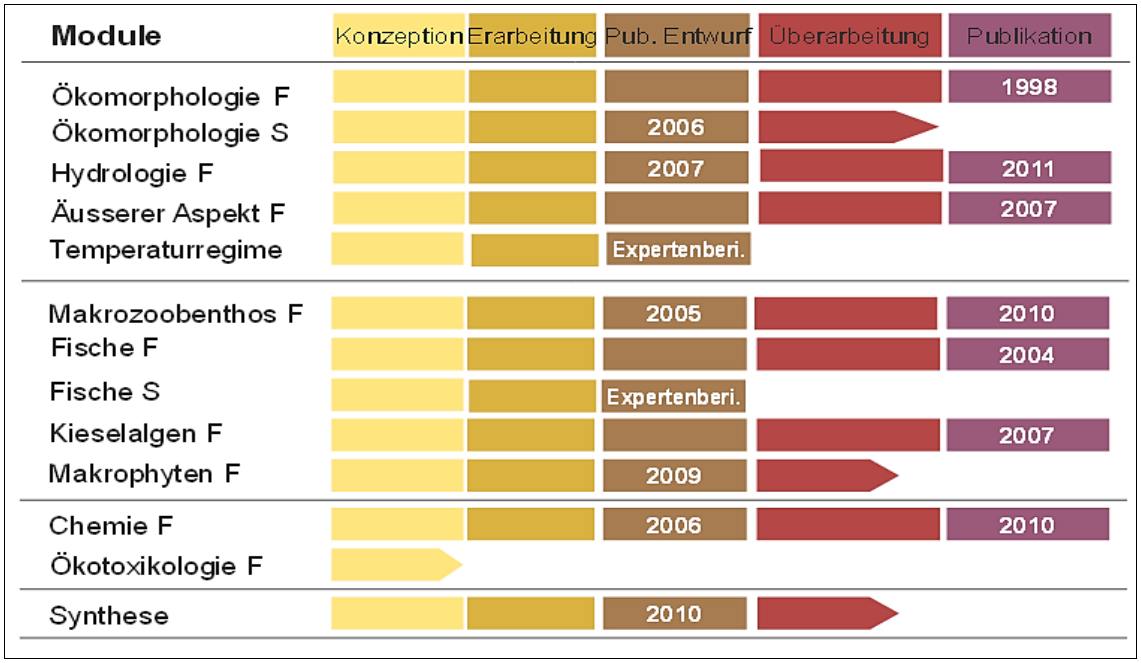


Abbildung 7: Entwicklungsstand der Module (Quelle: www.modul-stufen-konzept.ch; Zugriff: 01.10.2014)

3 Situationsanalyse des Kantons Thurgau

3.1 Ressourcennutzung

3.1.1 Gewässernetz

Der Thurgau ist ein Wasserkanton. Insgesamt besteht das Gewässernetz aus über 220 Weihern und Kleinseen sowie aus 1642 km Flüssen und Bächen. An den Thurgau angrenzend liegt der Bodensee, der eine Fläche von 536 km^2 aufweist. Hinzu kommen grosse Vorräte an Grundwasser. Die Fliessgewässer können in die drei Haupteinzugsgebiete Thur, Murg und Bodensee gegliedert werden (Abbildung 8). Die grössten Flüsse, welche durch den Kanton fliessen, sind die Thur, Murg, Sitter, Rhein, Aach, Lauche und Lützelmurg (AfU 2014).

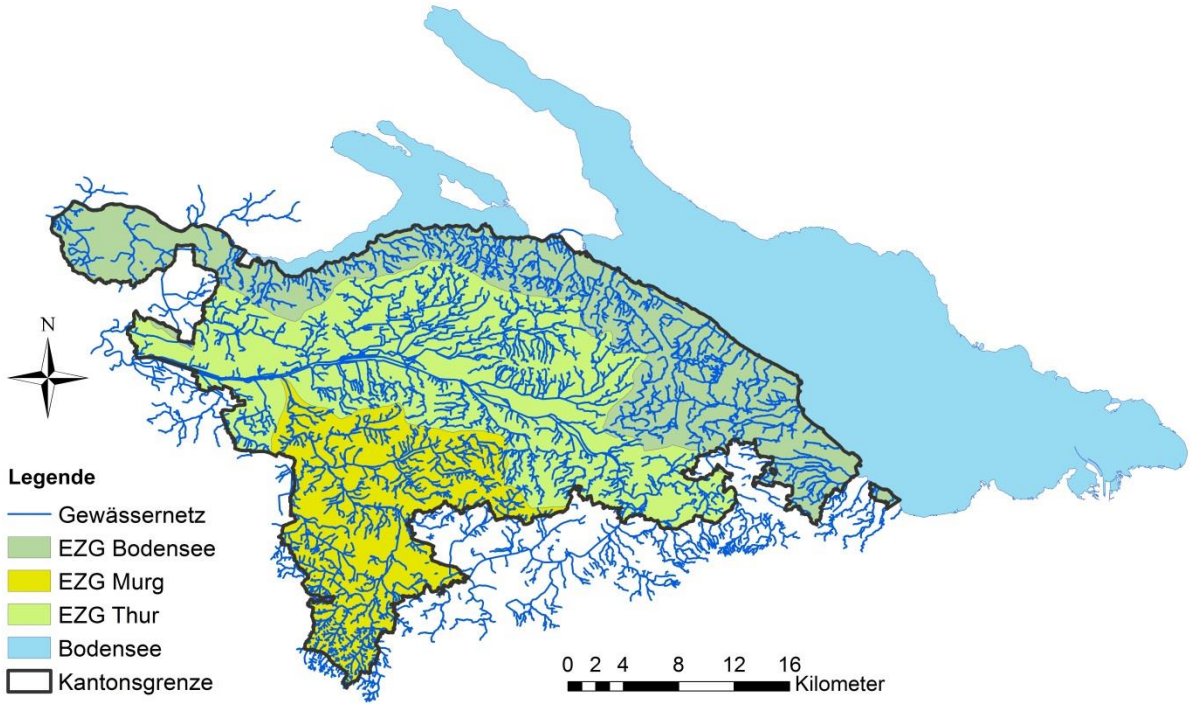


Abbildung 8: Das Gewässernetz des Kantons Thurgau.

3.1.2 Landnutzung

Von den rund 991km^2 der gesamten Kantonsfläche wird über die Hälfte (53%) landwirtschaftlich genutzt, hauptsächlich für den Acker- und Futterbau. Ein Fünftel (ca. 21'000 Hektaren) ist bewaldet und rund ein Achtel (13%) gilt als unproduktive Fläche. Die Siedlungsfläche beansprucht einen Anteil von 12% des Thurgaus. Gemäss Arealstatistik 2004/09 des Bundesamts für Statistik besteht der grösste Teil der Gemeinden aus agrarisch-gemischten, agrarischen oder ländlichen Pendlergemeinden (53%), wobei 27% der Thurgauer Bevölkerung in diesen Gebieten wohnhaft ist (Abbildung 9). Die Siedlungsfläche im Thurgau hat sich zwischen den Jahren 1996 und 2008 um durchschnittlich 101 Hektaren ausgedehnt. Dabei zeigen sich in der Siedlungsfläche pro Einwohner räumlich grosse Unterschiede zwischen ländlichen und städtischen Gebieten, wobei urbane Regionen eine bis zu drei Mal höhere Dichte aufweisen. Der wirtschaftliche Strukturwandel im ersten Wirtschaftssektor widerspiegelt sich ebenfalls in der Bodennutzung. Jährlich nimmt die Landwirtschaftsfläche im Thurgau durchschnittlich rund 100 Hektaren ab (Statistik Thurgau 2014).

Erwähnenswert ist speziell der Obstbau im Thurgau, welcher nebst der Milchwirtschaft der zweitwichtigste Erwerbszweig der Thurgauer Landwirtschaft ist. Rund 600 Bauernbetriebe bewirtschaften niederstämmige Obstkulturen für die Tafelobstproduktion und 2'000 Bauernbetriebe pflegen hochstämmige Obstbäume in traditioneller Art für die industrielle Verarbeitung (BBZ 2014). Damit verbunden ist der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, was die Gewässerqualität negativ beeinflussen kann.

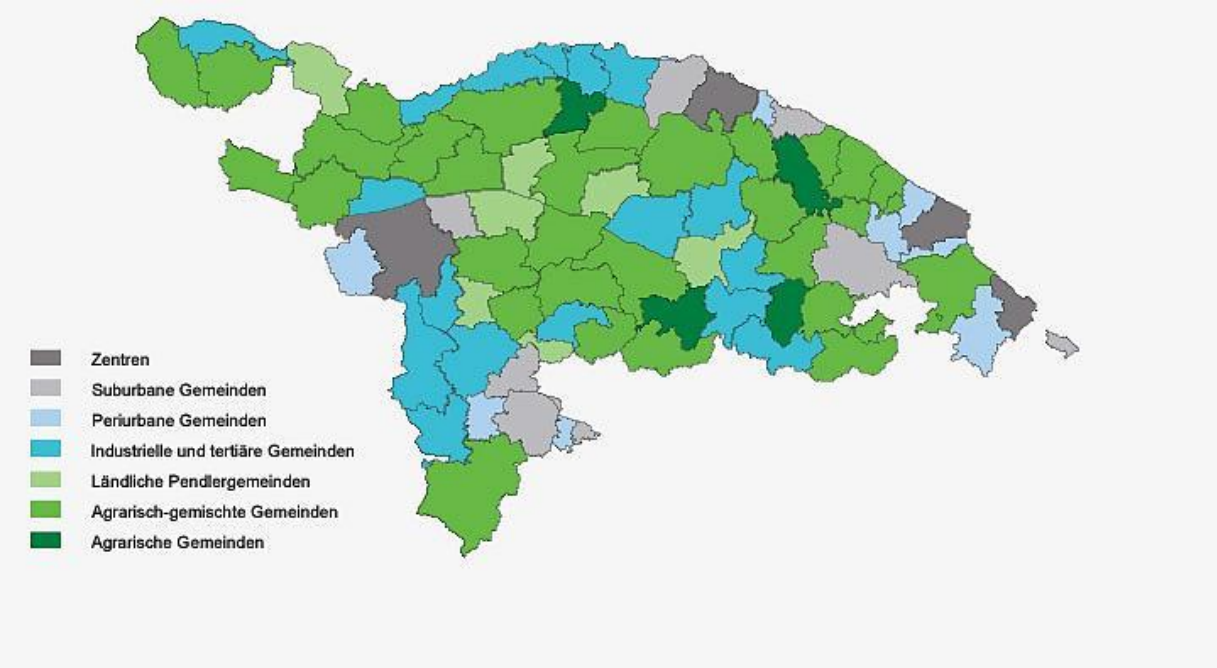


Abbildung 9: Raumgliederung des Kantons Thurgau nach Gemeindetypen (Statistik Thurgau 2014).

3.1.3 Abwasserreinigungsanlagen

Momentan sind im Kanton Thurgau 118 ARAs in Betrieb. Davon sind 21 kommunale Anlagen (Abbildung 10), 1 industrielle Anlage, sowie 96 Kleinkläranlagen[1] mit einer Kapazität von 4 bis 50 Einwohnern. Insgesamt wird das Abwasser von über 98% der Kantonsbevölkerung in einer öffentlichen oder privaten ARA gereinigt. Gesamthaft wurden im Jahr 2012 rund 43.6 Mio. m^3 Abwasser in den kommunalen und industriellen ARAs gereinigt. Bei der Reinigung werden neben den Schmutzstoffen in den meisten ARAs auch Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Abwasser eliminiert (Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination). Dabei richtet sich der Ausbaustandard der Abwasserreinigungsanlagen einerseits nach den gesetzlichen Anforderungen und anderseits nach der Empfindlichkeit des Vorfluters, in welches die gereinigten Abwässer eingeleitet werden (AfU 2013).

[1] Kleinkläranlagen werden in der folgenden Analyse nicht berücksichtigt.

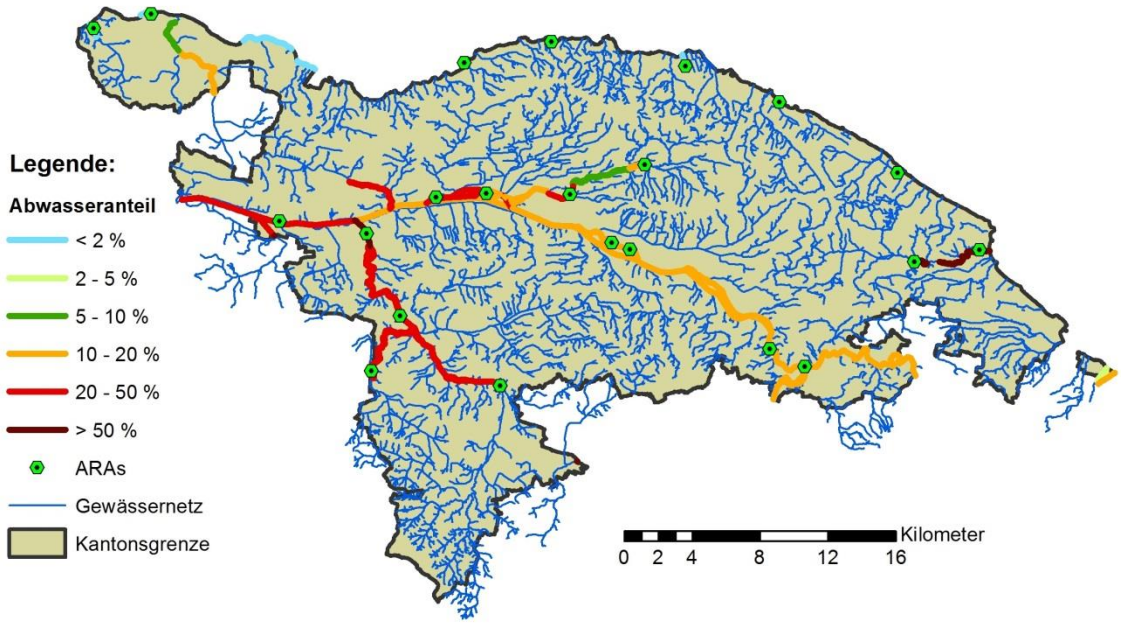


Abbildung 10: Kommunale ARA Standorte im Kanton Thurgau und Prozentanteil des gereinigtes Abwassers an der Abflussmenge Q_{347}.

3.1.4 Wasserkraft

Im Kanton Thurgau sind 46 Wasserkraftanlagen in Betrieb, wovon die meisten entlang der Thur und Murg angesiedelt sind (Abbildung 11). Da die meisten dieser Anlagen eine kleine Kapazität haben, sind sie bezüglich Restwassermenge kaum problematisch. Hingegen beeinträchtigen die Kraftwerke die Längsvernetzung des Gewässernetzes, indem sie ein Hindernis für Fische und andere aquatische Lebewesen darstellen.

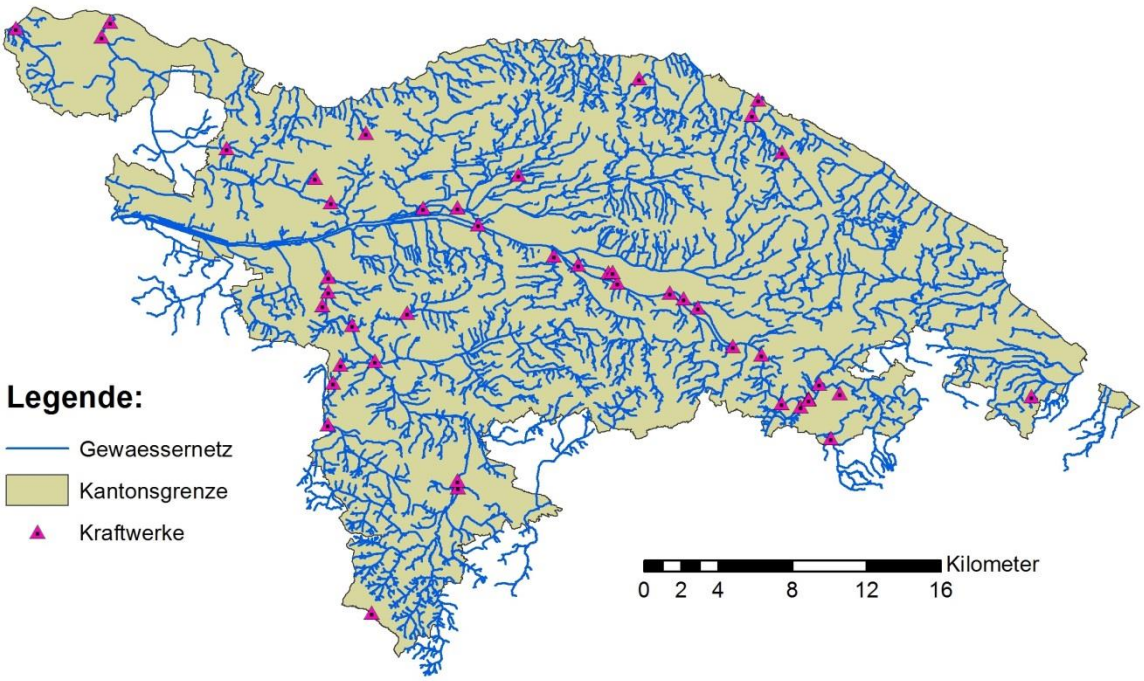


Abbildung 11: Räumliche Verteilung der Wasserkraftanlagen im Kanton Thurgau.

3.2 Aktueller Zustand der Flüsse

3.2.1 Allgemein

Vor rund 50 Jahren war es in der Schweiz noch üblich, Abwasser ungereinigt oder lediglich mit einfachen mechanischen Methoden gereinigt in die Gewässer einzuleiten. So war dies auch im Kanton Thurgau der Fall. Als Folge waren viele Weiher und Seen von Eutrophierung und akutem Sauerstoffmangel betroffen. Schlammablagerungen, Gestank und starke Schaumbildung prägten die Wasserqualität. Damit verbunden war auch häufiges Fischsterben in Schweizer Gewässern. Mit dem Ausbau von Kläranlagen und der Ökologisierung der Landwirtschaft hat sich die Wasserqualität der Gewässer jedoch deutlich verbessert. Seit Beginn der Achtzigerjahre ist die Belastung durch Nährstoffe (Phosphor, Stickstoffverbindungen) und organisch abbaubare Stoffe deutlich vermindert worden (AfU 2008).
Nichtsdestotrotz bleibt noch viel zu tun. Der stetig steigende Gebrauch von Chemikalien jeglicher Art (z.B. Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft oder Medikamentenrückstande im Abwasser) führen zu neuen Problemen. Viele dieser Stoffe können in Kläranlagen nicht oder nur unvollständig abgebaut werden. Zudem führten Siedlungsdruck und intensive Bodennutzung in den vergangenen Jahrzehnten zu einem hohen Verbauungsgrad unserer fliessenden Gewässer. Damit wurde der Lebensraum der von Fliessgewässern abhängigen Tier- und Pflanzenarten eingeschränkt und die ökologisch wertvolle Selbstreinigungskraft der kanalisierten Gewässer reduziert (ibid.).

3.2.2 Kanton Thurgau

Aus ökomorphologischer Sicht sind rund 34% (565 km) des Thurgauischen Fliessgewässernetzes als naturnah bis natürlich eingestuft. Weitere 30% (487 km) sind als wenig beeinträchtigt klassiert. 14% (230 km) sind stark beeinträchtigt, 5% (88 km) gelten als künstlich (Betongerinne) und die restlichen 17% (272 km) sind eingedolt, d.h. sie verlaufen unterirdisch (AfU 2006).
Besorgniserregend ist die Durchgängigkeit der Gewässer: auf den 1642 km Fliessstrecken existieren 3'300 natürliche Hindernisse und rund doppelt so viele wurden künstlich dazu gebaut. Umgerechnet gibt es demnach pro Kilometer Fliessgewässer durchschnittlich rund vier künstliche Abstürze von mehr als 20 cm Höhe, wovon einer sogar höher als 70 cm ist. Dazu kommen ein bis zwei Bachdurchlässe, ein unnatürlicher Abschnitt von 190 m Länge, sowie Eindolungen von 170 m Länge. Dies kommt einer wesentlichen Einschränkung der Durchgängigkeit der Fliessgewässer gleich, die Vernetzungsfunktion ist dadurch stark beeinträchtigt. Bezüglich Raumbedarf der Fliessgewässer gemäss Schlüsselkurve (BWG 2000) besteht im Kanton Thurgau bei rund 40% des Gewässernetzes Verbesserungspotential (ibid.).

Die aktuellsten chemisch-physikalischen Untersuchungen zur Wasserqualität zeigen, dass bei lediglich 35 von 121 Stellen die Qualitätsziele aller relevanten Parameter (organische Inhaltsstoffe, Phosphor, Stickstoffverbindungen und biologischer Sauerstoffbedarf) erfüllt wurden. An weiteren 35 Stellen wurden bei einem oder zwei Parametern die Qualitätsziele nicht erreicht. Diese Stellen weisen nur noch eine befriedigende bis gute Wasserqualität auf. Die Wasserqualität der restlichen 51 Stellen muss als mässig bis unbefriedigend beurteilt werden.
Die Auswertung der chemischen Untersuchungsstandorte zeigt zudem, dass es vor allem im Einzugsgebiet des Bodensees zu Überschreitungen der zulässigen Konzentrationen kommt. Im Einzugsgebiet der Murg hingegen ist die chemische Wasserqualität am besten, was sich in relativ wenigen Grenzwertüberschreitungen zeigt (siehe Anhang A.2).

Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Parameter lässt sich feststellen, dass die Qualitätsziele beim Phosphor am häufigsten nicht erreicht werden. Bezüglich Stickstoffparameter befinden sich die meisten Standorte in gutem bis sehr gutem Zustand. Einzig beim Nitrat (NO_3) sind vermehrt auch mässige Bewertungen vorhanden. Beim gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) ist eine leichte Abnahme der gut klassierten Bewertungen beobachtbar. Beim biologischen Sauerstoffbedarf (BSB_5) ist hingegen eine kontinuierliche Verbesserung über die letzten drei Erhebungsperioden ersichtlich (Abbildung 12).

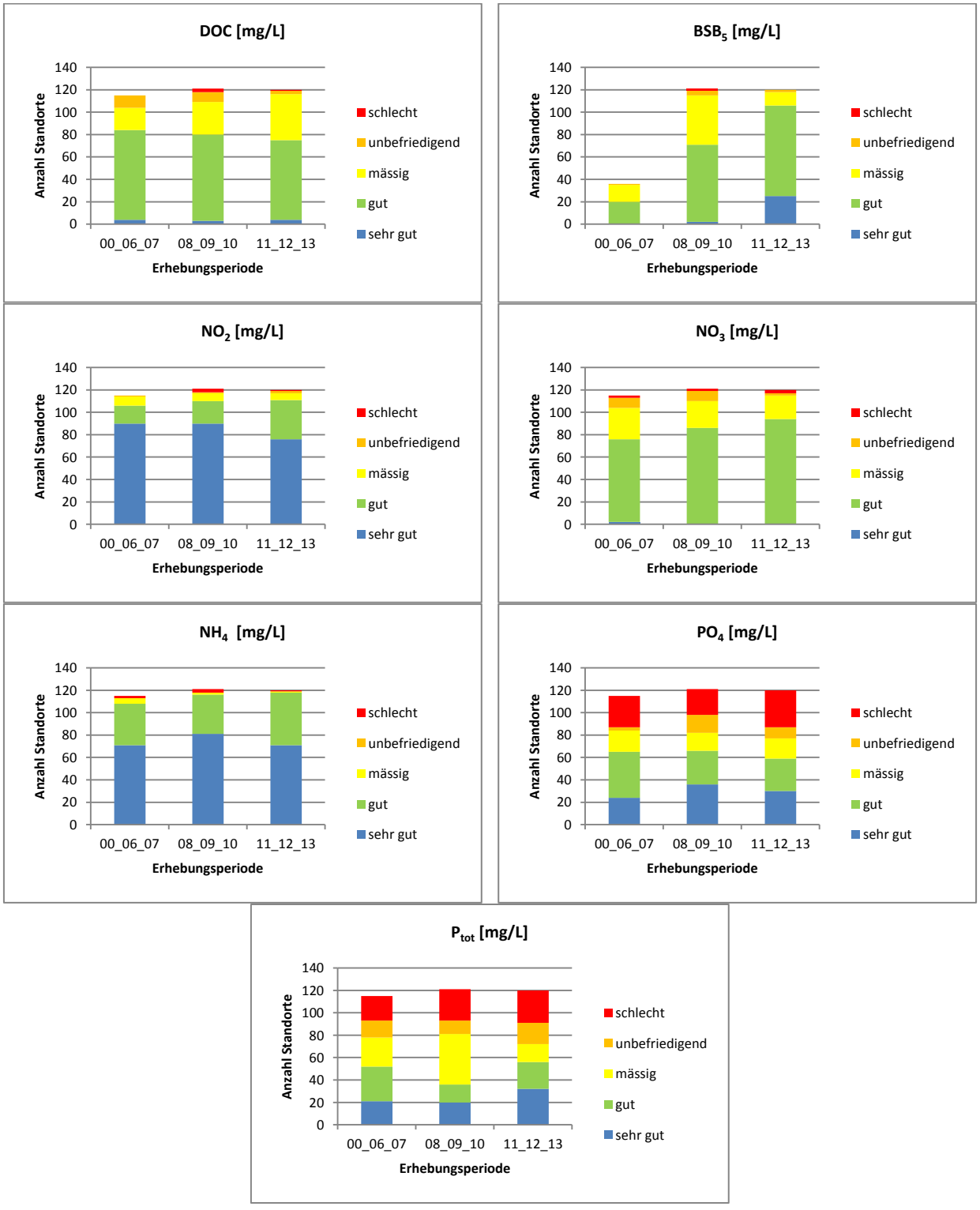


Abbildung 12: Entwicklung der chemischen Parameter über die letzten drei Erhebungsperioden.

Die komplementär zu den chemischen Parametern erhobenen Kieselalgenuntersuchungen zeigen, dass von den insgesamt 369 Proben die zwischen 1998 und 2009 ausgezählt wurden, rund 80% das gesetzliche Qualitätsziel erfüllen. Relativiert wird dieses Resultat von der Tatsache, dass fast die Hälfte aller Proben (47%) im Grenzbereich, das heisst an der Klassierungsgrenze „gut/mässig“ liegen (Abbildung 13).

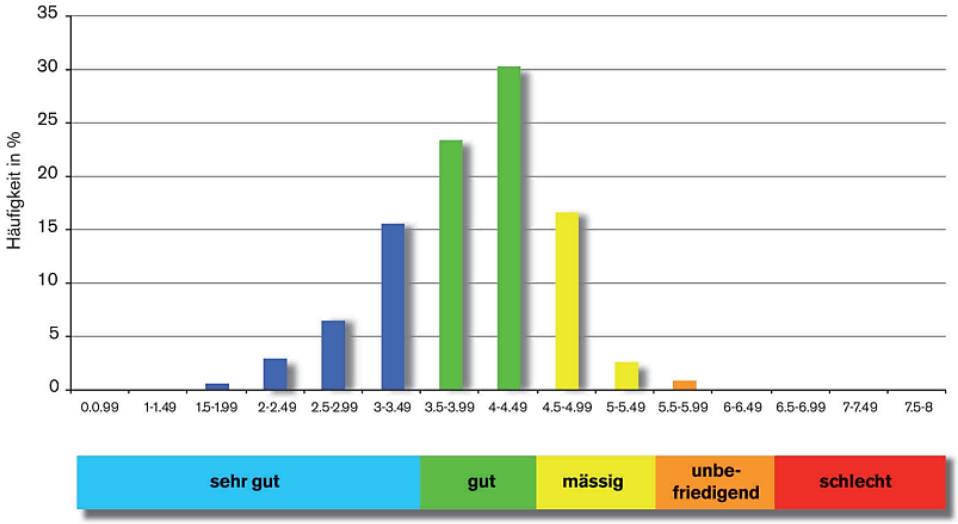


Abbildung 13: Resultate und Häufigkeitsverteilung der Kieselalgenuntersuchungen (AfU 2008).

Bezüglich Pflanzenschutzmittel weisen die im Kanton Thurgau untersuchten Bäche sehr unterschiedliche Belastungen auf. In vielen Fliessgewässern lagen die PSM Konzentrationen regelmässig über dem chronischen Toxizitätswert, welche auf Dauer für Lebewesen giftig wirken. Am meisten Grenzwertüberschreitungen wurden durch die Herbizide Metolachlor, Atrazin und Metamitron verursacht. Bedenklich sind auch die gefundenen Belastungen durch das Insektizid Diazinon. Der Vergleich mit den Resultaten aus makrozoobenthischen Untersuchungen lässt den Schluss zu, dass die aquatischen Kleinlebewesen durch Pflanzenschutzmittel geschädigt werden (Baumgartner & Ehmann 2008).

Zusammengefasst kann man festhalten, dass der ökologische Zustand der Fliessgewässer im Kanton Thurgau trotz signifikanter Verbesserungen in den letzten Jahrzehnten noch nicht befriedigend ist. Neben morphologischem Handlungsbedarf (Durchgängigkeit, Strukturvielfalt, Gewässerraum, etc.) müssen auch Massnahmen zur Reduktion des diffusen Eintrags von Mikroverunreinigungen und Nährstoffen verstärkt werden.

3.3 Bisherige Erhebungen zur Fliessgewässerbeurteilung

3.3.1 Kantonale Aufgaben

Ziel der Gewässerschutzgesetzgebung ist nicht nur, eine gute Wasserqualität in den Gewässern zu sichern, sondern auch die Gewässer in ihrer Strukturvielfalt zu erhalten, zu schützen und wo nötig wieder herzustellen. Der Vollzug der Gewässerschutzgesetzgebung ist Aufgabe des kantonalen Amts für Umwelt (AfU). Das AfU überwacht das Gewässernetz mit regelmässigen Qualitätsmessungen und berät Gemeinden, sowie Private und die Wirtschaft bei allfälligen Problemen. Die Abteilung Gewässerqualität des Kantons Thurgau betreibt ein eigenes Labor, in dem physikalische, chemische

und biologische Analysemethoden zur Untersuchung von Oberflächen- und Grundwasser zur Verfügung stehen. Bei Gewässerverschmutzungen rücken die Mitarbeiter des amtsinternen Pikettdienstes aus, nehmen bei Bedarf Proben, werten sie aus und treffen wo nötig gezielte Massnahmen (AfU 2014).

Im Folgenden werden die bisherigen Erhebungen zur Fliessgewässerbeurteilung, die im Kanton Thurgau bis heute durchgeführt wurden, kurz zusammengefasst. Die Beschreibungen wurden aus den vorhandenen kantonalen Daten und aus den Antworten des Fragebogens (siehe Anhang A.1) abgeleitet.

3.3.2 Chemische und toxikologische Untersuchungen

Chemische Analysen

Das AfU untersucht in regelmässigen Abständen die grösseren Gewässer auf ihre chemische Wasserqualität, insbesondere deren Nährstoffbelastung. Dabei wird der Kanton Thurgau in die drei bereits erwähnten Haupteinzugsgebiete aufgeteilt: Bodensee, Thur und Murg (Hinterthurgau). Jedes Jahr werden in einem dieser Teilgebiete an rund 40 Stellen monatlich Wasserproben entnommen und auf chemische Wasserinhaltsstoffe untersucht. Konkret werden dabei folgende Parameter untersucht: Gesamter Phosphor (unfiltriert), Orthophosphat (PO_4), Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_5).
Jedes Einzugsgebiet wird gemäss diesem Vorgehen alle drei Jahre untersucht. Insgesamt werden auf dem gesamten Kantonsgebiet gegenwärtig 121 Stellen auf ihre chemische Wasserqualität hin untersucht (Abbildung 14). Die Resultate werden in einer Liste zusammengefasst und mit der vorangegangenen Untersuchungsperiode verglichen, um die Entwicklung des Gewässerzustandes zu beobachten. Falls Qualitätsdefizite vorhanden sind, werden Folgeuntersuchungen eingeleitet, mit dem Ziel, die Ursachen der Gewässerbelastung festzustellen und zu beseitigen.

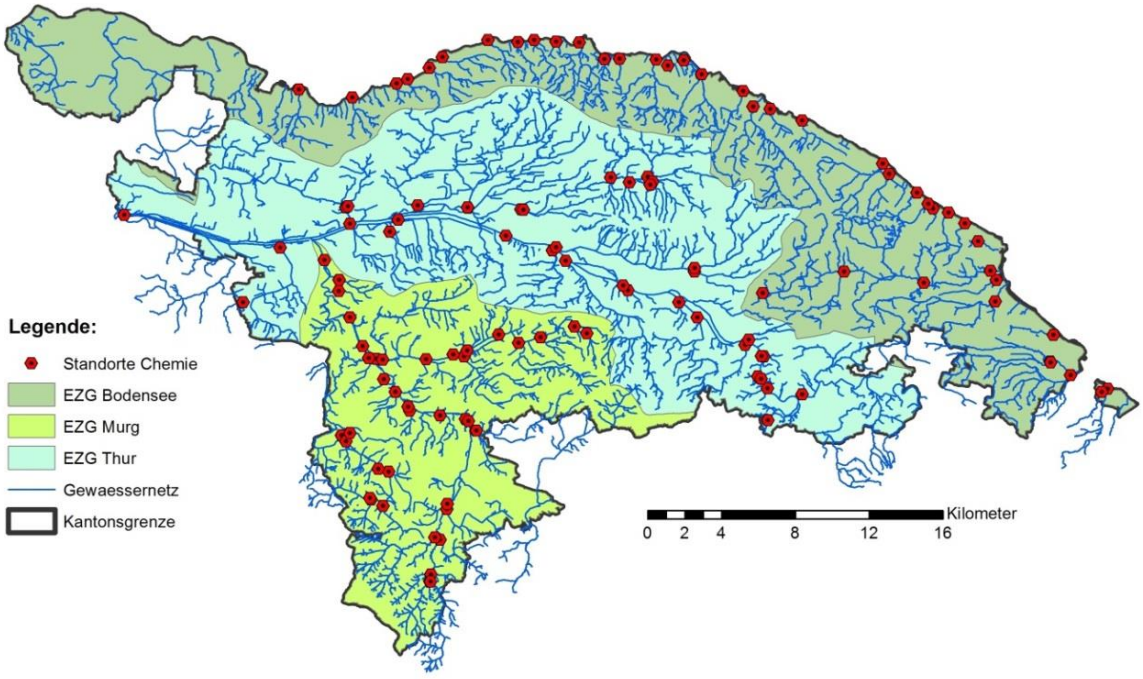


Abbildung 14: Standorte der bisherigen chemischen Erhebungen im Kanton Thurgau, unterteilt nach den drei Haupteinzugsgebieten.

Pflanzenschutzmittel-Studien

In den vergangenen Jahren sind PSM vermehrt ins Blickfeld von Gewässeruntersuchungen gerückt. Vor allem Insektizide bereiten Sorgen, da sie bereits in kleinsten Konzentrationen tödlich für die im Wasser lebenden Kleinlebewesen wirken. PSM Untersuchungen sind im Kanton Thurgau projektbezogen, d.h. sie werden nicht periodisch durchgeführt. Die Anzahl Stellen pro Untersuchung hängt ebenfalls spezifisch vom Projekt ab. Im Normalfall werden rund 12 Messungen (Wochenmischproben) pro Untersuchung und Standort vorgenommen.

Im Jahre 2005 wurden die gereinigten Abwässer der ARAs Frauenfeld, Matzingen, Müllheim, Niederholz (Kesswil) und Pfyn auf verschiedene PSM untersucht. Die Auswahl der ARAs und der PSM erfolgte in Absprache mit dem landwirtschaftlichen Bildungs- und Beratungszentrum Arenenberg. Von den 18 untersuchten PSM konnten 10 nachgewiesen werden. Die höchsten Pflanzenschutzmittelkonzentrationen wurden bei der ARA Müllheim gemessen (Atrazin 13.4 µg/L und Metamitron 273 µg/L). Aufgrund der Resultate wurde im Jahre 2007 eine erweiterte PSM Untersuchungskampagne gestartet. Neben den Abwässern der ARAs Müllheim und Pfyn wurden 7 weitere Messstellen an verschiedenen Fliessgewässern im Einzugsgebiet in die Untersuchung mit einbezogen (Abbildung 15). Die Fliessgewässer wurden einerseits auf PSM untersucht, anderseits wurde bei sechs Abschnitten auch eine biologische Gewässerbeurteilung vorgenommen. Ziel der kombinierten Gewässeruntersuchung war es abzuklären, ob das PSM-Vorkommen in den Gewässern die Zahl der Wasserlebewesen oder die Artenvielfalt negativ beeinflusst. Die Abwässer und Fliessgewässer wurden auf 44 verschiedene PSM untersucht (Baumgartner & Ehmann 2008).

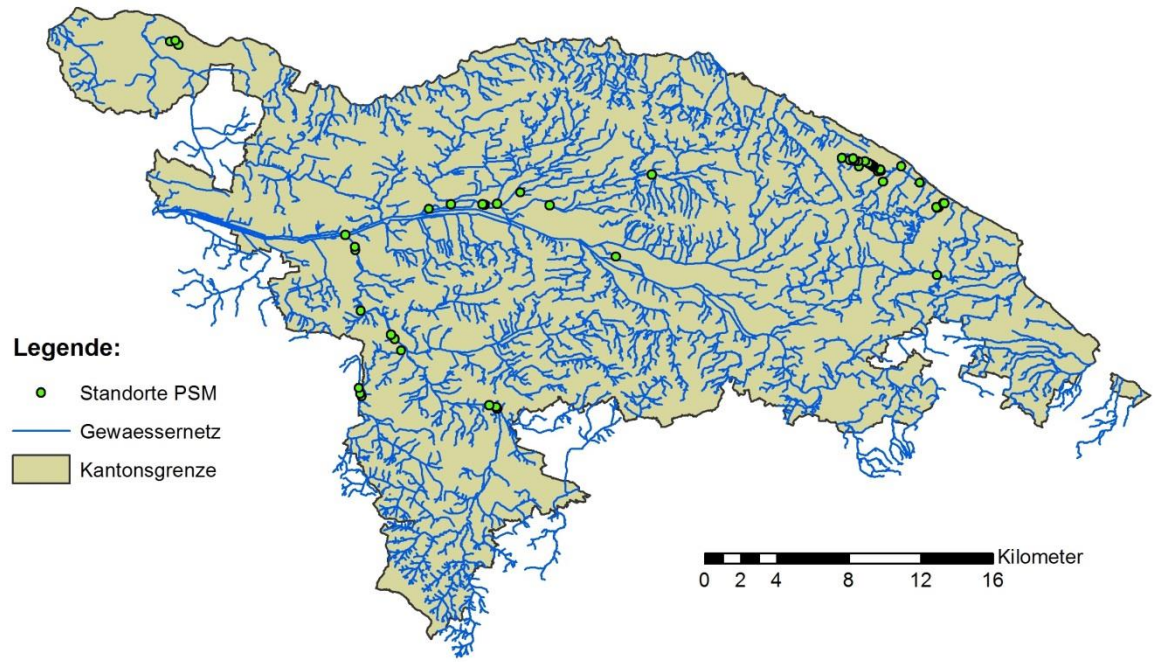


Abbildung 15: Standorte der bisherigen PSM Erhebungen im Kanton Thurgau.

3.3.3 Hydrodynamische und morphologische Untersuchungen

Hydrologische Messstationen

Im Thurgau gibt es kontinuierliche Abfluss- bzw. Pegelmessungen bei 25 kantonalen Stationen. Zusätzlich werden im Kanton sieben Stationen vom BAFU betrieben (Abbildung 16).

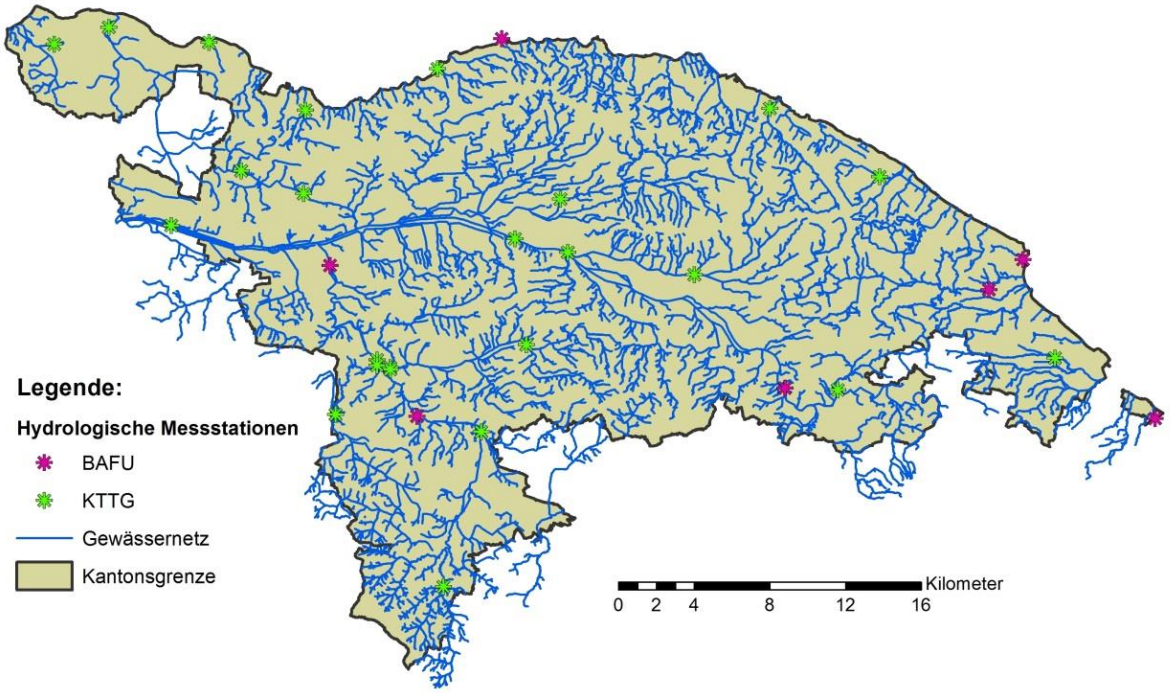


Abbildung 16: Standorte der hydrologischen Messstationen unterteilt nach Betreiber (Kanton Thurgau und BAFU).

Ökomorphologie

Zwischen 1998 und 2006 wurde die Ökomorphologie des gesamten Fliessgewässernetzes im Kanton Thurgau flächendeckend aufgenommen. Die Ergebnisse sind mittelfristig repräsentativ, d.h. in den nächsten 5-10 Jahren muss die Ökomorphologie nicht erneut flächendeckend aufgenommen werden. Als Folge von wasserbaulichen Eingriffen oder Revitalisierungen wird die ökomorphologische Bewertung zurzeit lokal auf den neusten Stand gebracht.

Äusserer Aspekt

Das Modul „Äusserer Aspekt“ ist zurzeit nicht fester Bestandteil des Monitorings im Kanton Thurgau. Die Methode wird manchmal jedoch im Rahmen von Kieselalgenuntersuchungen oder projektbezogenen Begehungen nebenbei angewendet.

3.3.4 Biologische Untersuchungen

Kieselalgen

Als Ergänzung zu den chemischen Untersuchungen werden seit 1998 ausgewählte Fliessgewässer auf ihre Kieselalgenzusammensetzung hin untersucht (Diatomeen-Index gemäss MSK). Insgesamt stehen 369 Proben zur Verfügung, welche zwischen 1998 und 2009 ausgezählt wurden. Im Schnitt werden pro Jahr rund 20 Erhebungen gemacht, meistens mit 2 Messungen pro Standort (Frühling und Herbst). Gewisse Standorte sind fix und werden wiederholt untersucht, während andere Standorte nur ein- bis zweimal ausgewählt wurden. Demnach sind kantonsweit 73 verschiedene Standorte verzeichnet (Abbildung 17).

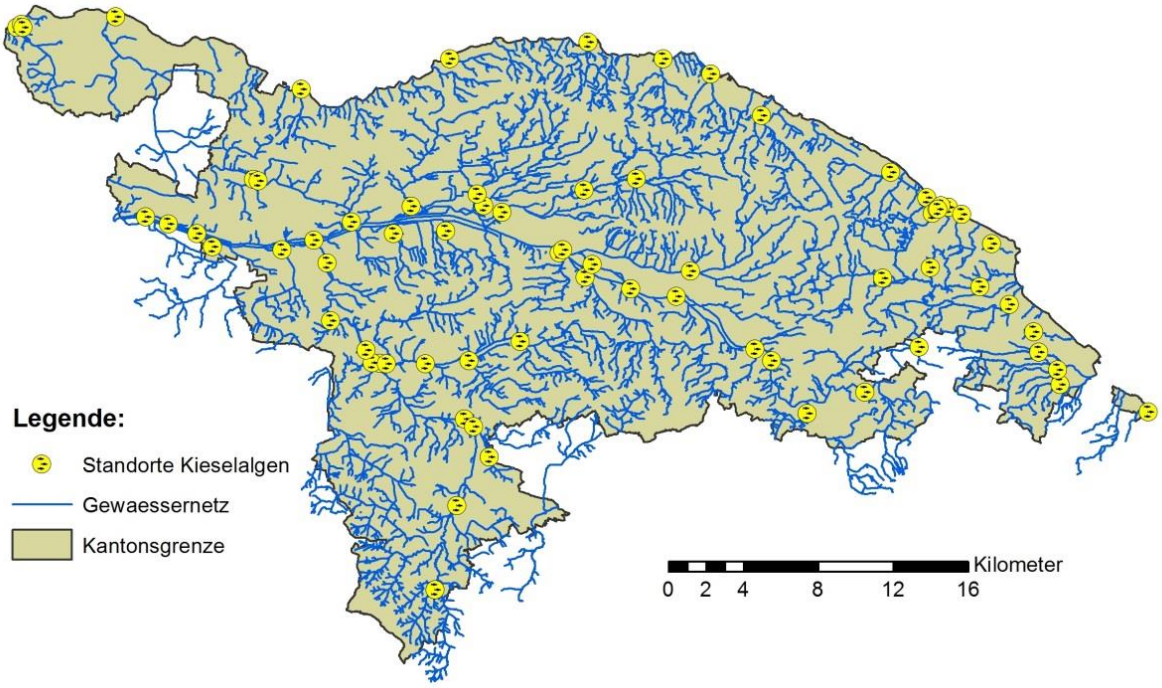


Abbildung 17: Standorte der bisherigen Kieselalgen-Untersuchungen.

Makrozoobenthos

Komplementär zur PSM Untersuchung 2007 wurden damals auch Makrozoobenthos an sechs verschiedenen Stellen untersucht. Seit 2008 wird die Erhebung von Makroinvertebraten gemäss MSK jährlich im Schnitt an 7 verschiedenen Standorten mit jeweils einer Messung im Frühling erhoben. Meist wird die Methode dort eingesetzt, wo im vornherein ein ungenügender Zustand der chemischen Parameter festgestellt werden konnte. Mittlerweile liegen Daten aus 30 Messstandorten zur Verfügung (Abbildung 18).

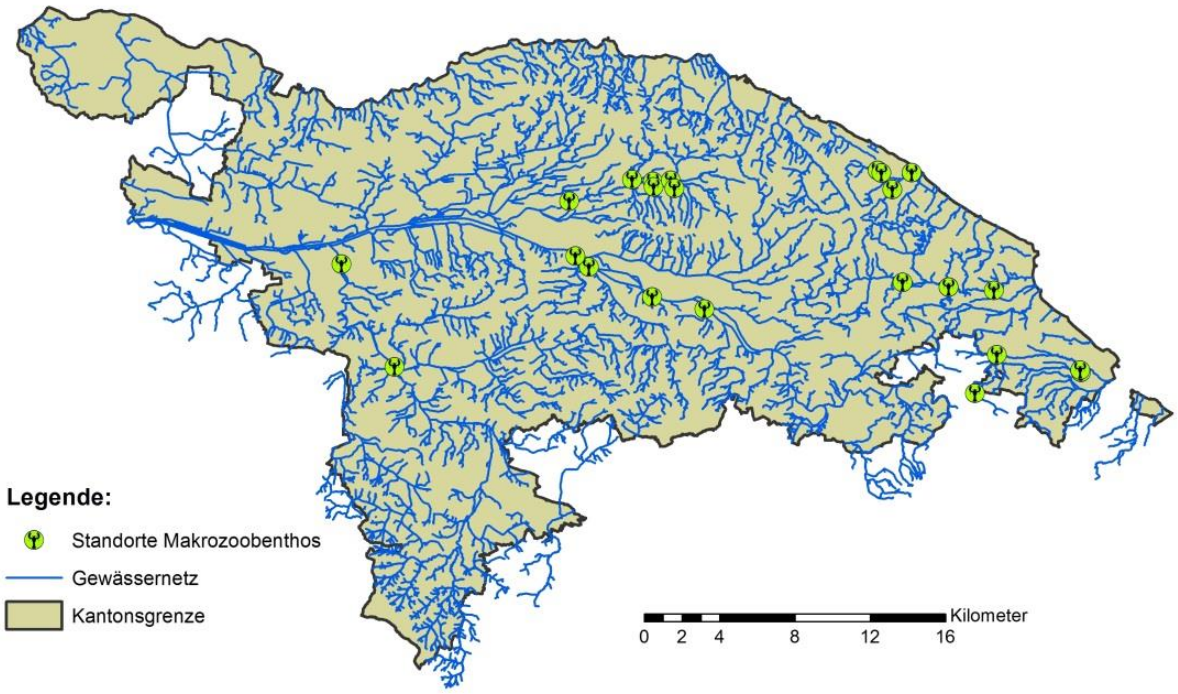


Abbildung 18: Standorte der bisherigen Makrozoobenthos-Untersuchungen.

Fische

Bisher wurden im Kanton Thurgau keine eigenen Fischuntersuchungen nach Modulstufenkonzept durchgeführt. Jedoch sind durch andere projektbezogene Untersuchungen bisher 11 Erhebungsstandorte verzeichnet (Abbildung 19).

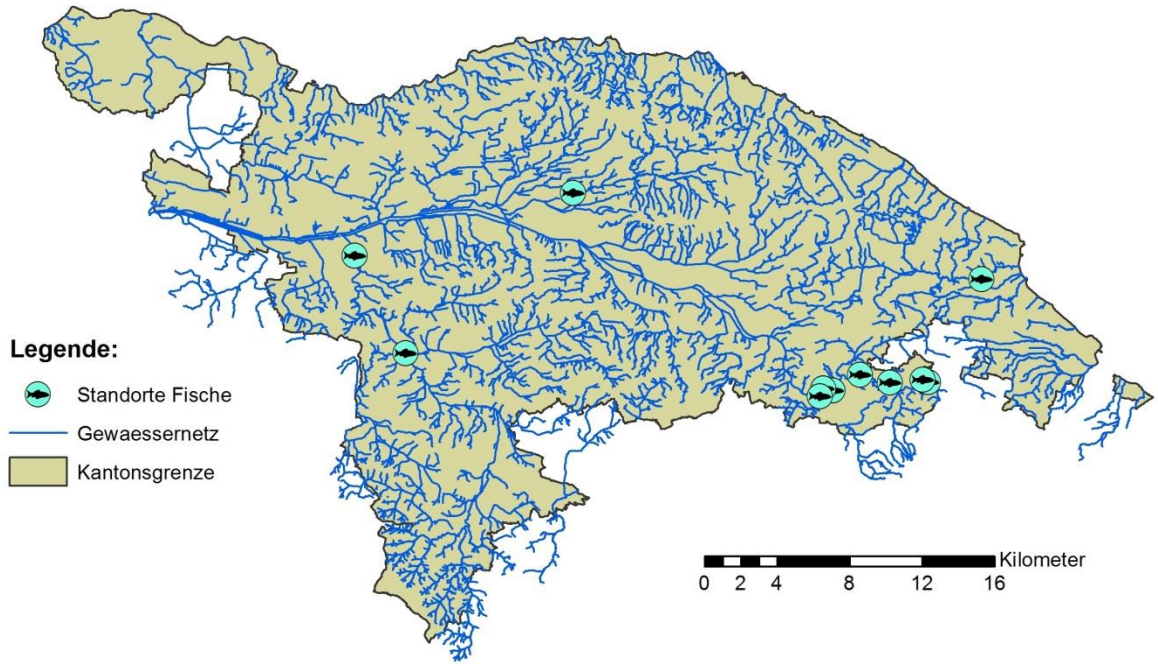


Abbildung 19: Standorte der bisherigen Fischuntersuchungen und -zählungen.

3.3.5 Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA)

NAWA ist ein gemeinsames Messprogramm des BAFU und der Kantone, um den Zustand und die Entwicklung der Schweizer Oberflächengewässer auf nationaler Ebene dokumentieren und beurteilen zu können. NAWA umfasst ein Basismessnetz zur langfristigen Dauerbeobachtung (TREND) sowie problembezogene Spezialbeobachtungen (SPEZ). Seit 2011 werden schweizweit an rund 100 Messstellen chemisch-physikalische und biologische Erhebungen gemäss MSK durchgeführt (BAFU 2013). Vier dieser NAWA-Standorte liegen im Kanton Thurgau, namentlich an der Murg bei Frauenfeld, an der Lauche bei der Mühle Matzingen, an der Salmsacher Aach bei Salmsach und am Chemibach bei Märstetten (Abbildung 20).

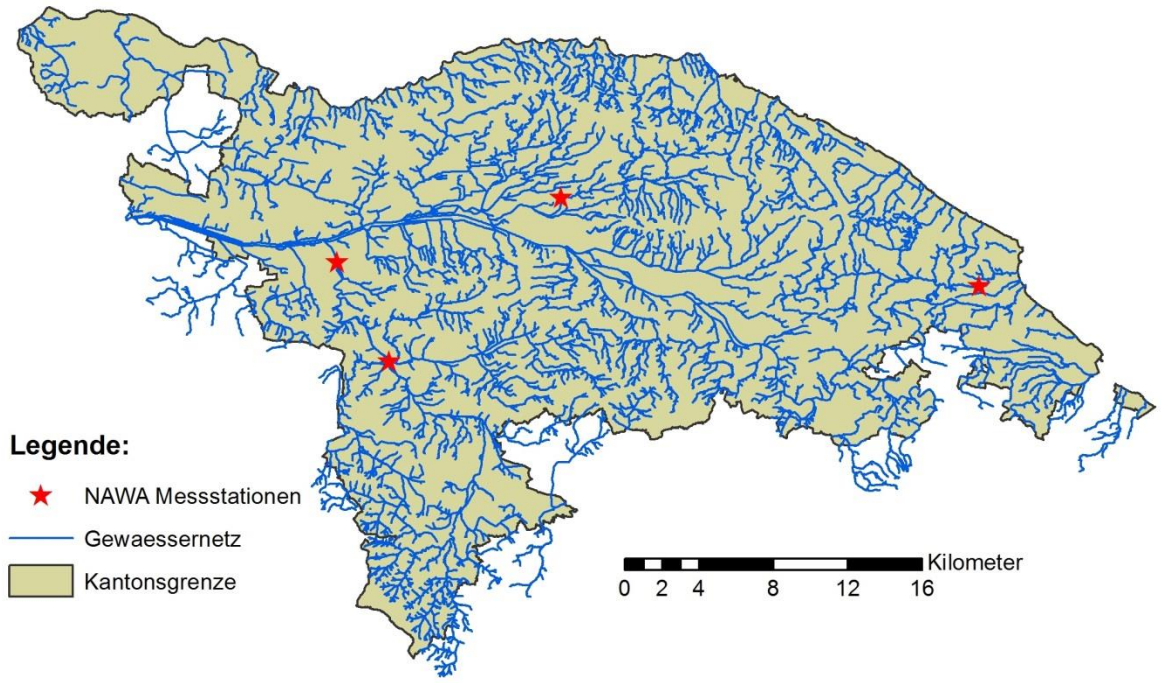


Abbildung 20: Standorte der NAWA Messstationen im Kanton Thurgau.

3.4 Kantonales Budget zur Fliessgewässerbeurteilung

Jährlich steht dem Amt für Umwelt ein Budget von 100‘000 Franken für externe Aufträge sowie 75‘000 Franken für den Betrieb des eigenen Labors zur Verfügung für die Beurteilung der Fliessgewässer (exklusive Personalkosten). Projektbezogen können weitere Mittel beantragt werden. In voraussehbarer Zukunft wird sich das Budget im gleichen Rahmen bewegen. Generell wird das vorhandene Budget immer ausgelastet, allenfalls können auch Defizite aufgeführt werden. Das Budget ist bedingt flexibel anwendbar: Bei den externen Aufträgen ist das AfU frei, die Mittel für den Laborbetrieb können jedoch nicht für externe Aufträge eingesetzt werden. Für welche Untersuchungen das Geld eingesetzt wird ist offen, d.h. es gibt keinen fixen Betrag pro Modul. Insgesamt stehen dem AfU rund 120 Stellenprozent für die Fliessgewässerbeurteilung (Monitoring) zu Verfügung. Dabei nicht berücksichtigt sind die Fachbereiche Hydrometrie und Fischerei, sowie weitere 80 Stellenprozent für Detailabklärungen.

Die fixen Kosten aller regelmässigen Untersuchungen (inklusive Personalkosten, Amortisation Geräte und Laborinfrastruktur) belaufen sich auf rund CHF 275‘000.- CHF jährlich, genauer: 65‘000.- für die hydrologischen Messstationen, 172‘500.- für die chemischen Untersuchungen, 28‘000.- für Kieselalgen und 7‘700.- für Makrozoobenthos-Erhebungen. Die Zahlen sind mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, da sich die Abgrenzung der Datengrundlage nicht immer einfach gestaltete.

4 Analyse der Methoden des Modul-Stufen-Konzepts

In diesem Kapitel werden die verschiedenen Methoden des MSK systematisch analysiert. Konkret wird zu jedem Modul eine allgemeine Beschreibung der Bewertungsindikatoren gegeben, die ökologische Aussagekraft und die Grenzen der Anwendbarkeit erläutert sowie räumliche, zeitliche und finanzielle Aspekte der jeweiligen Methoden zusammengefasst.[2] Somit dient dieses Kapitel als Hilfsmittel und Nachschlagewerk, um sich rasch einen Überblick zum Schweizerischen Modul-Stufen-Konzept auf Stufe F machen zu können.

4.1 Anwendungsbereich der Methoden

4.1.1 Modul Hydrologie

Allgemeines

Das Modul Hydrologie, kurz HYDMOD-F, beschreibt die hydrologischen Verhältnisse einer Region mit der Erfassung der wasserwirtschaftlichen Eingriffe und der Beurteilung deren Auswirkungen auf das Abflussregime. Dabei wird der Natürlichkeitsgrad des Abflussregimes anhand von neun Bewertungsindikatoren beurteilt und klassiert, welche verschiedene Charakteristika aus den Bereichen Niedrigwasser-, Mittelwasser- und Hochwasserregime sowie Kurzzeiteffekte abdecken (Tabelle 4).

Tabelle 4: Die vier Teilbereiche des Abflussregimes und die zugehörigen Bewertungsindikatoren sowie hydrologischen Kenngrössen (BAFU 2011a).

Bereich	Bewertungsindikatoren	Benötigte Hydrologische Kenngrössen
Mittelwasserregime	1 Mittelwasser-Abflussverlauf	Mittlere monatliche Abflüsse, Mittlerer jährlicher Abfluss, Pardékoeffizienten
Hochwasserregime	2 Hochwasserhäufigkeit 3 Hochwasser-Saisonalität	Mittlerer jährlicher Hochwasserabfluss (Tagesabfluss), Hochwasserschwellenwert, Mittlere Hochwasserhäufigkeit (Momentanabflüsse) Hochwasser-Saisonalität (Mittleres Auftretensdatum und zeitliche Variabilität)
Niedrigwasser-regime	4 Niedrigwasserabfluss 5 Niedrigwasser-Saisonalität 6 Dauer Niedrigwasserperioden	Niedrigwasserabfluss, Variationskoeffizient Niedrigwasserabfluss Niedrigwasser-Saisonalität (Mittleres Auftretensdatum und zeitliche Variabilität) Mittlere Dauer der Niedrigwasserperiode
Kurzzeiteffekte	7 Schwall/Sunk-Phänomen 8 Spülung und Entleerung 9 Regenwassereinleitungen	Schwallabfluss, Sunkabfluss, Schwall/Sunk-Verhältnis, Pegelanstiegsrate Schwall/Sunk, Pegelrückgangsrate Schwall/Sunk Spülabfluss, Häufigkeit der Spülungen und Entleerungen, Pegelanstiegsrate Spülungen und Entleerungen Mittlere Hochwasserhäufigkeit durch Regenwassereinleitungen (Momentanabflüsse)

Bei den meisten Indikatoren von HYDMOD-F stützt sich die Bewertung auf einem Referenzzustand ab. Dabei wird als Referenz ein naturnaher Gewässerzustand angenommen, der sich unter den heutigen kulturlandschaftlichen Bedingungen einstellen würde, wenn sämtliche anthropogenen Nutzungen im unmittelbaren Umfeld des Gewässers aufgegeben werden (BAFU 2011a).

Ökologische Aussagekraft

Mit der Bewertung des Natürlichkeitsgrads des Abflussregimes beschränkt sich die Aussagekraft von HYDMOD-F darauf, wie stark ein Fliessgewässer aus rein hydrologischer Sicht in seiner ökologischen Funktionsfähigkeit gefährdet ist. Dies ist eine wichtige Grundlage, da das Abflussgeschehen alle chemisch-physikalischen und biologischen Prozesse im Fliessgewässer beeinflusst. Entsprechend ist die Kenntnis der hydrologischen Verhältnisse unabdingbar für die Interpretation der an einer Messstelle erhobenen Daten (BAFU 2013).

[2] Wo nicht anders erwähnt, stammen die verwendeten Informationen aus den jeweiligen Vollzugshilfen des BAFU.

Einschränkungen

Die berechneten hydrologischen Kenngrössen und Indikatoren von HYDMOD-F sind Schätzwerte, welche einen Überblick über die regionalen Verhältnisse liefern. Deren Genauigkeit entspricht jedoch nicht den Anforderungen von Bemessungswerten oder einer Projektierungsgrundlage.

Diffuse und indirekte Eingriffe, wie z.B. Drainagen oder Landnutzungsänderungen, werden im Modul Hydrologie nicht berücksichtigt, da sie einerseits schwierig zu identifizieren sind. Andererseits können sich deren Wirkungen in einem komplexen fluvialen System überlagern und unscharfe und z.T. verzögerte Ursache-Wirkungsbeziehungen auftreten. Ebenso werden kleine Eingriffe nicht im HYDMOD-F berücksichtigt, da ihre Wirkung häufig nicht oder nur schwierig quantifizierbar ist. Insbesondere bei kleineren Gewässern könnte dies dazu führen, dass negative Auswirkungen nicht erkannt werden. Durch das proportional rasch zunehmende Einzugsgebiet kann man jedoch davon ausgehen, dass solche Effekte nur kurze Gewässerabschnitte betreffen, was bei einem regionalen Fokus auf Stufe F tolerierbar ist.

Wegen dem Verzicht auf die Berücksichtigung kleiner sowie diffuser Eingriffe, wird die Anwendung für Einzugsgebiete meso- (1–1000 km²) und makroskaliger (>1000 km²) Grössenordnung empfohlen. Bei mikroskaligen (<1 km²) Einzugsgebieten gewinnen die kleinen und diffusen Eingriffe zunehmend an Bedeutung. Die Anwendungsgrenze der Methode wird daher bei Gewässern im unteren Mesoskalenbereich zwischen 2–5 km² Einzugsgebietsfläche gesehen (BAFU 2011a).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die Ursachen erheblicher hydrologischer Beeinträchtigungen sind meist punktuelle und direkte wasserwirtschaftliche Eingriffe, welche meist aus den Bereichen Siedlungswasserwirtschaft und Wasserkraftnutzung stammen. HYDMOD-F ist deshalb als eingriffsbezogener Ansatz konzipiert. Dies hat den Vorteil, dass die Erhebungen gezielt auf die Eingriffe und die davon betroffenen Gewässerabschnitte fokussieren können (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Hydrologische Messstationen nehmen den Abflussverlauf in der Regel kontinuierlich auf, d.h. mit einer hohen zeitlichen Auflösung über das ganze Jahr. In der Praxis des BAFU messen die Logger an den Stationen normalerweise 10 Minuten lang mit einer hohen zeitlichen Auflösung und zeichnen dann den über dieses Zeitintervall gemittelten Wert auf. Solche Momentanwerte können dann weiter zu Stunden-, Tages- und Monatswerten gemittelt werden. Ergänzend können Abflussdaten durch gezielte Messkampagnen präzisiert werden (ibid.).

4.1.2 Modul Ökomorphologie

Allgemeines

Die Ökomorphologie umfasst die Gesamtheit der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer. Ziel des Moduls ist eine orientierende Beurteilung der Naturnähe der Fliessgewässer in einer Region. Bei einer Begehung werden die eigentliche Gewässermorphologie, bauliche Massnahmen im und am Gewässer sowie Gegebenheiten im unmittelbar angrenzenden Umland anhand von wenigen ausgewählten Merkmalen erhoben. In Erhebungsbögen werden Daten zur Gewässerbreite und Breitenvariabilität des Wasserspiegels, Verbauung der Sohle und des Böschungsfusses, Beschaffenheit und Breite des Uferbereiches sowie Durchgängigkeitsstörungen (Abstürze, Wehre etc.) erfasst.

Anhand eines Punktesystems werden die Merkmale bewertet. Aufgrund der Summe der Bewertung werden die Gewässerabschnitte in vier Klassen von natürlich/naturnah bis naturfremd/künstlich eingeteilt, welche auf Übersichtskarten in den Farben blau, grün, gelb und rot dargestellt werden können (BUWAL 1998).

Ökologische Aussagekraft

Die oben beschriebenen Indikatoren geben einen allgemeinen und leicht verständlichen Überblick über den ökomorphologischen Zustand der Gewässer in einem Gebiet. Zudem dient das Modul als ergänzende Information bei der Interpretation der Befunde biologischer Untersuchungen. So liefern beispielsweise Durchgängigkeitsstörungen, wie Schwellen oder Wehre, entscheidende Merkmale zur Bestimmung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Habitatvernetzung).

Aufgrund der ökomorphologischen Erhebungen kann auch ein Vergleich zwischen dem den Fliessgewässern zur Verfügung stehenden Raum und den Angaben zum minimalen Raumbedarf gemäss Schlüsselkurve (BWG 2000) durchgeführt werden. Auf diese Weise lassen sich die Defizite bezüglich des zur Verfügung stehenden Raumes lokalisieren und quantifizieren (ibid.).

Einschränkungen

Die beschriebene Methode ist grundsätzlich bei allen kleinen und mittelgrossen Fliessgewässern in der Schweiz anwendbar. Bei grösseren Flüssen, wie Rhein, Rhône, Limmat oder Aare, wird diese Methode jedoch nicht angewendet.

Da das Ziel dieser Methode eine überblicksmässige Beurteilung ist, werden nur solche Merkmale erhoben, welche einfach zu bewerten sind. Andere ökologisch bedeutsame Merkmale, wie die Linienführung oder eine Sohlenkolmation, werden im Rahmen der Stufe F nicht bewertet, da hier die Ermittlung des "naturnahen/natürlichen" Zustandes schwierig ist (ibid.).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Beim Modul Ökomorphologie steht nicht die Beurteilung einzelner Messstellen im Vordergrund, sondern die flächendeckende Erhebung längerer Gewässerabschnitte oder ganzer Fliessgewässer im Längsverlauf.

Erhebungszeitpunkt

Die Erhebungen erfolgen durch Begehung der Gewässer. Sie können im Prinzip ganzjährig durchgeführt werden, aufgrund der Sicht jedoch am besten in vegetationsarmen Jahreszeiten (Herbst bis Anfang Frühling). Bei Schneelage und Hochwasser müssen die Erhebungen ausgesetzt werden (ibid.).

4.1.3 Modul Äusserer Aspekt

Allgemeines

Unter dem Begriff «Äusserer Aspekt» werden diejenigen Kriterien zusammengefasst, welche der Beurteilung der in der Schweizerischen Gewässerschutzverordnung (GSchV) aufgeführten Anforderungen dienen. Dies umfasst die Parameter Trübung, Verfärbung, Schaum, Geruch, Verschlammung, Eisensulfid, Kolmation der Gewässersohle, Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung, Abfälle, heterotropher Bewuchs und Pflanzenbewuchs (Algen, Moose und Wasserpflanzen).

Das Ziel ist eine orientierende Beurteilung der Fliessgewässer sowie das Aufzeigen von Abklärungsbedarf bei Belastungssituationen. Zudem kann das Modul auch als Instrument für die Erfolgskontrolle von Sanierungsmassnahmen eingesetzt werden. Die Befunde werden in drei Klassen bewertet und die möglichen Ursachen abgeschätzt. Es gibt keine Gesamtbewertung des Äusseren Aspektes, d.h. die Parameter werden einzeln bewertet und können in einer Übersichtskarte dargestellt werden (BAFU 2007a).

Ökologische Aussagekraft

Das Modul Äusserer Aspekt nimmt im MSK eine Sonderstellung ein, da es sowohl abiotische als auch biologische Merkmale bewertet. Zudem beruht es weitgehend auf sinnlich wahrnehmbaren Kriterien, welche mit einfachen Mitteln und geringem Aufwand direkt im Feld bewertet werden. Eine solche Bewertung zeigt jedoch nur offensichtliche Belastungen des Gewässerzustandes durch Abwässer oder Abfälle an und dient daher nur als orientierende Grobbeurteilung.

Ein Teil der Parameter repräsentiert den momentanen Zustand im Gewässer und kann kurzfristig variieren (z. B. Trübung, Verfärbung oder Schaum), während andere Parameter den Gewässerzustand über eine längere Zeitdauer anzeigen (z.B. Kolmation, Eisensulfid oder heterotropher Bewuchs).

Bei der Beurteilung ist es wichtig, jeweils auch die Ursache der Befunde zu berücksichtigen, da gewisse Beeinträchtigungen des Äusseren Aspekts auch natürliche Gegebenheiten widerspiegeln können, wie z.B. die Verfärbung von Moorgewässern oder die Trübung von Gletscherbächen (BAFU 2013). Es empfiehlt sich, den Äusseren Aspekt zusammen mit anderen Modulen zu erfassen, um die Resultate besser interpretieren zu können und einen genaueren Gesamteindruck der Wasserqualität zu bekommen.

Einschränkungen

Die Methode ist sowohl bei alpinen als auch bei Mittellandgewässern anwendbar. Die Erhebungen erfolgen durch Begehung der Gewässer. Nach einem Hochwasser sollten keine Erhebungen gemacht werden, weil die Parameter dann einen aussergewöhnlichen Zustand repräsentieren.

Der Äussere Aspekt kann ohne fundierte gewässerökologische Kenntnis und Erfahrung erhoben werden. Die detaillierte Aufnahme des heterotrophen Bewuchses braucht jedoch eine vertiefte Schulung, und bleibt deshalb Spezialisten vorbehalten (BAFU 2007a).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die Methode ist auf die punktuelle Aufnahme des Äusseren Aspektes an ausgewählten Untersuchungsstellen ausgerichtet. Entsprechend der Fragestellung ist aber auch eine linienförmige Anwendung der Methode möglich, bei der die Befunde über Gewässerabschnitte gemittelt werden.

Bei der Wahl der Untersuchungsstellen ist zu berücksichtigen, dass der Äussere Aspekt durch die Morphologie des Bachbettes und durch die Nutzung des Fliessgewässers bestimmt wird. Es ist deshalb darauf zu achten, dass möglichst viele morphologisch unterschiedliche Stellen untersucht werden. Sinnvoll ist die Anwendung auch ober- und unterhalb von Einleitungen, wie z.B. bei Drainagen, ARAs, Hochwasserentlastungen, Regenbecken, Baustellen oder Abschwemmungen (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Der Äussere Aspekt kann zu jeder Jahreszeit erhoben werden. Es ist aber zu beachten, dass der pflanzliche Bewuchs in der kalten Jahreszeit teilweise stark eingeschränkt ist (ibid.).

4.1.4 Modul Fische

Allgemeines

Das Modul stellt eine methodische Grundlage zur flächendeckenden Bewertung der watbaren Schweizer Fliessgewässer anhand der Fische als Indikatoren vor. Der Erhebungsmassstab bzw. die Aufwendungen sind für flächendeckende Bewertungen konzipiert. Anhand weniger aussagekräftiger Kenngrössen erfolgt eine grobe Einschätzung der fischökologischen Verhältnisse in ausgewählten, repräsentativen Teststrecken. Die verschiedenen Merkmalsausprägungen der Kenngrössen werden anhand eines Punktesystems bewertet und schliesslich in einem fünfstufigen Klassifizierungsschema dargestellt. Die Ergebnisse zeigen auf, wo aus Sicht der Fischfauna Handlungsbedarf gegeben ist. Für Schweizer Verhältnisse, wo vielfach nur eine Fischart bzw. nur einige wenige Fischarten vorkommen, muss das Hauptgewicht der Bewertung auf populationsrelevante Parameter gerichtet sein. Folgende Parameter werden für die Bewertung des ökologischen Fliessgewässerzustandes herangezogen (BUWAL 2004):

1. Artenspektrum und Dominanzverhältnis
2. Populationsstruktur der Indikatorarten (Altersklassen, Reproduktion)
3. Fischdichte der Indikatorarten
4. Deformationen bzw. Anomalien

Ökologische Aussagekraft

Fische sind für die Beurteilung des biologischen Zustands von Fliessgewässern im Allgemeinen gut geeignet. Sie kommen in fast allen Bächen und Flüssen vor und durch ihre komplexen und ausgeprägten Lebensraumansprüche sind sie gute Indikatoren für den morphologischen und hydrologischen Gewässerzustand. Die Mobilität und das Wanderverhalten vieler Fischarten lassen auch Rückschlüsse auf die Durchgängigkeit und Vernetzung der Gewässer zu. Da Fische am Ende der aquatischen Nahrungskette stehen und auch vom Menschen konsumiert werden, sind sie unter anderem auch bedeutend für die Bewertung von Verunreinigungen bzw. Vergiftungen. Da die meisten Fische relativ lange leben, hat die Beurteilung der Fischfauna eine Aussagekraft über längere Zeiträume als andere Indikatoren. Zudem sind die Arten relativ einfach zu bestimmen und ihre ökologischen Ansprüche sind gut bekannt (BAFU 2013).

Einschränkungen

Da bei der vorgestellten Methode nur ein Befischungsdurchgang ausgeführt wird, können nur halbquantitative Angaben zur Fischdichte gemacht werden. Zur Vergleichbarkeit werden die einzelnen Erhebungen auf die Flächeneinheit Hektare standardisiert. Dabei dürfen sich natürlicherweise geringe Fischdichten (z.B. alpine Gewässer) nicht negativ auf die Bewertung auswirken. Mit Ausnahme der Bachforelle sind nur begrenzt Daten zur Festlegung von ausreichenden relativen Dichten vorhanden.
In der Natur sind auch keine klaren Abgrenzungen zwischen den einzelnen Fischregionen vorhanden. Diese Überlappungsbereiche benötigen die qualifizierte Einschätzung eines Experten.
Da einmalige Befischungen nur Momentaufnahmen des gegenwärtigen Zustandes darstellen, sind zeitliche und räumliche Variationen der Parameter entsprechend zu interpretieren.
Randpopulationen an der Grenze des Verbreitungsgebietes sind ökologisch sehr bedeutungsvoll und zeichnen sich durch hohe Anpassungsfähigkeiten aus. Da sie meist sehr geringe Zahlen an Individuen aufweisen, erfordern sie eine spezielle Beurteilung.

Zuletzt muss auch die Grössenselektivität bei der Elektrobefischung berücksichtigt werden, wobei kleine, unter einem Jahr alte Fische mitunter unterrepräsentiert sind (BUWAL 2004).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die Einbeziehung der zuständigen Fischereiaufseher ist bei der genauen Festlegung der Teststrecken wichtig, da ihre Ortskenntnis und Erfahrung am Gewässer wesentlich zu einer repräsentativen Streckenauswahl und somit zur Qualität der Datenerhebung beitragen.

Eine genau definierte Teststreckenanzahl ist gemäss Methodenanleitung nicht vorgegeben. Grundsätzlich benötigen homogene Abschnitte weniger Aufnahmen als heterogen strukturierte Bereiche. Als untere Limite sollten 10 km Gewässerlänge mit mindestens drei bis fünf Teststrecken beprobt werden. Die Teststreckenlänge wird aufgrund von Erfahrungswerten auf mindestens 100 m festgelegt. Um die Vergleichbarkeit der Daten mit verhältnismässigem Aufwand zu gewährleisten, sollte die benetzte Breite der Gewässer 14 m in der Regel nicht übersteigen und die tiefste Stelle muss der Befischung zugänglich sein (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Grundvoraussetzung für die Durchführung der fischökologischen Erhebungen ist die Koordination mit geplanten Besatzmassnahmen. Der Besatz ist im jeweiligen Untersuchungsjahr zu unterlassen, zu markieren oder erst im Anschluss an die Befischungen vorzunehmen.

Als optimale Zeit für fischökologische Erhebungen gilt die Zeitspanne zwischen Spätsommer und Herbst. Zu diesem Zeitpunkt sind die im Winter und Frühjahr desselben Jahres geschlüpften Jungfische bereits gross genug, um repräsentativ gefangen zu werden. Zudem herrscht in dieser Jahreszeit oft Niederwasser, was die Befischung erleichtert.

Es gilt zu beachten, dass Abfischungen nicht unmittelbar nach Hochwasserereignissen durchgeführt werden sollten, da diese zu einem verfälschten Ergebnis führen können. Wenn möglich sind Abfischungen auch während der Laichzeit zu vermeiden, um einerseits die Fische nicht zu stören und andererseits die Eier nicht durch den elektrischen Strom bzw. durch Betreten der Laichgruben zu schädigen (ibid.).

4.1.5 Modul Makrozoobenthos

Allgemeines

Ziel dieser Methode ist eine grobe Bestimmung des biologischen Gewässerzustandes der Schweizerischen Fliessgewässer. Dabei werden Makroinvertebraten (wirbellose Kleinlebewesen) erfasst, deren Lebenszyklus sich hauptsächlich in den für das Gewässer typischen Teillebensräumen im Wasser abspielt. Es gelangen dabei einfache Sammelmethoden, wie «Kick-Sampling» und Absammeln festsitzender Organismen von grobem Substrat, zur Anwendung. Die Probenauswertung auf Stufe F basiert auf der standardisierten Berechnung eines Qualitätsindexes (IBCH). Der IBCH wird anhand einer Tabelle berechnet, in der auf der Ordinate 9 Indikatorgruppen (IG) und auf der Abszisse 14 Diversitätsklassen (DK) dargestellt sind. Demnach wird der Index wie folgt berechnet:

$$IBCH = IG + DK - 1; mit\ IBCH < 21$$

Biologischer Gewässerzustand	IBCH	Farbe
Sehr gut	17-20	Blau
Gut	13-16	Grün
Mässig	9-12	Gelb
Unbefriedigend	5-8	Orange
Schlecht	0-4	Rot

Es wird dabei von der vereinfachten Annahme ausgegangen, dass eine anthropogene Beeinträchtigung der Fliessgewässer in der Regel zu einer Verringerung der biologischen Vielfalt führt, von der insbesondere bestimmte Insekten betroffen sind. Für die Beurteilung des biologischen Gewässerzustandes werden die berechneten Indexpunkte einer von fünf Qualitätsklassen zugeordnet. Die numerische Bewertung wird mit einer verbalen Charakterisierung des biologischen Gewässerzustandes ergänzt (ibid.).

Ökologische Aussagekraft

Die Beurteilung von Fliessgewässern anhand des Makrozoobenthos hat eine jahrzehntelange Tradition. Die wirbellosen Kleinlebewesen sind als Bioindikatoren geeignet, da sie den Zustand des Gewässers über ihre gesamte Lebensdauer im Wasser integrieren und ihre Ansprüche an Wasserqualität und Lebensraum vielfach gut bekannt sind. Je nach Wasserqualität und Zustand des Lebensraums verändern sich das Artenspektrum und die Häufigkeit der vorkommenden Arten, womit Beeinträchtigungen mit deutlichen biologischen Auswirkungen erkannt werden können (BAFU 2013).
Der IBCH-Wert kann im Verlauf eines Jahres temporäre Unterschiede aufweisen. Ohne äussere Einflussfaktoren kann dies auf den biologischen Zyklus der benthischen Invertebraten oder auf die veränderte Bewohnbarkeit eines Standorts zurückgeführt werden.
Die Indikatorgruppe (IG) weist üblicherweise eine gute Korrelation mit der physikalisch-chemischen Wasserqualität auf. Die taxonomische Diversität (DK) wiederum ist meist gut korreliert mit der Art des Habitats, sofern die Wasserqualität nicht limitierend ist. Erfahrungswerte mit dem IBCH zeigen, dass es bei mässiger organischer Belastung des Fliessgewässers zu einer Erhöhung des Indexwertes kommt, während bei starker organischer Belastung der Indexwert wieder abnimmt.
Des Weiteren beeinflussen auch toxische Substanzen, Schwebstoffe, Veränderungen des pH-Wertes, thermische Belastungen und Veränderungen des Abflussregimes (Schwall/Sunk, Restwasser etc.) die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten (BAFU 2010b). In Kombination mit anderen Modulen können Hinweise auf die Ursache der Beeinträchtigung gewonnen werden.

Einschränkungen

Eine vertiefte Analyse der Zusammensetzung des Makrozoobenthos nach Gewässertypen ist auf Stufe F nicht vorgesehen. Der IBCH eignet sich für kleine und mittelgrosse Gewässer. Die Untersuchungsstandorte müssen gefahrenlos mit Watstiefeln begehbar sein. Die Methode eignet sich nicht für Untersuchungen von Quellen und nur teilweise für direkt darunter gelegene Quellbäche. Kleine Fliessgewässer müssen genügend grosse Breiten, Wassertiefen und Abflüsse aufweisen, so dass die Methode des Kick-Sampling und das Aufnahmeraster des IBCH angewandt werden können. Die Probenahme muss zudem ausserhalb von Hochwasserperioden oder ausgeprägten Trockenzeiten stattfinden, damit die Resultate nicht verfälscht werden. Bevor die vorgesehenen Untersuchungen durchgeführt werden, sollen hydrologische und biozönotische Normalverhältnisse abgewartet werden. Die theoretische mittlere Dauer der Wiederbesiedlung nach einem Hochwasser liegt zwischen 10 Tagen und 3 Wochen, kann aber auch deutlich länger sein (ibid.).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Generell müssen die ausgewählten Standorte repräsentativ für das Fliessgewässer sein und den gesetzten Zielen angepasst werden. Extreme, für das Gewässer nicht typische Bereiche, sollten gemieden werden. Damit eine längerfristige Konstanz und Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt wird, sind die Probenahmestellen mit Vorteil so auszuwählen, dass sie auf absehbare Zeit beibehalten werden können. Eventuell vorhandene frühere Untersuchungen sollen bei der Festlegung der Stellen berücksichtigt werden. Es empfiehlt sich zudem, darauf zu achten, dass die Zugänglichkeit zu allen Jahreszeiten gewährleistet ist. Repräsentative Stellen für Makrozoobenthos-Untersuchungen sollen möglich im untersten Drittel des Hauptgewässers gewählt werden. Informationen über die Struktur und die Morphologie des vorgesehenen Untersuchungsgebietes liefern zusätzliche Angaben für die Auswahl der Standorte (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Wie schon erwähnt, kann der Zeitpunkt der Probenahme die erhaltenen Resultate signifikant beeinflussen. Es ist daher wichtig, den Zeitpunkt der Probenahmen zu standardisieren, damit die Vergleichbarkeit der Daten im Rahmen eines Überwachungsprogramms der Wasserqualität und der Biodiversität gewährleistet ist. Der Zeitpunkt der Probenahme ist dabei abhängig von der Höhenlage der Untersuchungsstelle. Die grosse Mehrheit der Messstellen wird im März (200–600 m.ü.M.) oder April (601–1000 m.ü.M.) beprobt. Die Methode sieht für eine flächendeckende Erhebung auf Stufe F eine einzige Probenahme pro Jahr innerhalb des vorgeschlagenen Zeitfensters vor. Gleichzeitig sind bei der Planung der Probenahme tägliche und wöchentliche Abflussvariationen zu berücksichtigen, indem hydrologisch möglichst stabile Situationen ausgewählt werden (ibid.).

4.1.6 Modul Kieselalgen

Allgemeines

Die MSK-Methode zur Untersuchung von Kieselalgen (Diatomeen) beurteilt die Fliessgewässer anhand der Häufigkeit und Verteilung der Kieselalgenarten. Ziel der Kieselalgenuntersuchung ist es, den biologischen Zustand der Schweizerischen Fliessgewässer anhand des neu entwickelten Kieselalgenindexes DICH (Diatomeen Index Schweiz) zu charakterisieren. Dieser Kieselalgenindex wird gemäss nachfolgender Formel berechnet (BAFU 2007b):

$$DI\text{-}CH = \frac{\sum_{i=1}^{n} D_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^{n} G_i H_i}$$

wobei:

DI-CH	Kieselalgenindex Schweiz (Diatomeen Index Schweiz, Zweiteichung)
D_i	Einteilung des Taxons i bezüglich seiner autökologischen Präferenz (Indikationswert D)
G_i	Gewichtung des Taxons i
H_i	relative Häufigkeit des Taxons i in Prozent (= Anzahl gezählte Schalen des Taxons i geteilt durch die totale Anzahl Schalen der ausgezählten Probe)
n	Anzahl Taxa der Probe.

Die Beurteilung der Untersuchungsstellen und die grafische Darstellung erfolgen gemäss MSK mit fünf Zustandsklassen. Die Klassengrenzen für den Kieselalgenindex und die verbale Umschreibung der Zustandsklassen kann Tabelle 5 entnommen werden.

Tabelle 5: Bewertung des Kieselalgenindex und Farbgebung der fünf Zustandsklassen (BAFU 2007b).

Kieselalgenindex	1	2	3	4	5	6	7	8
Klassengrenzen	1.0–1.49	1.5–2.49	2.5–3.49	3.5–4.49	4.5–5.49	5.5–6.49	6.5–7.49	7.5–8.0
Zustandsklassen gemäss ModulStufen-Konzept	sehr gut			gut	mässig	unbefriedigend	schlecht	
Farbe für Abbildungen	blau			grün	gelb	orange	rot	

Das Bewertungssystem wurde anhand von sechs chemischen Parametern geeicht (v.a. Nährstoffparameter wie Nitrit, Ammonium und Gesamtphosphor). Mit diesem Verfahren kann die Wasserqualität primär hinsichtlich des Nährstoffgehaltes eruiert werden, wobei die Ergebnisse nicht wesentlich von der Ökomorphologie des Gewässers beeinflusst werden (BAFU 2013).

Ökologische Aussagekraft

Diatomeen sind als Indikatoren für den Gewässerzustand besonders geeignet, da sie in allen Fliessgewässern ganzjährig vorkommen und ihre Verteilung und Häufigkeit davon abhängig sind, welche Wasserinhaltsstoffe über einen längeren Zeitraum im Gewässer vorhanden waren. Das Modul Kieselalgen ist daher eine ideale Ergänzung zu den chemischen Gewässeruntersuchungen (ibid.).

Einschränkungen

Probleme bei der Anwendbarkeit sind unter folgenden Gegebenheiten denkbar (BAFU 2007b):

- In periodischen, d.h. nicht ständig wasserführenden Gewässern. Hier treten gehäuft aerophile Arten auf.
- Nach starken geschiebeführenden Hochwasserereignissen. Nach solchen Ereignissen wird der Algenbewuchs durch Pionierarten dominiert, welche möglicherweise einen geringen Zusammenhang zur aktuellen Wasserqualität aufweisen.
- Bei Seeausflüssen, sofern der Aufwuchs durch rein planktische Arten stark dominiert wird.
- In natürlicherweise stark verschlammten Riedgräben, deren Lebensraum mehr an Seeuferverhältnisse erinnert als an fliessende Gewässer.
- Wenn die Kieselalgenprobe durch viele abgestorbene Schalen dominiert wird. Dies kann auf verdriftete Schalen oder auf ein stark toxisches Ereignis hindeuten.
- Bei stark turbulenten Fliessgewässern kann aufgrund der gesättigten Sauerstoffverhältnisse die biologisch indizierte Wasserqualität (DICH) etwas besser ausfallen als die chemische Wasserqualität.
- Bei geringer Individuendichte sollten mindestens 300 auf die Art bestimmbare Schalen gezählt werden. Liegen weniger als 300 bestimmbare Schalen vor, dann ist die Interpretation des DICH-Wertes fraglich.

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die räumlichen und zeitlichen Aspekte bei Kieselalgenuntersuchungen hängen vom Zweck der Untersuchung ab und müssen im Einzelfall festgelegt werden. Folgende Grundsätze sollten jedoch in ein Probenahmekonzept einfliessen (BAFU 2007b):

- Eine gute Zugänglichkeit zu den Probenahmestellen sollte gewährleistet sein.
- Anordnung der Probenahmestellen, so dass allfällige Belastungen möglichst einer Ursache zugeordnet werden können. Bei punktuellen Einleitungen wie Kläranlagen bedeutet dies, dass eine Messung unmittelbar oberhalb und mindestens eine Messung unterhalb der punktuellen

Einleitung vorgesehen wird. In Bächen und kleineren Vorflutern sollte die Probenahmestelle unterhalb einer punktuellen Einleitung mindestens so weit entfernt sein, dass eine vollständige Durchmischung der eingeleiteten Abwässer angenommen werden kann. Um die räumlichen Auswirkungen einer punktuellen Einleitung im Fliessverlauf zu erfassen, empfiehlt es sich, unterhalb der Einleitung mehrere Stellen zu beproben (z.B. in rund 200 m, in 500–1000 m und in 1500–2500 m Entfernung von der Einleitstelle).

- Um bei diffusen Gewässerbelastungen allfällige Belastungsgradienten erkennen zu können, sollten im Fliessverlauf ebenfalls mehrere Stellen beprobt werden.
- Die Untersuchungen selber sollten wenn immer möglich nicht während oder wenige Tage nach Hochwasserereignissen stattfinden. Erfahrungsgemäss hat sich nach rund einem Monat wieder eine stabile Lebensgemeinschaft etabliert.
- Wenn immer möglich, sollte über die ganze Untersuchung hinweg immer dasselbe Substrat beprobt werden. Für Schweizer Fliessgewässer ist grundsätzlich das Hartsubstrat Stein in der fliessenden Welle geeignet. Die Steine müssen aus dem dauernd benetzten und gut durchströmten Bereich des Fliessgewässers entnommen werden. Zonen mit geringer Fliessgeschwindigkeit sollten wenn möglich gemieden werden, da an diesen Stellen auch Akkumulationen (u.a. von abgestorbenen Kieselalgen) stattfinden. Ebenso sind sehr stark beschattete, dauernd lichtarme Stellen zu vermeiden.

Erhebungszeitpunkt

Für Routineuntersuchungen sind zwei Probenahmen pro Jahr ideal (Spätwinter/Frühling und Sommer/Herbst). Sofern nur eine Probenahme pro Jahr möglich ist, sollte diese zum Zeitpunkt der maximal zu erwartenden Gewässerbelastung durchgeführt werden. Erfahrungen mit dem Kieselalgenindex zeigen, dass die Bewertung im Herbst tendenziell schlechter ausfällt als im Frühjahr. Diese schlechtere Bewertung im Herbst dürfte auf mehrere Effekte zurückzuführen sein. Denkbar sind z.B. Effekte wie intensivere landwirtschaftliche Nutzung (Düngung, Beweidung, Abschwemmung etc.) im Herbst oder geringerer Abfluss (schlechtere Verdünnung bzw. Mischung) infolge Trockenperioden. Um mit grösserer Wahrscheinlichkeit mit einer Aufnahme den schlechteren Belastungsgrad zu erheben, empfiehlt es sich, zumindest im Mittelland prioritär den Herbst vor dem Frühjahr zu untersuchen (ibid.).

4.1.7 Modul Makrophyten

Allgemeines

Für die Schweiz existiert bisher keine einheitliche Methode zur Bewertung der aquatischen Vegetation in Fliessgewässern. Makrophyten werden in der routinemässigen Fliessgewässerüberwachung der kantonalen Fachstellen kaum erfasst, so auch nicht im Kanton Thurgau. Eine schweizweit anwendbare, standardisierte Beurteilungsmethode für Wasserpflanzen ist im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts in Erarbeitung. Eine provisorische Bewertung in vier Klassen erfolgt gemäss dem Vorgehensvorschlag des Kantons Zürich (AWEL 2010). Dabei erfolgt die Bewertung der Vegetation in zwei Schritten. In einem ersten Schritt wird ein untersuchter Gewässerabschnitt aufgrund ausgewählter Standortparameter einem von fünf verschiedenen Vegetationstypen zugeordnet (Typisierung). Der Name des Vegetationstyps weist darauf hin, welche Wuchsform von Pflanzen bei den vorgefundenen Standortverhältnissen dominant zu erwarten wäre. Dabei wird zwischen fünf verschiedenen Wuchsformen unterschieden: fädige Algen, Moose, Helophyten, Schwimmblattpflanzen und submerse Gefässpflanzen. Anschliessend wird die aquatische Vegetation mittels einer vierstufigen Skala

typspezifisch beurteilt. Als Beurteilungskriterien dienen die Standortgerechtigkeit und die Artenvielfalt der Vegetation (BAFU 2009).

Ökologische Aussagekraft

Makrophyten sind weit verbreitet und lassen sich im Feld relativ einfach kartieren und bestimmen. Sie bilden durch ihre Standortgebundenheit und ihre lange Lebensdauer die im Gewässer herrschenden Bedingungen ab, was Rückschlüsse auf örtliche Belastungen erlaubt. Dabei indizieren sie nicht wie Kieselalgen in erster Linie die Wasserqualität, sondern geben vielmehr die Gesamtheit der Umweltbedingungen wieder (BAFU 2013).

Vorkommen und Verbreitung von Makrophyten sind von den chemisch-physikalischen und morphologischen Verhältnissen im Fliessgewässer abhängig, von Strömung und Substrat, Lichtverhältnissen und Wassertiefe, der Temperatur und der Verfügbarkeit von Nährstoffen. Makrophyten beeinflussen aber auch ihrerseits die abiotischen Bedingungen in ihrem Lebensraum und die aquatischen Lebensgemeinschaften. Durch ihre enge Bindung an die hydraulisch-strukturellen Bedingungen im Gewässer weisen Makrophyten insbesondere auf anthropogene Beeinträchtigungen des Gewässerlebensraums hin, beispielsweise bei Verbauungen des Böschungsfusses (BAFU 2009).

Einschränkungen

Voraussetzung für die Anwendung dieses Moduls ist die Begehbarkeit der Fliessgewässer mit Wathosen, d.h. es sollte sich um kleine bis mittelgrosse Fliessgewässer handeln. Nicht oder nicht vollständig watbare Gewässer können gemäss Anleitung untersucht werden, sofern das Gewässer klar genug und nur so breit ist, dass die Wasserpflanzen vom Ufer aus bestimmt und bei Bedarf Pflanzenproben entnommen werden können, z.B. mit einem Rechen. Fliessgewässer mit langsam fliessendem oder stehendem Wasser, wie Altarme, Seeausflüsse, oder Staustrecken, können gemäss Anleitung ebenfalls untersucht werden. Die Zürcher Methode eignet sich jedoch nicht zur Erfassung der Vegetation stehender Gewässer, wie Seen, Teiche oder Tümpel. Auch Quellen, Ried- oder Sumpfwiesen, Moore oder andere vernässte terrestrische Standorte lassen sich gemäss Anleitung nicht erheben. In Gewässern mit regelmässigem starkem Geschiebetrieb, gletschertrüben und hoch gelegenen Gewässern kommen natürlicherweise kaum Makrophyten vor. Diese werden daher ebenfalls nicht untersucht. Generell sollen die Untersuchungen bei mittlerem bis niedrigem Wasserstand und klarem Wasser durchgeführt werden. Bei Hochwasser und trübem Wasser ist die Sicht behindert, was die Beobachtung kleinerer Arten und die Protokollierung der Deckung erschwert und ungenau macht (ibid.).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die Wahl der Untersuchungsabschnitte ist wesentlich von der Zielsetzung abhängig. Für einen flächenmässigen Überblick über die Verbreitung und Häufigkeit von Makrophyten in einem grösseren Gebiet genügt eine begrenzte Anzahl von Untersuchungsabschnitten pro Gewässerlänge. Diese sollten alle vorkommenden Fliessgewässertypen abdecken und möglichst gleichmässig über das ganze Gebiet verteilt sein. Bei der Wahl der Untersuchungsabschnitte ist darauf zu achten, dass neben beeinträchtigten auch anthropogen möglichst unbeeinflusste Gewässerabschnitte untersucht werden. Konkret sind die Untersuchungsabschnitte so zu wählen, dass sie in ihrer gesamten Länge eine möglichst einheitliche aquatische Vegetation aufweisen. Dementsprechend sollen möglichst homogene Verhältnisse bezüglich Beschattung, Morphologie, Substratzusammensetzung und Abflussbedingungen vorhanden sein. Innerhalb eines Untersuchungsabschnittes sollten keine grossen Veränderungen der Umlandnutzung auftreten und keine Zuflüsse in das Gewässer münden. Die

Untersuchungsabschnitte müssen ausreichend lang sein, damit die charakteristische Vielfalt von Pflanzenarten vollständig erfasst werden kann. Die minimale Länge eines Untersuchungsabschnittes liegt in kleinen Gewässern bei 30 m. In grösseren Gewässern sollte die Streckenlänge in der Regel mindestens die 10-fache Wasserspiegelbreite betragen (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Die Häufigkeit der Probenahme ergibt sich aus der Fragestellung der Untersuchung. Um die Verbreitung der Makrophytentaxa in einer Region zu erfassen, sind ein bis zwei Erhebungen pro Jahr ausreichend. Der ideale Zeitpunkt für die Erhebung der Makrophyten liegt zwischen Juni und September. In diesen Monaten sind die Wachstumsverhältnisse bezüglich Wassertemperatur und Licht optimal und die Artenvielfalt insbesondere der Gefässpflanzen am grössten (ibid.).

4.1.8 Modul Chemie

Allgemeines

Die chemisch-physikalischen Erhebungen des MSK umfassen im Wesentlichen die klassischen Nährstoffparameter, die seit Jahrzehnten in der Gewässerüberwachung erhoben werden. Es handelt sich um die wichtigsten Nährstoffe (Ammonium, Nitrit, Nitrat und Ortho-Phosphat) sowie um Summenparameter (Gesamt-Phosphor unfiltriert und gelöster organischer Kohlenstoff). Als Hilfsgrössen für die Beurteilung werden weitere Parameter wie die Wassertemperatur, der pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Chlorid erfasst (BAFU 2013).

Die Beurteilung orientiert sich an den Anforderungen an die Wasserqualität, wie sie im Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung beschrieben sind: Die nummerischen Anforderungen werden direkt übernommen, die verbalen Anforderungen in nummerische Grössen umgesetzt und als Zielvorgaben verwendet. Aus den Resultaten der chemischen Untersuchung der Gewässerproben wird als statistischer Schätzwert generell das 90. Perzentil für mindestens 12 Stichproben berechnet. Deren Vergleich mit den Anforderungen/Zielvorgaben führt zu einer Beurteilung in 5 Klassen (BAFU 2010c).

Ökologische Aussagekraft

Die Aussagekraft der Messungen ist nicht nur abhängig von der Messfrequenz und der zeitlichen Verteilung der Probennamezeiten, sondern auch von der Art der Probenahme (Stich- oder Sammelprobe). Die einzelnen Parameter haben unterschiedliche ökologische Bedeutungen, die im Folgenden kurz erläutert werden (ibid.):

- Phosphor ist essentieller Nährstoff für Wasserorganismen. Da er natürlicherweise nur in geringen Mengen in Gewässersysteme gelangt, ist die Zufuhr aus anthropogenen Quellen bestimmend für das Ausmass des aquatischen Pflanzenwachstums.
- Stickstoff ist auch ein wichtiger Nährstoff für Wasserorganismen und wird von den Pflanzen insbesondere über Nitrat aufgenommen. Der grösste Teil des anorganischen Stickstoffs liegt in Gewässern in Form von Nitrat vor. Nitratgehalte über 1,5 mg/L lassen meist auf Abschwemmung und Auswaschung von landwirtschaftlich genutzten Flächen oder auf die Einleitung von kommunalen Abwässern schliessen. Unter Sauerstoffmangel können auch reduzierte Stickstoffverbindungen (Nitrit und Ammonium) gebildet werden, die ihrerseits toxisch sind.
- Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) kann ebenfalls ein Indikator für die zivilisatorische Belastung eines Gewässers sein. Eine Temperatur- oder

Abflussabhängigkeit ist beim DOC kaum ersichtlich. Zu beachten ist jedoch, dass sich der DOC aus einem natürlicherweise vorhandenem und einem anthropogen bedingten Anteil zusammensetzt. Wenn der natürliche Anteil gross oder weitgehend unbekannt ist, wird eine Beurteilung schwierig.

- Der biochemische Sauerstoffbedarf ist ein Mass für den Sauerstoffverbrauch durch biologische Abbauvorgänge innerhalb einer festgelegten Zeit, beispielsweise innerhalb von 5 Tagen (BSB_5). Sauerstoffzehrende Substanzen umfassen u.a. Nitrit, Ammoniak, organischer Kohlenstoff und andere reduzierte Substanzen.

Die Erfahrung zeigt, dass Bäche mit einem kleinen Abfluss oder Flüsse ohne Seen im Einzugsgebiet eine höhere Variation in den Konzentrationen der meisten Wasserinhaltsstoffe zeigen als die grossen Mittellandflüsse. Aus- und Abschwemmungen landwirtschaftlich genutzter Böden tragen signifikant zur Belastung mit den Nährstoffen Phosphor und organischem Kohlenstoff bei. Sie sind abhängig von Regenereignissen und nehmen mit deren Intensität zu. Einige wenige sommerliche Gewitterregen können beispielsweise beim Phosphor bis zu 50% der Jahresfracht bringen. Mit Abwasser-einleitungen gelangen ebenfalls organische Stoffe sowie stickstoff- und phosphorhaltige Verbindungen in die Gewässer. Daneben führen Abwässer auch Spuren toxischer Stoffe, wie Schwermetalle, Biozide und schlecht abbaubare, organische Verbindungen mit sich (BAFU 2010c).

Einschränkungen

Die Erfassung von Belastungsspitzen durch anthropogen bedingte Gewässerverunreinigungen ist mit monatlichen Stichproben unwahrscheinlich. Dies trifft umso mehr zu, je kleiner das Einzugsgebiet des untersuchten Gewässers und je grösser damit die Abfluss- und Stoffdynamik ist. Daher wird beispielsweise für die untersuchten Gewässer des NAWA Messprograms eine Mindestgrösse des Einzugsgebietes von 25 km² vorgeschlagen (BAFU 2013).

Monatliche Stichproben haben den Nachteil, dass sie Frachten für Wasserinhaltsstoffe nur sehr eingeschränkt abschätzen können. Zudem sind sie ungeeignet, die Belastung mit Stoffen mit einer hohen Eintragsdynamik nachzuweisen (z.B. bei vielen Pestiziden). Des Weiteren verursacht eine monatliche Probenahme in stofflich kaum belasteten, hochgelegenen Messstellen einen hohen Aufwand im Verhältnis zur gewonnenen Aussage (BAFU 2010c).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Die Festlegung der Probenahmestellen ist häufig erst nach dem Abschreiten der Gewässerabschnitte möglich und richtet sich nach der Grösse eines Gewässers, nach der zu erwartenden Belastung und nach den Probenahmekonzepten der Fachstellen. Für die Ermittlung des Gewässerzustandes sollten Untersuchungen möglichst an denselben Orten durchgeführt werden, damit auch nach längerer Zeit entsprechende Vergleiche möglich bleiben. In diesem Zusammenhang ist auch die Zugänglichkeit der Probenahmestellen wichtig, d.h. diese sollten auch im Winter mit einem Fahrzeug erreichbar sein.

Chemisch-physikalische Erhebungen sind zweckmässigerweise vor dem Zusammenfluss mit grösseren Gewässern sowie ober- und unterhalb kritischer Belastungsquellen durchzuführen. Bei lokalen Problemen an kleineren Gewässern kann sich ein engmaschiges Netz als notwendig erweisen. Bei grösseren Flüssen ist ein dichtes Messstellennetz normalerweise nicht nötig, weil kleine Belastungsänderungen im Fluss wegen der grossen Verdünnung nicht nachgewiesen werden können (ibid.).

Mit Hinblick auf ein koordiniertes Monitoringnetzwerk sind die Untersuchungsstellen verschiedener Module sinnvollerweise möglichst nahe beieinander zu wählen, um gemeinsame Synergien und Erkenntnisse zu gewinnen.

Erhebungszeitpunkt

Gemäss Anleitung werden die Stichproben monatlich erhoben, was einer Erhebungsfrequenz von mindestens 12 Stichproben pro Jahr und Standort entspricht. Bei kleineren Fliessgewässern, welche noch nie oder kaum untersucht worden sind, kann auch ein grobes Screeningverfahren angewendet werden, wobei mindestens vier Messungen gleichmässig über das Jahr verteilt durchgeführt werden. Da hier eine statistische Auswertung mit wenigen Werten keinen Sinn macht, werden für die Beurteilung die Maximalwerte verwendet (ibid.).

4.1.9 Mikroverunreinigungen

Allgemein

Im Gegensatz zu Nährstoffen existiert für Mikroverunreinigungen bis anhin keine Methode des Modul-Stufen-Konzeptes. Das BAFU hat jedoch Strategien zur Verminderung des Eintrags von Mikroverunreinigungen in die Gewässer erarbeitet. In diesem Rahmen wurden Beurteilungskonzepte für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser und aus diffusen Quellen vorgeschlagen (Götz et al. 2011; Wittmer et al. 2013).

Gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV, Anhang 2) gilt für Fliessgewässer die Anforderung, dass organische Pestizide in Konzentrationen von höchstens 0.1 µg/l je Einzelstoff vorkommen dürfen. Für andere Mikroverunreinigungen gelten bisher keine numerischen Anforderungen.

Für die Beurteilung der Wasserqualität schlagen Götz et al. (2011) ein auf Einzelstoffe basiertes Verfahren vor. Die Konzentrationen der gemessenen Stoffe werden dazu mit ökotoxikologisch basierten chronischen und akuten Wasserqualitätskriterien verglichen. Ergänzend wird eine integrative Erfassung von hormonaktiven Wirkungen durch Biotests empfohlen.

Ökologische Aussagekraft

Wie bereits in Kapitel 3 erwähnt, haben insbesondere Mikroverunreinigungen diverse Quellen und Eintragspfade (diffus oder punktuell) und weisen hohe Konzentrationsdynamiken auf. Zudem kommen meist mehrere Stoffe im Gewässer gleichzeitig vor. Je nach Grösse und Art des betrachteten Gewässers haben Belastungen durch Mikroverunreinigungen unterschiedliche Auswirkungen. Insbesondere kleine und mittelgrosse Gewässer werden oft mehrmals pro Jahr durch sehr hohe Konzentrationsspitzen belastet (meist nach Regenereignissen). Dabei können schon kurze Expositionsspitzen von weniger als einer Stunde negative Auswirkungen auf aquatische Organismen haben (Ashauer 2012).

Einschränkungen

Die Art der Probenahme spielt eine wichtige Rolle bei der Erfassung der Belastung durch diffuse Einträge. So werden bei der Analyse von Stichproben in kleinen und mittelgrossen Gewässern die tatsächlich vorkommenden Konzentrationen meist massiv unterschätzt.

Die Konzentrationen in Mischproben liegen ebenfalls deutlich unterhalb der Maximalkonzentrationen. In den meisten Fällen liegen sie jedoch oberhalb der in Stichproben gemessenen Werte und haben den Vorteil, dass sie die Konzentration ermitteln, der das Gewässer über einen gewissen Zeitraum ausgesetzt ist.

Maximalkonzentrationen lassen sich am ehesten durch hochaufgelöste Probenahmestrategien während Regenereignissen ermitteln. Diese sind aber mit einem enormen Zeit und Arbeitsaufwand verbunden (Wittmer et al. 2013).

Auswahl der Untersuchungsstellen

Eine flächendeckende Untersuchung der Schweizer Fliessgewässer in Bezug auf Mikroverunreinigungen ist aus finanziellen und zeitlichen Gründen nicht realisierbar. Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen sind demnach eher als Spezialuntersuchungen einzustufen, d.h. einige wenige spezifische Untersuchungsstandorte sollen gewählt werden.

Generell kann bei der Auswahl des Einzugsgebiets bzw. des Untersuchungsstandorts darauf fokussiert werden, dass möglichst geringe Anteile von Wald und unproduktiven Flächen (z.B. Gesteinshalden) vorliegen, da aus diesen keine Mikroverunreinigungen erwartet werden.

Je nach Einzugsgebiet und Fragestellung kann es sinnvoll sein, zusätzlich zur Hauptmessstelle in Untereinzugsgebieten oder auch in grösseren Einleitern (z.B. Kläranlagen, Mischwasserüberläufen oder grossen Drainagen) Proben zu nehmen.

Wittmer et al. (2013) empfehlen, in zukünftigen Untersuchungen vermehrt auch die Belastung von kleinen Gewässern, insbesondere von solchen mit einer hohen ökologischen Bedeutung, zu erfassen. Für die Beurteilung der mittleren Belastung von verschiedenen Quellen wird am besten ein mittelgrosses Einzugsgebiet (FLOZ 3-7, ca. 2 bis 200 km^2) gewählt.

Für die Interpretation der erhobenen Daten ist es zudem von Vorteil, wenn in der Nähe des Untersuchungsstandortes eine Abflussmessstelle liegt. Der Abfluss kann für die Berechnung der Maximalkonzentrationen basierend auf einer gemessenen mittleren Konzentration verwendet werden (ibid.).

Erhebungszeitpunkt

Einträge von Stoffen aus Haushalten und Spitälern (Arzneimittel, Östrogene, Schwermetalle, Additive in Geschirrspülmittel, Korrosionsschutzmittel etc.) sind das ganze Jahr über zu erwarten. Hingegen werden Pflanzenschutzmittel, sowohl aus der Siedlung als auch aus der Landwirtschaft, vor allem zwischen Frühling und Herbst appliziert. Dabei ist das Einsatzfenster für spezifische Stoff-Kultur-Kombinationen in der Landwirtschaft meist kürzer als für Pflanzenschutzmittel, die in der Siedlung eingesetzt werden (ibid.).

Wie die bestehenden Messungen verschiedener Kantone gezeigt haben, sind die Konzentrationen der meisten Substanzen zwischen April und November erhöht. Für das Erhebungskonzept schlagen Wittmer et al. (2013) deshalb vor, von März bis November Zweiwochenmischproben zu erheben. Dies würde bedeuten, dass man rund 18 Proben pro Untersuchungsstandort erhält. Mit der Beschränkung des Zeitfensters kann es sein, dass gewisse Stoffe nicht gefunden werden.

4.2 Kosten und Aufwand der Methoden

Die monetären Kosten und der zeitliche Aufwand der oben beschriebenen Erhebungsmethoden wurden anhand eines Fragebogens (siehe Anhang A.1) durch das AfU spezifisch für den Kanton Thurgau eruiert. Bei den Zahlen handelt es sich um ungefähre Schätzwerte, die für die Evaluierung des Monitoring-Netzwerks verwendbar sind. Konkret können Aufwand und Kosten der Methoden von diesen Schätzwerten abweichen, abhängig von verschiedenen Faktoren wie Distanz zwischen den Standorten, Zugänglichkeit der Messstellen oder Erfahrung des Personals. Die Resultate sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Geschätzte Kosten und Aufwand der verschiedenen Erhebungsmethoden.

Modul / **Kosten**	Durchschnittliche Kosten pro Standort	Personalkosten pro Stunde	Zeitlicher Aufwand pro Standort	Materialkosten (Auto, Equipment, etc.)	Externe Kosten
Ökomorphologie	275.- CHF pro km	100.- CHF	2.5 Std. pro km Fliessgewässer	25.- CHF pro km	keine
Äusserer Aspekt	75.- CHF	100.- CHF	30 Min.	25.- CHF pro km	keine
Hydrologie	2‘600.- CHF	100.- CHF	16 Std.	1'000.- CHF pro Station	keine
Chemie	4'313.- CHF	75.- CHF	37.5 Std.	125.- CHF pro Probe	keine
Fische	750.- CHF	100.- CHF	6.5 Std. pro Teststrecke	100.- CHF pro Stelle	keine
Kieselalgen (DICH)	1'400.- CHF	100.- CHF	6 Std.	100.- CHF pro Stelle	700.- CHF
Makrophyten (Zürcher Methode)	650.- CHF	140.- CHF	3.5 Std.	100.- CHF pro Stelle	60.- CHF
Makrozoobenthos (IBCH)	1'100.- CHF	n/a	n/a	n/a	1’100.- CHF
Mikroverunreinigungen	7'700.- CHF	75.- CHF	36 Std.	200.- CHF pro Stelle	4800.- CHF

5 Methodisches Vorgehen

Um die im ersten Kapitel beschriebenen Ziele zu erreichen und die dazugehörigen Kernfragen zu beantworten, wurde eine Kombination aus deduktiven und induktiven Ansätzen angewendet. Diese werden im folgenden Kapitel erläutert.

5.1 Literaturrecherchen

In einem ersten Arbeitsschritt wurde das komplexe Thema deduktiv eingegrenzt. Das bedeutet, dass die theoretischen Grundlagen (Kapitel 2) anhand einer extensiven Literaturanalyse aufgearbeitet wurden. Des Weiteren beruhen auch grosse Teile der Situationsanalyse des Kantons Thurgau (Kapitel 3) und der Analyse des MSK (Kapitel 4) auf vorhandenen schriftlichen Quellen. Die verwendete Literatur besteht hauptsächlich aus wissenschaftlichen Publikationen (Bücher, Journals, Reports etc.), aber teilweise auch aus grauer Literatur die nicht über den Buchhandel vertrieben werden (akademische Arbeiten, kantonale Dokumente etc.).

5.2 Fragebogen

Anhand eines Fragebogens wurden Vertreter des Kantons Thurgau und andere Experten befragt und wichtige empirische Informationen gewonnen, welche nach der Literaturanalyse noch gefehlt haben. Dazu gehören Fragen zum jährlichen Budget, das der Kanton für Fliessgewässeruntersuchungen zur Verfügung hat und den Erfahrungen des Kantons bezüglich Erhebungsaufwand der einzelnen Module. Bei der Vorlage handelt es sich um einen teilstandardisierten Fragebogen, bei dem die Fragen einheitlich formuliert und angeordnet wurden, die Befragten jedoch frei antworten konnten (siehe Anhang A.1). Die Ergebnisse des Fragebogens wurden in Kapitel 3 und 4 integriert und für die Budgetkalkulationen in Kapitel 7 verwendet.

5.3 Datengrundlage und verwendete Software

Für die Analyse der vorhandenen Daten und die Darstellung der Forschungsresultate wurde hauptsächlich mit dem Geoinformationssystem ArcGIS von ESRI (Environmental Systems Research Institute) und dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel gearbeitet. ArcGIS hat eine sehr benutzerfreundliche Oberfläche und bietet viele Tools zur Bearbeitung von Raster- und Vektordatensätzen an. Microsoft Excel wurde vor allem für die statistische Auswertung vorhandener Messdaten und für die Regressionsanalyse verwendet. Die Datensätze, welche für die Arbeit verwendet wurden, sind in Tabelle 7 zusammengefasst. In den folgenden Unterkapiteln werden die konkrete Anwendung der Daten und der beiden Programme wo nötig noch genauer konkretisiert.

Tabelle 7: Verwendete Geo-/Datensätze.

	Datensatz	Beschreibung	Verfügbarkeit
Bisherige Erhebungen	Chemie TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	Fische TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	Kieselalgen TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	Makrozoobenthos TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	Hydrologie TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	Ökomorphologie TG	Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	PSM TG	Pflanzenschutzmitteluntersuchungen: Messresultate mit Standortangabe	AfU, Thurgau
	NAWA	Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität: Messresultate mit Standortangabe	BAFU, Abteilung Wasser
Geodatensätze	GWN25-07	Digitales Gewässernetz gemäss VECTOR25 (2007)	swisstopo
	GAB_EZGG_CH	Gewässerabschnittsbasierte Einzugsgebietsgliederung der Schweiz, inklusive Landnutzung gemäss VECTOR25	BAFU, Abteilung Wasser
	Abwasser	Prozentanteil des gereinigten Abwassers an der Abflussmenge Q_{347}	BAFU, Abteilung Wasser
	Gewässeranschluss	Rasterdatensatz zum Gewässeranschluss potenziell erosionsgefährdeter Flächen	BAFU, Abteilung Wasser
	Gewässerkataster TG	Detaillierte räumliche Lage des Gewässerlaufs; Ergänzung zum GWN25-07	AfU, Thurgau
	Gewässerschutzkarte TG	Beinhaltet Gewässerschutzbereiche, Grundwasserschutzareale, Grundwasserschutzzonen sowie Quellen und Grundwasserfassungen	AfU, Thurgau
	Rebbaukataster TG	Standorte der Rebbauflächen	AfU, Thurgau
	HKB TG	Hinweiskarte Bodenbelastungen	AfU, Thurgau
	KBS TG	Kataster belasteter Standorte (z.B. Deponien, Schiessanlagen, Industrie-anlagen)	AfU, Thurgau
	KSE TG	Kantonsstrassenentwässerung	AfU, Thurgau
	Schutzgebiete TG	Natur- und Auenschutzgebiete	AfU, Thurgau
	Kantonsgrenze TG	Administrative Eingrenzung des Untersuchungsgebiets	AfU, Thurgau
	Wasserkraft TG	Standorte der Wasserkraftanlagen	AfU, Thurgau
	ARA TG	Standorte der Abwasserreinigungsanlagen	AfU, Thurgau

5.4 Charakterisierung der Thurgauer Fliessgewässer

Die Charakterisierung der Thurgauer Fliessgewässer wurde anhand eines neu erstellten Geo-Datensatzes des BAFU definiert, welcher die Landnutzung entlang des Gewässernetzes beschreibt (Flächenanteil im Einzugsgebiet). Dabei wurde für jeden Gewässerabschnitt in einem halbautomatischen GIS-technischen Verfahren aus einem Höhenmodell das jeweils zugehörige Teileinzugsgebiet bestimmt (Strahm et al. 2013). Angewendet auf den Kanton Thurgau entstand so ein lückenloses, überlappungsfreies Mosaik aus 3896 Teileinzugsgebieten mit einer durchschnittlichen Fläche von 24.5 Hektaren.

Als Landnutzungsarten berücksichtigt wurden Landwirtschaft (Obstanbau, Reben, Ackerland, Grünland), Siedlungsflächen, Deponien, Verkehrsflächen (Strasse, Eisenbahn) und Wald. Zusätzlich wurde das Gewässernetz mit einem Datensatz des BAFU verlinkt, welcher den Prozentanteil des gereinigten Abwassers an der Abflussmenge Q_{347} beschreibt.

5.5 Datenauswertung und Identifizierung von Probenahmestandorten

Mit dem Ziel, ein effizientes Monitoring-Netzwerk für die Fliessgewässer im Kanton Thurgau zu entwickeln, wurden in Anlehnung an die in Kapitel 2.4 erläuterten Monitoring-Strategien drei verschiedene Ansätze entwickelt, um geeignete Probenahmestandorte für das Messnetz zu identifizieren (Abbildung 21). Es wurden die bereits vorhandenen chemischen Messstellen kritisch analysiert, diverse Regressionsmodelle berechnet und eine Reihe von komplementären Standortkriterien definiert. Die Herangehensweise wird in den folgenden Unterkapiteln genauer erläutert.

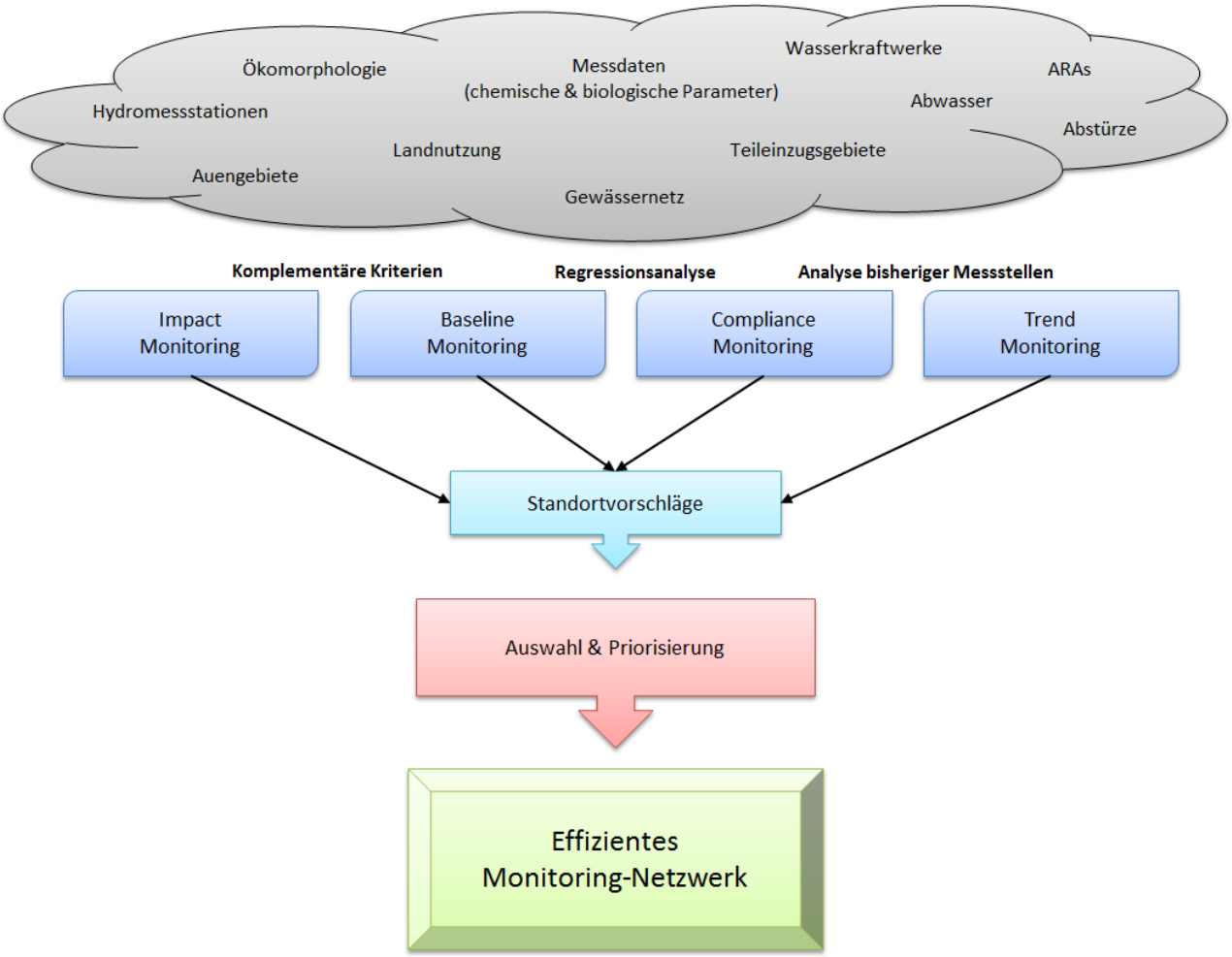


Abbildung 21: Schematisches Vorgehen für die Entwicklung des Monitoring-Netzwerks.

5.5.1 Identifizierung neuer Probenahmestandorte mittels Regressionsanalyse

Werden die Resultate von Gewässeruntersuchungen mit Informationen zur Landnutzung verknüpft, können wichtige Hinweise auf die mögliche Belastung eines Gewässers abgeleitet werden. Aufgrund dieser Annahme können vorhandene Messdaten auf andere Gewässerabschnitte und Einzugsgebiete übertragen bzw. extrapoliert werden, um potenziell stark belastete Fliessgewässer zu identifizieren und Vorschläge für Probenahmestandorte zu machen.
Anhand einer Regressionsanalyse wurde eine solche flächendeckende Extrapolation mit den gesammelten Chemie-, Kieselalgen- und Makrozoobenthosdaten des Kantons Thurgau durchgeführt. Dabei wurde eine multiple lineare Regression berechnet, welche die Abhängigkeit eines metrisch messbaren Merkmals Y (abhängige Variable, Regressand) von mehreren metrisch messbaren Merkmalen X_i (unabhängige Variablen, Regressoren) untersucht. Die daraus resultierenden Koeffizienten b_i der Regressionsfunktion wurden dann für die Extrapolation verwendet. Der Regressand bezeichnet in diesem Fall die vorhandenen Messdaten, die Regressoren entsprechen verschiedenen Landnutzungscharakteristika (Prozentanteil der Fläche im Einzugsgebiet) und dem Abwasseranteil.

Lineare Regressionsfunktionen: OLS vs. RTO
Die allgemeine Formel einer multiplen linearen Regressionsfunktion ist:

$$\hat{y} = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \cdots + b_i x_i$$

Die Bezeichnung $\hat{y}$ steht für die geschätzten y-Werte. Sie symbolisiert, dass die Regressionsfunktion jedem beobachtetem x-Wert nicht den tatsächlich beobachteten y-Wert zuordnet, sondern einen mittleren $\hat{y}$-Wert, der auf der Regressionsgeraden liegt. Der tatsächliche y-Wert liegt in der Regel ober- oder unterhalb der Regressionsgeraden, kann aber auch auf die Gerade selbst fallen. Die Beobachtungswerte streuen sich folglich um die Regressionsfunktion (Voss 2004).

Allgemein kann zwischen Regressionsfunktionen mit Achsenabstand (engl.: ordinary least square (OLS)) und ohne Achsenabstand (engl.: regression through the origin (RTO)) unterschieden werden (Eisenhauer 2003). Für die acht Nährstoffparameter des chemisch-physikalischen Moduls wurde das RTO-Modell gewählt, d.h. $b_0 = 0$. Dies mit dem Argument, dass sich die Flächenanteile der Landnutzungskategorien, zusammen mit der berechneten Restfläche, zu 100% aufsummieren lassen. Demnach wurde die Annahme getroffen, dass ohne Fläche bzw. Raum (wenn alle Regressoren gleich Null sind) auch kein Gewässer vorhanden ist und keine Indikatoren gemessen werden können. Umgekehrt wird somit erwartet, dass die Koeffizienten der Regressionsfunktionen generell positive Vorzeichen besitzen, d.h. alle Landnutzungskategorien leisten ihren Beitrag zur anthropogenen Belastung der Fliessgewässer (beispielsweise der Phosphorgehalt im Wasser). Je höher der Wert des Koeffizienten b_i ist, desto höher ist demnach der Einfluss der entsprechenden Landnutzungskategorie. Somit lassen sich die Regressionskoeffizienten des RTO-Modells direkt miteinander vergleichen (mit Ausnahme des Regressors Abwasseranteil).
Für die beiden biologischen Module wurde hingegen das OLS-Modell gewählt, da es sich um Indices handelt, die entweder einen Minimalwert von ≥ 1 (DICH) oder eine inverse Bewertungsskala (IBCH) haben. Eine genauere Erläuterung dazu folgt in Kapitel 6.1.4.

Methode der kleinsten Quadrate

Für die Bestimmung der besten Anpassung (und damit der geringsten Streuung) unter theoretisch unendlich vielen Regressionsgeraden wird die Methode der kleinsten Quadrate verwendet. Dabei werden die Koeffizienten b_i der Regressionsfunktion so bestimmt, dass die Summe der quadrierten Residuen (SSE) zwischen beobachteten und geschätzten y-Werten zu einem Minimum wird. Bei insgesamt *n* Wertepaaren gilt:

$$SSE\ (b_i) = \sum_{i=1}^{n} (y_i - \hat{y}_i)^2 \quad \rightarrow min$$

Multiples Bestimmtheitsmass (R^2) und Korrelationskoeffizient (R)

Um die Höhe der Grösse SSE besser beurteilen zu können, lässt sie sich durch die Summe teilen, die entsteht, wenn man die quadrierten Abstände der beobachteten Regressandenwerte von ihrem Mittelwert bildet (SSY). Es ergibt sich ein Bruch, der stets zwischen Null und Eins liegt, und als Anteil der nicht erklärten Streuung gesehen werden kann. Das Komplement dieses Anteils ist dann der Prozentsatz der erklärten Streuung und wird als multiples Bestimmtheitsmass der Regression bezeichnet (R^2).

$$SSY = \sum_{i=1}^{n} (y_i - \bar{y})^2$$

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SSY}$$

Ist R^2 nahe bei 100%, so wird durch die Regression die beobachtete Streuung des Regressanden fast vollständig erklärt. Ein sehr kleines R^2 bei 0% deutet hingegen darauf hin, dass es nur einen geringen Zusammenhang zwischen den Regressoren und dem Regressanden gibt. Die Quadratwurzel aus R^2 ergibt den multiplen Korrelationskoeffizienten (R).

Es gilt zu beachten, dass Microsoft Excel bei einem RTO-Model für die Berechnung des SSY den Mittelwert $\bar{y}$ durch Null ersetzt, um negative (und deshalb nicht interpretierbare) Werte des Bestimmtheitsmasses zu vermeiden. Folglich entstehen tendenziell viel höhere Werte für R und R^2. Alternativ kann der Korrelationskoeffizient zwischen beobachteten und simulierten Werten quadriert werden, um Aussagen über die Qualität des RTO-Models machen zu können. Dieser Wert entspricht dem unkorrigierten Bestimmtheitsmass des entsprechenden OLS-Models (Eisenhauer 2003).

Varianzanalyse (ANOVA) und F-Test

Für die Regressionsanalysen wurde mit einem Konfidenzintervall von 95% gearbeitet. Mithilfe eines Varianzquotiententests, welcher mit der F-Verteilung durchgeführt wurde, konnte nun geprüft werden, ob das gewählte Regressionsmodell einen signifikanten Erklärungswert für den Regressanden Y besitzt. Beim gegebenen Konfidenzintervall sollte der kritische F-Wert demnach 0.05 nicht überschreiten (Voss 2004).

Backward Stepwise Regression & t-Test

Um den Einfluss der einzelnen Landnutzungs-Regressoren zu analysieren, wurde eine „backward stepwise regression“ (BSR) angewendet. Bei dieser Methode werden anfangs alle vorhandenen Variablen in das Regressionsmodell integriert. Schrittweise wird nun jeweils der am wenigsten signifikante Regressor mit dem grössten p-Wert entfernt und das Modell neu berechnet. Diese Prozedur wird wiederholt bis alle nicht-signifikanten Variablen (p-Wert > 0.05) entfernt sind. Schliesslich sollte das vereinfachte Modell immer noch ein ähnlich hohes Bestimmtheitsmass bzw. eine ähnlich tiefe Standardabweichung aufweisen wie mit allen Regressoren zusammen (Draper & Smith 1981).

Diagnostik der Regressionsmodelle

Abschliessend wurden für die visuelle Überprüfung der Regressionsmodelle diverse Diagramme erzeugt, die in Anhang A.3 ersichtlich sind (Atkinson & Riani 2000).

1) Streudiagramm (scatter plot):
   Ein einfaches Streudiagramm der beobachteten und simulierten Werte gibt einen ersten Überblick, wie gut die tatsächlichen Werte vorhergesagt werden. Als Interpretationshilfe dient hierzu eine Gerade mit Steigung $m = 1$.

2) Residuenplot (Tukey-Anscombe plot):
   Hier werden die Residuen gegen die vorhergesagten Werte gezeichnet. Somit lässt sich erkennen, ob systematische Trends durch die Regressionskoeffizienten möglicherweise nicht erfasst werden.

3) Streuungs-Diagramm (scale-location plot):
   Hier werden die Wurzel aus dem Betrag der standardisierten Residuen gegen die vorhergesagten Werte gezeichnet. Wird dabei ein systematischer Trend sichtbar, ist die Varianz der Residuen nicht homogen (= Heteroskedastizität).

4) Normalverteilungs-Diagramme (normal Q-Q plot):
   Hier werden die Quantile der empirischen Verteilung der standardisierten Residuen mit den Quantilen der Normalverteilung verglichen. Es wird angenommen, dass die standardisierten Residuen normalverteilt sind und auf der vorgegeben Geraden liegen.

5) Kumulative Verteilungsfunktion (cumulative distribution function):
   Zur Validierung der flächendeckenden Extrapolation der Variablen werden die empirischen Messwerte mit den knapp 4000 berechneten Werten für die Teileinzugsgebiete verglichen. Für gute Resultate sollten die Perzentilwerte demnach sehr ähnlich sein.

5.5.2 Kritische Analyse bisheriger Probenahmestandorte

Die bisherigen Messstellen im Kanton Thurgau wurden in ArcGIS visualisiert, deren Standorte anhand der Landnutzungsdaten untersucht und die Entwicklung der Messresultate genau analysiert. Dies mit dem Ziel, um einerseits Standorte zu identifizieren, die in Zukunft mit einer geringeren Messintensität auskommen oder eventuell sogar aufgegeben werden können, da sie keinen signifikanten Informationsgewinn versprechen. Andererseits wurden besonders kritische Standorte identifiziert, welche unbedingt weitergeführt werden müssen oder sogar zusätzliche Erhebungen benötigen.
Ein besonderer Fokus liegt dabei auf den chemisch-physikalischen Erhebungen, da am meisten Standorte und langjährige Daten vorhanden sind und diese einen Grossteil des kantonalen Budgets ausmachen. Wie in der entsprechenden Vollzugshilfe (BAFU 2010c) vorgeschrieben, wurden für die chemisch-physikalischen Messdaten jeweils das 90% Quantil aus den zwölf Proben berechnet. Je Standort wurden die Werte über die letzten drei Erhebungsperioden gemittelt (siehe Anhang A.2).

5.5.3 Komplementäre Vorschläge neuer Probenahmestandorte

Der dritte Ansatz zur Identifizierung möglicher neuer Probenahmestandorte ist als komplementäre Vorgehensweise zu verstehen. Dabei kamen verschiedene Kriterien zur Anwendung, welche aus den Kapiteln 2 bis 4 abgeleitet wurden. Konkret wurden Standorte in der Nähe von Hydromessstationen, ARAs und Naturschutzgebieten (Auen) vorgeschlagen. Des Weiteren wurden Teileinzugsgebiete identifiziert, in denen bisher noch gar keine Messungen vorgenommen worden sind. Schlussendlich wurden in Anlehnung an das „Filterkonzept“ von Lake et al. (2007) (siehe Kapitel 2.2) Kriterien verwendet, die speziell für die aquatischen Lebewesen der Fliessgewässer relevant sind. So wurden Abstürze und Wasserkraftwerke als Wanderhindernisse für Fische berücksichtigt sowie die dominante Ausprägung der Ökomorphologie innerhalb der Teileinzugsgebiete als Indikator für den Zustand des Habitats gebraucht.

5.6 Vorschlag für ein flächendeckendes Monitoring-Netzwerk

Aus den verschiedenen Ansätzen zur Identifizierung möglicher Probenahmestandorte resultierte eine Vielzahl von potenziellen Messstellen. Mithilfe von ArcGIS wurden alle Datenpunkte im Gewässernetz eingezeichnet, um deren Verteilung im Kanton Thurgau zu visualisieren. Anhand von räumlichen und attributiven GIS-Abfragen wurde anschliessend eine Auswahl von Standorten erster Priorität getroffen und Vorschläge für die Wahl der MSK-Methoden gemacht, um ein koordiniertes und flächendeckendes Monitoring-Netzwerk zu entwerfen. Der Fokus lag dabei auf der Anwendung des chemisch-physikalischen Moduls sowie der biologischen Module, da die anderen Erhebungsmethoden nur projektbezogen (d.h. nicht periodisch) durchgeführt werden. Letztlich wurden die Kosten des vorgeschlagenen Messnetzes mithilfe der Zahlen in Tabelle 6 geschätzt.

6 Resultate und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Datenauswertung präsentiert und eingehend begründet. Für jede Kategorie potenzieller Messstellen werden die Kriterien für die Definition der Standorte erläutert und Handlungsempfehlungen gegeben, welche MSK-Methoden dort Anwendung finden könnten. Die Standortvorschläge sind zusammen mit dem Gewässernetz des Kantons Thurgau in Karten visualisiert und als Tabellen, inklusive Koordinatenangabe, im Anhang A.6 aufgelistet.

6.1 Regressionsanalyse anhand der Landnutzung

Insgesamt wurden 10 verschiedene Regressionsmodelle berechnet. Es wurden die Daten der 8 chemischen Nährstoffparameter benutzt sowie die vorhandenen Daten zu den Makrozoobenthos und den Kieselalgen. Als Regressoren wurden die Landnutzungseinheiten Ackerland, Obst, Reben, Grünland, Wald, Siedlung, Verkehr, Deponien und Restfläche sowie der Abwasseranteil verwendet. Die Werte der Regressoren bezeichnen den Prozentanteil der Landnutzungsfläche je Teileinzugsgebiet respektive den Prozentanteil des Abwassers am Q_{347}. In Tabelle 8 ist eine statistische Übersicht zu den Regressorenwerten ersichtlich.

Tabelle 8: Statistik zu den Flächenanteilen der Regressoren an den Untersuchungsstandorten.

	Acker %	Obst %	Reben %	Grünland %	Wald %	Siedlung %	Verkehr %	Deponien %	Restfläche %	Abwasser %
Max	61.2	28.7	1.2	61.6	65.3	72.9	5.4	1.5	23.3	100.7[3]
Min	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.5	0.0	0	0.0
Mean	22.5	5.3	0.1	26.6	25.7	9.6	2.4	0.1	7.8	5.0

6.1.1 Backward Stepwise Regression

In einem ersten Schritt wurde, wie im Methodenkapitel beschrieben, eine „backward stepwise regression“ durchgeführt. Schrittweise wurde so die jeweils am wenigsten signifikante Variable entfernt, um den Einfluss der einzelnen Landnutzungs-Regressoren zu analysieren. Die genaue Auswertung der BSR ist in Anhang A.4 ersichtlich. Wie erwartet, nimmt das Bestimmtheitsmass (R^2) der Regressionsmodelle nur wenig ab bzw. steigt die Standardabweichung (σ) nur minim.
Die Signifikanz der individuellen Regressoren ist in der linken Spalte von Tabelle 9 zusammengefasst. Man sieht, dass Reben, Verkehr und Deponien in keinem der 10 Regressionsmodelle signifikant sind. Hingegen sind Acker, Obst und Siedlung in den meisten Fällen signifikant. Grünland und Waldfläche weisen keine eindeutige Tendenz auf, während das Abwasser eher nicht so signifikant scheint. Insgesamt sind die unabhängigen Variablen in den 10 Regressionsmodellen gut zur Hälfte (53%) signifikant.

[3] Ein Anteil von über 100% ist möglich, wenn mehr gereinigtes Abwasser emittiert wird als das natürliche Q_{347} des Vorfluters.

6.1.2 Aggregation von Landnutzungskategorien

Die geringe Signifikanz der Landnutzungen Reben, Verkehr und Deponien lässt sich mit deren sehr kleinem Flächenanteil erklären (siehe Tabelle 8). Um die Signifikanz der Regressoren zu erhöhen, wurde der Rebenanteil zusammen mit dem Obstanteil aggregiert, und der Verkehrsanteil wurde mit dem Siedlungsanteil zusammengefasst. Das Abwasser kann jedoch mit keiner Landnutzung aggregiert werden, da es sich nicht um einen Flächenanteil handelt. Obwohl das Abwasser als auch Deponien in den Regressionsmodellen selten signifikante Werte aufweisen, werden die Variablen trotzdem als individuelle Regressoren beibehalten, da sie als punktuelle Verschmutzungsquellen sehr relevant sein können (z.B. durch Mikroverunreinigungen).

Die Ergebnisse der aggregierten Regressionsmodelle sind rechts in Tabelle 9 zusammengefasst. R^2 und σ haben sich überall nur minim verschlechtert. Durch die Aggregation ist die Signifikanz der unabhängigen Variablen in den 10 Regressionsmodellen dafür von 53% auf rund 64% gestiegen.

Tabelle 9: Signifikanz der individuellen und aggregierten Regressoren.

Individuelle Regressoren

Signifikanz	*Ja*	*Nein*
Acker	8	2
Obst	8	2
Reben	0	10
Grünland	6	4
Wald	7	3
Siedlung	7	3
Verkehr	0	10
Deponien	0	10
Restfläche	8	2
Abwasser	3	7
Total	53 (53%)	47 (47%)

Aggregierte Regressoren

Signifikanz	*Ja*	*Nein*
Acker	9	1
Obst & Reben	8	2
Grünland	6	4
Wald	7	3
Siedlung & Verkehr	8	2
Deponien	0	10
Restfläche	9	1
Abwasser	4	6
Total	51 (63.8%)	29 (36.2%)

6.1.3 Identifizierung von Ausreissern

In einem nächsten Schritt wurden Standorte aus den jeweiligen Regressionsmodellen identifiziert, die extrem hohe Messwerte aufweisen oder stark von der Regressionsgeraden abweichen (siehe Anhang A.3). Im Folgenden wird diskutiert, ob und warum die Standorte für die Berechnung der Regressionen beibehalten wurden.

Insbesondere der Standort Kafigraben (ObjectID 24)[4] weist bei den meisten Nährstoffparametern einen extrem hohen Wert auf. Dies lässt sich damit erklären, dass der Probenahmestandort direkt unterhalb der ARA Tägerwilen liegt und der Vorfluter ein kleiner Entwässerungsgraben im Siedlungsgebiet ist, welcher 500m stromabwärts bereits in den Rhein mündet. Daten zum Q_{347} des Vorfluters sind leider nicht vorhanden. Demnach lässt sich auch der Abwasseranteil nicht berechnen. Aus diesem Grund wurde der Standort Kafigraben aus den Regressionsmodellen eliminiert.

[4] Die ObjectID entspricht der Nummerierung in Anhang A.2

Zwei weitere extreme Residuen sind bei den beiden Phosphor-Parametern auffällig. Diese sind an den Standorten Dorfbach Kesswil (ObjectID 7) und Kemmenbach bei Wigoltingen (ObjectID 53) zu finden. Bei Letzterem lassen sich die hohen Phosphorwerte durch den hohen Landwirtschaftsanteil (69%) und durch die Lage unterhalb der ARA Märstetten (Abwasseranteil 21%) erklären. Beim Dorfbach Kesswil lassen sich die Ausreisser anhand der Landnutzung auf den ersten Blick nicht erklären (hoher Waldanteil von 50%). Nach Rücksprache mit kantonalen Experten des AfU können die hohen Phosphorwerte auf einen grossen Beerenbaubetrieb stromaufwärts zurückgeführt werden. Beide Standorte repräsentieren demnach durchaus realistische Parameterwerte und werden in den Regressionsmodellen beibehalten, um das ganze Spektrum möglicher Belastungen nachbilden zu können.

Schliesslich konnte bei den Messdaten der Kieselalgen noch eine Ungereimtheit festgestellt werden: Beim Petribach unterhalb der ARA „Paradies“ ist laut BAFU-Datensatz kein Abwasseranteil vorhanden, was jedoch nicht sein kann. Aus diesem Grund wurde dieser Standort für die Berechnung des DICH-Regressionsmodells nicht verwendet.

Durch die Eliminierung dieser beiden Ungereimtheiten konnte die Standardabweichung in allen Regressionsmodellen verkleinert werden. Das Bestimmtheitsmass wurde vor allem beim Nitrat und Gesamtstickstoff deutlich verbessert, während es beim BSB_5, Ammonium und Nitrit zu einer Abnahme gekommen ist (siehe Tabelle 10).

Tabelle 10: Ergebnisse der Regressionsmodelle vor und nach Eliminierung der Ausreisser.

	R^2		σ		Ausreisser-Standorte
	vorher	nachher	vorher	nachher	
BSB_5	0.2227	0.2165	0.7589	0.6728	Kafigraben
DOC	0.3974	0.4038	0.9670	0.9400	
NH_4	0.2689	0.1318	0.1222	0.0532	
NO_2	0.2068	0.1678	0.0886	0.0859	
NO_3	0.5129	0.6221	1.5916	1.1127	
N_{tot}	0.5021	0.6243	1.7029	1.1325	
PO4	0.2040	0.2031	0.0674	0.0666	
P_{tot}	0.2888	0.2908	0.0883	0.0739	
DICH	0.3730	0.4016	0.4573	0.4500	Petribach
IBCH	0.6993		2.6942		keine Ausreisser

6.1.4 Die Koeffizienten der Regressionsmodelle

Wie bereits in Kapitel 5.5.1 erläutert, ist ein Ziel, für das Design der Regressionsmodelle physikalisch möglichst plausible Koeffizientenwerte zu verwenden. Insbesondere bei den Nährstoffparametern wird von den Regressoren der landwirtschaftlichen Nutzflächen und vom Abwasser eine deutlich positive Korrelation erwartet. D.h. je höher deren Anteil im Einzugsgebiet, desto höher ist auch die erwartete Nährstoffbelastung der Fliessgewässer.

Tabelle 11 gibt eine Übersicht aller Koeffizienten zu den 10 Regressionsmodellen. Fette Zahlen bezeichnen dabei die signifikanten Variablen (p-Wert < 0.05). Grüne Felder entsprechen dem hypothetisch erwarteten positiven Vorzeichen, die roten Felder weisen auf negative Vorzeichen hin.
Die Resultate zeigen wie erwartet hauptsächlich positive Vorzeichen für die Regressionskoeffizienten. Physikalisch nicht erklärbare Vorzeichen sind vor allem bei der unabhängigen Variable Deponien vorzufinden, was durch die generell sehr tiefen Prozentanteile dieser Landnutzungskategorie erklärbar ist. Grünland ist bei den beiden Phosphorparametern negativ korreliert, jedoch haben die entsprechenden Koeffizienten sehr kleine Werte und sind demnach nicht sehr einflussreiche Modelparameter. Der Abwasseranteil weist einzig beim BSB_5 ein unlogisches Vorzeichen auf. Bezüglich Regressanden hat Nitrit die meisten negativen Vorzeichen. Es gilt anzumerken, dass sich alle roten Felder als nicht signifikant erweisen, was die Hypothese über die physikalisch erklärbaren Vorzeichen der Regressionsfunktionen unterstreicht.
Von den signifikanten Regressoren entspricht Obst & Reben bei fast allen Modellen dem höchsten Koeffizienten (fett eingerahmte Zellen), d.h. diese Landnutzungskategorie hat oft den grössten Anteil in der Beschreibung der Regressionsgeraden. Die Annahme, dass Wald tendenziell einen kleineren Einfluss auf die Nährstoffparameter hat bzw. kleinere absolute Koeffizientenwerte aufweist als die anderen Landnutzugskategorien, lässt sich aus den Resultaten nicht bestätigen. Allgemein sind die absoluten Werte der Koeffizienten jedoch in der gleichen Grössenordnung, was ein plausibles Ergebnis für die Regressionsmodelle darstellt.

Eine erste Berechnung der biologischen Regressionsmodelle mit OLS ist in den grau eingefärbten Feldern von Tabelle 11 ersichtlich. Die Vorzeichen der Koeffizienten ist in beiden Fällen nicht wie erwartet: Beim DICH sollte ebenfalls mit einem positiven Vorzeichen gerechnet werden, beim IBCH sollten aufgrund der inversen Bewertungsklassifikation (hohe Indexwerte = gut) allgemein negative Vorzeichen vorkommen. Dass dies nicht so ist wie erwartet, lässt sich mit dem jeweils extremen Achsenabstand b_0 (Intercept) erklären. Um die beiden biologischen Regressionsmodelle physikalisch besser interpretierbar zu machen, wurden vereinfachte Modelle gerechnet, welche im folgenden Abschnitt genauer erläutert werden.

Tabelle 11: Übersicht zu den Koeffizienten der zehn Regressionsmodelle. Grüne Felder weisen auf positive und rote Felder auf negative Koeffizienten-Vorzeichen hin. Graue Felder beschreiben lediglich provisorische Resultate. Eingerahmte Zellen zeigen die jeweils höchsten absoluten Koeffizienten-Werte der signifikanten Regressoren (= fett geschriebene Zahlen).

	BSB_5 [mg/L]	DOC [mg/L]	N_{tot} [mg/L]	NH_4 [mg/L]	NO_2 [mg/L]	NO_3 [mg/L]	P_{tot} [mg/L]	PO_4 [mg/L]	DICH [Index]	IBCH [Index]
Acker [%]	**0.0124**	**0.0248**	**0.0926**	0.0002	**0.0030**	**0.0894**	0.0003	0.0001	-0.635	4.733
Obst & Reben [%]	**0.0459**	**0.1507**	**0.1715**	**0.0022**	-0.0025	**0.1719**	**0.0075**	**0.0055**	-0.621	3.972
Grünland [%]	**0.0480**	**0.0182**	**0.0051**	0.0004	0.0002	0.0045	-0.00004	-0.0002	-0.654	4.367
Wald [%]	**0.0354**	**0.0358**	**0.0304**	0.0003	-0.0009	**0.0309**	**0.0010**	0.0006	-0.648	4.268
Siedlung & Verkehr [%]	**0.0618**	**0.0492**	**0.0452**	**0.0015**	-0.0009	**0.0446**	**0.0018**	0.0011	-0.633	4.104
Deponien [%]	-0.1093	-0.3748	-1.1870	-0.0147	-0.0032	-1.1691	0.0165	0.0142	0.591	32.208
Restfläche [%]	0.0001	0.0320	0.0261	0.0001	0.0034	0.0226	0.0013	0.0003	-0.624	5.427
Abwasser [%]	-0.0008	0.0106	**0.0387**	**0.0008**	0.0008	**0.0372**	**0.0010**	0.0006	0.010	-0.026
Intercept	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	67.848	-433.03

6.1.5 Vereinfachte Regressionsmodelle

Um die biologischen Regressionsmodelle zu vereinfachen, wurde die Anzahl der Regressoren reduziert. Dabei beschränkt sich die Auswahl auf diejenigen Variablen, welche den erwartet grössten Einfluss auf die aquatischen Lebewesen haben: Landwirtschaft (LW), Siedlung & Verkehr (SIED.VERK) und Abwasseranteil (ABW). Die landwirtschaftlichen Landnutzungskategorien (Acker, Obst, Reben und Grünland) wurden dabei zu einem einzigen Regressor aggregiert. Das Ergebnis sind folgende zwei Regressionsgleichungen:

$$IBCH = 20.9 - 0.042 * LW - 0.55 * SIED.VERK - 0.012 * ABW$$

$$DICH = 3.0 + 0.011 * LW + 0.017 * SIED.VERK + 0.009 * ABW$$

Die Resultate zeigen nun einen Achsenabstand b_0, welcher auf der jeweiligen Indexskala einer „sehr guten“ Bewertung entspricht. Vereinfacht gesagt, wenn keine chemische Belastung durch die Regressoren vorliegt, sind die aquatischen Organismen nicht merklich beeinträchtigt (morphologische und hydrologische Defizite ausgenommen).
In beiden Gleichungen ist die Landnutzungskategorie Siedlung & Verkehr am bedeutsamsten, d.h. dieser Regressor weist den grössten absoluten Koeffizientenwert auf. Dies könnte relevant sein wegen der diffusen Austragung von Bioziden aus Gebäudefassaden und von Pestiziden und Nährstoffen aus Gärten. Über Strassen- und Gleisentwässerungen können Mikroverunreinigungen auch durch den Verkehr in die Gewässer gelangen (Götz et al. 2011).
Der zweitwichtigste Regressor in beiden Gleichungen ist die Landwirtschaft, gefolgt vom Abwasseranteil. Bei einer starken Belastung ergibt sich somit durchaus eine Reduktion um mehrere Index-Kategorien. Ist beispielsweise der Abwasseranteil bei einer Messstelle 100%, der Landwirtschaftsanteil 80% und der Siedlungsanteil 20%, so reduziert sich der IBCH um insgesamt 15.6 Indexpunkte und wäre damit in einem schlechten Zustand.

Alternativ wurde geprüft, ob die acht Nährstoffparameter ebenfalls mit einer vereinfachten Regression modelliert werden können. Dafür wurden lediglich die vier landwirtschaftlichen Regressoren (nicht aggregiert) sowie der Abwasseranteil verwendet und in einem OLS-Model berechnet. Die Resultate sind in Tabelle 12, zusammen mit den beiden biologischen Modellen, zusammengefasst. Die Zahlen zeigen, dass lediglich für BSB_5 und IBCH beim F-Test ein Signifikanzniveau von 0.05 nicht erreicht wird, d.h. dass das gewählte Regressionsmodell keinen Erklärungswert für den Regressanden besitzt. Beim IBCH lässt sich dies möglicherweise mit der kleinen Anzahl vorhandener Messungen (21 Datenpunkte) erklären. Bei den übrigen Parametern sind jedoch ähnliche Werte beim Bestimmtheitsmass und bei der Standardabweichung erkennbar wie bei den Modellen mit allen Landnutzungskategorien. Landwirtschaft und Abwasser vermögen demnach den Grossteil der Regressionsmodelle zu erklären.

Tabelle 12: Resultate der vereinfachten Regressionsmodelle.

	Signifikanzniveau (F-Test)	R^2	σ
BSB_5	0.1013	0.077	0.724
DOC	4.4E-11	0.391	0.941
NH4	0.0467	0.093	0.054
NO2	0.0024	0.148	0.086
NO3	1.5E-21	0.605	1.127
N_{tot}	1.1E-21	0.608	1.147
PO4	0.0001	0.200	0.066
P_{tot}	2.7E-07	0.285	0.074
DICH	0.0002	0.211	0.495
IBCH	0.0885	0.312	3.425

6.1.6 Zwischenfazit

Für die Extrapolation und Visualisierung in ArcGIS wurden die oben genannten Optimierungen angewendet. D.h. für die acht Nährstoffparameter wurden alle Landnutzungskategorien (inklusive Restfläche) und der Abwasseranteil in das RTO-Modell integriert. Dabei wurden Reben und Verkehr mit Obst bzw. Siedlung aggregiert und der inkonsistente Standort Kafigraben aus dem Modell entfernt. Die beiden biologischen Indices hingegen wurden mit dem vereinfachten OLS-Modell extrapoliert, wobei beim DICH der inkonsistente Standort Petribach weggelassen wurde.

Die Regressionsdiagnostik in Anhang A.3 zeigt, dass die berechneten Funktionen die Voraussetzungen eines Regressionsmodells im Allgemeinen gut erfüllen. D.h. das Signifikanzniveau des F-Tests (< 0.05) ist – ausser beim IBCH – überall erreicht, bei den Residuen ist kein systematischer Trend sichtbar und die standardisierten Residuen sind normalverteilt und varianzhomogen. Des Weiteren ist die Verteilung der extrapolierten Werte sehr ähnlich mit den beobachteten Werten. Bei allen Modellen kommen zwar auch unrealistische Werte (negative und/oder extrem hohe Zahlen) durch die Extrapolation hervor, diese machen jedoch einen sehr geringen Anteil der extrapolierten Werte aus.

Die schlechtesten Resultate liefern die Regressionsmodelle von NO2, NH4 und PO4. Neben dem eher bescheidenen Bestimmtheitsmass (R2 ≤ 0.2) sind auch nur sehr wenige der Regressoren signifikant. Zudem weisen die Residuen einen leicht negativen Trend auf und sind auch nicht besonders gut normalverteilt. Nitrit und Ammonium sind Zwischenprodukte der Nitrifikation und unterliegen schnellen Umwandlungsprozessen (BAFU 2010c). In Anbetracht der Tatsache, dass diese beiden Stoffe – wie auch Ortho-Phosphat – biochemisch labil sind, ist die Aussagekraft dieser drei Regressionsfunktionen sehr beschränkt. Aus diesem Grund werden für die anschliessende Ableitung von Standortvorschlägen bzgl. Stickstoff und Phosphor lediglich die Extrapolationen der jeweiligen Gesamtparameter (N_{tot} und P_{tot}) verwendet.

Etwas bessere Resultate, jedoch immer noch mit einem mässigen Bestimmtheitsmass (R^2 < 0.3), liefern die Regressionsmodelle von P_{tot} und BSB_5. Beim Regressanden DOC ist bereits ein relativ gutes Bestimmtheitsmass von 0.4 erkennbar. Die besten Ergebnisse liefern die Regressionsmodelle vom Gesamtstickstoff und Nitrat mit einer klar erkennbaren Korrelation im Streudiagramm (R^2 > 0.6).
Die Aussagekraft der beiden biologischen Regressionsmodelle DICH und IBCH kann aufgrund der begrenzten Datenmenge noch nicht abschliessend beurteilt werden. Hier sind weitere Messungen für die Kalibrierung der Regressionen notwendig.

6.2 Kritische Analyse bisheriger Probenahmestandorte

6.2.1 Standorte mit schlechten Messwerten

In Tabelle II im Anhang A.6 sind acht der vorhandenen chemischen Messstellen aufgelistet, welche gemäss MSK-Bewertung kantonsweit am schlechtesten abschneiden. Das bedeutet konkret, dass in der letzten Erhebungsperiode mindestens drei der chemisch-physikalischen Nährstoffparameter ungenügende Messwerte (orange oder rote Felder) aufweisen.
Das Einzugsgebiet dieser Standorte weist typischerweise einen hohen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche auf und/oder die Fliessgewässer haben dort einen beträchtlichen Anteil an gereinigtem Abwasser. Es wird vorgeschlagen, komplementär zu den chemisch-physikalischen Untersuchungen an diesen Standorten regelmässige Makrozoobenthos-Erhebungen (IBCH und/oder SPEAR) durchzuführen, um den ökologischen Zustand der Problemstellen anhand einer Bioindikation zu ermitteln. Bei Standorten in intensivlandwirtschaftlichen Gebieten wäre bei Verdachtsfällen auch eine Untersuchung von Mikroverunreinigungen sinnvoll, um den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Fliessgewässer zu überwachen.

6.2.2 Standorte mit permanent guten Messwerten

Fünf der 121 bestehenden Messstellen haben während der letzten drei Erhebungsperioden bei allen chemisch-physikalischen Parametern gemäss MSK immer „gute“ bis „sehr gute“ Klassierungen erhalten. Zwölf weitere Messstellen haben während der letzten drei Erhebungsperioden maximal einmal eine „mässige“ Benotung erhalten (siehe Anhang A.2 & Tabelle I). Es stellt sich hier die Frage, inwiefern diese 17 Standorte auch in Zukunft für eine effiziente Fliessgewässerbeurteilung des Kantons Thurgau von Nutzen sind bzw. ob der zu erwartende Informationsgewinn im Einklang mit den hohen Kosten einer chemischen Wasserqualitätsanalyse stehen.
Es wird vorgeschlagen, die Messintensität an diesen Standorten zu reduzieren. Durch die so eingesparten Ressourcen können an potenziell stärker beeinträchtigten Gebieten neue Messstellen eingerichtet werden. Die Reduktion der Messintensität kann auf verschiedene Arten erreicht werden. Falls das Trend-Monitoring zur Langzeitentwicklung des Gewässerzustands Priorität hat und man deshalb alle Messstellen beibehalten möchte, wäre die Verringerung der Erhebungsperiodizität eine Option (z.B. nur noch alle 6 anstatt 3 Jahre messen).
Eine weitere Möglichkeit wäre, gewisse Standorte komplett aufzugeben. Die konkrete Wahl der aufzugebenden Standorte ist jedoch schwierig, da anhand der Landnutzung nicht immer eine eindeutige Erklärung für die guten Messwerte ableitbar ist. Die Absprache mit Fachexperten, welche über ein lokales/regionales Knowhow verfügen, ist dabei essentiell. Häufig sind die erwähnten Standorte jedoch assoziiert mit einem hohen Waldanteil von über 50%, wo keine hohen anthropogenen Belastungen erwartet werden. Solche Standorte dienen vielmehr zur Referenzmessung, als zur Identifizierung von Wasserqualitätsdefiziten. Der Informationsgehalt

gewisser Probenahmestellen ist zudem beschränkt durch kleine Einzugsgebiete mit geringer Fliessstrecke (siehe Kapitel 6.2.3). So weist beispielsweise der Standort Feutschenbach (ObjectID 89) permanent gute Messwerte auf und integriert eine Fliessstrecke von lediglich 962 m. Diese Messstelle könnte als erstes aufgegeben werden.
Um weiterhin die Überwachung der Fliessgewässer zu gewährleisten, könnten die erwähnten Standorte alternativ auch durch Kieselalgenuntersuchungen ersetzt werden, was zu einer Reduktion auf einen Drittel der bisherigen Kosten pro Standort führen würde (siehe Kapitel 4.2). Falls der DICH-Index dabei ungenügende Resultate liefern sollte, könnten immer noch Folgeuntersuchungen mit anderen Parametern nachgeführt werden.

6.2.3 Standorte mit kleinem Einzugsgebiet

Tabelle III zeigt zwölf bisherige Standorte, die eine Fliessstrecke von weniger als 2 km stromaufwärts integrieren und damit ein sehr kleines Teileinzugsgebiet überwachen. Auch hier stellt sich die Frage, inwieweit der Kostenaufwand mit dem Informationsgewinn im Einklang ist. Hier werden dieselben drei Optionen zur Reduktion der Messintensität vorgeschlagen wie bei den Standorten mit permanent guten Messwerten.

6.3 Komplementäre Vorschläge neuer Probenahmestandorte

6.3.1 Messstellen bei ARAs

Das bisherige Monitoringnetzwerk deckt in der Nähe von acht ARAs noch keine Untersuchungen ab, d.h. weder 500 m stromaufwärts noch stromabwärts werden regelmässig chemische Erhebungen durchgeführt.
Es wird vorgeschlagen, an diesen Orten permanente Messstellen festzulegen. Untersucht werden soll dort in erster Linie die Kieselalgengemeinschaft, um einen indikativen Überblick über den Zustand der Fliessgewässer in der Nähe der ARAs zu bekommen. Falls nötig, können bei schlechten Resultaten detailliertere Untersuchungen (z.B. Chemie-Modul oder Mikroverunreinigungen) eingeleitet werden.
Die Koordinaten in Tabelle IV sind als ungefähre Standorte zu verstehen. Die genauen Probenahmestellen müssen vor Ort ermittelt werden. Wie bereits in Kapitel 4.1.6 beschrieben, sollte sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einleitung eine Probe genommen werden. Unterstrom sollte der Messpunkt genügend weit nach der ARA liegen, sodass eine vollkommene Durchmischung des gereinigten Abwassers mit dem Fliessgewässer gewährleistet wird.

6.3.2 Messstellen in Auengebieten

Im Kanton Thurgau gibt es sechs grössere Auenschutzgebiete, die alle an der Thur liegen (Tabelle VI). Dort sollten ebenfalls Probenahmestellen etabliert werden, um den ökologischen Zustand dieser wichtigen Habitate überwachen zu können.
Einerseits wird vorgeschlagen, an diesen sechs Standorten Makrophyten-Erhebungen einzuführen, was im Kanton Thurgau bis heute noch fehlt. Flussauen bieten als dynamische Ökosysteme ständig neue Lebensräume für Pionierpflanzen. Als geschützte Gebiete können Auen gebraucht werden, um den Referenzzustand der aquatischen Vegetation zu erfassen. Dies stellt ein optimales Versuchsfeld dar, um auf Kantonsebene erste Erfahrungen mit Makrophyten-Erhebungen gemäss Zürcher Methode zu machen.

Da in den Auengebieten der Thur in jüngster Vergangenheit diverse Revitalisierungsprojekte umgesetzt wurden, wäre an diesen Flussabschnitten auch die Untersuchung der Fische gemäss MSK sehr interessant (Woolsey et al. 2005). Dies könnte zu aufschlussreichen Erkenntnissen führen über die Wiederbesiedlung der revitalisierten Gebiete, über die ökologischen Verhältnisse vor Ort sowie über den morphologischen und hydrologischen Gewässerzustand (Impact Monitoring bzw. Erfolgskontrolle).
In diesem Zusammenhang sollte auch abgeklärt werden, ob sich in den Auengebieten die Einführung von holistischen Messstellen für die Erhebung diverser Referenzwerte lohnt. Dies würde bedeuten, dass, wie bei NAWA, die Erhebung mehrerer oder aller MSK-Module vorgenommen wird.

6.3.3 Messstellen bei hydrologischen Stationen

Probenahmestandorte sollten vorzugsweise Informationen über die hydrologischen Verhältnisse beinhalten. In vielen Fällen werden im Kanton Thurgau deshalb Erhebungen in der Nähe von hydrologischen Messstationen gemacht. Bei sechs Stationen ist dies jedoch nicht der Fall, d.h. 500 m stromaufwärts bzw. stromabwärts sind keine Messdaten vorhanden (Tabelle V). Mit regelmässigen Erhebungen in der Nähe dieser Standorte könnten wertvolle Synergien genutzt werden, um den ökologischen Zustand der Fliessgewässer noch besser beurteilen zu können. Allgemein eignen sich Hydromessstationen für holistische Messstationen, bei der diverse Module räumlich sehr nah erhoben werden für eine bessere Vergleichbarkeit und Interpretation der Daten. Bei grossen Flüssen könnte sich die Einrichtung holistischer Messstellen jedoch als schwierig erweisen, da insbesondere die biologischen Module eher für die Anwendung bei kleinen bis mittleren Fliessgewässern konzipiert wurden (Gewährleistung der Watbarkeit). Dies kann nur vor Ort beurteilt werden. Gegebenenfalls muss bei holistischen Messstellen auf einzelne Module verzichtet werden oder weiter stromaufwärts eine geeignetere Stelle gesucht werden.

6.3.4 Messstellen nach Wanderhindernissen

Abstürze und Wasserkraftwerke können unüberwindbare Hindernisse für aquatische Lebewesen, insbesondere Fische, sein und damit die Längsvernetzung der Fliessgewässer erheblich einschränken. Angelehnt an das in Kapitel 2.2 erläuterte „Filterkonzept“ von Lake et al. (2007) wurde eine Reihe von möglichen Probenahmestellen identifiziert, welche hinter solchen Wanderhindernissen liegen (Tabelle VII & Tabelle VIII). Diese Standorte werden als prioritär eingestuft, da weiter stromaufwärts potenziell wertvolle Habitate liegen (gute bis sehr gute Ökomorphologie im Einzugsgebiet; Reststrecke von mehr als 2 km bis zur Quelle).
Es wird vorgeschlagen, bei Kraftwerken das MSK-Modul Fische anzuwenden, insofern die Fischgängigkeit durch Fischpässe gewährleistet ist. Dabei sollten pro Standort mindestens 3 Teststrecken aufgenommen werden (1 Mal stromabwärts und 2 Mal stromaufwärts des Hindernisses). Konkret muss die geeignete Auswahl der Erhebungsstellen in Absprache mit der kantonalen Fischereiaufsicht und ortskundigen Fischbiologen gemacht werden.
Stromaufwärts der ausgewählten Abstürze (höher als 0.7 m; nicht mehr fischgängig) wird empfohlen, das MSK-Modul Makrozoobenthos zu erheben, um zu überprüfen, inwieweit die Besiedlung der Fliessgewässerabschnitte durch die künstlichen Sperren beeinträchtigt ist.

6.3.5 Messstellen in ökomorphologisch schlechten Einzugsgebieten

Ebenfalls angelehnt an das „Filterkonzept“ von Lake et al. (2007) können sich schlechte Habitatszustände negativ auf die Verbreitung aquatischer Organismen auswirken. Zur Berücksichtigung dieses Umstands wurden kantonsweit Teileinzugsgebiete mit überwiegend ungenügendem ökomorphologischem Zustand ermittelt und mögliche Probenahmestellen davon abgeleitet (Tabelle IX). Es wird vorgeschlagen, an diesen Standorten in erster Linie das Modul Makrozoobenthos anzuwenden, um die Auswirkungen der strukturellen Defizite auf die aquatischen Organismen zu untersuchen.

6.3.6 Messstellen in fehlenden Einzugsgebieten

Abschliessend wurden 16 Teileinzugsgebiete identifiziert, welche bisher noch nicht untersucht worden sind und eine Fliessstrecke von mindestens 4 km integrieren (Tabelle X). Das Monitoring an diesen Stellen soll helfen, die flächendeckende Erhebung der kantonalen Fliessgewässer zu optimieren.
In einem ersten Schritt wird vorgeschlagen, an diesen Stellen Kieselalgenuntersuchungen durchzuführen (Screening). Falls aufgrund der Ergebnisse Bedarf besteht, können an Problemstellen regelmässige chemisch-physikalische Erhebungen eingeführt werden und gegebenenfalls weitere Methoden zur Anwendung kommen.

6.4 Konkretisierung der Standortvorschläge

In Tabelle 13 sind Monitoring-Strategie (Motivation), Auswahlkriterien und Handlungsempfehlungen zu den oben beschriebenen Standortvorschlägen noch einmal übersichtlich zusammengefasst. Daraus lassen sich die potenziellen Messstellen wie folgt konkretisieren bzw. visualisieren:

Standortvorschläge anhand der Regressionsmodelle
Die Karte in Abbildung 22 zeigt die vorgeschlagenen Messstellen anhand der sechs wichtigsten Regressionsmodelle (N_{tot}, P_{tot}, BSB_5, DOC, IBCH, DICH). In erster Linie wurden somit potenzielle Problemstandorte definiert (d.h. extrapolierte Werte gemäss MSK „mässig“ bis „schlecht“), um defizitäre Gewässerzustände erkennen zu können. Die Ergebnisse zeigen eine relativ gleichmässige Verteilung möglicher Problemstandorte über den ganzen Kanton verteilt. Für ein erstes Screening werden Kieselalgenerhebungen empfohlen (ausser beim IBCH-Regressionsmodell, wo sinnvollerweise direkt die Makrozoobenthos erhoben werden).
Neben der Identifizierung potenzieller Messstellen können die Regressionsmodelle auch zur Lokalisierung potenzieller diffuser Verschmutzungsquellen gebraucht werden. Falls beispielsweise schlechte Messwerte unterhalb des Zusammenflusses zweier Fliessgewässer vorliegen, können die extrapolierten Regressionskarten (Anhang A.5) benutzt werden, um dasjenige Teileinzugsgebiet mit dem wahrscheinlich höheren Verschmutzungsanteil zu lokalisieren. Daraus lassen sich Folgeuntersuchungen für die stromaufwärts liegenden Teileinzugsgebiete ableiten.

Wie in Kapitel 6.1.3 erläutert, lassen sich anhand der Regressionsmodelle zudem auch bisherige Messstellen identifizieren, welche detaillierteren Untersuchungen bedürfen. Bei Standorten mit auffälligen Residuen muss zuerst abgeklärt werden, ob die Werte der Regressoren die starke Abweichung erklären können (z.B. hoher Abwasseranteil oder intensive landwirtschaftliche Nutzung). Falls daraus keine plausible Erklärung gefunden wird, sollten zusätzliche Erhebungen eingeführt oder die Erhebungsperiodizität erhöht werden, um die Ursache zu eruieren (z.B. eine punktuelle Verschmutzungsquelle) und gegebenenfalls Massnahmen einzuleiten.

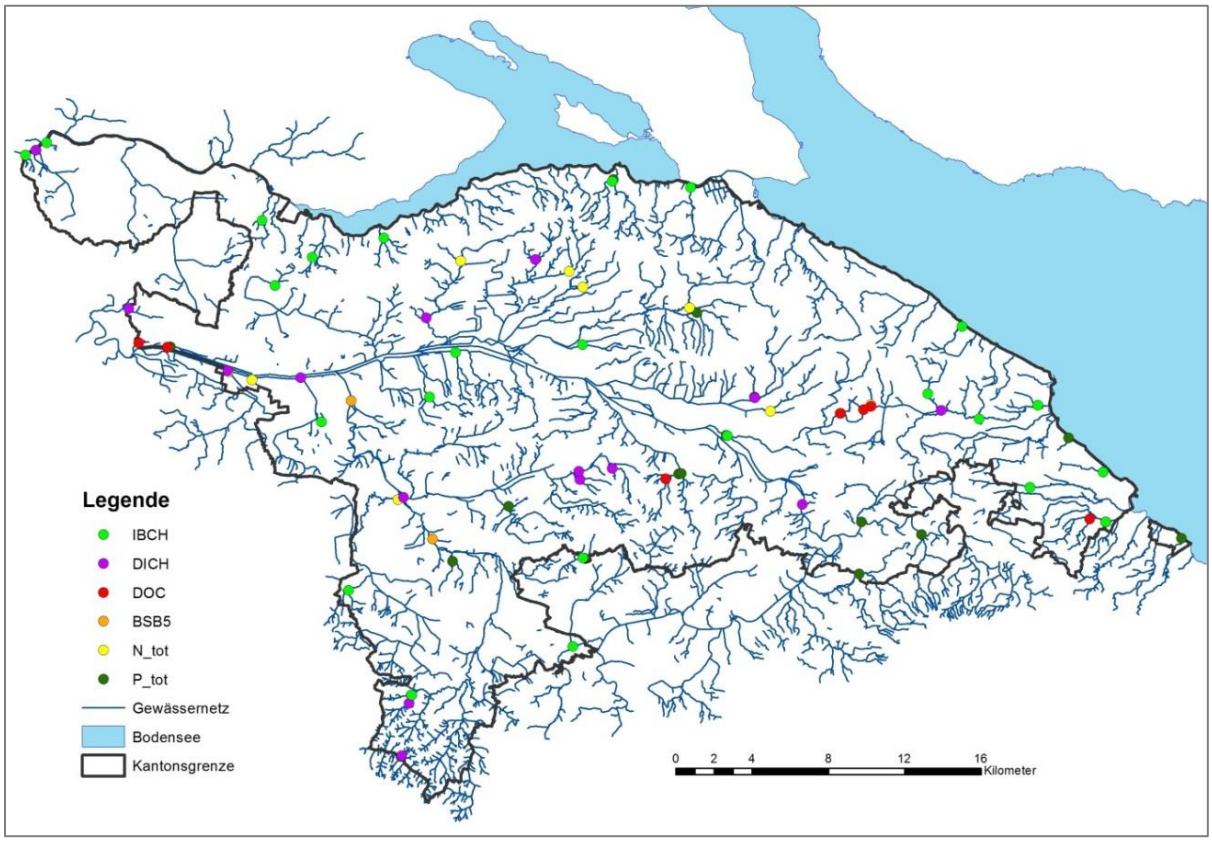


Abbildung 22: Ergebnis der Standortvorschläge potenzieller Probenahmestellen anhand der Regressionsmodelle.

Bisherige Standorte

Die in Kapitel 6.2 beschriebenen bisherigen Standorte sind in Abbildung 23 visualisiert. Gute Messwerte sind vor allem bei den Zuflüssen in den Untersee zu finden (hoher Waldflächenanteil im Einzugsgebiet), während schlechte Messwerte eher im östlichen Kantonsteil liegen (hoher Siedlungs-, Landwirtschafts- oder Abwasseranteil).

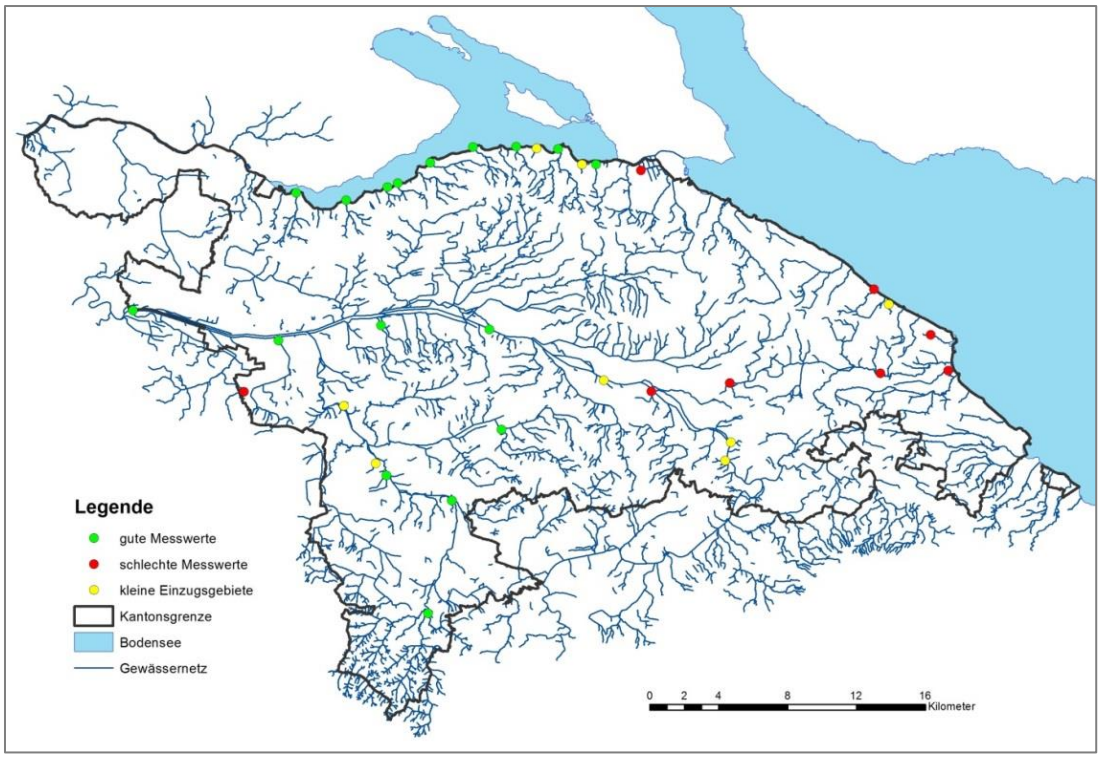


Abbildung 23: Ergebnis der Analyse bisheriger Probenahmestellen.

Komplementäre Standortvorschläge

Abbildung 24 zeigt die Verteilung der komplementären Standortvorschläge. Man sieht, dass es an gewissen Stellen zu Überschneidungen kommt. Diese Einzugsgebiete finden besondere Beachtung in der Ausarbeitung des Monitoring-Netzwerks.

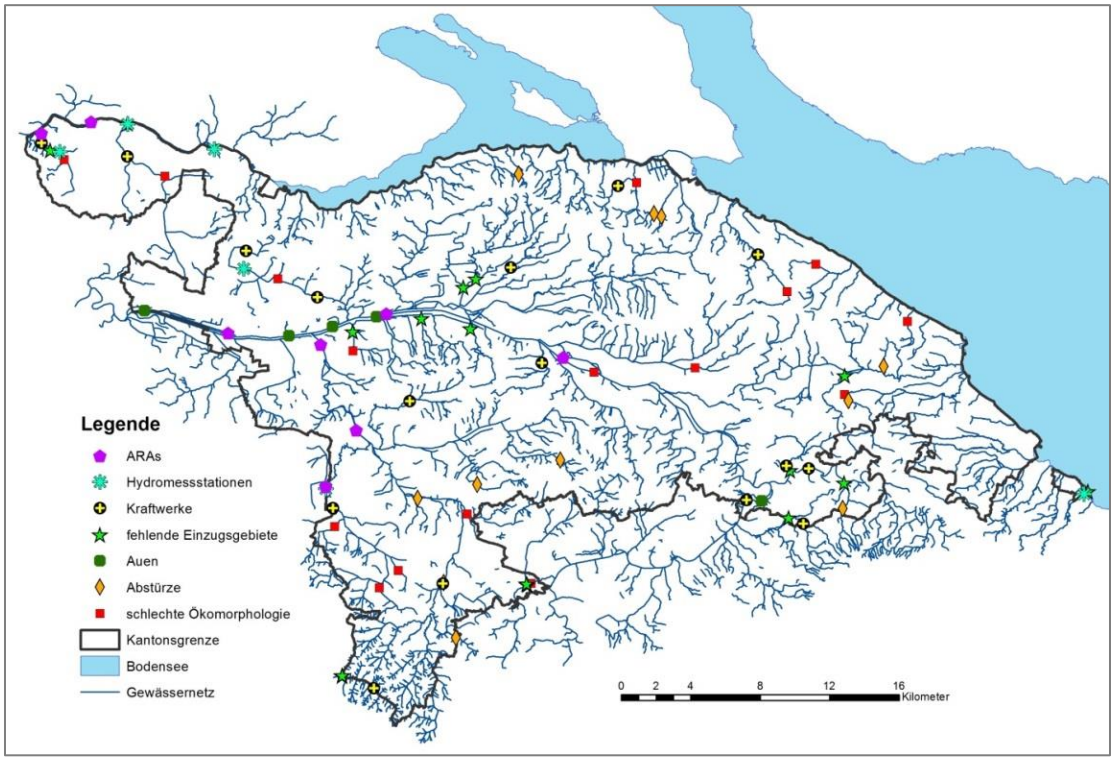


Abbildung 24: Ergebnis der komplementären Standortvorschläge potenzieller Probenahmestellen.

Tabelle 13: Übersicht zu Strategie, Auswahlkriterien und Handlungsempfehlungen der verschiedenen Standortvorschläge.

Standortvorschläge	Strategie / Motivation	Auswahlkriterien	Handlungsempfehlungen
Bisherige Chemiestandorte	*Compliance Monitoring:* Problemstandorte identifizieren evtl. detailliertere Untersuchungen nötig *Trend Monitoring:* Langzeitentwicklung beobachten Repräsentative Stellen definieren	1) schlechte Messwerte - mind. 4 Parameter ungenügend -> 1. Priorität - mind. 3 Parameter ungenügend -> 2. Priorität	Zusätzliche Erhebungen einführen: - Makrozoobenthos - bei Verdacht Mikroverunreinigungen testen
		2) permanent befriedigende Messwerte: - alle Parameter "gut" bis "sehr gut" -> 1. Priorität - max. 1 Parameter "mässig" -> 2. Priorität	Reduktion der Messintensität: - Erhebungsperiodizität verringern (z.B. nur noch alle 6 anstatt 3 Jahre) - Ersatz durch DICH - evtl. Standort aufgeben (z.B. ObjectID 89)
		3) kleine Einzugsgebiete - Fliessstrecke im EZG kleiner als 1 km -> 1. Priorität - Fliessstrecke im EZG kleiner als 2 km -> 2. Priorität	
Regressionsanalysen	*Baseline Monitoring:* flächendeckendes Screening-Tool korrekte Realitätsabbildung überprüfen Compliance Monitoring: Erkennung von Qualitätsdefiziten	Potenziell stark belastete Fliessgewässerabschnitte Extrapolierte MSK-Bewertung ≤ "mässig"	Modul entsprechend Regressionsmodell evtl. zuerst DICH für Screening
		markante Abweichungen vom Regressionsmodell (Ausreisser / Residuen)	Zusätzliche Erhebungen einführen: - Biologische Module bei Chemiestandorten - Chemische Messungen bei biologischen Modulen Erhebungsperiodizität erhöhen
ARAs	*Impact Monitoring:* Unterschiede vor und nach Einleitung	Bisher nicht periodisch untersuchte Vorfluter keine Messstellen 500 m stromaufwärts oder stromabwärts	Kieselalgen
Auen	*Baseline Monitoring:* Referenzwerte erheben Impact Monitoring: Erfolgskontrolle von Revitalisierungen	Inventarisierte Naturschutzgebiete definiert als "Auen"	Makrophyten erste Erfahrung mit Zürcher Methode sammeln Fische evtl. holistische Messstellen einführen
Kraftwerke	*Impact Monitoring:* Migrationshindernisse (Ökologie) Überprüfung der Fischgängigkeit	Dominante Ausprägung der Ökomorphologie stromaufwärts "gut" bis "sehr gut" Fliessstrecke stromaufwärts > 2 km	Fische mind. 3 Teststrecken pro Standort (1x stromabwärts und 2x stromaufwärts)
Abstürze	*Impact Monitoring:* Migrationshindernisse (Ökologie) Filterkonzept gemäss Lake et al. (2007)	Abstürze > 0.7m (nicht fischgängig) Dominante Ausprägung der Ökomorphologie stromaufwärts "gut" bis "sehr gut" Fliessstrecke stromaufwärts grösser als 2 km	Makrozoobenthos
Ökomorphologie	*Compliance Monitoring:* Habitatszustand (Ökologie) Filterkonzept gemäss Lake et al. (2007)	Dominante Ausprägung der Ökomorphologie im EZG "unbefriedigend" bis "schlecht"	Makrozoobenthos
Fehlende Einzugsgebiete	*Baseline Monitoring:* flächendeckende Erhebung (Screening)	Bisher keine Untersuchungen im Einzugsgebiet vorhanden Integrierte Fliessstrecke grösser als 4 km	Kieselalgen
Hydrologische Messstationen	*Baseline Monitoring:* holistische Messstellen Synergien nutzen	Stationen ohne bisherige Messstellen in der Nähe (500 m stromaufwärts oder stromabwärts)	Erhebung aller MSK-Methoden

7 Synthese

In diesem abschliessenden Kapitel werden zuerst die wichtigsten Einflussfaktoren der Standortwahl genauer erläutert. Darauf aufbauend wird ein konkretes Monitoring-Netzwerk vorgeschlagen und dessen Kosten quantifiziert. Die Arbeit endet mit einem Fazit über die gewonnenen Erkenntnisse, woraus eine Reihe von Empfehlungen für die künftige Anwendung des MSK sowie weiterer Forschungsbedarf abgeleitet wird.

7.1 Einflussfaktoren der Standortwahl

Insgesamt wurden in Kapitel 6 über 220 potenzielle Messstellen identifiziert (siehe Anhang A.6). Die geschätzten Gesamtkosten davon belaufen sich auf rund CHF 265‘000.- (Tabelle 14).

Tabelle 14: Gesamtkosten aller 226 Standortvorschläge.

	Durchschnittliche Kosten pro Standort (CHF)	Anzahl Standorte	Totale Kosten pro Modul (CHF)
Chemie	4'313	6	25'875
Kieselalgen	1'400	85	119'000
Makrozoobenthos	1'100	57	62'700
Fische	750	66	49'500
Makrophyten	650	12	7'800
Total		226	264'875

Doch welche dieser Standortvorschläge sollen nun tatsächlich für ein flächendeckendes Messnetz zur Fliessgewässerbeurteilung im Kanton Thurgau verwendet werden? Diese Frage ist nicht einfach zu beantworten, da die konkrete Auswahl und Priorisierung von zahlreichen Faktoren abhängt (Abbildung 25).

So spielt beispielsweise die Ausrichtung der Monitoring-Strategie eine wichtige Rolle. Je nachdem ob der Fokus mehr auf Impact-, Baseline-, Compliance- oder Trend-Monitoring liegt, können unterschiedliche Messstellen von Interesse sein. Offensichtlich sind auch die verfügbaren Ressourcen ein limitierender Faktor; das vorhandene Budget entscheidet, wie dicht das Messnetz letztlich sein wird. Von Bedeutung sind auch die zeitlichen Kriterien der einzelnen Module, wie Erhebungszeitpunkt und Periodizität der Messungen. Die Zugänglichkeit zu den Messstellen und weitere modulspezifische Anforderungen an die Standorte müssen ebenfalls berücksichtigt werden (siehe Kapitel 4). Dafür müssen Fachexperten mit regionalem Know-how über Hydrologie und Ökologie der kantonalen Fliessgewässer hinzugezogen werden, welche die Sachlage vor Ort einschätzen können. Die Partizipation und Koordination mit anderen Messprogrammen des Bundes (z.B. NAWA oder NADUF), benachbarter Kantone oder wissenschaftlichen Forschungsprojekten ist ebenfalls empfehlenswert, um möglichst viele Synergien zu nutzen und den Informationsgewinn zu erhöhen. Schliesslich sollte auch „Adaptive Management“ angewendet werden. Einfach gesagt, geht es dabei um einen systematischen Ansatz, bei dem ökologische Management-Strategien

kontinuierlich angepasst und verbessert werden.[5] Bezogen auf Fliessgewässer-Monitoring heisst das, dass die Untersuchungsstellen keine permanente Gültigkeit haben. Vielmehr sollten die Standorte regelmässig überprüft und gegebenenfalls angepasst werden.

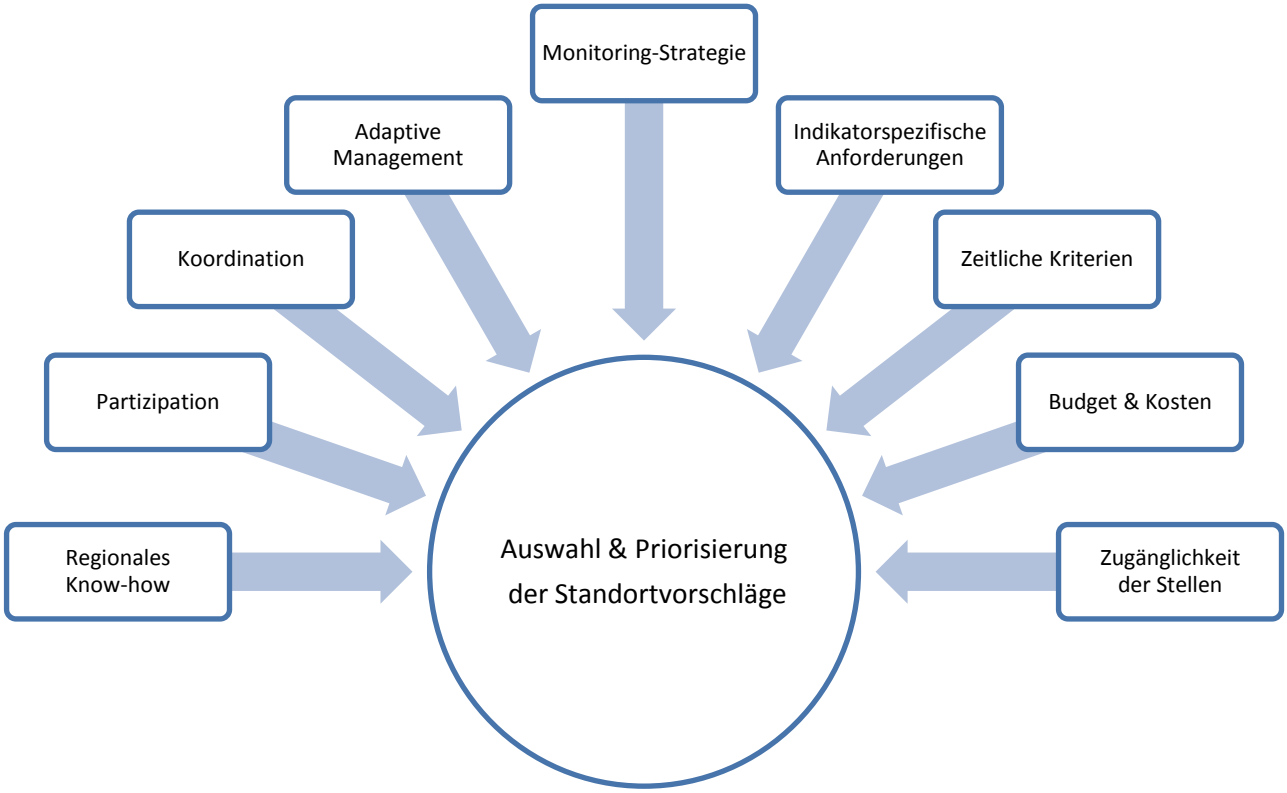


Abbildung 25: Einflussfaktoren auf die Auswahl und Priorisierung der Probenahmestandorte.

Zusammengefasst lässt sich festhalten, dass sich „vom Reißbrett aus“ (d.h. in diesem Fall anhand einer GIS-Analyse) keine definitive Auswahl von Messpunkten für ein Monitoring-Netzwerk ableiten lässt. Im Folgenden wird jedoch anhand einer Reihe von Leitprinzipien ein Vorschlag für ein integratives und koordiniertes Messnetz abgeleitet, welches dem Amt für Umwelt des Kantons Thurgau als Diskussionsgrundlage dienen soll. Die Idee dahinter ist, dass sich das entworfene Netzwerk in vertieften Diskussionen mit den Verantwortlichen weiter analysieren und optimieren lässt. Die transparenten und quantifizierbaren Kriterien, die in Kapitel 6 für die Identifizierung potenzieller Probenahmestandorte erarbeitet wurden, sollen dabei die Entscheidungsfindung unterstützen.

[5] Zitat aus Walters (1986): “Adaptive Management is a rigorous approach for learning through deliberately designing and carrying out management actions as experiments, especially to learn how the system responds to management and to increase the level of certainty regarding how best to achieve desired results.”

7.2 Vorschlag eines integrativen Monitoring-Netzwerks

Der konkrete Vorschlag für ein Messnetz wurde in zwei Arbeitsschritten abgeleitet, welche im Folgenden erklärt werden:

Schritt 1: Anpassung der bestehenden Chemiestandorte zur Kosteneinsparung
Dabei geht es um eine Reduktion der Messintensität an den 29 identifizierten Stellen, wo der erwartete Informationsgewinn als gering eingeschätzt wird (permanent „gute" Messwerte oder kleine Einzugsgebiete). Wie in Tabelle 13 ersichtlich, lässt sich diese Reduktion der Messintensität auf verschiedene Arten erreichen, was sich auch auf die gesparten Kosten auswirkt:

- Option A: Geringere Erhebungsperiodizität einführen (nur noch alle 6 anstatt 3 Jahre)
  - ➢ Kosteneinsparung rund 21'000 CHF pro Jahr.

- Option B: Ersatz durch Kieselalgen-Erhebungen (entspricht einem Drittel der Kosten)
  - ➢ Kosteneinsparung rund 28'000 CHF pro Jahr.

- Option C: Entlassung der Messstellen (keine weiteren Erhebungen)
  - ➢ Kosteneinsparung rund 42'000 CHF pro Jahr.

Alternativ zu einer Kostensenkung könnte natürlich auch eine Budgeterhöhung vorgenommen werden, um das Messnetz zu verdichten (Option D).

Schritt 2: Auswahl und Priorisierung der Standortvorschläge bis zum Budgetausgleich
Dabei liegt der Fokus auf der Anwendung des chemisch-physikalischen Moduls sowie der biologischen Methoden des MSK. Die anderen Erhebungsmethoden sollen weiterhin projektbezogen zum Einsatz kommen. An folgenden Leitprinzipien werden die Standortvorschläge priorisiert bis der Aufwand des vorgeschlagenen Monitoring-Netzwerks wieder den bisherigen Fixkosten entspricht:

- Chemiestandorte bleiben prioritär: Bisher hat die Erhebung der chemischen Nährstoffparameter den Grossteil des kantonalen Budgets zur Fliessgewässerüberwachung eingenommen. Dies soll auch in Zukunft so bleiben. Um die langzeitliche Entwicklung der Fliessgewässer bezüglich Nährstoffgehalt weiterhin verfolgen zu können (Trend-Monitoring), wird deshalb *Option A* (geringere Erhebungsperiodizität) vorgeschlagen. Somit können alle bisherigen Chemiestandorte beibehalten werden.

- Angelehnt an das NAWA-Konzept des Bundes (BAFU 2013) soll bei jedem grösseren Fluss im Kanton (Thur, Murg, Sitter, Rhein, Aach, Lauche, Lützelmurg) mindestens eine holistische Messstelle als repräsentativer Standort eingerichtet werden.

- Um erste Erfahrungen mit der Erhebung von Makrophyten zu sammeln, soll in allen Auengebieten die Zürcher Methode[6] angewendet werden.

[6] Gemäss BAFU (2009) wird voraussichtlich diese Methode als MSK-Modul etabliert.

- Einzugsgebiete mit mehreren Standortvorschlägen werden für die Auswahl der Messpunkte prioritär behandelt.

- Redundanz vermeiden: Durch die unabhängigen Auswahlkriterien kommt es vor, dass dieselbe Erhebungsmethode mehrmals in einem Teileinzugsgebiet vorgeschlagen wird. Der zusätzliche Informationsgewinn ist jedoch beschränkt, wenn mehrere Messpunkte des gleichen Moduls zu nahe beieinander liegen. Um solche Doppelspurigkeiten zu vermeiden, werden Standortvorschläge wo nötig zusammengefasst.

- Lückenfüller DICH: Alle fehlenden Einzugsgebiete werden berücksichtigt, um ein möglichst flächendeckendes Messnetz zu erreichen. Dabei bietet sich der Kieselalgen-Index als ideales Screening-Tool an, um sowohl die chemische als auch die ökologische Qualität des Gewässers einschätzen zu können.

Der daraus resultierende Messnetz-Vorschlag ist in Abbildung 26 visualisiert und in Tabelle 15 quantitativ zusammengefasst.[7] Man erkennt, dass bei gleichbleibenden Kosten rund 60 neue Messstellen eingeführt werden können. Daraus entsteht ein flächendeckendes und integratives Monitoring-Netzwerk, bei dem neben den bereits bestehenden Chemiestandorten alle biologischen Module des MSK zum Einsatz kommen.

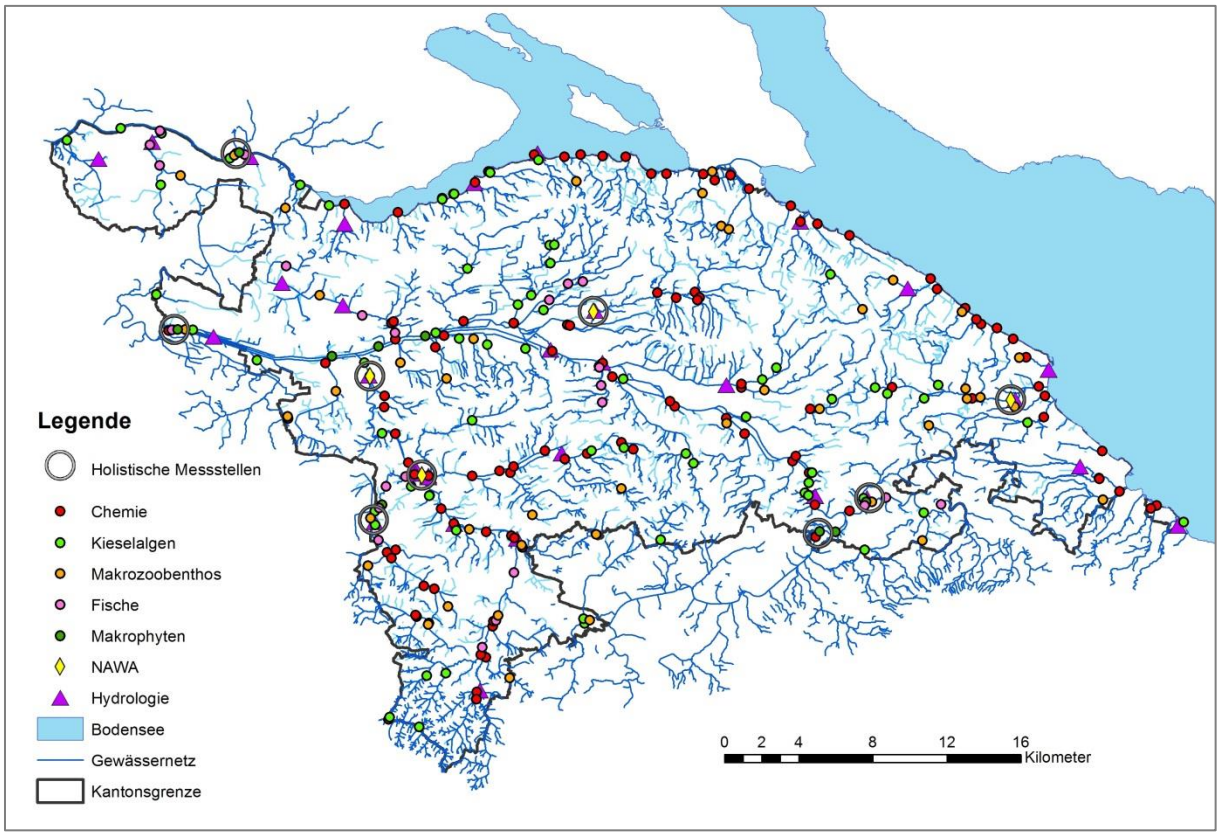


Abbildung 26: Vorschlag eines integrativen und koordinierten Monitoring-Netzwerks.

[7] Dabei sind die Kosten für die chemischen Erhebungen insgesamt geringer, obwohl mehr Messstellen vorhanden sind. Bei 29 bisherigen Messstellen wurde gemäss Option A die Erhebungsperiodizität halbiert (jedoch nicht bei ObjectID 9 & 28, da an diesen Standorten trotz kleinem Einzugsgebiet schlechte Messwerte vorhanden sind). Zusätzlich werden durch die Einrichtung holistischer Messstellen zwei neue Chemiestandorte vorgeschlagen.

Tabelle 15: Vergleich der bisherigen Fixkosten mit den Kosten des vorgeschlagenen Messnetzes.

Bisherige Kosten (3-Jahressumme)			
	Durchschnittliche Kosten pro Standort (CHF)	Anzahl Standorte	Totale Kosten pro Modul (CHF)
Chemie	4'313	121	521'813
Kieselalgen	1'400	60	84'000
Makrozoobenthos	1'100	21	23'100
Fische	750	0	0
Makrophyten	650	0	0
Total		202	628'913

Vorschlag neues Messnetz (3-Jahressumme)			
	Durchschnittliche Kosten pro Standort (CHF)	Anzahl Standorte	Totale Kosten pro Modul (CHF)
Chemie	4'313	123	470'063
Kieselalgen	1'400	63	88'200
Makrozoobenthos	1'100	42	46'200
Fische	750	25	18'750
Makrophyten	650	9	5'850
Total		262	629'063

7.3 Fazit

7.3.1 Beiträge und Erkenntnisse

Im Folgenden sind die wichtigsten Beiträge und Erkenntnisse dieser Arbeit in Kürze zusammengefasst:

❖ **Übersichtliches Nachschlagewerk zur Anwendung des Modul-Stufen-Konzepts**

In Kapitel 4 wurden die verschiedenen Methoden des MSK systematisch analysiert. Dies soll den kantonalen Behörden und anderen Interessierten als praktisches Hilfsmittel dienen, um sich rasch einen Überblick über die Anwendungsmöglichkeiten des Schweizerischen Modul-Stufen-Konzepts auf Stufe F machen zu können.

❖ **Budgetszenarien und Kostenrechnung für das Monitoring**

In der vorhandenen Literatur werden nur selten konkrete Angaben zu den Kosten der MSK-Methoden gegeben. Dank der Erkenntnisse aus dem Fragebogen können nun die monetären Kosten und der zeitliche Aufwand der einzelnen Erhebungsmethoden eingeschätzt werden. Dies macht es möglich, den totalen Erhebungsaufwand verschiedener Monitoring-Alternativen zu schätzen und mit dem vorhandenen Budget zu vergleichen.

❖ **Regressionsmodelle als Screening-Tool**

Aus wissenschaftlicher Sicht sind vor allem die Ergebnisse der Regressionsanalyse interessant. Die Extrapolation der MSK-Parameter anhand von Landnutzungs- und Abwasserdaten bietet ein flächendeckendes Screening-Tool zur Überwachung der Wasserqualität. Einerseits können somit potenziell stark belastete Fliessgewässerabschnitte identifiziert werden. Andererseits können die extrapolierten Regressionskarten auch für die Eingrenzung diffuser Verschmutzungsquellen gebraucht werden.

❖ **Vorlage eines integrativen und flächendeckenden Monitoring-Netzwerks**

Das hier vorgeschlagene Messnetz dient dem Amt für Umwelt des Kantons Thurgau als Diskussionsgrundlage, um das vorhandene Messprogramm kritisch zu analysieren und wo nötig zu optimieren. Aus praxisorientierter Sicht liegt der Nutzen dieser Arbeit in der Erarbeitung von transparenten und quantifizierbaren Kriterien für die Auswahl der Messstellen, was das Monitoring-Design erleichtern und bei der Entscheidungsfindung helfen soll.

7.3.2 Empfehlungen für die Praxis

Aus den gewonnenen Erkenntnissen dieser Arbeit können folgende Empfehlungen für das Fliessgewässer-Monitoring anhand des MSK abgeleitet werden:

- An erster Stelle muss entschieden werden, mit welcher Kostenstrategie das bestehende Monitoring-Netzwerk angepasst bzw. optimiert werden soll. Mit anderen Worten: Soll die Messintensität des bestehenden Messnetzes reduziert werden um Geld einzusparen (Option A – C), oder soll alternativ das Budget erhöht werden (Option D)? Für das hier vorgeschlagene Monitoring-Netzwerk wäre eine Budget-Erhöhung von jährlich rund 20‘000.- CHF notwendig. Falls die Kosten zu hoch sind, wäre eine Priorisierung der Standortvorschläge sinnvoll (siehe z.B. die Auswahlkriterien der bisherigen Chemiestandorte in Tabelle 13).

- Der vermehrte Einsatz biologischer MSK-Methoden ermöglicht ein dichteres Messnetz, da die Kosten generell tiefer liegen als bei chemischen Erhebungen. Insbesondere der Kieselalgenindex (DICH) erweist sich dabei als vielversprechende Screening-Methode, um einen ersten Eindruck über den Gewässerzustand zu bekommen. Da die Diatomeen anhand der Nährstoffparameter des chemischen Moduls geeicht wurden, integriert der DICH sowohl chemische als auch ökologische Einflüsse auf die Wasserqualität.

- Alle genannten Monitoring-Strategien sollten im Messnetz berücksichtigt werden. Das heisst, für die Fliessgewässerbeurteilung sind sowohl Referenzstellen als auch repräsentative Stellen und Problemstellen wichtig (siehe Kapitel 2.4).

- Die Einrichtung holistischer Messstellen ist wünschenswert, um Synergien zwischen den verschiedenen Erhebungsmethoden so gut wie möglich nutzen zu können.

7.3.3 Reflexion und weiterer Forschungsbedarf

Die Vielfalt und Komplexität der in dieser Arbeit angesprochenen Themenfelder wirft neue Fragen in diversen Bereichen auf, denen sich zukünftige Arbeiten widmen können. Die wichtigsten angetroffenen Herausforderungen und Wissenslücken lassen sich thematisch in unterschiedliche Kategorien einteilen (siehe folgende Abschnitte).

Aussagekraft der Regressionsmodelle

Die Auswertung der Regressionsmodelle hat gezeigt, dass der Nähstoffparameter Gesamt-Stickstoff das besten Ergebnis liefert (R^2 = 0.62). Von den Regressoren ist die Landnutzungskategorie „Obst & Reben“ meist die signifikanteste Variable mit dem höchsten Koeffizientenwert.

Die Aussagekraft der beiden biologischen Regressionsmodelle ist jedoch noch unklar, da relativ wenige Daten für die Regressionsanalyse zur Verfügung standen (65 Messungen für DICH; 21 Messungen für IBCH). Trotz der spärlichen Datengrundlage scheint jedoch ein Zusammenhang zwischen Landnutzung bzw. Abwasser und der beiden Indices zu bestehen. Dies ist ein Indiz dafür, dass die aquatische Lebensgemeinschaft eines Fliessgewässers nicht nur durch morphologische und hydrologische Faktoren beeinflusst wird, sondern auch durch chemische Einträge ins Gewässer.
Um die Aussagekraft der biologischen Regressionsmodelle zu eruieren, ist die Kalibrierung mit einer grösseren Anzahl Messdaten notwendig. Dazu könnte beispielsweise der NAWA-Datensatz des Bundes verwendet werden. In diesem Zusammenhang bleibt jedoch eine offene Forschungsfrage, inwieweit die biologischen Indices überregional extrapoliert werden können. Kantonal verschiedene Praktiken zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln könnten z.B. die aquatischen Organismen unterschiedlich beeinflussen.

Kalibrierung und Validierung der Regressionsmodelle

Nicht nur die biologischen, sondern auch die chemischen Regressionen benötigen weitere Messdaten, um die Aussagekraft der Modelle zu erhöhen. Besonders wertvoll für die Kalibrierung sind Probenahmestandorte mit möglichst grossen Gradienten bezüglich Landnutzungs- und Abwasseranteile. D.h. vorzugsweise sollen Messungen in ganz unterschiedlichen Einzugsgebieten durchgeführt werden, wo möglichst extreme, komplementäre und/oder divergierende Landnutzungen vorliegen. Auf diese Weise wird eine viel grössere Bandbreite anthropogener Einflüsse abgedeckt, was die Regressionsmodelle schliesslich robuster und die Extrapolationen aussagekräftiger macht.
Für die Validierung sollten die extrapolierten Werte gelegentlich mit Feldmessungen verglichen werden, welche nicht für die Kalibrierung verwendet wurden. Dazu eignen sich insbesondere bisher noch nicht untersuchte Einzugsgebiete.

Extremwerte und Residuen der Regressionsmodelle

Um das volle Spektrum möglicher Belastungen abbilden zu können, sind hohe Messwerte für die Berechnung der Regressionen explizit erwünscht. Man muss sich jedoch dem Trade-off bewusst sein, dass solche Extremwerte das Bestimmtheitsmass tendenziell verkleinern bzw. die Standardabweichung vergrössern und das Model somit statistisch gesehen schlechter aussehen lassen. Insbesondere wenn es sich nicht um einmalige Extremwerte handelt, müssen die Daten jedoch zwingend im Model bleiben.
Für Detailuntersuchungen sind Standorte mit grossen Residuen von besonderem Interesse. Falls die hohen Abweichungen nicht anhand der Regressoren (z.B. hoher Landwirtschafts- oder Abwasseranteil) erklärt werden können, sollten spezifische Folgeuntersuchungen vorgenommen werden, um die Ursache für die Ausreisser zu finden.

Alternative Regressionsverfahren

Die in dieser Arbeit verwendeten linearen Regressionsmodelle haben den Vorteil, dass sie relativ einfach zu berechnen sind und sich die Ergebnisse leicht interpretieren lassen. Jedoch gibt es auch einige Limitierungen bei diesem Ansatz. So weist ein minimer Anteil der extrapolierten Einzugsgebiete unrealistische Werte auf. Beispielsweise sollte es beim IBCH keine Indexwerte grösser als 20 geben, oder bei den chemischen Nährstoffparametern sind Werte unter null physikalisch nicht möglich. Meistens haben diese Teileinzugsgebiete einen dominanten Landnutzungsanteil, der zu diesen Extremwerten führt. Beim IBCH ist dies Siedlung & Verkehr, bei den Nährstoffparametern die

Landnutzungskategorie Deponien. Um solche unrealistische Werte zu vermeiden, müsste eine „constrained regression“ mit definierten Grenzwerten gerechnet werden.
Andere, komplexere Regressionsarten könnten ebenfalls benutzt werden, um eine bessere Anpassung an die Messdaten zu erreichen. Beispielsweise könnten nichtparametrische Regressionsverfahren, wie die Kernel-Regression, angewendet werden, um nicht-lineare Abhängigkeiten abzubilden (Härdle et al. 2004). Um die zeitliche Abhängigkeit und Variabilität der Messwerte zu berücksichtigen, wäre wiederum die Anwendung eines autoregressiven Models interessant.

Kostenannahmen der Module
Die Kosten- und Budgetberechnungen dieser Arbeit beruhen auf den spezifischen Erfahrungen des AfU bezüglich Erhebungsaufwand der einzelnen Module. Bei diesen Angaben handelt es sich um Schätzwerte, die je nach Erhebungsstandort und Erfahrung des Personals variieren können. Für Anwender ausserhalb des Kantons Thurgau können diese Zahlen als Richtwerte dienen, welche jedoch überprüft und gegebenenfalls angepasst werden müssen. Um die Zahlen zu validieren, wäre es interessant, den Fragebogen über Aufwand und Kosten der MSK-Methoden von weiteren Umweltämtern und Ingenieurbüros in der Schweiz ausfüllen zu lassen.

Weitere Kriterien zur Identifizierung potenzieller Probenahmestandorte
Zuletzt darf nicht unerwähnt bleiben, dass die in dieser Arbeit definierten Standortvorschläge und deren Auswahlkriterien keine definitive Konzeption darstellen. Vielmehr wurden die zur Verfügung stehenden Datensätze so gut als möglich genutzt, um potenzielle Messstellen zu identifizieren. Die Entwicklung weiterer Standortkriterien ist also explizit erwünscht, um die Auswahl möglicher Probenahmestandorte zu erweitern und/oder zu präzisieren.
So könnte beispielsweise der Rasterdatensatz des BAFU zum Gewässeranschluss potenziell erosionsgefährdeter Flächen (Alder 2012) als Gewichtungsfaktor diffuser Verschmutzungsquellen dienen. Geodatensätze von landwirtschaftlichen Drainagen und Strassenentwässerungen hingegen könnten als zusätzliche punktuelle Verschmutzungsquellen verwendet werden. Der Diskurs über die koordinierte Anwendung des MSK wird hoffentlich noch weitere Auswahlkriterien zu Tage fördern.

7.4 Ausblick

Das in dieser Arbeit angewendete Vorgehen für das Design eines Monitoring-Netzwerks beruht auf den Messdaten bisheriger Erhebungen sowie diverser Geodatensätze und wurde spezifisch für den Kanton Thurgau zum koordinierten Einsatz des Modul-Stufen-Konzepts entwickelt. Falls sich dieses Vorgehen künftig bewährt, wäre es erstrebenswert, diesen Ansatz weiter zu verfolgen und ein standardisiertes Verfahren daraus zu entwickeln, das auch in anderen Kantonen angewendet werden kann, um bestehende Monitoring-Programme zu verbessern und effizienter zu gestalten.

Ein Blick in die wissenschaftliche Literatur zeigt, dass schon seit über 30 Jahren diverse Methoden zur Optimierung von Monitoring-Netzwerken entwickelt wurden. Die Ansätze reichen von genetischen Algorithmen, über Entropieschätzung bis hin zu dynamischer Programmierung (Groot & Schilperoort 1983; Palmer & MacKenzie 1985; Harmancioglu & Alpaslan 1992; Ning & Chang 2004; Harmancioglu et al. 2004; Park et al. 2006; Park et al. 2010; Chen et al. 2012). Eine Rezension dieser Methoden und Ansätze zeigt, dass das Design eines Monitoring-Netzwerks zur Überwachung von Fliessgewässern

immer noch sehr kontrovers diskutiert wird und dass sich bisher noch kein Standardvorgehen etabliert hat, um ein effektives und effizientes Messnetz aufzubauen.
Bei all diesen Ansätzen ist es jedoch essentiell, dass man sich von Anfang an über die konkreten Ziele des Monitorings im Klaren ist. Diese Ziele können allerdings gegensätzlicher Natur sein und sind je nach Sichtweise des Betrachters unterschiedlich wichtig. Es spielt also immer auch ein gewisser Grad von Subjektivität mit. Ist dann zusätzlich noch eine Vielzahl von Alternativen vorhanden, wird die Auswahl des geeigneten Monitoring-Netzwerks nicht einfach.

Um dieses Problem zu überwinden, können Methoden der präskriptiven Entscheidungstheorie (engl.: decision analysis) hilfreich sein, um einen rationalen Entscheidungsprozess zu gewährleisten (Eisenführ et al. 2010). Sind die Ziele des Monitoring klar formuliert, können sie hierarchisch geordnet und auf der untersten Ebene mit einem quantifizierbaren Attribut beschrieben werden. Durch Befragung der involvierten Stakeholder, in diesem Fall v.a. die kantonalen Verantwortlichen für die Fliessgewässerüberwachung, können anschliessend die Präferenzen bezüglich der einzelnen Unterziele quantifiziert werden (Wert- und Nutzenfunktionen). Mithilfe diverser Aggregationsverfahren lässt sich der Zielerreichungsgrad für die Oberziele hochrechnen (Schlosser et al. 2013; Reichert et al. 2011; Hostmann 2005). Verschiedene Alternativen – in diesem Fall Monitoring-Netzwerke – lassen sich nun vergleichen bzw. können gemäss ihrem Zielerreichungsgrad rangiert werden, um schliesslich eine optimale Auswahl zu treffen.
Mit Hinblick auf die Entwicklung eines standardisierten Verfahrens, das den Einsatz der verschiedenen MSK-Methoden koordiniert und optimiert, wäre ein solcher entscheidungstheoretischer Ansatz ein vielversprechender Anfang.

Zuerst muss sich aber der in dieser Arbeit entwickelte Ansatz in der Praxis bewähren. Der nächste Schritt wird sein, die erarbeiteten Geodatensätze und Standortvorschläge dem Amt für Umwelt des Kantons Thurgau zu übergeben und den Verantwortlichen das Monitoring-Konzept zu präsentieren. Mit dieser Diskussionsgrundlage wird dann hoffentlich sowohl das bestehende Monitoring-Netzwerk des Kantons Thurgau optimiert als auch das vorgestellte Verfahren weiterentwickelt und verfeinert. Mittelfristig soll die vorliegende Masterarbeit somit auch einen Beitrag leisten für die Weiterentwicklung des Modul-Stufen-Konzepts hinsichtlich einer koordinierten Anwendung der Methoden und einem schweizweit standardisiertem Vorgehen beim Fliessgewässer-Monitoring.

8 Literatur

AfU: Amt für Umwelt Kanton Thurgau. 2014: Informationsportal zur Gewässerqualität. http://www.umwelt.tg.ch/xml_21/internet/de/application/d1016/f14187.cfm; Zugriff: 10.7.2014

AfU (Hrsg.) 2013: Die Abwasserreinigungsanlagen im Kanton Thurgau 2012. Broschüre, 6 S.

AfU (Hrsg.) 2008: Gewässerqualität im Thurgau. Broschüre, 12 S.

AfU (Hrsg.) 2006: Lebende Fliessgewässer. Broschüre, 12 S.

Alder S. 2012: Modellierung des Gewässeranschlusses potenziell erosionsgefährdeter Flächen im Schweizerischen Mittelland. Masterarbeit, Geographisches Institut der Universität Bern.

Ashauer R. 2012: Ökotoxikologische Bewertung - Schwankende Stoffkonzentrationen und wiederholte Konzentrationsspitzen in Gewässern. Aqua & Gas 11: 24-31.

Atkinson A., Riani M. 2000: Robust diagnostic regression analysis. Springer, New York, 328 S.

AWEL: Amt für Abfall, Wasser Energie und Luft des Kantons Zürich (Hrsg.) 2010: Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer-Vegetation im Kanton Zürich. Baudirektion Kanton Zürich, 102 S.

BAFU: Bundesamt für Umwelt (Hrsg.) 2013: NAWA – Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität. Konzept Fliessgewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1327: 72 S.

BAFU (Hrsg.) 2011a: Methoden zur Untersuchung und Bewertung der Fliessgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Pfaundler M., Dübendorfer, Ch., Pfammatter R., Zysset A. (Autoren). Umwelt-Vollzug Nr. 1107, Bern, 113 S.

BAFU (Hrsg.) 2011b: Expertenbericht zu einem Modul Temperatur im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts. Dübendorfer C., Kirchhofer A., Baumann P. (Autoren). Bundesamt für Umwelt, Bern, 89 S.

BAFU (Hrsg.) 2010a: Für naturnahe Gewässer: Geändertes Gewässerschutzgesetz ab Januar in Kraft. http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/medieninformation/00962/?lang=de&msg-id=35253; Zugriff: 7.7.2014

BAFU (Hrsg.) 2010b: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F (flächendeckend). Stucki P. (Autor). Umwelt-Vollzug Nr. 1026. Bundesamt für Umwelt, Bern, 63 S.

BAFU (Hrsg.) 2010c: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe, Stufe F. Liechti P. (Autor). Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt, Bern, 48 S.

BAFU (Hrsg.) 2009: Methoden zur Untersuchung und Bewertung der Fliessgewässer. Wasserpflanzen: Anleitung zur Probenahme. Känel B., Göggel W., Weber C. (Autoren). Bundesamt für Umwelt, Bern, 60 S.

BAFU (Hrsg.) 2007a: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Äusserer Aspekt. Binderheim E., Göggel W. (Autoren). Umwelt-Vollzug Nr. 0701, Bundesamt für Umwelt, Bern, 43 S.

BAFU (Hrsg.) 2007b: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Hürlimann J., Niederhauser P. (Autoren). Umwelt-Vollzug Nr. 0740, Bundesamt für Umwelt, Bern, 130 S.

BAFU (Hrsg.) 2005: Die Auen der Schweiz. Faltblatt, Bern, 2 S.
www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00888/index.html; Zugriff: 12.10.2014

Baumann P., Langhans S.D. 2010: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Synthese der Beurteilungen auf Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt, Bern, 47 S.

Baumgartner B., Ehmann H. 2008: Pflanzenschutzmitteluntersuchungen bei Abwasserreinigungsanlagen und Fliessgewässern im Kanton Thurgau in den Jahren 2005 und 2007. Amt für Umwelt Kanton Thurgau, Frauenfeld, 36 S.

BBZ: Bildungs- und Beratungszentrum Arenenberg. 2014: Informationsportal Landwirtschaft Thurgau. http://www.lbbz.tg.ch/; Zugriff: 25.08.2014

Burlando P. 2014: Unterrichtsmaterial zur Vorlesung „Water Resources Management“. 102-0488-00L, ETH Zürich.
http://www.ifu.ethz.ch/hydrologie/education/master_courses/wrm; Zugriff: 27.10.204

BUWAL: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.) 2004: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Fische Stufe F (flächendeckend). Schager E., Peter A. (Autoren). Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 63 S.

BUWAL (Hrsg.) 1998: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz, Nr. 26. Bern, 43 S.

Bratrich C.M. 2004: Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fliessgewässer Management. Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. DISS ETH Nr. 15440.

BWG: Bundesamt für Wasser und Geologie (Hrsg.) 2000: Raum den Fliessgewässern! Eine neue Herausforderung. Informationsfaltblatt, Bern, 2 S.

Chapman D. 1996: Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Edition. Published on behalf of UNESCO/WHO/UNEP. University Press, Cambridge, 651 S.

Chen Q., Wu W., Blanckaert K., Ma J., Huang G. 2012: Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses. Journal of Environmental Management 110: 116-124.

Draper N.R., Smith H. 1981: Applied Regression Analysis. Second Edition. New York, John Wiley & Sons, 709 S.

Eisenführ F., Weber M., Langer T. 2010: Rationales Entscheiden. 5. Auflage. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 447 S.

Eisenhauer J.G. 2003: Regression through the origin. Teaching Statistics 25 (3): 76-80.

Götz C.W., Kase R., Hollender J. 2011: Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf, 103 S.

Groot S., Schilperoort T. 1983: Optimization of water quality monitoring networks. Water Science and Technology 16: 275-287.

GSchG: Gewässerschutzgesetz. 1991: Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer. Stand am 1. Juni 2014.

Härdle W., Müller M., Sperlich S., Axel W. 2004: Nonparametric and Semiparametric Models. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg 2004, 300 S.

Harmancioglu N.B., Icaga Y., Gul A. 2004: The use of optimization method in assessment of water quality sampling sites. European Water Publications 5/6: 25-34.

Harmancioglu N.B., Alpaslan N. 1992: Water quality network design – a problem of multi-objective decision making. Water Resources Bulletin 28 (1): 179-192.

Harper D.M., Smith C., Barham P., Howell R. 1995: The ecological basis for the management of natural river environment. In: The ecological basis for river management (editor D.M. Harper), pp. 219-238. Wiley.

Hostmann M. 2005. Decision support for river rehabilitation. DISS ETH Nr. 16136. http://dx.doi.org/10.3929/ethz-a-005083385; Zugriff: 14.10.2014

Jungwirth M., Haidvogl G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. 2003: Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien, 547 S.

Lake P.S., Bond N., Reich P. 2007: Linking ecological theory with stream restoration. Freshwater Biology 52: 597–615.

Langhans S., Reichert P. 2011: Einbettung von Verfahren zur Fliessgewässerbewertung in ein übergeordnetes Gewässermanagementkonzept. Vorschläge am Beispiel des Modulstufenkonzepts. Wasser Energie Luft 3: 204-214.

Muhar S., Jungwirth M. 1998: Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance. Hydrobiologia 386: 195-202.

Ning S.K., Chang N.B. 2004: Optimal expansion of water quality monitoring network by fuzzy optimization approach. Environmental Monitoring and Assessment 91: 145-170.

O'Keeffe J. 2014: Water Quality Montoring. Adapted from Dr Kelderman, UNESCO-IHE, 2007. Reading material for block course "Sustainability and Water Resources". 118-0111-00L, ETH Zürich, 35 S.

Palmer R., MacKenzie M. 1985: Optimization of water quality monitoring networks. Journal of Water Resources Planning and Management 111(4): 478–493.

Park C., Kim S.H., Telci I.T., Aral M.M. 2010: Designing optimal water quality monitoring network for river systems and application to a hypothetical river. Proceedings of the 2010 Winter Simulation Conference. Baltimore, MD, USA, 8 S.

Park S.Y., Choi J.H., Wang S., Park S.S. 2006: Design of a quality monitoring network in a large river system using genetic algorithm. Ecological Modelling 199: 289-297.

Reichert P., Schuwirth N., Langhans S.D. 2011: MCWM ein Konzept für multikriterielle Entscheidungsunterstützung im Wassermanagement. Wasser Energie Luft 2: 139–48.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J. et al. 2000: Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770–1774.

Schaffner M., Pfaundler M., Göggel W. 2013: Fliessgewässertypisierung der Schweiz. Eine Grundlage für Gewässerbeurteilung und -entwicklung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1329: 63 S.

Schlosser J.A., Haertel-Borer S., Liechti P., Reichert P. 2013: Konzept für die Untersuchung und Beurteilung der Seen in der Schweiz. Anleitung zur Entwicklung und Anwendung von Beurteilungsmethoden. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1326: 38 S.

Simberloff D. 1998: Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation 83 (3): 247-257.

Soberón J., Rodriguez P., and Vázquez-Dominguez E. 2000: Implications of the hierarchical structure of biodiversity for the development of ecological indicators of sustainable use. AMBIO 29 (3): 136-142.

Statistik Thurgau. 2014: Dienststelle für Statistik des Kantons Thurgau.
http://www.statistik.tg.ch/; Zugriff: 25.08.2014

Strahm I., Munz N., Leu C., Wittmer I., Stamm C. 2013: Landnutzung entlang des Gewässernetzes. Aqua & Gas 5: 36-44.

Schweigert N., Eggen R., Escher B., Burkhardt-Holm P., Behra R. 2001: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Vorschläge zur Vorgehensweise im Modul Ökotoxikologie. Eawag, Dübendorf, 29 S.

Trepl L. 2005: Allgemeine Ökologie, Band 1: Organismus und Umwelt. Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 539 S.

Voss W. 2004: Taschenbuch der Statistik. Zweite verbesserte Auflage. München, Fachbuchverlag Leipzig. 756 S.

Walters C. 1986: Adaptive management of renewable resources. Blackburn Press, New York, 374 S.

Werth S., Alp M., Karpati T., Gostner W., Scheidegger C., Peter A. 2012: Biodiversität in Fliessgewässern. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 2.

Wittmer I., Junghans M., Singer H., Stamm C. 2013: Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf, 104 S.

Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S., Tockner K., Peter A. 2005: Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ, 112 S.

Anhang

A.1 Fragebogen

Erhebungsaufwand der Methoden zur Fliessgewässerbeurteilung (FGB)

Für folgende Methoden (Module) sollen, so gut als möglich, die untenstehenden Fragen beantwortet werden.[8]

- Ökomorphologie (Stufe F)
- Äusserer Aspekt (Stufe F)
- Hydrologie (Stufe F)
- Chemie (Stufe F)
- Fische (Stufe F)
- Kieselalgen (DICH)
- Makrophyten (Zürcher Methode)
- Makrozoobenthos (IBCH)
- SPEAR (pesticides & organic)
- PSM & andere Mikroverunreinigungen

Durchschnittliche Gesamtkosten pro Untersuchung und Standort (Messstelle): [9]

interne Kosten:

- Personalkosten pro Stunde (inkl. benötigter Qualifikation/Ausbildung)?
- Aufwand in Stunden pro Untersuchung (inkl. Vorbereitung, Messung & Auswertung)?
- Materialkosten (Auto, Chemikalien, Equipment, etc.)?

externe Kosten:

- z.B. externe Laboranalysen oder ganze Aufträge (Outsourcing)?

Zeitaufwand:

- Periodizität der Untersuchungen: In welchem zeitlichen Abstand werden die Untersuchungen durchgeführt?
- Anzahl Messwiederholungen pro Untersuchung?
- Periodizität der Messungen: Zeitlicher Abstand der Messwiederholungen?

[8] Falls der Kanton Thurgau für einzelne Methoden keine Aussage machen kann, wird versucht mit Experten der Eawag den jeweiligen Erhebungsaufwand abzuschätzen.

[9] Bei flächendeckender Erhebung (z.B. Ökomorphologie): Durchschnittliche Gesamtkosten pro Kilometer.

Budget-Szenarien für die Fliessgewässerbeurteilung (FGB) im Kanton TG

- Wieviel Geld steht dem Amt für Umwelt jährlich zur Verfügung für die Beurteilung der Fliessgewässer?

- Ist das FGB-Budget flexibel anwendbar, oder gibt es für jedes Modul (Chemie, Diatomeen, Fische, etc.) einen fixen Betrag?
  Falls für jedes Modul ein separates Budget existiert, wie sehen diese im Detail aus?

- Wird das FGB-Budget ausgelastet?
  Wenn nicht, wie viel Geld bleibt jährlich übrig?
  Falls Budget überschritten wird, um welchen Betrag handelt es sich?

- Soll das FGB-Budget generell möglichst vollständig ausgenutzt werden oder eher sparsam gewirtschaftet werden?

- Wird sich das Budget in Zukunft verändern?
  Wenn ja, wie wird sich das Budget voraussichtlich entwickeln?

- Auf welchen Annahmen bzgl. Minimal- / Maximalbudget (Szenarien) sollen die FGB-Alternativen für den Kanton Thurgau beruhen?

- Wie viele kantonale Arbeitskräfte sind für die FGB verfügbar?

- Werden regelmässig externe Fachkräfte für die FGB engagiert?
  Wenn ja, für welche Erhebungen und in welchem Umfang?[10]

Weitere Fragen:

- Gibt es Einzugsgebiete / Fliessgewässerabschnitte im Kanton Thurgau, welche besondere Aufmerksamkeit bzgl. FGB brauchen? [11]
  Wenn ja, wo liegen sie und aus welchem Grund haben sie Priorität?

[10] Falls nicht schon weiter oben in der Tabelle beantwortet.

[11] z.B. ökologisch besonders wertvolle Gebiete (Naturschutzgebiete, Fischerei, Revitalisierungen), Abschnitte mit bereits bekannten Defiziten, etc.

A.2 Entwicklung der chemischen Untersuchungsstandorte

Einzugsgebiet Bodensee

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	x-Koordinaten	y-Koordinaten	DOC (mg/L)			BSB5 (mg/L)			NH4 (mg/L)			NO2 (mg/L)			NO3 (mg/L)			PO4 (mg/L)			P_tot (mg/L)		
					2006	2009	2012	2006	2009	2012	2006	2009	2012	2006	2009	2012	2006	2009	2012	2006	2009	2012	2006	2009	2012
1	Agerstenbach	Ermatingen	724'750	280'604	1.900	2.900	2.760		3.480	1.640	0.021	0.034	0.037	0.005	0.005	0.002	7.450	5.920	6.740	0.006	0.008	0.018	0.018	0.015	0.071
2	Anderbach	Ermatingen	723'380	281'507	3.160	3.710	3.430		4.560	1.770	0.027	0.024	0.020	0.010	0.006	0.005	4.600	3.380	3.300	0.012	0.009	0.009	0.034	0.030	0.068
3	Castelbach	Gottlieben	727'561	280'581	3.360	5.000	3.590		3.760	1.830	0.031	0.040	0.033	0.014	0.011	0.009	5.420	4.840	3.890	0.043	0.039	0.031	0.065	0.071	0.057
4	Chesselbach	Steckborn	714'080	279'509	3.380	3.510	3.100		3.660	1.710	0.023	0.015	0.014	0.008	0.002	0.002	5.500	4.900	5.200	0.009	0.008	0.006	0.034	0.013	0.018
5	Chogenbach	Kreuzlingen	732'283	278'857	2.780	2.600	4.570		4.140	2.210	0.088	0.051	0.066	0.026	0.009	0.009	5.620	5.850	5.170	0.014	0.013	0.047	0.036	0.030	0.086
6	Chüpfelerbach	Uttwil	742'566	272'474	4.660	4.100	5.160		4.256	2.340	0.018	0.019	0.054	0.010	0.006	0.008	10.200	9.000	5.770	0.111	0.079	0.173	0.108	0.112	0.222
7	Dorfbach Kesswil	Kesswil	741'716	273'343	5.540	5.390	5.380		4.100	3.150	0.037	0.027	0.121	0.011	0.019	0.014	9.580	10.580	9.190	0.586	0.534	0.526	0.649	0.675	0.581
8	Dorfbach Mammern	Mammern	711'068	278'520	2.740	3.940	2.400		4.060	3.220	0.027	0.024	0.012	0.008	0.008	0.004	5.320	5.530	4.500	0.010	0.009	0.007	0.026	0.019	0.017
9	Dorfbach Romanshorn	Romanshorn	745'005	270'699	7.500	6.540	7.000		6.598	6.280	0.115	0.027	0.127	0.060	0.035	0.023	5.350	5.480	3.800	0.101	0.042	0.323	0.147	0.104	0.460
10	Dorfbach Uttwil	Uttwil	743'423	272'264	5.140	5.570	5.850		3.850	2.960	0.030	0.054	0.029	0.011	0.030	0.017	9.540	5.130	7.260	0.157	0.080	0.091	0.188	0.101	0.143
11	Dürrmühlibach	Salenstein	722'138	281'544	3.100	3.200	3.240		4.480	1.870	0.027	0.019	0.016	0.012	0.005	0.009	4.720	3.840	3.200	0.055	0.052	0.045	0.072	0.064	0.051
12	Eschenzer Dorfbach	Eschenz	708'184	278'953	2.480	3.180	2.500		3.870	1.650	0.031	0.025	0.017	0.010	0.009	0.016	6.620	3.590	4.000	0.017	0.007	0.006	0.036	0.052	0.010
13	Eschlibach	Berlingen	720'056	281'521	3.040	3.310	3.330		4.240	1.890	0.015	0.024	0.016	0.003	0.003	0.004	2.780	2.280	2.890	0.009	0.006	0.009	0.138	0.037	0.051
14	Feilenbach	Arbon	748'922	264'167	5.800	6.860	5.250		4.480	3.670	0.191	0.079	0.112	0.020	0.018	0.011	4.900	5.300	5.240	0.199	0.109	0.155	0.287	0.177	0.200
15	Feldbach	Steckborn	715'238	280'127	2.620	3.280	3.070		3.870	1.810	0.020	0.012	0.015	0.007	0.008	0.003	5.200	3.580	4.000	0.010	0.006	0.021	0.114	0.016	0.070
16	Grenzbach	Kesswil	742'312	272'735	5.740	4.920	5.590		3.960	2.220	0.288	0.019	0.098	0.050	0.019	0.015	8.920	10.620	3.490	0.360	0.068	0.057	0.682	0.100	0.093
17	Grenzbach	Kreuzlingen	730'023	279'772		4.880	5.360		3.940	2.500		0.049	0.055		0.006	0.008		4.060	5.790		0.052	0.251		0.074	0.296
18	Hegibach	Hegibach	748'958	264'127	6.040	6.700	4.800		3.810	2.750	0.057	0.075	0.059	0.019	0.013	0.010	7.600	4.760	3.690	0.217	0.143	0.181	0.277	0.203	0.178
19	Heppach	Salmsach	746'015	268'611	7.100	8.840	6.600		5.230	2.396	0.042	0.048	0.077	0.029	0.049	0.026	9.180	11.310	12.300	0.144	0.085	0.146	0.207	0.197	0.216
20	Hornbach	Güttingen	739'840	274'931	4.720	6.110	3.690		4.630	2.140	0.059	0.042	0.056	0.018	0.015	0.013	4.580	2.890	6.930	0.049	0.093	0.126	0.086	0.184	0.189
21	Hornbach	Horn	752'049	262'695	4.850	4.170	4.520		3.550	3.920	0.032	0.021	0.093	0.029	0.017	0.005	8.300	8.110	2.280	0.156	0.213	0.110	0.203	0.247	0.145
22	Imbersbach	Arbon	749'106	265'633	3.840	5.140	3.670		5.510	3.000	0.065	0.097	0.044	0.014	0.028	0.013	4.840	7.150	5.480	0.140	0.078	0.081	0.170	0.372	0.121
23	Itobelbach	Steckborn	713'472	279'280	3.620	3.420	2.500		3.920	1.990	0.017	0.012	0.013	0.003	0.005	0.002	4.260	3.540	3.800	0.009	0.011	0.006	0.029	0.022	0.025
24	Kafigraben	Tägerwilen	728'176	280'256	6.400	5.900	8.380		8.780	6.870	1.685	0.945	0.580	0.406	0.055	0.038	24.550	20.600	20.600	0.164	0.072	0.403	0.814	0.350	0.908
25	Langenergetenbach	Steckborn	715'967	280'711	2.480	3.110	3.240		3.690	2.280	0.026	0.017	0.018	0.008	0.004	0.005	4.320	3.100	3.270	0.013	0.012	0.014	0.044	0.017	0.029
26	Rütelitobelbach	Salenstein	720'939	281'629	2.820	3.050	2.860		4.150	1.620	0.023	0.017	0.017	0.005	0.004	0.003	4.420	3.780	4.030	0.006	0.008	0.014	0.032	0.019	0.057
27	Salbach	Arbon	750'044	263'445	4.920	6.260	4.500		6.110	2.950	0.094	0.213	0.113	0.039	0.024	0.012	5.860	3.870	3.380	0.053	0.064	0.089	0.168	0.169	0.129
28	Salmsacher Aach	Erlen	733'338	267'906	5.700	6.020	4.890		5.770	2.980	0.171	0.087	0.108	0.064	0.012	0.007	5.540	5.990	10.360	0.068	0.045	0.116	0.122	0.078	0.127
29	Salmsacher Aach, Oberaach	Amriswil	737'752	269'071	6.760	5.820	4.850		3.970	2.100	0.215	0.058	0.053	0.068	0.011	0.009	6.120	10.000	4.790	0.107	0.070	0.107	0.174	0.352	0.186
30	Salmsacher Aach, Tonhueb	Amriswil	742'072	268'463		5.790	5.450		3.290	3.080		0.044	0.083		0.022	0.006		7.860	11.820		0.061	0.124		0.111	0.206
31	Salmsacher Aach	Salmsach	745'680	269'106	6.520	5.340	5.470		4.620	2.410	0.262	0.038	0.061	0.049	0.024	0.010	13.100	10.710	6.370	0.123	0.082	0.106	0.212	0.149	0.177
32	Sandbach	Güttingen	740'196	274'366	7.460	3.590	5.180		3.890	2.650	0.090	0.014	0.031	0.054	0.021	0.011	10.400	9.050	7.860	0.341	0.086	0.130	0.449	0.133	0.141
33	Saubach	Tägerwilen	729'043	280'519		5.060	4.090		5.092	2.590		0.513	0.041		0.015	0.021		4.780	6.440		0.042	0.068		0.130	0.069
34	Schwärzebach	Horn	751'728	262'528	5.200	10.530	4.930		5.690	2.650	0.031	0.067	0.046	0.010	0.015	0.013	3.550	3.800	3.070	0.088	0.130	0.135	0.141	0.470	0.142
35	Seebach	Münsterlingen	735'470	277'259	3.740	3.340	3.270		4.040	1.850	0.137	0.062	0.096	0.059	0.010	0.017	9.680	8.440	7.270	0.039	0.028	0.041	0.063	0.036	0.073
36	Stichbach	Bottighofen	732'816	278'012	5.940	4.190	4.620		3.840	1.990	0.033	0.043	0.037	0.031	0.004	0.006	5.220	5.160	4.670	0.026	0.028	0.070	0.087	0.043	0.139
37	Töbelibach	Bottighofen	733'736	277'882	3.320	4.260	3.250		3.690	3.980	0.080	0.047	0.155	0.023	0.010	0.013	8.400	10.140	7.860	0.042	0.015	0.083	0.075	0.030	0.124
38	Tobelmülibach	Romanshorn	744'299	271'685	6.800	8.760	7.100		3.746	1.928	0.040	0.036	0.019	0.011	0.010	0.009	4.600	4.430	3.700	0.083	0.060	0.052	0.177	0.083	0.100
39	Wibergtöbelibach	Ermatingen	725'574	280'605	2.940	2.890	2.470		3.570	1.330	0.045	0.019	0.020	0.009	0.004	0.002	5.660	5.270	5.480	0.023	0.025	0.025	0.052	0.032	0.037
40	Wildbach	Berlingen	718'427	281'628	2.880	3.260	2.960		3.980	1.870	0.034	0.025	0.022	0.007	0.005	0.003	2.780	2.930	3.170	0.008	0.006	0.009	0.048	0.027	0.053
41	Wilerbach	Egnach	745'956	267'451	6.800	6.940	4.590		4.510	2.460	0.183	0.044	0.059	0.087	0.024	0.008	8.560	4.550	3.590	0.147	0.102	0.136	0.224	0.130	0.148

Einzugsgebiet Thur

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	x-Koordinaten	y-Koordinaten	DOC (mg/L)			BSB5 (mg/L)			NH4 (mg/L)			NO2 (mg/L)			NO3 (mg/L)			PO4 (mg/L)			P_tot (mg/L)		
					2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013
42	Amliker Dorfbach	Amlikon-Bissegg	721'939	270'211	3.690	3.230	4.212	3.057	2.039	1.843	0.041	0.025	0.031	0.021	0.272	0.017	4.496	4.990	3.832	0.076	0.026	0.044	0.103	0.032	0.096
43	Aspibach	Müllheim	717'347	272'516	3.240	3.570	3.451	4.400	2.348	2.360	0.033	0.041	0.034	0.015	0.292	0.010	5.940	6.680	5.037	0.025	0.063	0.043	0.085	0.097	0.079
44	Baltschhuserbach	Kemmental	727'113	274'205	3.890	4.610	4.056	2.928	3.163	2.539	0.030	0.061	0.035	0.012	0.762	0.012	7.090	6.290	5.217	0.054	0.073	0.068	0.081	0.126	0.104
45	Buechwaldbach	Bischofszell	733'599	262'727	7.050	6.990	5.881	3.688	2.890	2.054	0.019	0.032	0.020	0.004	0.156	0.004	3.670	3.930	3.484	0.047	0.081	0.070	0.088	0.162	0.193
46	Engwiler Dorfbach	Wigoltingen	725'093	274'170	4.090	6.750	4.887	3.042	3.383	2.173	0.026	0.020	0.016	0.009	0.170	0.006	4.651	4.970	5.495	0.039	0.089	0.082	0.113	0.162	0.151
47	Furtbach, Bussnang	Bussnang	722'656	269'642	3.570	3.240	4.721	3.900	2.319	2.293	0.023	0.027	0.015	0.012	0.298	0.009	4.340	4.080	3.343	0.027	0.027	0.045	0.042	0.059	0.117
48	Giessen	Amlikon-Bissegg	722'128	270'378	2.990	3.080	4.202	4.132	2.266	1.989	0.072	0.030	0.064	0.018	0.298	0.007	5.882	5.270	5.042	0.039	0.034	0.058	0.055	0.064	0.131
49	Giessen	Berg	729'627	269'060	4.620	3.080	5.029	4.706	2.960	2.163	0.073	0.046	0.112	0.043	0.634	0.012	6.870	6.950	6.969	0.093	0.075	0.091	0.134	0.086	0.137
50	Gilgraben	Wigoltingen	720'216	272'447	4.390	3.600	3.576	4.530	3.796	3.609	0.185	0.123	0.040	0.038	2.572	0.011	7.360	8.520	6.142	0.039	0.128	0.261	0.134	0.201	0.329
51	Istighoferbach	Bürglen	728'797	267'407	3.390	3.660	4.818	4.440	2.640	2.532	0.097	0.042	0.217	0.033	0.570	0.033	6.840	5.590	7.503	0.105	0.064	0.057	0.129	0.082	0.106
52	Kefikoner Dorfbach	Gachnang	705'143	267'397		2.300	5.810		1.660	3.040		0.028	0.044		0.340	0.798		7.500	5.870		0.011	0.110		0.019	0.166
53	Kemmenbach	Wigoltingen	720'363	272'410	3.980	3.730	4.729	5.800	4.320	2.271	0.222	0.037	0.020	0.047	0.653	0.008	7.350	6.970	5.192	0.419	0.325	0.103	0.446	0.481	0.191
54	Kemmenbach	Kemmental	727'367	273'923	3.400	5.810	5.252	3.352	3.040	2.640	0.097	0.044	0.025	0.012	0.798	0.009	6.160	5.870	5.418	0.051	0.110	0.155	0.068	0.166	0.242
55	Murg	Frauenfeld	709'555	269'683	2.790	3.370	3.499	3.700	3.036	2.390	0.081	0.097	0.035	0.071	0.590	0.008	7.200	6.650	6.111	0.081	0.080	0.100	0.124	0.118	0.141
56	Binnenkanal	Felben-Wellhausen	713'567	271'866		2.880	3.220		2.849	1.953		0.093	0.061		0.276	0.017		3.700	2.480		0.100	0.032		0.176	0.087
57	Pfyner Dorfbach	Pfyn	714'620	272'644	2.490	2.480	2.338	4.600	2.124	2.080	0.021	0.024	0.030	0.018	0.278	0.006	5.900	6.490	5.851	0.013	0.016	0.008	0.023	0.023	0.032
58	Puppikonerbach	Bussnang	726'016	268'049	3.070	2.660	4.527	5.520	2.081	1.589	0.022	0.035	0.024	0.012	0.314	0.021	6.465	5.190	5.391	0.050	0.060	0.082	0.109	0.087	0.105
59	Röhrenbach	Kemmental	726'100	273'911	3.510	4.370	2.938	4.348	5.447	1.979	0.031	0.026	0.035	0.022	0.294	0.005	5.550	5.570	6.131	0.036	0.058	0.034	0.075	0.089	0.067
60	Rötelbach	Hohentannen	733'402	264'456	4.890	5.770	4.379	4.890	2.680	1.647	0.073	0.071	0.030	0.023	0.394	0.007	5.530	6.190	4.298	0.547	0.063	0.064	0.565	0.153	0.118
61	Rütibach	Kradolf-Schönenberg	732'381	265'081	3.970	4.020	4.293	2.750	3.580	2.208	0.033	0.039	0.023	0.011	0.313	0.009	5.490	4.870	4.700	0.035	0.049	0.064	0.075	0.080	0.101
62	Rütibach	Bürglen	729'791	266'571	3.090	3.760	4.074	3.220	2.820	2.433	0.036	0.030	0.021	0.011	0.336	0.008	4.890	4.000	3.485	0.025	0.054	0.037	0.044	0.092	0.105
63	Sangentobelbach	Kradolf-Schönenberg	733'066	263'376	3.590	3.680	4.168	5.081	2.700	2.639	0.027	0.035	0.028	0.009	0.267	0.011	5.430	8.350	3.887	0.050	0.093	0.120	0.078	0.130	0.186
64	Schöntalbach	Gachnang	705'143	267'388		1.800			1.750			0.022			0.200			7.200			0.011			0.026	
65	Seebach	Warth-Weiningen	710'730	272'546	4.690	4.190	3.918	5.000	2.933	2.330	0.092	0.066	0.061	0.070	0.716	0.015	5.190	5.800	5.408	0.306	0.022	0.024	0.283	0.036	0.047
66	Sitter	Bischofszell	735'465	262'391	3.710	3.050	4.158	4.763	3.786	3.036	0.032	0.025	0.045	0.017	0.275	0.013	2.320	2.450	2.182	0.032	0.038	0.043	0.051	0.078	0.200
67	Tägelbach	Frauenfeld	707'152	270'371	3.020	2.300	2.533	3.400	2.886	3.090	0.024	0.023	0.091	0.017	0.275	0.004	5.670	5.980	5.271	0.022	0.011	0.014	0.039	0.020	0.059
68	Tebrunnerbach	Pfyn	710'836	272'609	2.590	3.390	2.531	3.330	2.436	1.890	0.017	0.035	0.017	0.013	0.556	0.007	7.580	6.780	6.035	0.046	0.027	0.011	0.021	0.045	0.026
69	Thur	Bischofszell	733'625	260'996	2.660	2.870	2.698	3.520	2.947	2.224	0.026	0.025	0.031	0.015	0.350	0.008	2.985	3.090	2.523	0.034	0.039	0.040	0.064	0.068	0.100
70	Thur	Kradolf-Schönenberg	733'276	264'469	2.220	2.860	3.205	3.979	3.183	2.373	0.028	0.034	0.028	0.012	0.300	0.008	3.190	3.300	2.781	0.030	0.056	0.040	0.044	0.092	0.185
71	Thur	Weinfelden	725'768	268'309	2.590	2.470	2.789	3.270	3.545	2.630	0.077	0.025	0.021	0.014	0.350	0.007	2.390	2.990	2.779	0.033	0.034	0.030	0.055	0.050	0.074
72	Thur	Amlikon-Bissegg	719'397	271'021	3.590	3.080	2.475	3.910	2.921	2.254	0.022	0.036	0.019	0.012	0.350	0.008	2.654	3.000	2.793	0.033	0.039	0.028	0.072	0.055	0.053
73	Thur	Warth-Weiningen	710'940	271'661	2.300	3.070	2.344	4.000	3.234	2.450	0.042	0.029	0.028	0.019	0.337	0.008	3.310	3.620	2.978	0.041	0.055	0.031	0.062	0.083	0.061
74	Thur	Neunforn	698'695	272'130	3.040	2.780	2.385	3.300	3.050	2.300	0.027	0.022	0.020	0.014	0.337	0.007	2.390	3.160	3.097	0.040	0.039	0.031	0.071	0.070	0.069
75	Tobelbach	Müllheim	717'319	272'541	3.050	2.700	2.772	4.566	2.480	2.220	0.033	0.022	0.020	0.012	0.310	0.006	5.968	6.170	5.458	0.016	0.017	0.015	0.031	0.034	0.031
76	Tüelenbach	Kradolf-Schönenberg	732'568	265'362	4.000	4.770	4.206	6.386	2.770	1.683	0.023	0.037	0.025	0.015	0.274	0.004	5.900	4.990	4.916	0.036	0.152	0.067	0.069	0.195	0.096
77	Ufhüserenbach	Kemmental	727'241	273'787	3.080	4.170	3.036	3.160	2.501	2.147	0.023	0.036	0.026	0.010	0.340	0.012	5.660	5.080	5.168	0.055	0.079	0.052	0.071	0.107	0.089
78	Wellenbergtobelbach	Felben-Wellhausen	713'100	271'236	2.950	5.580	2.752	3.316	2.429	2.090	0.021	0.023	0.018	0.006	0.395	0.008	3.270	3.290	3.227	0.004	0.005	0.005	0.013	0.015	0.021
79	Wiesenbach	Berg	729'624	269'248	3.690	3.500	4.747	3.442	3.196	2.197	0.059	0.030	0.027	0.025	0.187	0.006	5.570	5.100	4.751	0.046	0.041	0.069	0.078	0.058	0.134
80	Zufluss von Halden	Bischofszell	733'243	263'246	3.100	5.370	4.040	3.700	7.940	1.759	0.026	0.037	0.089	0.011	0.274	0.005	3.990	4.650	4.342	0.035	0.084	0.062	0.062	0.162	0.122

Einzugsgebiet Murg

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	x-Koordinaten	y-Koordinaten	DOC (mg/L)			BSB5 (mg/L)			NH4 (mg/L)			NO2 (mg/L)			NO3 (mg/L)			PO4 (mg/L)			P_tot (mg/L)		
					2000	2008	2011	2000	2008	2011	2000	2008	2011	2000	2008	2011	2000	2008	2011	2000	2008	2011	2000	2008	2011
81	Aubach	Fischingen	715'301	252'231	2.48	2.30	1.99		3.976	4.027	0.020	0.010	0.029	0.0040	0.0043	0.0067	1.32	2.31	1.29	0.023	0.021	0.019	0.071	0.082	0.029
82	Aumühlebach	Fischingen	715'829	254'502	2.54	2.30	2.55		3.828	2.689	0.012	0.010	0.028	0.0020	0.0012	0.0111	1.88	5.24	2.09	0.022	0.014	0.013	0.023	0.102	0.023
83	Bach von Alp	Wängi	712'787	263'229	4.05	4.10	2.94		8.156	4.144	0.013	0.808	0.033	0.0019	0.0062	0.0055	3.89	4.43	3.53	0.056	0.049	0.047	0.092	0.096	0.103
84	Bach von Weingarten	Affeltrangen	723'132	266'089	1.98	3.30	3.38		4.268	3.878	0.018	0.019	0.047	0.0010	0.0014	0.0053	5.60	5.25	2.59	0.005	0.147	0.150	0.012	0.158	0.158
85	Chräbsbach	Münchwilen	717'782	260'432	3.46	2.80	2.98		4.901	2.898	0.062	0.053	0.036	0.0020	0.0016	0.0043	5.88	4.78	5.10	0.056	0.024	0.038	0.093	0.068	0.048
86	Chräbsbach	Wängi	713'411	262'522	3.03	2.90	2.49		3.756	3.956	0.055	0.038	0.073	0.0009	0.0018	0.0115	4.10	4.00	4.38	0.037	0.022	0.025	0.051	0.082	0.034
87	Dorfbach Ettenhausen	Aadorf	710'491	260'169	2.09	2.80	2.30		4.141	3.380	0.015	0.012	0.036	0.0007	0.0006	0.0049	2.18	2.94	2.17	0.029	0.008	0.012	0.080	0.092	0.016
88	Eichlibach	Wängi	715'834	261'260	3.76	5.30	3.23		6.818	3.882	0.066	0.024	0.038	0.0027	0.0023	0.0116	3.58	3.19	2.70	0.024	0.017	0.039	0.091	0.060	0.044
89	Feutschenbach	Münchwilen	717'212	261'063	1.47	2.80	1.29		3.188	2.341	0.008	0.044	0.024	0.0013	0.0011	0.0038	3.38	3.47	3.39	0.026	0.018	0.024	0.038	0.060	0.044
90	Flohbach	Fischingen	715'343	252'619	2.47	2.80	2.00		4.308	4.122	0.013	0.012	0.026	0.0002	0.0005	0.0039	1.50	2.66	1.48	0.024	0.026	0.013	0.032	0.094	0.033
91	Försterhausbach	Frauenfeld	710'940	266'569	2.51	2.10	2.00		3.808	1.921	0.056	0.058	0.033	0.0009	0.0009	0.0031	8.15	7.56	5.89	0.037	0.029	0.017	0.062	0.094	0.022
92	Hartenauerbach	Affeltrangen	720'094	265'201	2.98	2.50	2.59		3.68	3.347	0.010	0.009	0.028	0.0011	0.0012	0.0045	3.07	3.92	2.98	0.034	0.021	0.020	0.064	0.081	0.028
93	Hexentobelbach	Wängi	714'178	261'523	2.93	2.70	2.56		4.21	3.416	0.023	0.022	0.021	0.0005	0.0009	0.0017	3.39	3.18	2.97	0.082	0.023	0.024	0.082	0.082	0.042
94	Hörnligraben	Stettfurt	715'082	264'294	3.97	2.90	3.68		3.9008	3.927	0.036	0.019	0.133	0.0010	0.0011	0.0231	3.98	5.00	4.29	0.028	0.023	0.022	0.075	0.085	0.033
95	Itaslerkanal	Bichelsee-Balterswil	712'738	256'337	3.37	2.53	2.10		3.087	3.006	0.088	0.028	0.050	0.0006	0.0014	0.0089	2.29	3.60	2.09	0.048	0.017	0.025	0.127	0.101	0.048
96	Kaabach	Lommis	717'140	264'466	3.50	2.80	2.89		4.8378	4.160	0.016	0.019	0.051	0.0010	0.0009	0.0035	3.20	3.96	3.84	0.034	0.012	0.028	0.058	0.086	0.036
97	Lauche	Affeltrangen	723'792	265'719	3.95	2.50	3.08		3.308	4.084	0.017	0.008	0.034	0.0007	0.0005	0.0025	3.07	4.84	2.89	0.026	0.016	0.029	0.079	0.090	0.036
98	Lauche	Lommis	716'555	264'559	3.56	3.20	3.07		4.5154	5.190	0.014	0.016	0.050	0.0009	0.0009	0.0054	3.54	3.39	3.64	0.016	0.022	0.022	0.064	0.081	0.030
99	Lauche	Matzingen	712'366	264'323	2.78	2.80	2.86		4.7142	3.425	0.013	0.009	0.030	0.0009	0.0012	0.0087	4.00	4.08	4.06	0.020	0.017	0.031	0.042	0.081	0.043
100	Littenheiderkanal	Fischingen	716'194	256'165	3.86	4.60	5.52		4.46	2.838	0.019	0.217	0.046	0.0020	0.0089	0.0150	1.70	3.48	2.18	0.035	0.151	0.026	0.052	0.310	0.073
101	Lützelmurg	Aadorf	711'970	264'359	4.27	3.93	2.70		4.421	3.594	0.017	0.043	0.046	0.0010	0.0012	0.0147	2.39	3.30	2.68	0.022	0.013	0.018	0.071	0.210	0.032
102	Lützelmurg	Matzingen	710'725	259'856	3.22	2.30	2.58		4.346	3.529	0.105	0.018	0.048	0.0086	0.0017	0.0119	4.68	6.19	7.56	0.148	0.084	0.086	0.193	0.155	0.093
103	Mülitobelbach	Frauenfeld	710'360	268'601	2.35	3.40	2.47		4.172	2.702	0.008	0.018	0.027	0.0004	0.0010	0.0020	4.59	4.69	4.46	0.007	0.018	0.010	0.012	0.119	0.030
104	Murg	Fischingen	715'316	252'237	1.88	1.80	1.89		4.704	3.622	0.010	0.008	0.028	0.0002	0.0002	0.0030	1.50	1.59	1.49	0.005	0.010	0.011	0.009	0.082	0.025
105	Murg	Münchwilen	717'367	260'947	3.19	4.20	2.60		4.908	4.013	0.074	0.133	0.033	0.0069	0.0052	0.0089	6.62	7.48	1.90	0.117	0.137	0.014	0.249	0.220	0.036
106	Murg	Wängi	714'095	261'726	3.22	3.40	3.19		5.318	4.202	0.224	0.029	0.055	0.0036	0.0023	0.0153	3.78	4.60	6.35	0.080	0.045	0.088	0.139	0.130	0.160
107	Murg	Matzingen	711'634	265'013	2.06	1.90	3.10		3.608	3.186	0.016	0.010	0.045	0.0009	0.0005	0.0137	1.90	2.09	5.07	0.014	0.009	0.059	0.024	0.056	0.096
108	Murg	Frauenfeld	709'555	269'683	3.10	2.70	3.10		5.279	3.786	0.525	0.051	0.074	0.0075	0.0056	0.0080	3.38	5.26	5.30	0.092	0.068	0.070	0.133	0.184	0.130
109	Rütibach	Affeltrangen	721'293	265'502	3.50	2.80	2.50		3.817	3.329	0.010	0.012	0.035	0.0008	0.0006	0.0049	3.46	3.39	3.18	0.055	0.033	0.031	0.110	0.094	0.039
110	Sattelegibach	Bichelsee-Balterswil	712'092	256'690	2.29	3.24	2.65		3.703	4.919	0.013	0.027	0.031	0.0005	0.0012	0.0085	1.67	3.30	1.49	0.012	0.012	0.007	0.025	0.086	0.022
111	Seebach	Bichelsee-Balterswil	712'027	256'782	3.94	2.96	3.79		4.34	4.155	0.073	0.045	0.122	0.0015	0.0019	0.0220	1.69	3.60	1.99	0.026	0.033	0.011	0.049	0.096	0.032
112	Soorbach	Bichelsee-Balterswil	713'032	258'200	6.20	2.90	3.75		3.622	3.472	0.055	0.019	0.041	0.0021	0.0010	0.0167	3.50	3.80	3.67	0.029	0.019	0.025	0.093	0.095	0.044
113	Stadtbach	Frauenfeld	710'335	268'002	2.74	3.90	5.31		4.884	2.421	0.008	0.035	0.030	0.0004	0.0022	0.0036	4.36	5.07	5.43	0.024	0.020	0.022	0.033	0.142	0.029
114	Tanneggerbach	Fischingen	715'544	254'632	2.79	2.52	2.20		4.238	3.260	0.012	0.012	0.022	0.0007	0.0020	0.0050	1.50	4.07	1.40	0.028	0.025	0.014	0.038	0.085	0.025
115	Trungerbach	Münchwilen	717'798	260'438	2.97	2.50	3.07		4.722	4.003	0.014	0.055	0.036	0.0012	0.0032	0.0078	3.30	5.49	4.36	0.033	0.023	0.030	0.064	0.104	0.043
116	Tuenbach	Matzingen	712'720	264'291	2.58	2.30	2.40		5.3024	4.605	0.015	0.011	0.027	0.0008	0.0009	0.0045	4.27	5.40	4.55	0.011	0.012	0.015	0.025	0.082	0.018
117	Weierbach	Sirnach	716'224	256'445	3.02	2.60	3.54		3.492	3.657	0.015	0.024	0.038	0.0013	0.0010	0.0107	2.59	3.04	2.88	0.062	0.033	0.055	0.064	0.088	0.067
118	Zufluss vom Chiemberg	Aadorf	712'474	258'354	3.46	2.96	2.50		3.936	2.852	0.014	0.007	0.029	0.0008	0.0004	0.0050	2.58	2.20	1.90	0.092	0.040	0.059	0.110	0.092	0.069
119	Zufluss von Krillberg	Aadrof	710'950	260'295	3.01	2.23	1.99		4.078	3.740	0.012	0.011	0.058	0.0009	0.0007	0.0140	3.49	3.30	2.79	0.031	0.026	0.051	0.096	0.106	0.078
120	Zufluss von Müliwis	Lommis	717'312	264'784	4.26	2.80	2.38		4.1581	2.981	0.059	0.010	0.029	0.0023	0.0009	0.0035	4.42	4.09	4.99	0.018	0.011	0.012	0.065	0.081	0.022
121	Zufluss von Wissentöbeli	Affeltrangen	719'022	265'645	2.48	2.30	2.30		4.038	3.162	0.013	0.010	0.043	0.0009	0.0009	0.0064	4.15	4.40	3.88	0.036	0.014	0.047	0.049	0.081	0.068

A.3 Diagnostik der Regressionsmodelle

Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_5)

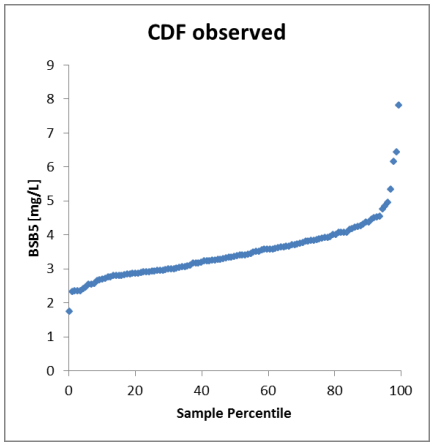
Regression Statistics

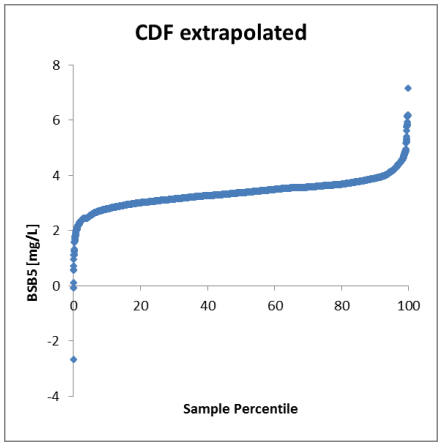
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.98285	0.46534
R Square	0.96599	0.21654
Adjusted R Square	0.95494	
Standard Error	0.67282	
Observations	120	

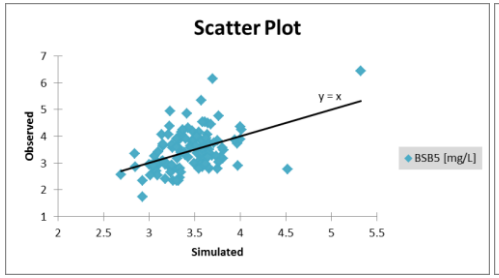
ANOVA

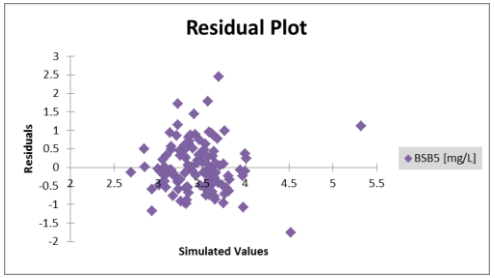
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	1440.231	180.029	397.695	5.61223E-78
Residual	112	50.700	0.453		
Total	120	1490.931			

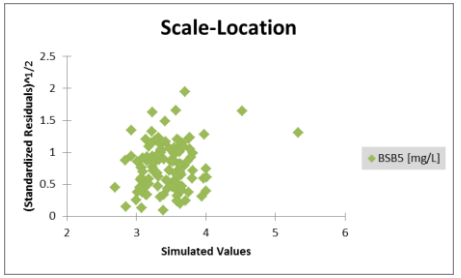
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.01236	0.00521	2.37049	1.9%
OBST+REB	0.04590	0.01214	3.78134	0.0%
GRUE_ANT	0.04799	0.00578	8.29705	0.0%
WALD_ANT	0.03543	0.00384	9.23576	0.0%
SIED+VERK	0.06177	0.00639	9.67272	0.0%
DEPO_ANT	-0.10930	0.36321	-0.30092	76.4%
Abwasseranteil [%]	-0.00085	0.01815	-0.04668	96.3%
REST_ANT	0.00006	0.00408	0.01521	98.8%

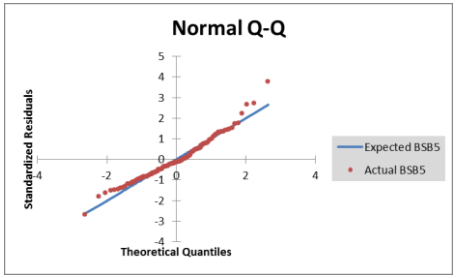












Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

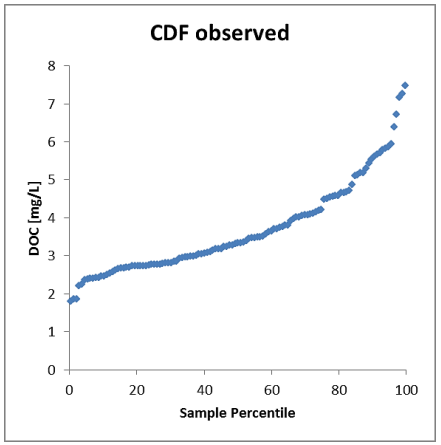
Regression Statistics

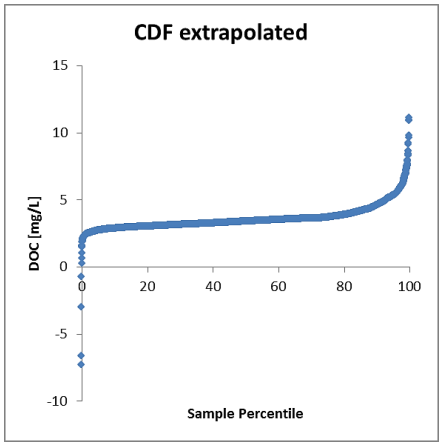
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.97159	0.63546
R Square	0.94398	0.40381
Adjusted R Square	0.93155	
Standard Error	0.93999	
Observations	120	

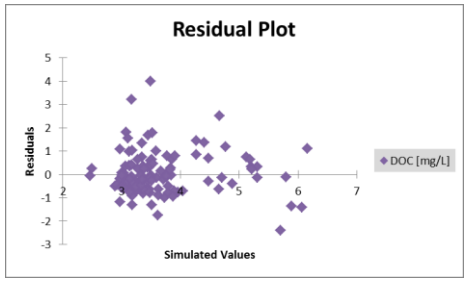
ANOVA

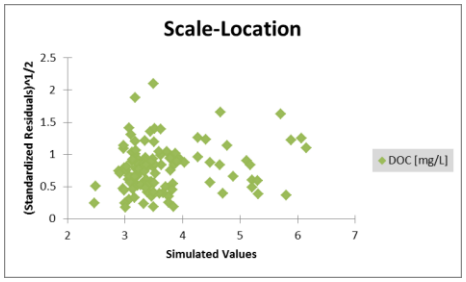
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	1667.540	208.442	235.907	5.71339E-66
Residual	112	98.961	0.884		
Total	120	1766.500			

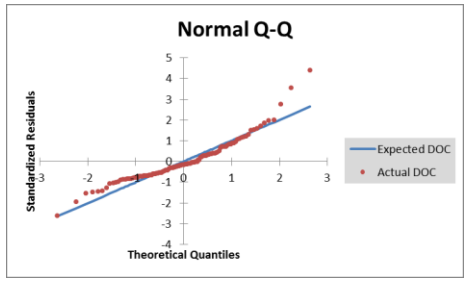
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.02480	0.00728	3.40552	0.1%
OBST+REB	0.15074	0.01696	8.88931	0.0%
GRUE_ANT	0.01823	0.00808	2.25642	2.6%
WALD_ANT	0.03582	0.00536	6.68365	0.0%
SIED+VERK	0.04916	0.00892	5.51002	0.0%
DEPO_ANT	-0.37481	0.50744	-0.73862	46.2%
REST_ANT	0.03202	0.02535	1.26290	20.9%
Abwasseranteil [%]	0.01057	0.00570	1.85452	6.6%











Ammonium (NH_4)

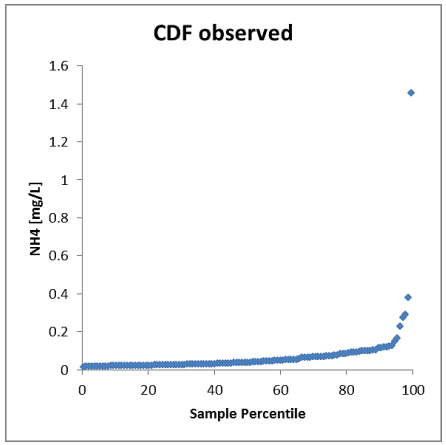
Regression Statistics

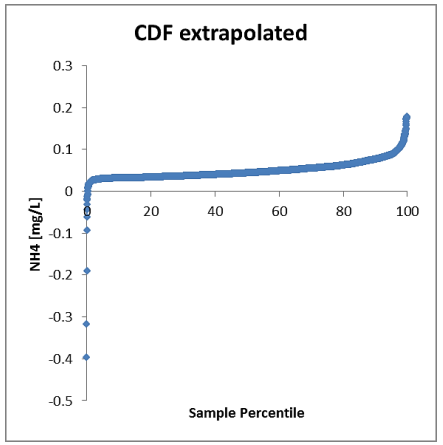
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.76806	0.36308
R Square	0.58991	0.13183
Adjusted R Square	0.55535	
Standard Error	0.05320	
Observations	120	

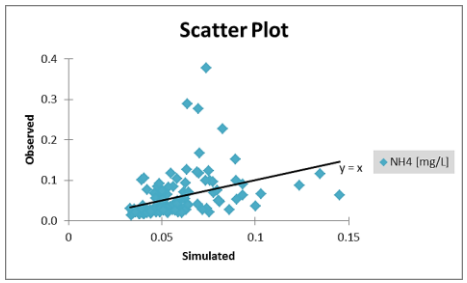
ANOVA

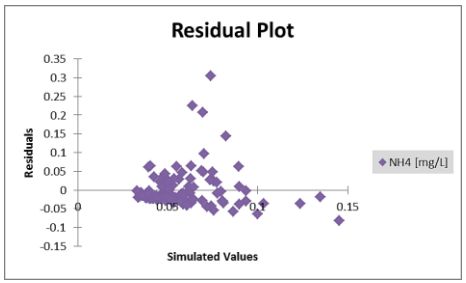
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	0.4559	0.0570	20.1389	1.66287E-18
Residual	112	0.3169	0.0028		
Total	120	0.7728			

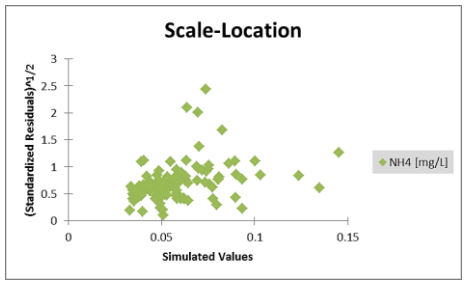
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.00023	0.00041	0.56611	57.2%
OBST+REB	0.00218	0.00096	2.26707	2.5%
GRUE_ANT	0.00044	0.00046	0.96469	33.7%
WALD_ANT	0.00033	0.00030	1.07616	28.4%
SIED+VERK	0.00149	0.00050	2.94706	0.4%
DEPO_ANT	-0.01469	0.02872	-0.51164	61.0%
REST_ANT	0.00006	0.00143	0.04280	96.6%
Abwasseranteil [%]	0.00077	0.00032	2.38094	1.9%

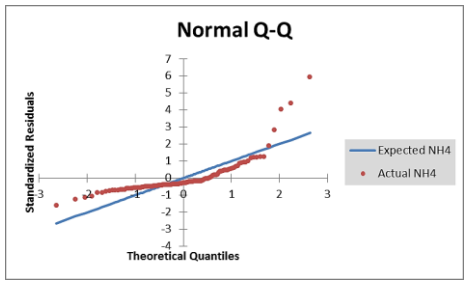












Nitrit (NO_2)

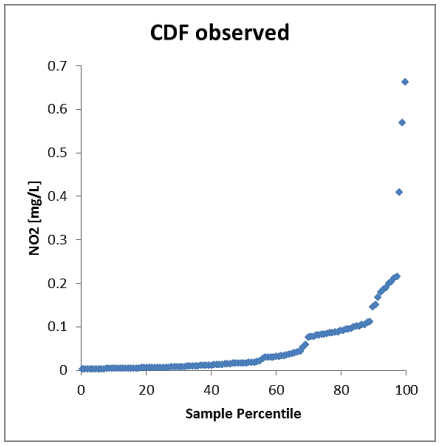
Regression Statistics

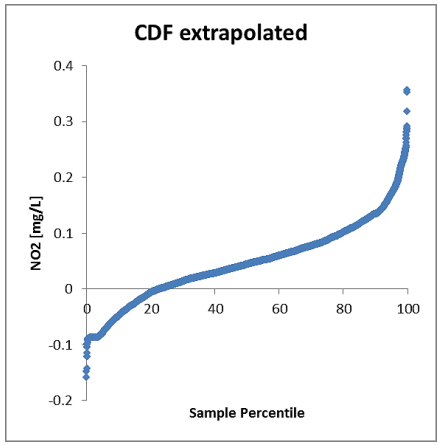
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.62122	0.40965
R Square	0.38591	0.16781
Adjusted R Square	0.33860	
Standard Error	0.08591	
Observations	120	

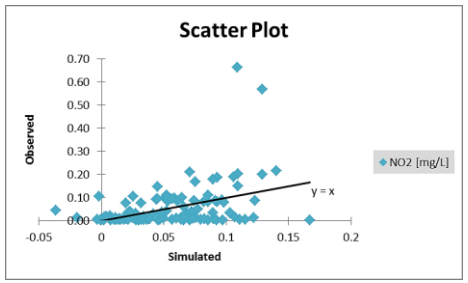
ANOVA

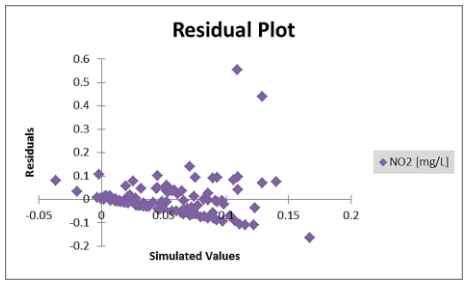
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	0.5195	0.0649	8.7979	2.93365E-09
Residual	112	0.8266	0.0074		
Total	120	1.3461			

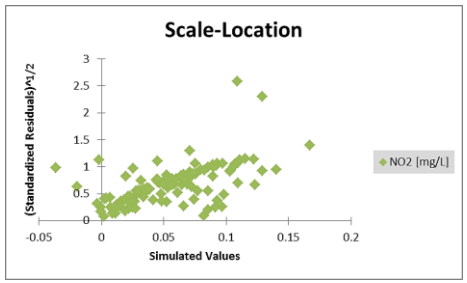
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.00296	0.00067	4.44221	0.0%
OBST+REB	-0.00253	0.00155	-1.63395	10.5%
GRUE_ANT	0.00018	0.00074	0.23772	81.3%
WALD_ANT	-0.00087	0.00049	-1.78579	7.7%
SIED+VERK	-0.00090	0.00082	-1.09993	27.4%
DEPO_ANT	-0.00321	0.04638	-0.06925	94.5%
REST_ANT	0.00340	0.00232	1.46572	14.6%
Abwasseranteil [%]	0.00083	0.00052	1.58383	11.6%

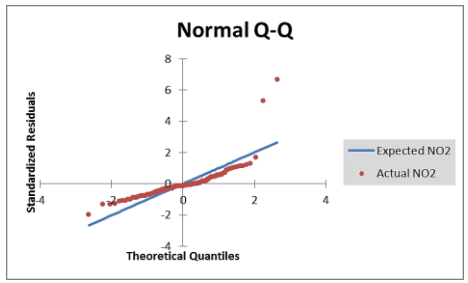












Nitrat (NO_3)

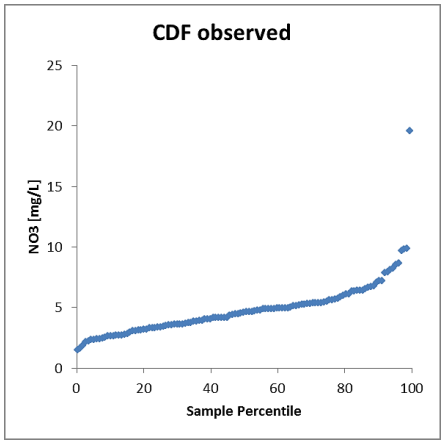
Regression Statistics

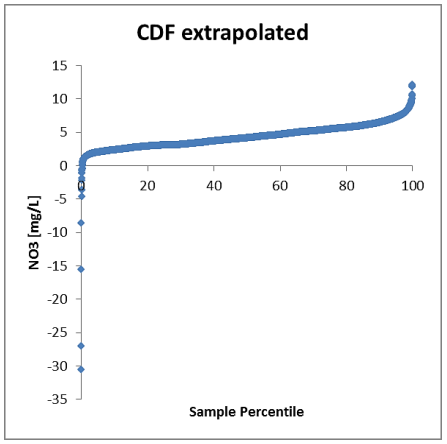
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.97655	0.78872
R Square	0.95365	0.62208
Adjusted R Square	0.94182	
Standard Error	1.11266	
Observations	120	

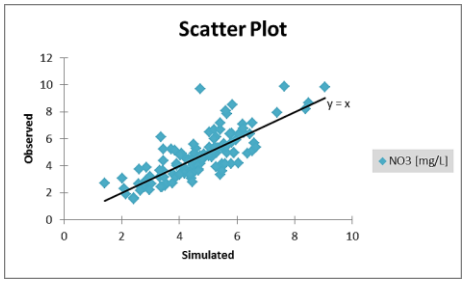
ANOVA

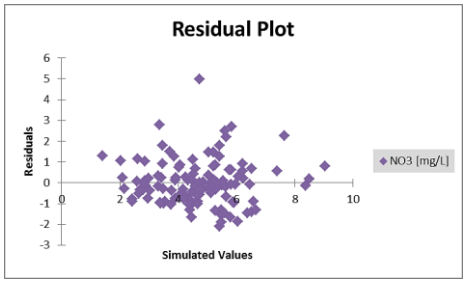
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	2852.857	356.607	288.047	1.58611E-70
Residual	112	138.658	1.238		
Total	120	2991.515			

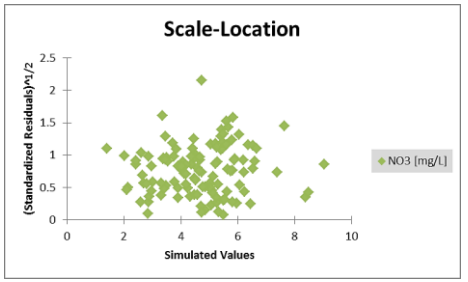
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.08940	0.00862	10.36885	0.0%
OBST+REB	0.17187	0.02007	8.56249	0.0%
GRUE_ANT	0.00452	0.00957	0.47217	63.8%
WALD_ANT	0.03092	0.00634	4.87479	0.0%
SIED+VERK	0.04461	0.01056	4.22397	0.0%
DEPO_ANT	-1.16911	0.60066	-1.94637	5.4%
Abwasseranteil [%]	0.03715	0.00675	5.50450	0.0%
REST_ANT	0.02262	0.03001	0.75391	45.2%

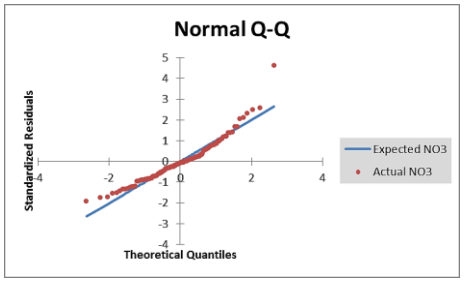












Gesamt-Stickstoff (N_{tot})

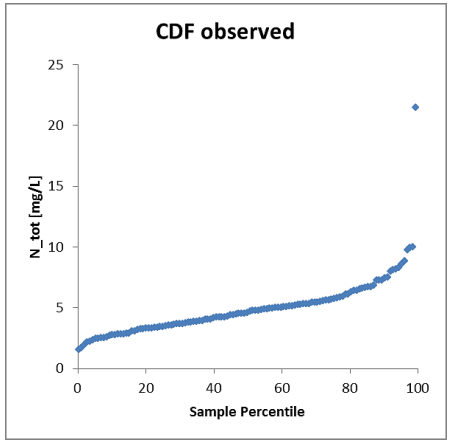
Regression Statistics

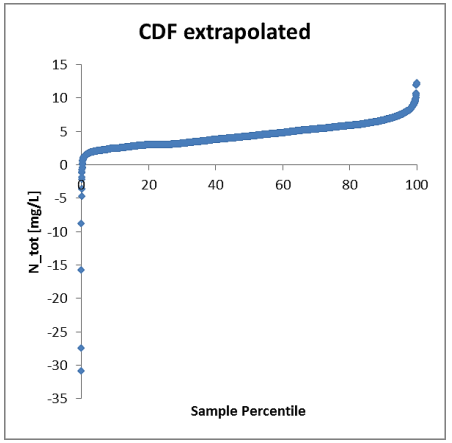
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.97682	0.79013
R Square	0.95418	0.62431
Adjusted R Square	0.94238	
Standard Error	1.13251	
Observations	120	

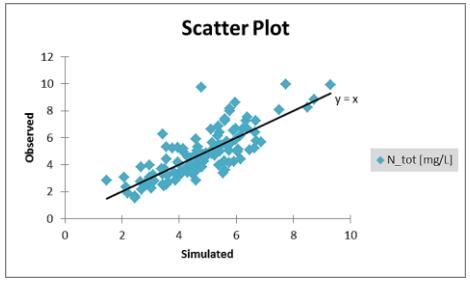
ANOVA

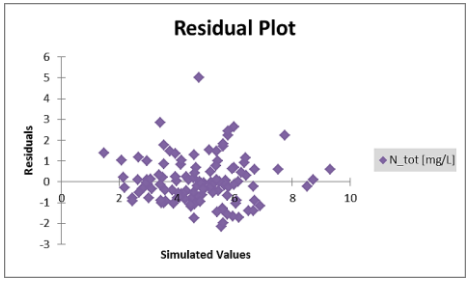
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	2991.133	373.892	291.516	8.42722E-71
Residual	112	143.649	1.283		
Total	120	3134.782			

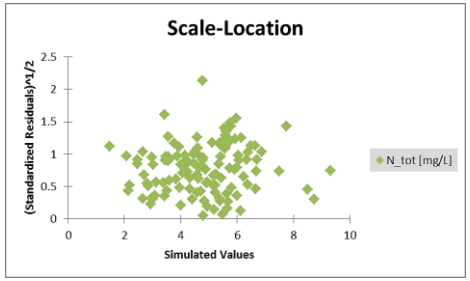
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.09259	0.00878	10.55071	0.0%
OBST+REB	0.17151	0.02043	8.39498	0.0%
GRUE_ANT	0.00513	0.00974	0.52724	59.9%
WALD_ANT	0.03038	0.00646	4.70444	0.0%
SIED+VERK	0.04520	0.01075	4.20493	0.0%
DEPO_ANT	-1.18701	0.61137	-1.94155	5.5%
Abwasseranteil [%]	0.03875	0.00687	5.64002	0.0%
REST_ANT	0.02608	0.03054	0.85389	39.5%

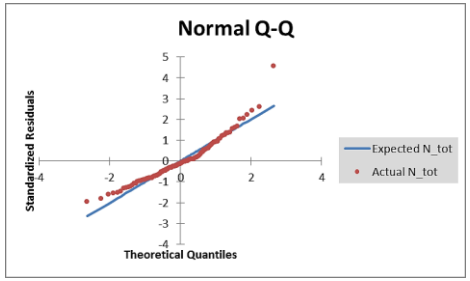












Ortho-Phosphat (PO_4)

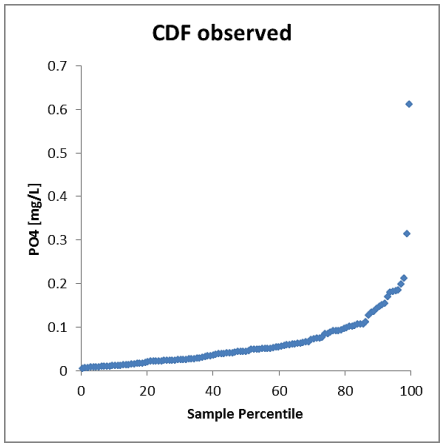
Regression Statistics

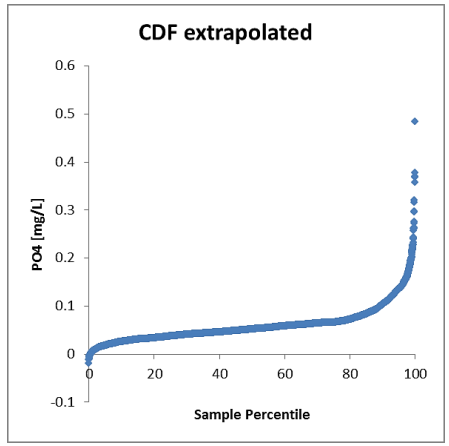
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.74271	0.45071
R Square	0.55162	0.20314
Adjusted R Square	0.51466	
Standard Error	0.06659	
Observations	120	

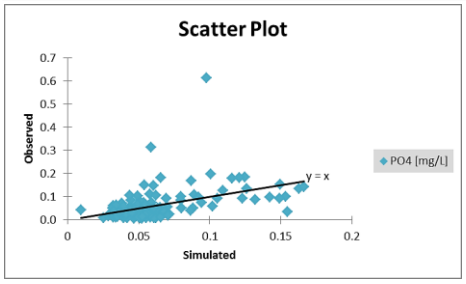
ANOVA

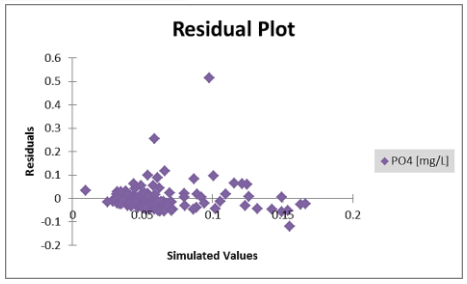
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	0.6110	0.0764	17.2232	1.98014E-16
Residual	112	0.4966	0.0044		
Total	120	1.1076			

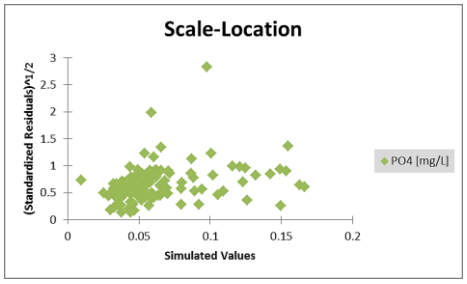
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.00013	0.00052	0.25260	80.1%
OBST+REB	0.00548	0.00120	4.56008	0.0%
GRUE_ANT	-0.00021	0.00057	-0.36516	71.6%
WALD_ANT	0.00064	0.00038	1.69085	9.4%
SIED+VERK	0.00111	0.00063	1.75927	8.1%
DEPO_ANT	0.01423	0.03595	0.39580	69.3%
REST_ANT	0.00032	0.00180	0.17951	85.8%
Abwasseranteil [%]	0.00061	0.00040	1.51851	13.2%

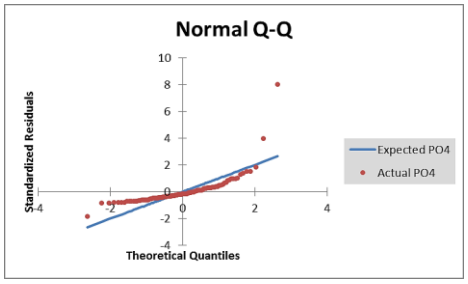












Gesamter Phosphor (P_{tot})

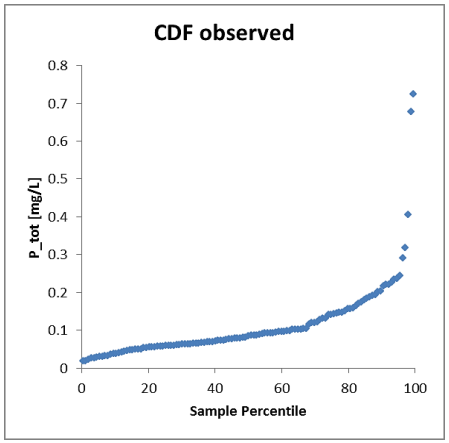
Regression Statistics

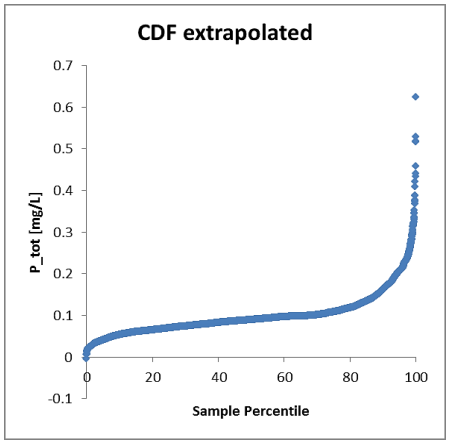
	RTO	*OLS*
Multiple R	0.85360	0.53929
R Square	0.72863	0.29084
Adjusted R Square	0.70274	
Standard Error	0.07390	
Observations	120	

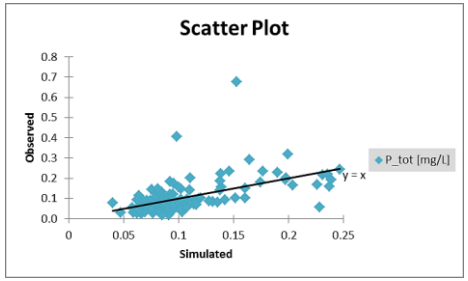
ANOVA

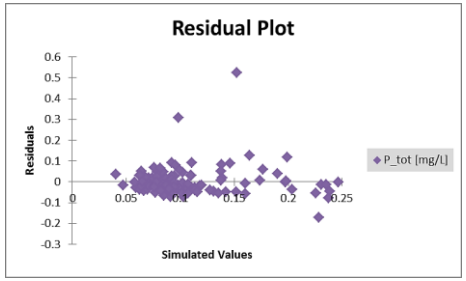
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	8	1.6424	0.2053	37.5893	3.201E-28
Residual	112	0.6117	0.0055		
Total	120	2.2541			

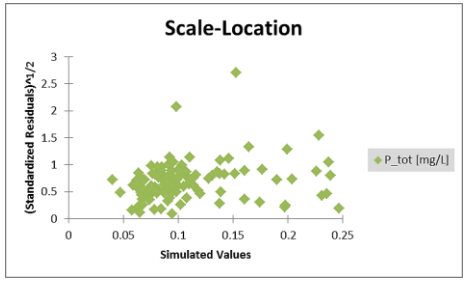
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	0	#N/A	#N/A	#N/A
ACK_ANT	0.00025	0.00057	0.44450	65.8%
OBST+REB	0.00750	0.00133	5.62426	0.0%
GRUE_ANT	-0.00004	0.00064	-0.06530	94.8%
WALD_ANT	0.00098	0.00042	2.31550	2.2%
SIED+VERK	0.00179	0.00070	2.55568	1.2%
DEPO_ANT	0.01649	0.03990	0.41327	68.0%
REST_ANT	0.00125	0.00199	0.62877	53.1%
Abwasseranteil [%]	0.00098	0.00045	2.17937	3.1%

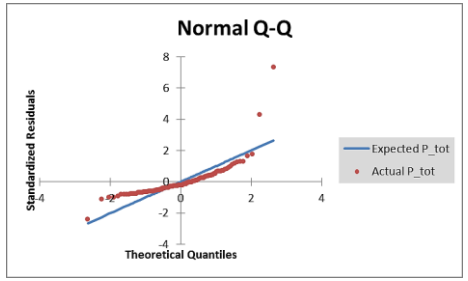












Diatomeen-Index (DICH)

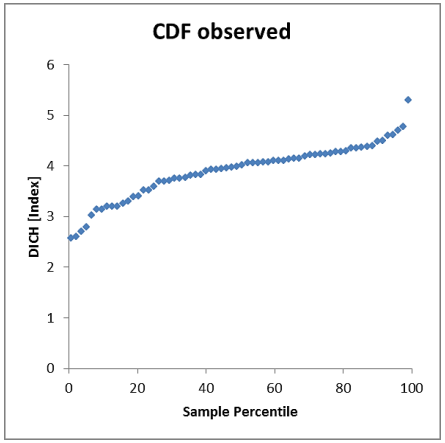
Regression Statistics

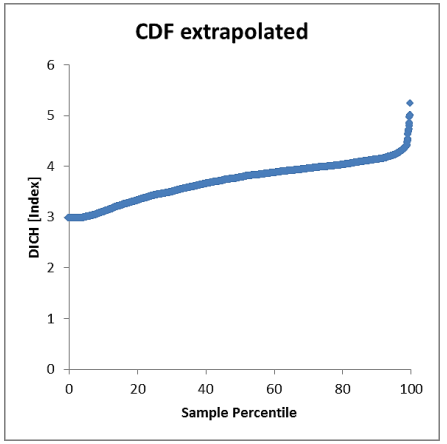
	OLS
Multiple R	0.4593
R Square	0.2110
Adjusted R Square	0.1722
Standard Error	0.4951
Observations	65

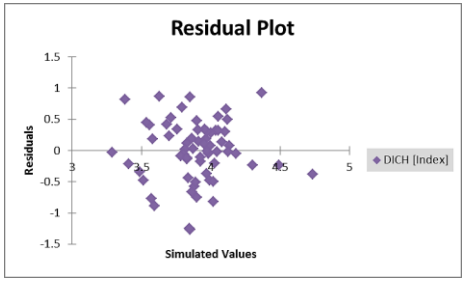
ANOVA

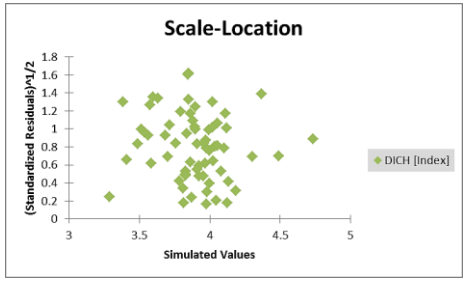
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	3	4.00	1.33	5.44	0.002
Residual	61	14.95	0.25		
Total	64	18.95			

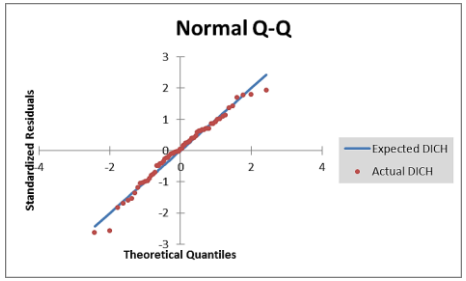
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	2.987	0.275	10.879	0%
LW	0.011	0.004	2.673	1%
SIED+VERK	0.017	0.007	2.476	2%
Abwasseranteil	0.009	0.004	2.385	2%











Makrozoobenthos-Index (IBCH)

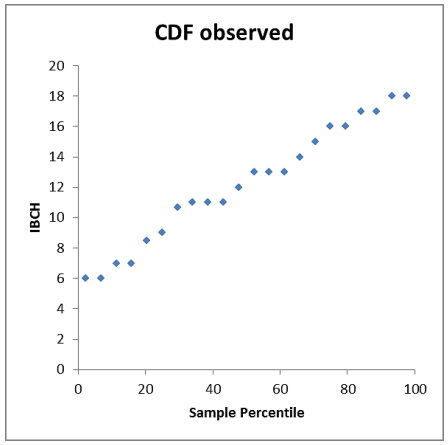
Regression Statistics

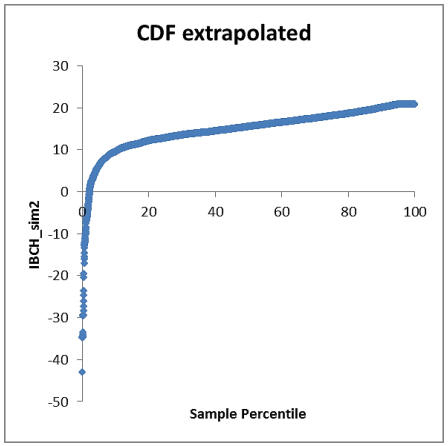
	OLS
Multiple R	0.5584
R Square	0.3118
Adjusted R Square	0.1904
Standard Error	3.4245
Observations	21

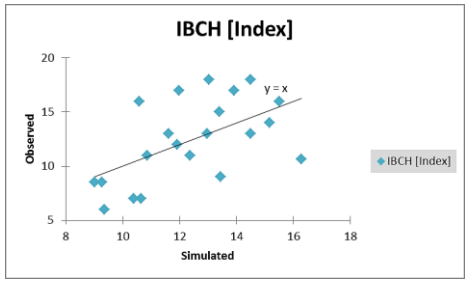
ANOVA

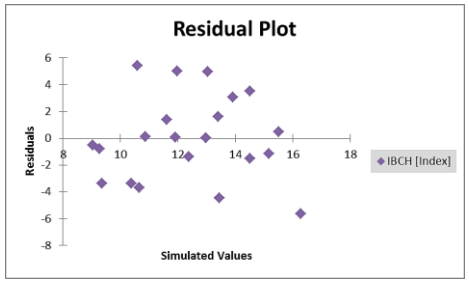
	df	*SS*	*MS*	*F*	*Significance F*
Regression	3	90.34	30.11	2.57	0.09
Residual	17	199.36	11.73		
Total	20	289.70			

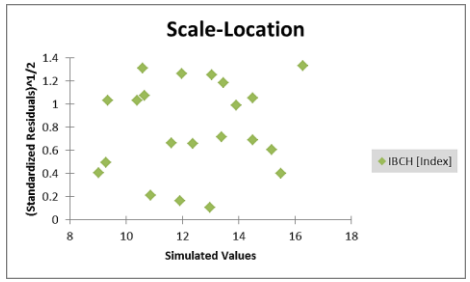
	Coefficients	*Standard Error*	*t Stat*	*P-value*
Intercept	20.843	6.400	3.257	0%
LW	-0.042	0.096	-0.431	67%
SIED+VERK	-0.552	0.263	-2.096	5%
Abwasseranteil	-0.012	0.032	-0.389	70%

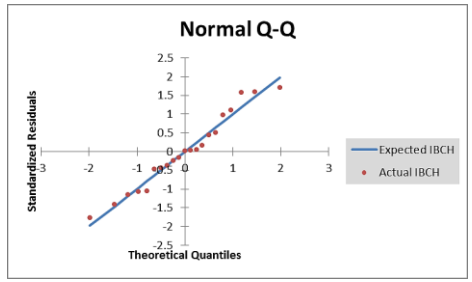












A.4 Backward Stepwise Regression

Ergebnisse der Backward Stepwise Regression der verschiedenen Regressionsmodelle

	Individuelle Regressoren						Aggregierte Regressoren					
	nicht signifikant	signifikant	R2		σ		nicht signifikant	signifikant	R2		σ	
			vorher	nachher	vorher	nachher			vorher	nachher	vorher	nachher
BSB5	Ab/Rb/D/V	S/Rs/G/W/O/Ack	0.958	0.957	0.765	0.754	Ab/D/O+Rb	S+V/Rs/G/Ack/W	0.958	0.956	0.758	0.761
DOC	D/Rb/Ab/V/G	O/Rs/S/Ack/W	0.944	0.939	0.956	0.973	D/G	O+Rb/Rs/S+V/Ack/W/Ab	0.941	0.938	0.966	0.98
NH4	Rb/D/Ab/V	Rs/O/Ack/S/G/W	0.432	0.408	0.121	0.122	D/Ab	Rs/O+Rb/Ack/S+V/G/W	0.417	0.412	0.122	0.121
NO2	Rb/D/S/G/V/Ab	Rs/O/Ack/W	0.43	0.398	0.088	0.088	D/S+V/G/Ab	Rs/O+Rb/Ack/W	0.413	0.398	0.088	0.088
NO3	Rb/W/V/D	Rs/Ack/O/S/Ab/G	0.917	0.912	1.588	1.606	W/D	Rs/Ack/O+Rb/S+V/Ab/G	0.915	0.912	1.591	1.604
N_tot	W/Rb/V/D	Rs/Ack/O/S/Ab/G	0.911	0.906	1.697	1.712	W/D	Rs/Ack/O+Rb/S+V/Ab/G	0.908	0.906	1.702	1.709
PO4	V/Rb/D/G/Ack/Rs/Ab	O/S/W	0.555	0.539	0.067	0.067	D/Ack/G/Rs/Ab	O+Rb/S+V/W	0.554	0.539	0.067	0.067
P_tot	W/V/D/Rb/Ab/G	Rs/O/S/Ack	0.686	0.665	0.088	0.089	W/D/Ab/G	Rs/O+Rb/S+V/Ack	0.682	0.663	0.088	0.089
DICH	D/Rb/O/Rs/V/S/Ack	W/G/Ab	0.405	0.304	0.457	0.465	D	G/W/Ack/S+V/Rs/O+Rb/Ab	0.402	0.396	0.450	0.448
IBCH	Ab/S/O/V/D/Rb	Rs/Ack/G/W	0.777	0.579	2.539	2.760	Ab/S+V/O+Rb/D	Rs/Ack/G/W	0.699	0.579	2.694	2.760

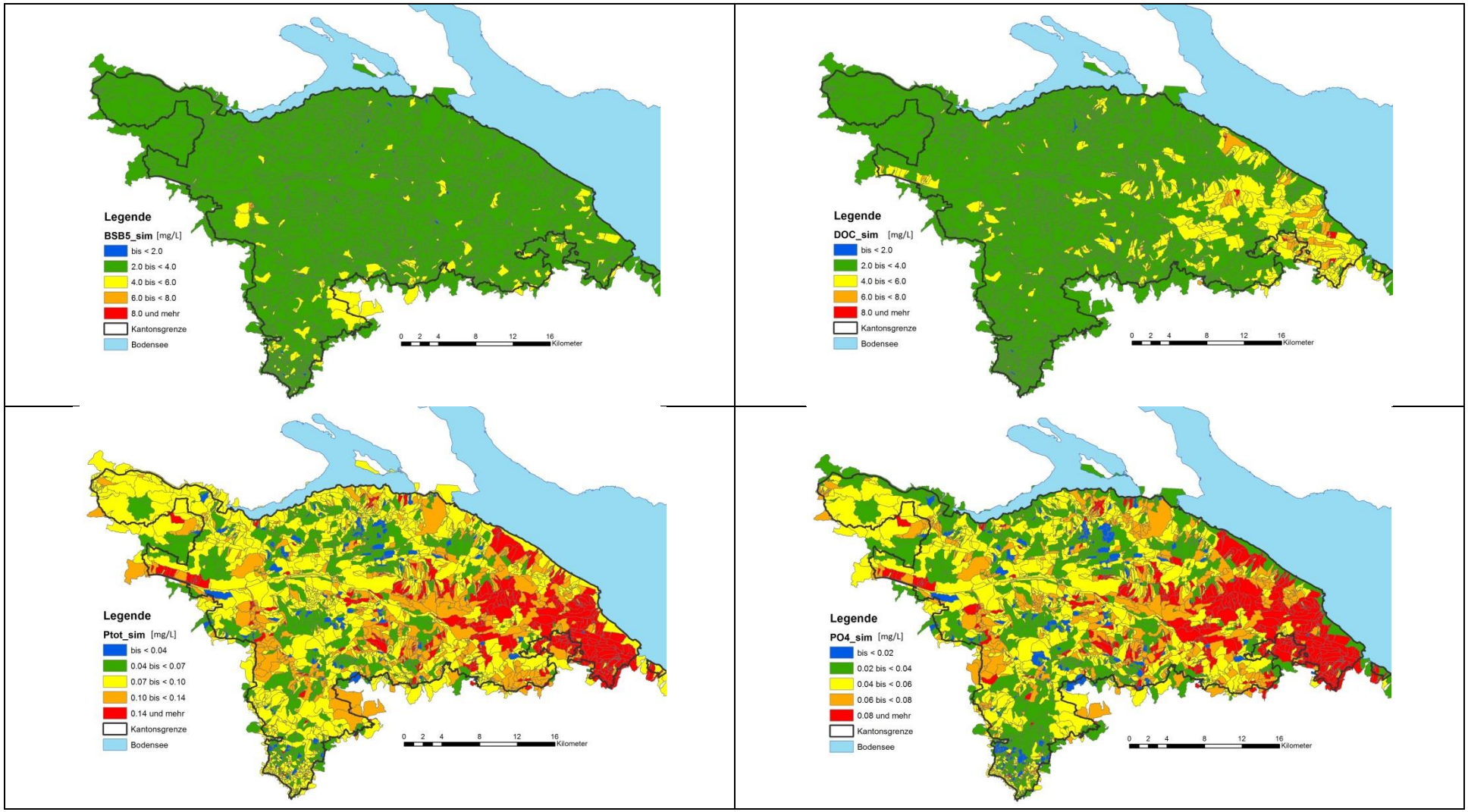
Nomenklatur:

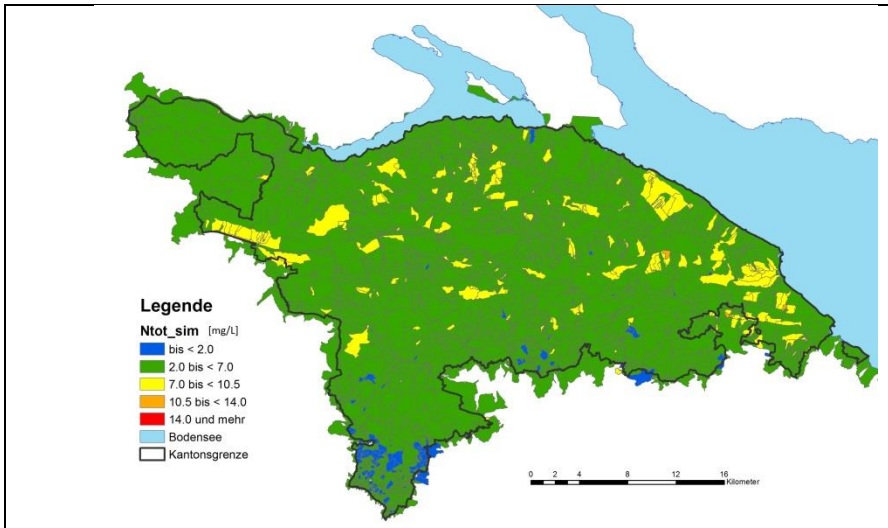
Ackerland (Ack), Obst (O), Reben (Rb), Grünland (G), Wald (W), Siedlung (S), Verkehr (V), Deponien (D), Restfläche (Rs), Abwasseranteil (Ab).

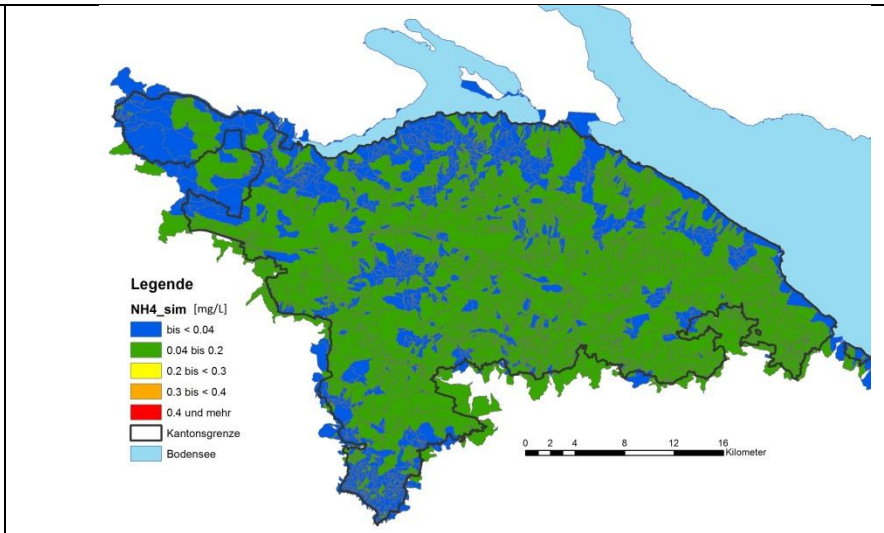
Erläuterung:

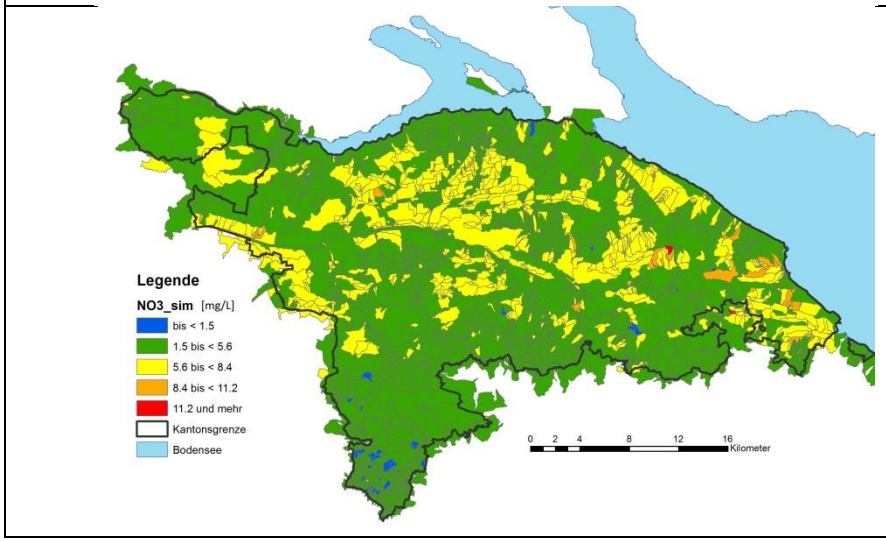
Die Reihenfolge der Aufzählung der Regressoren in der Spalte „nicht signifikant“ entspricht der Abfolge der Eliminierung der Variablen aus dem Model. D.h. je früher eine Landnutzung aus dem Model genommen wurde, umso weniger aussagekräftig war sie in der Beschreibung des entsprechenden Parameters. Andererseits entspricht die Reihenfolge der Aufzählung der übriggebliebenen Regressoren in der Spalte „signifikant“ dem absoluten Werte des Koeffizienten b_i der Regressionsfunktion. D.h. je früher eine Landnutzung erwähnt wird, umso grösser ist deren Einfluss in der Beschreibung der Regressionsgerade.

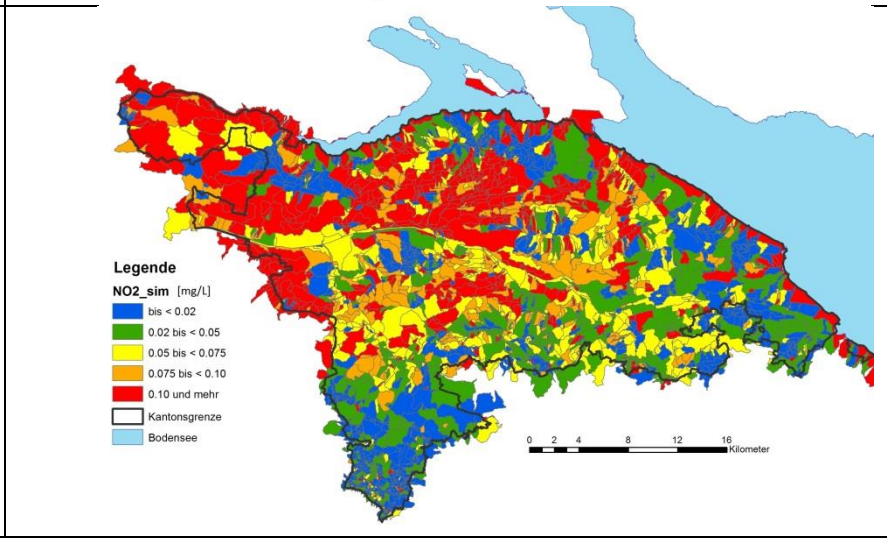
A.5 Extrapolation der Regressionsmodelle auf den Kanton Thurgau

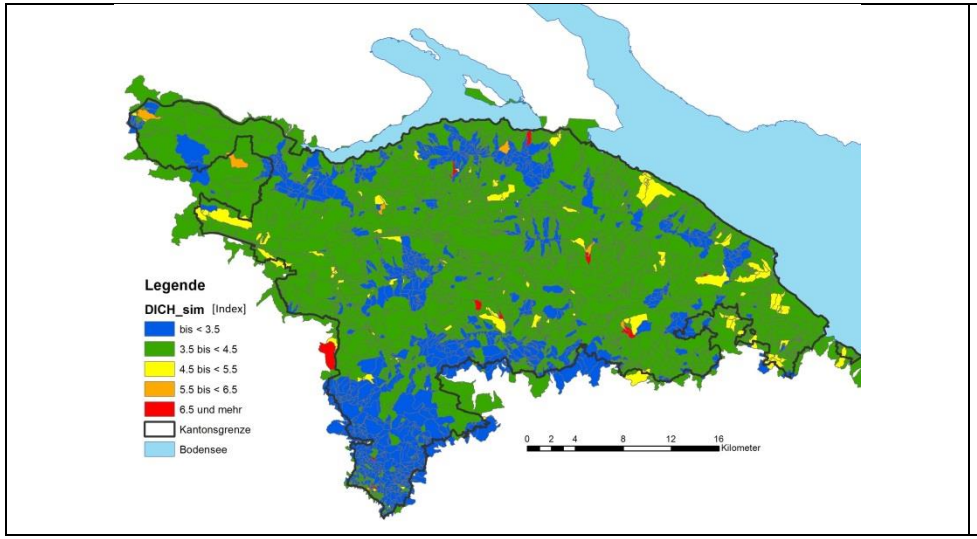


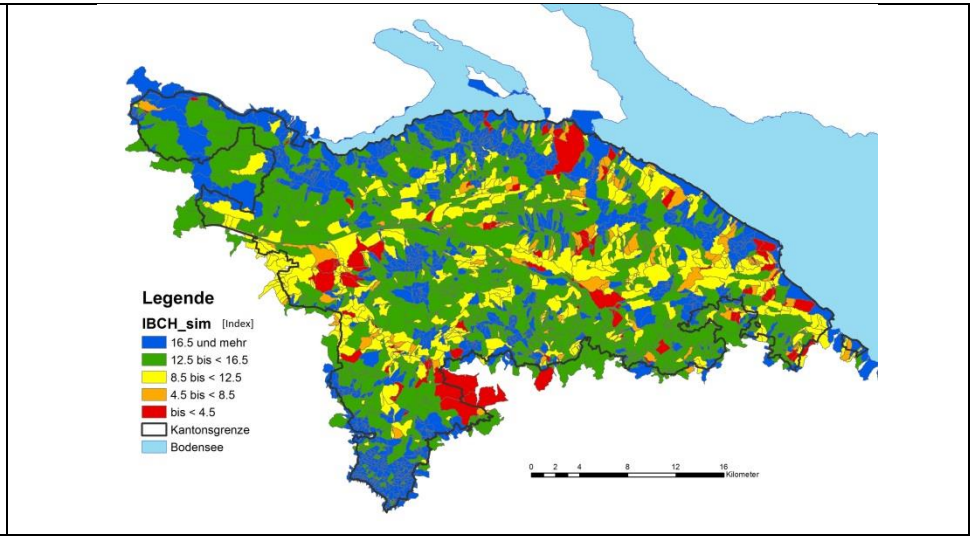

Legende
Ntot_sim [mg/L]
bis < 2.0
2.0 bis < 7.0
7.0 bis < 10.5
10.5 bis < 14.0
14.0 und mehr
Bodensee
Kantonsgrenze
0 2 4 8 12 16
Kilometer


Legende
NH4_sim [mg/L]
bis < 0.04
0.04 bis 0.2
0.2 bis < 0.3
0.3 bis < 0.4
0.4 und mehr
Kantonsgrenze
Bodensee
0 2 4 8 12 16
Kilometer


Legende
NO3_sim [mg/L]
bis < 1.5
1.5 bis < 5.6
5.6 bis < 8.4
8.4 bis < 11.2
11.2 und mehr
Kantonsgrenze
Bodensee
0 2 4 8 12 16
Kilometer


Legende
NO2_sim [mg/L]
bis < 0.02
0.02 bis < 0.05
0.05 bis < 0.075
0.075 bis < 0.10
0.10 und mehr
Kantonsgrenze
Bodensee
0 2 4 8 12 16
Kilometer


Legende
DICH_sim [Index]
bis < 3.5
3.5 bis < 4.5
4.5 bis < 5.5
5.5 bis < 6.5
6.5 und mehr
Kantonsgrenze
Bodensee
0 2 4 8 12 16
Kilometer


Legende
IBCH_sim [Index]
16.5 und mehr
12.5 bis < 16.5
8.5 bis < 12.5
4.5 bis < 8.5
bis < 4.5
Kantonsgrenze
Bodensee
0 2 4 8 12 16
Kilometer

A.6 Tabellen der potenziellen Probenahmestandorte

Tabelle I: Standorte mit permanent guten Messwerten.

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	GWN25-07	X	Y
2*	Anderbach	Ermatingen	17825479	723'380	281'507
4*	Chesselbach	Steckborn	1502722	714'080	279'509
8*	Dorfbach Mammern	Mammern	17825503	711'068	278'520
12*	Eschenzer Dorfbach	Eschenz	1762584	708'184	278'953
23*	Itobelbach	Steckborn	1502995	713'472	279'280
25*	Langenergetenbach	Steckborn	1503157	715'967	280'711
26*	Rütelitobelbach	Salenstein	1502738	720'939	281'629
39*	Wibergtöbelibach	Ermatingen	1504690	725'574	280'605
40*	Wildbach	Berlingen	1503164	718'427	281'628
67*	Tägelbach	Frauenfeld	1763038	707'152	270'371
72*	Thur	Amlikon-Bissegg	1512949	719'397	271'021
74*	Thur	Neunforn	16776426	698'695	272'130
78*	Wellenbergtobelbach	Felben-Wellhausen	1513384	713'100	271'236
82*	Aumühlebach	Fischingen	1521984	715'829	254'502
86*	Chräbsbach	Wängi	1521502	713'411	262'522
89*	Feutschenbach	Münchwilen	1521344	717'212	261'063
92*	Hartenauerbach	Affeltrangen	1521964	720'094	265'201

Tabelle II: Standorte mit schlechten Messwerten.

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	GWN25-07	X	Y
7*	Dorfbach Kesswil	Kesswil	1514218	741'716	273'343
9*	Dorfbach Romanshorn	Romanshorn	1514357	745'005	270'699
19*	Heppach	Salmsach	1514402	746'015	268'611
24*	Kafigraben	Tägerwilen	1504712	728'176	280'256
28*	Salmsacher Aach	Erlen	1514080	733'338	267'906
30*	Salmsacher Aach, Tonhueb	Amriswil	1766766	742'072	268'463
51*	Istighoferbach	Bürglen	1513985	728'797	267'407
52*	Kefikoner Dorfbach	Gachnang	1511835	705'143	267'397

Tabelle III: Standorte mit kleinem Einzugsgebiet.

ObjectID	Gewässer	Gemeinde	GWN25-07	X	Y	Fliessstrecke im EZG (m)
1*	Agerstenbach	Ermatingen	1502202	724750	280604	826
6*	Chüpfelerbach	Uttwil	1514308	742566	272474	930
11*	Dürrmühlibach	Salenstein	16895448	722138	281544	753
28	Salmsacher Aach	Erlen	1514080	733338	267906	1394
58*	Puppikonerbach	Bussnang	1513958	726016	268049	842
60*	Rötelbach	Hohentannen	1522163	733402	264456	1119
63*	Sangentobelbach	Kradolf-Schönenberg	1522213	733066	263376	1497
64*	Schöntalbach	Gachnang	1511802	705143	267388	1006
83*	Bach von Alp	Wängi	1521291	712787	263229	1223
89*	Feutschenbach	Münchwilen	1521344	717212	261063	962
91*	Försterhausbach	Frauenfeld	1512197	710940	266569	649
9	Dorfbach Romanshorn	Romanshorn	1514357	745005	270699	1792
80*	Zufluss von Halden	Bischofszell	1522225	733243	263246	1576
93*	Hexentobelbach	Wängi	1521513	714178	261523	1792

Tabelle IV: Messstellen bei ARAs.

ObjectID	Name ARA	GWN25-07	X	Y	FLOZ
A1*	Aadorf (Lützelmurg)	1521866	709614	262078	5
A2*	Diessenhofen (Rhein)	1501990	696114	283056	8
A3*	Frauenfeld (Murg)	1512968	709331	270255	6
A4*	Matzingen (Murg)	1521814	711382	265321	6
A5*	Paradies	1501552	693251	282386	2
A6*	Pfyn & Müllheim	1513417	713114	272022	7
A7*	Thurpapier Model & Weinfelden	16787977	723289	269513	7
A8*	Uesslingen	1511739	703998	270906	1

Tabelle V: Messstellen bei Hydromessstationen.

ObjectID	Name Hydromessstation	GWN25-07	X	Y	FLOZ
H1*	Geisslibach Willisdorf	17857931	698228	282913	3
H2*	Goldach Bleiche	1524206	753265	261651	5
H3*	Hüttwilersee	1512149	704889	274609	2
H4*	Lützelmurg Aadorf	1521866	709624	261961	5
H5*	Mühlebach Kundelfingerhof	1501540	694313	281314	1
H6*	Rheinklingen	1501999	703199	281482	8

Tabelle VI: Messstellen in Auengebieten.

ObjectID	Name Auengebiet	GWN25-07	X	Y	FLOZ
U1*	Ghöggerhütte	1522875	733839	261288	7
U2*	Hau-Äuli	1512957	710015	271273	7
U3*	Schäffäuli	16776427	699185	272196	7
U4*	Unteres Ghögg	1522876	734702	261260	7
U5*	Wuer	1760873	707502	270747	7
U6*	Wyden	1512965	712551	271844	7

Tabelle VII: Messstellen nach Abstürzen.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Absturzhöhe (cm)
B1	Aumühlebach	1535131	717110	253380	3	200
B2	Hartenauer Bach	1521952	723137	263600	3	120
B3*	Kaabach	1521937	718335	262167	3	80
B4	Lauftenbach	1522924	739388	260809	3	110
B5	Murg	1521832	714919	261400	6	170
B6	Murg	1521842	716407	256552	6	80
B7*	Wilerbach	1514288	739709	267022	3	350
B8*	n/a	1513530	728941	277599	2	140
B9*	n/a	1513524	728525	277766	3	140
B10*	n/a	1502736	720733	280039	2	160
B11	n/a	1513928	741729	268987	2	90

Tabelle VIII: Messstellen nach Kraftwerken.

ObjectID	Name Kraftwerk	GWN25-07	X	Y	FLOZ
W1	Alte Säge Tägerwilen	1504801	726447	279346	3
W2*	Bruggmühle & Sittermühle	1522907	737422	263112	6
W3	Dietlismühle	1513245	714444	266968	4
W4	Knochenstampfe	1535095	712383	250465	4
W5*	KW Papieri & Tuurau	1522875	733841	261289	7
W6*	KW Sirnach & TWS	1521842	716362	256490	6
W7	Martinsmühle	1514269	734488	275395	4
W8*	Mühle Amlikon	1513326	722055	269181	3
W9*	Mühle Lamperswil	1513190	720260	274656	3
W10	Mühle Nussbaumen	1512179	705033	275615	2
W11	Mühle Willisdorf	1502009	698208	281051	3
W12	Paradies	1502038	693263	281824	3
W13	Sägerie Güttinger	1523046	737107	259931	3
W14*	Sitterdorf	1523008	736133	263251	3
W15*	Tiefenmühle	1513173	709146	272951	3
W16*	Wasserrad Hegi Aadorf	1521874	710031	260828	5

Tabelle IX: Messstellen in ökomorphologisch schlechten Einzugsgebieten.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ
O1*	Alpbach	1521904	721435	256500	4
O2*	Chrebsbach	1521972	717764	260488	3
O3*	Dorfbach	1504794	727517	279547	3
O4	Dorfbach	1521911	710122	259771	4
O5*	Geisslibach	1502006	700365	279914	3
O6*	Geusenbach	1514204	737822	274853	1
O7*	Giessen	1514157	730872	268910	2
O8*	Lützelmurg	1521887	712702	256263	3
O9	Schlatterbach	1502039	694552	280880	2
O10*	Seebach	1760874	706856	274030	3
O11	Stichbach	16788262	736170	273278	2
O12	Thur	1761144	725066	268655	7
O13	Uttwiler Bach	1763624	743088	271567	2
O14*	Wilerbach	1514287	739485	267360	3
O15	n/a	1521423	713782	257240	2
O16*	n/a	1512636	711178	269870	3

Tabelle X: Messstellen in fehlenden Einzugsgebieten.

ObjectID	Gewaesser	GWN25_07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke
F1*	Alpbach	1521905	721219	256435	3	13316
F2*	Beerenbach	1513289	717548	273527	2	7458
F3*	Chrebsbach	1522010	721188	256495	3	12450
F4*	Dorfbach	1513272	718267	274030	4	33697
F5*	Geisslibach	17857931	698225	282922	3	27763
F6*	Goldach	1524206	753497	261804	5	145336
F7*	Griesenbergtobelbach	1513358	717962	271160	3	8866
F8*	Lauftenbach	1522921	739468	262295	4	20069
F9*	Mühlebach (Räuchlisberg)	1514238	739497	268466	2	5448
F10*	Rötelbach	1523008	736353	263007	3	13840
F11*	Schlatterbach	1502035	693760	281409	2	6485
F12*	Sorenbach	1523037	736269	260288	3	18558
F13*	Steinenbach	1535109	710564	251203	4	31550
F14*	n/a	1512636	711181	270979	3	8773
F15*	n/a	1512710	715131	271739	3	6658
F16*	n/a	1534416	710585	251210	2	4317

Tabelle XI: Messstellen für BSB_5.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
S1	Murg	1512968	709607	269356	6	374853	unbefriedigend
S2	n/a	16788266	735247	268693	1	1408	mässig
S3*	n/a	1523286	749143	263003	2	2426	mässig
S4	n/a	1521281	713859	262113	1	1061	mässig
S5	n/a	1521355	721791	261128	1	1495	mässig
S6	n/a	1532676	712762	253934	2	2725	mässig

Tabelle XII: Messstellen für Kieselalgen (DICH).

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
D1	n/a	1501552	693087	282477	2	1327	unbefriedigend
D2*	n/a	1512698	719265	276743	2	601	schlecht
D3	n/a	16895471	713527	273701	1	779	unbefriedigend
D4	n/a	1512066	697943	274173	2	2646	mässig
D5	Binnenkanal Thur	1763037	706951	270552	2	1963	mässig
D6	Ellikerbach	1512138	703134	270927	3	25390	mässig
D7*	n/a	1513911	730751	269510	2	2448	mässig-*schlecht*
D8*	n/a	1521048	723279	265808	2	703	schlecht
D9*	n/a	16750570	721534	265656	1	129	schlecht
D10	n/a	1521617	712349	264284	6	714	schlecht
D11*	n/a	1522189	733259	263917	1	707	schlecht
D12	n/a	1521723	721593	265218	1	1891	mässig
D13*	n/a	1532545	712633	253502	1	313	schlecht
D14*	n/a	1534383	712215	250731	2	2360	unbefriedigend-*schlecht*
D15*	n/a	1513941	740536	268835	2	1087	schlecht

Tabelle XIII: Messstellen für DOC.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
C1*	n/a	1511740	699978	272163	2	8171	*mässig*-unbefriedigend
C2	n/a	1511824	698475	272383	2	1218	mässig-unbefriedigend
C3*	n/a	1513926	736850	269066	2	1208	unbefriedigend-*schlecht*
C4	n/a	1513931	736469	268879	1	1206	unbefriedigend
C5	n/a	16788266	735240	268690	1	1408	unbefriedigend
C6	Walderbach	1522989	726086	265267	2	4233	*mässig*-unbefriedigend
C7	Salbach	16678564	748314	263164	2	8012	*mässig*-schlecht
C8*	n/a	1523286	749143	263003	2	2426	unbefriedigend-*schlecht*

Tabelle XIV: Messstellen für Makrozoobenthos (IBCH).

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
I1	n/a	17850926	693646	282860	2	941	unbefriedigend
I2	n/a	1501766	692543	282210	2	2284	unbefriedigend-*schlecht*
I3	Fruthwilenbach	1503172	723293	280842	3	10228	*unbefriedigend*-schlecht
I4*	Dorfbach	1504793	727401	280531	4	15650	unbefriedigend-schlecht
I5*	Tobelbach	1502067	704933	278795	2	4877	unbefriedigend-*schlecht*
I6	n/a	1512318	711313	277876	3	2953	unbefriedigend-schlecht
I7	Muesbach	1760875	707570	276861	3	2254	unbefriedigend-schlecht
I8	n/a	1511861	705612	275393	2	3453	unbefriedigend-schlecht
I9*	n/a	1512848	715067	271884	3	6718	unbefriedigend-*schlecht*
I10	Gillgraben	1513302	721733	272290	2	4853	schlecht
I11	Hebbach	1514234	739835	269719	3	7095	*unbefriedigend*-schlecht
I12*	Dorfbach	1513394	713707	269545	3	4850	rot
I13	Aach (Romanshorn)	1514447	745585	269120	4	73413	*unbefriedigend*-schlecht
I14*	Meilenbach	1761398	742511	268401	2	2854	schlecht
I15	n/a	1514011	729312	267517	2	5145	mässig-schlecht
I16*	n/a	1512228	708042	268240	1	423	schlecht
I17	n/a	1523139	749021	265616	2	3474	*unbefriedigend*-schlecht
I18	Feilenbach	1524396	745183	264826	3	5481	*unbefriedigend*-schlecht
I19*	n/a	1523286	749143	263003	2	2426	schlecht
I20*	n/a	1521527	721749	261120	2	2181	unbefriedigend-*schlecht*
I21*	n/a	1521510	709465	259434	3	3538	unbefriedigend-schlecht
I22*	Chrebsbach	1522010	721215	256486	3	12449	schlecht
I23	n/a	1532676	712783	253937	2	2725	unbefriedigend-schlecht
I24	n/a	1514218	741633	273220	2	4406	unbefriedigend-schlecht

Tabelle XV: Messstellen für N_{tot}.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
N1	n/a	1512734	715343	276665	2	2052	mässig
N2	n/a	1512691	721033	276120	2	2499	mässig
N3	n/a	16784837	721750	275300	1	3432	mässig
N4	Furtibach	1514131	727336	274225	2	4082	mässig
N5*	n/a	1511740	699996	272162	2	8171	unbefriedigend
N6	Ellikerbach	1512138	703183	270871	3	25390	mässig
N7	n/a	1511741	704410	270440	1	1280	mässig
N8	n/a	1513938	731578	268801	1	1400	mässig
N9*	n/a	1521500	712059	264170	5	5874	mässig
N10*	n/a	1513926	736848	269049	2	1208	unbefriedigend-schlecht

Tabelle XVI: Messstellen für P_{tot}.

ObjectID	Gewässername	GWN25-07	X	Y	FLOZ	Fliessstrecke EZG (m)	Prognose MSK
P1	n/a	1501552	693087	282477	2	1327	mässig-unbefriedigend
P2	Fruthwilenbach	1503172	723345	280922	3	10228	unbefriedigend-schlecht
P3	n/a	1513685	727716	273968	2	4740	schlecht
P4*	n/a	1511740	699996	272162	2	8171	unbefriedigend-*schlecht*
P5*	n/a	1513911	730744	269550	2	2448	schlecht
P6	n/a	1513972	729253	267551	2	5256	schlecht
P7	n/a	1514386	747196	267401	1	965	schlecht
P8	Walderbach	1522985	726765	265524	3	9553	unbefriedigend-schlecht
P9	Furtbach	1522969	726905	265532	3	8992	unbefriedigend-schlecht
P10	n/a	1521229	717849	263822	2	1225	unbefriedigend-schlecht
P11*	Rötelbach	1523009	736353	263007	3	13840	unbefriedigend-schlecht
P12*	Lauftenbach	1522921	739506	262344	4	20069	*unbefriedigend*-schlecht
P13	n/a	1523334	753116	262152	5	2522	schlecht
P14	n/a	1521327	714919	260943	2	1988	unbefriedigend-schlecht
P15	Sorenbach	1523037	736231	260276	3	18558	unbefriedigend
P16*	n/a	1534383	712215	250731	2	2360	unbefriedigend-schlecht

Anmerkungen:

- Objekte mit einem Asterix * bezeichnen jene Standorte, welche für das vorgeschlagene Monitoring-Netzwerk gebraucht wurden (siehe Abbildung 26).
- *Kursiv* geschriebene Wörter bezeichnen die dominante Ausprägung der prognostizierten MSK-Bewertung im Einzugsgebiet.

Persönliche Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und die den verwendeten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

…… Zürich, 23. November 2014

Nicolas Steeb