

Monitoringhandbuch Probenahme, Abflussmessung & Auswertung



Impressum

Herausgeber:

Landesamt für Umwelt
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Telefon 04349 704-0

In Zusammenarbeit mit der

Projektgruppe „Abwasser“ des Schleswig-Holsteinischen Landkreistages

Ansprechpartnerin:

Frau Maren Klingbeil
Telefon: 04347 704-140
E-Mail: maren.klingbeil@lfu.landsh.de

Erscheinungsdatum:

April 2023

Titelbild:

Probenahme an einem Gewässer, 2021, S. Schwarz (LfU)

Hinweise:

Dieser Bericht wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf der Bericht nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, den Bericht zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird in diesem Bericht das generische Maskulinum verwendet. Die gewählte männliche Form bezieht sich immer zugleich auf weiblich und männlich gelesene Personen.

Die Landesregierung im Internet:

www.schleswig-holstein.de

Inhalt

Abkürzungsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
1 Einleitung	8
2 Kurzbeschreibung: Verfahren zur immissionsbezogenen Bewertung von Abwassereinleitungen	9
2.1 Theoretische Mischungsrechnung	9
2.2 Screening („50 %-Prüfung“).....	9
2.3 Beweissicherung (Intensivmonitoring)	9
2.4 Orientierungswerte	9
2.5 Bemessungsabfluss (Q_{Median})	10
2.6 Priorisierungskulisse.....	10
3 Auswahl der Messstellen für Probenahme und Abflussmessung	12
3.1 Grundsätze.....	12
3.2 Screening („50 %-Prüfung“).....	13
3.2.1 Ort der Messstellen	13
3.2.2 Anzahl der Messstellen.....	14
3.2.3 Zeitpunkte der Probenahme und Abflussmessung.....	14
3.3 Intensivmonitoring	14
3.3.1 Ort der Messstellen	14
3.3.2 Anzahl der Messstellen.....	14
3.3.3 Zeitpunkte der Probenahme und Abflussmessung.....	15
4 Abflussmessung bzw. Abflussabschätzung	16
4.1 Grundsätze.....	16
4.2 Messverfahren.....	18
4.2.1 Hydrometrischer Flügel.....	19
4.2.2 Elektromagnetische Messmethode.....	20
4.2.3 Durchflussmessung mit Markierungsstoffen (Tracern).....	21
4.2.4 Ultraschallmessung	22
4.2.5 Volumetrische Messung (Auslitern)	23
4.2.6 Schwimmer.....	24
4.2.7 Hydraulische Berechnung.....	24
4.2.8 Hydrodynamische Modellrechnung.....	24
5 Ortsbefund, Probenahme, Vorort-Messungen und Analytik	25
5.1 Ortsbefund.....	25
5.2 Grundsätze der Probenahme im Fließgewässer	26
5.3 Vor-Ort-Messungen	26

5.3.1	Hinweise zur Analytik	27
5.3.2	Organoleptische Parameter	27
5.3.3	Wassertemperatur	28
5.3.4	pH-Wert.....	28
5.3.5	Elektrische Leitfähigkeit	29
5.3.6	Gelöster Sauerstoff.....	29
5.4	Laborauswahl	30
5.5	Vorbereitung der Geräte und Behälter für die Probenahme	30
5.6	Befüllen der Probengefäße und Konservierung	31
5.7	Probenahmeprotokoll	32
5.8	Probentransport.....	32
5.9	Fehlerquellen.....	32
6	Auswertung.....	34
7	Literaturverzeichnis	38
8	Anlagen	39
8.1	Notwendige Ausstattung für die Probenahme.....	39
8.2	Probenahmeprotokoll	40
8.3	Bogen Sinnesprüfung	41
8.4	Auswertungstabelle Intensivmonitoring.....	42

Abkürzungsverzeichnis

A	Querschnitt
AbwV	Abwasserverordnung
ADCP	Akustic-Doppler-Current-Profiler
BSB ₅	biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DWD	Deutscher Wetterdienst
GIS	Geoinformationssystem
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HNO ₃	Salpetersäure
hPA	Hektopascal
I	Fließgefälle des Wasserspiegels
KCl	Kaliumchlorid
k _{st}	Strickler-Beiwert
l	Liter
LfU	Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
MEKUN	Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur
MQ	Mittlerer Abfluss
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
Q	Abfluss
Q _{Median}	Median-Abfluss
R	hydraulischer Radius
s	Sekunden
t	Zeit
TKN	Kjeldahl-Stickstoff
UWB	Untere Wasserbehörde
v	Geschwindigkeit
V	Volumen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1	Priorisierungskulisse zur Ermittlung potenziell signifikanter Kläranlagen... 11
Abbildung 3-1	Beispiel für Messstellen, wenn die Einleitstelle der Kläranlage im reduzierten Gewässernetz liegt..... 12
Abbildung 3-2	Beispiel für Messstellen, wenn die Einleitstelle der Kläranlage außerhalb des reduzierten Gewässernetzes liegt..... 13
Abbildung 3-3	Beispiel für Messstellen für ein Intensivmonitoring 15
Abbildung 4-1	Kronsburger Au, definiertes Profil, daher geeignet für eine Abflussmessung (2012, A Maaß, UWB Kiel) 17
Abbildung 4-2	Kronshagen-Ottendorfer Au, definiertes Profil, daher geeignet für eine Abflussmessung (2021, A. Maaß, UWB Kiel) 17
Abbildung 4-3	Schlüsbek im Rückstaubereich des Wellsees, kein definiertes Profil, daher nicht geeignet für eine Abflussmessung (2004, A. Maaß, UWB Kiel) 18
Abbildung 4-4	Schlüsbek im Mittellauf, sehr naturnah, kein definiertes Abflussprofil, keine Strömung im Abfluss, daher nicht geeignet für eine Abflussmessung (2004, A. Maaß, UWB Kiel) 18
Abbildung 4-5	Beispiel für die Anordnung der Messlotrechten (aus Schulungsunterlagen) 19
Abbildung 4-6	Position der messenden Person während der Messung (links: seitlich des Gerätes, rechts: Stativhaltung) (Ott, Bedienungsanleitung MF pro, Ausgabe 7 09/2018)..... 20
Abbildung 5-1	Schema zum Ablauf der Probenahme..... 25
Abbildung 6-1	Schematische Darstellung des einfachsten Falles einer Einleitung 35
Abbildung 6-2	Schematische Darstellung einer Einleitung aus einer Kläranlage sowie einem weiteren Zufluss flussabwärts..... 35
Abbildung 6-3	Schematische Darstellung einer Einleitung außerhalb des reduzierten Gewässernetzes 36
Abbildung 8-1	Beispiel für ein Probenahmeprotokoll des LfU..... 40
Abbildung 8-2	Bogen "Sinnesprüfung bei Fließgewässerprobenahmen" des LfU 41

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1	Beispielrechnung für die volumetrische Abflussmessung	23
Tabelle 5-1	Liste mit Probenahmegefäßen und Konservierungsmethoden	31

1 Einleitung

Nach § 27 Absatz 1 Nummer 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)¹ sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, „dass eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustandes vermieden sowie ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht“ werden kann. Gemäß Absatz 2 Nummer 1 gilt dies auch für das ökologische Potenzial sowie den chemischen Zustand bei künstlichen oder erheblich veränderten Gewässern.

Eine überwiegend auf Emissionsanforderungen nach dem Stand der Technik beschränkte Betrachtung von bestehenden und neuen Schmutzwassereinleitungen (z. B. Grenzwerte aus der Abwasserverordnung) ist nicht mehr ausreichend. Zusätzlich ist generell eine immissionsbezogene Bewertung von punktuellen Belastungen unter Berücksichtigung des ökologischen Zustandes bzw. Potenzials der benutzten Gewässer notwendig. Mit Erlass vom 19.12.2019 wurden dafür die „Handlungsempfehlungen für die immissionsbezogene Bewertung von belastungsrelevanten Schmutzwassereinleitungen in Fließgewässer“² eingeführt. Zur Umsetzung dieses Bewirtschaftungskonzeptes ist ein Gewässermonitoring erforderlich.

Das vorliegende Handbuch soll grundsätzliche Hinweise und Hilfestellungen zur Planung und Durchführung von erforderlichen Messungen in Fließgewässern sowie zur Auswertung der Analyseergebnisse geben.

¹ Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. Januar 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 5) geändert worden ist

² <https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/abwasser/immissionsbetrachtungen.html>

2 Kurzbeschreibung: Verfahren zur immissionsbezogenen Bewertung von Abwassereinleitungen

Das Verfahren zur immissionsbezogenen Bewertung von Abwassereinleitungen ist in den „Handlungsempfehlungen für die immissionsbezogene Bewertung von belastungsrelevanten Schmutzwassereinleitungen in Fließgewässer“ beschrieben und wird hier nur als Übersicht zusammengefasst.

2.1 Theoretische Mischungsrechnung

Für eine Erstbewertung der bestehenden Belastungen wird zunächst eine theoretische Mischungsrechnung mit Q_{Median} als Bezugsgröße durchgeführt. Zur Vereinfachung werden Vorbelastungen sowie Abbau und Retention im Gewässer vernachlässigt.

Für die Mischungsrechnung ist zunächst eine Ermittlung der mittleren Konzentrationen von relevanten Parametern und der Abwassermenge der Schmutzwassereinleitung sowie des Abflusses im Wasserkörper (aus Abflusspende und Einzugsgebiet) notwendig.

Ergeben sich hierbei Überschreitungen (z. B. des Ammonium- und/oder des Phosphor-Orientierungswertes (Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung – OGewV³)), wird von einer potentiellen Verhinderung der Zielerreichung durch die Einleitung ausgegangen.

2.2 Screening („50 %-Prüfung“)

Vorhandene Einleitungen, die auf Grundlage der theoretischen Annahmen und Mischungsrechnung Auffälligkeiten zeigen, werden in einem sogenannten Screening weiter untersucht. Dafür werden einmalige Vorortmessungen bei Q_{Median} durchgeführt (siehe Kapitel 3).

Zeigen sich im Gewässer nach dem Kläranlagenzulauf und Vermischung über dem Orientierungswert liegende Parameterkonzentrationen, die zu über 50 % aus der Kläranlage stammen, werden diese Anlagen genauer untersucht.

2.3 Beweissicherung (Intensivmonitoring)

Das Intensivmonitoring dient zur Beweissicherung und zur Überprüfung des tatsächlichen Einflusses der Kläranlageneinleitung auf die Belastungssituation im Gewässer bzw. der Ableitung von Maßnahmen. Im betroffenen Wasserkörper wird über ein Jahr eine Probenahme inkl. Abflussmessung mit 12 Messungen (eine Messung pro Monat) an repräsentativen Messstellen durchgeführt (siehe Kapitel 3).

Die betroffenen Gemeinden werden rechtzeitig informiert und die geplante Probenahme mit der Betreiberin/dem Betreiber der Kläranlage abgesprochen. Die Ergebnisse werden allen Beteiligten mitgeteilt und maßnahmenorientiert gemeinsam besprochen.

2.4 Orientierungswerte

Ausschlaggebend für die Bewertung des ökologischen Zustandes sind die biologischen Qualitätskomponenten. Unterstützend werden jedoch auch die hydromorphologischen

³ Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist

Qualitätskomponenten und allgemeine physikalisch-chemische Orientierungswerte hinzugezogen (Anlage 7 OGeWV).

Ein Überschreiten der Orientierungswerte im Wasserkörper weist auf stoffliche Belastungen hin, die die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers beeinträchtigen und so die Zielerreichung nach § 27 WHG verhindern können. Mithilfe der Orientierungswerte können zulässige Einleitfrachten aus Punktquellen hergeleitet werden, die nicht zur Beeinträchtigung des Gewässerzustandes führen.

2.5 Bemessungsabfluss (Q_{Median})

Die Auswirkungen der eingetragenen Stoffe auf die Gewässerökologie hängen u. a. von der Gewässergröße und damit von dem Abfluss unterhalb der Einleitstelle ab. Für eine gewässerbezogene Bewertung der Belastungssituation ist daher ein ökologisch relevanter Bemessungsabfluss heranzuziehen.

Die Orientierungswerte in der OGeWV sind als Jahresmittelwerte definiert und beziehen sich auf einen mittleren Abfluss, der auf 12 Messungen im Jahr basieren sollte. In Schleswig-Holstein wird der Jahresmittelwert am ehesten durch den Q_{Median} abgebildet, da dieser den am häufigsten auftretenden Abfluss darstellt und im Gegensatz zu MQ nicht so stark von kurzzeitigen Hochwasserereignissen beeinflusst wird.

Dies ist aus ökologischer Sicht bedeutend, da durch einen höheren Abfluss stärker verdünnte Stoffe aus kommunalen oder gewerblichen Anlagen geringere Auswirkungen auf das Gewässer haben. Im Sommerhalbjahr ist die Belastung durch Ammonium und Phosphor aufgrund der geringeren Abflussmenge, der höheren Temperaturen und der oft höheren pH-Werte bedeutender für die Gewässerbiologie als im Winter.

2.6 Priorisierungskulisse

Ein Großteil der Wasserkörper in Schleswig-Holstein weist Beeinträchtigungen auf, die eine Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes verhindern können. Zu diesen Beeinträchtigungen gehören sowohl erhöhte Saprobie und Trophie als auch über dem Orientierungswert liegende Werte für Ammonium, Nitrit, Ortho-Phosphat und Gesamtphosphat sowie zu niedrige Sauerstoffwerte. Ein überwiegender Teil der untersuchten Wasserkörper weist mindestens für einen dieser Parameter Verfehlungen auf.

Aus diesem Grund wurde eine Priorisierungskulisse entwickelt, in der Gewässer abgebildet werden, die voraussichtlich am empfindlichsten auf Einträge aus Punktquellen reagieren. Dabei wurde der Fokus auf Abschnitte der Vorranggewässer mit verhältnismäßig geringen Abflüssen gelegt. Die entwickelte Priorisierungskulisse dient als Grundlage für das Umsetzungskonzept zu „Handlungsempfehlungen für die immissionsbezogene Bewertung von belastungsrelevanten Schmutzwassereinleitungen in Fließgewässer“.

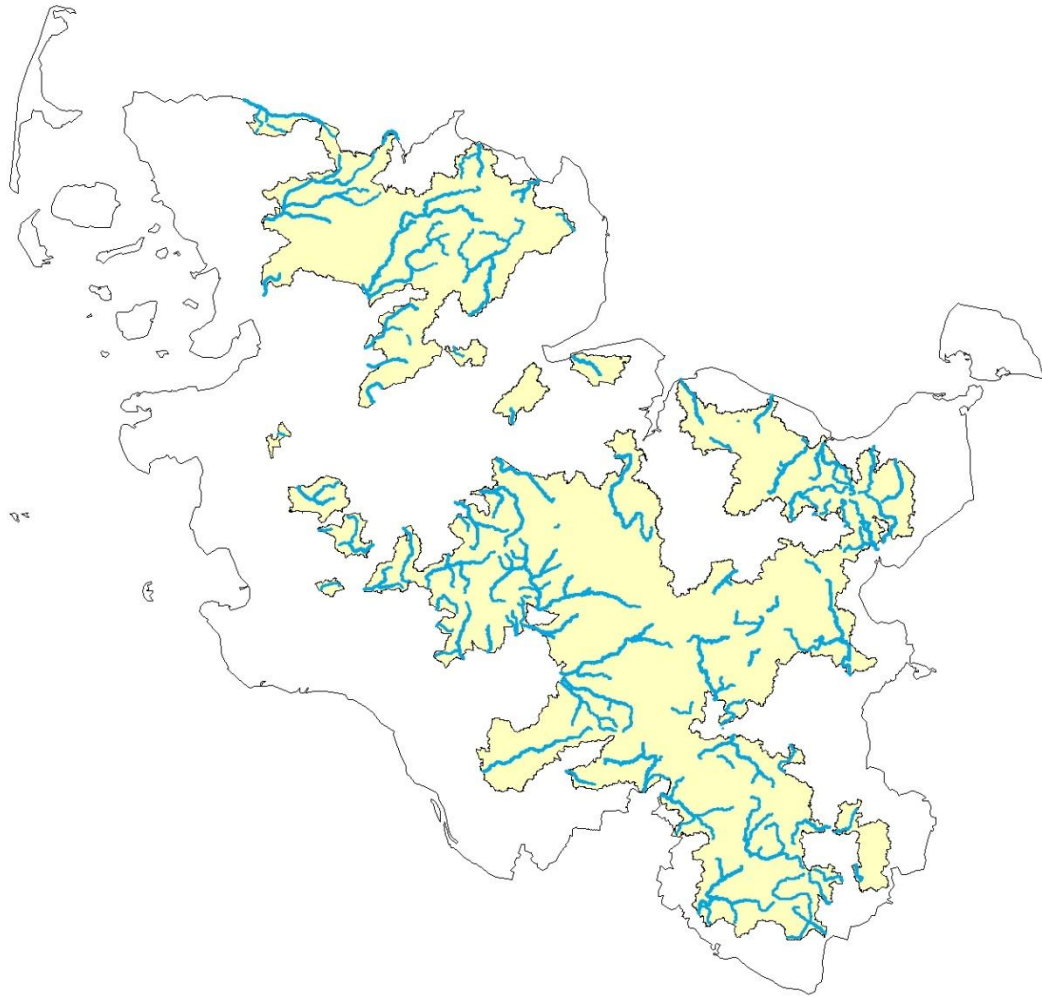


Abbildung 2-1 **Priorisierungskulisse zur Ermittlung potenziell signifikanter Kläranlagen**

3 Auswahl der Messstellen für Probenahme und Abflussmessung

3.1 Grundsätze

Die richtige Auswahl der Messstellen für das Gewässermonitoring hat erhebliche Auswirkungen auf die Messergebnisse und ist daher von großer Bedeutung. Die aus dem Monitoring resultierenden Ergebnisse bilden gegebenenfalls die Grundlage für neue Anforderungen an die Reinigungsleistung der jeweiligen Kläranlage.

Aus diesem Grund sind die Messstellen so zu wählen, dass diese

- die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln können,
- repräsentativ für den Gewässerzustand sind und
- die Bestimmung des Einflusses der Abwassereinleitung auf das Gewässer möglich ist.

Folgende Punkte sind bei der Auswahl der Messstellen grundsätzlich zu beachten:

- Die Probenahme und Abflussmessung erfolgen grundsätzlich im reduzierten Gewässernetz (Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2). Nur bei einem ökologisch wertvollen Nebengewässer sind auch vor der Einleitung ins reduzierte Gewässernetz Proben zu entnehmen und Abflussmessungen durchzuführen.



Abbildung 3-1 Beispiel für Messstellen, wenn die Einleitstelle der Kläranlage im reduzierten Gewässernetz liegt



Abbildung 3-2 Beispiel für Messstellen, wenn die Einleitstelle der Kläranlage außerhalb des reduzierten Gewässernetzes liegt

Für eine repräsentative Probenahme ist eine vollständige Vermischung des Kläranlagenablaufs mit dem Abfluss im Gewässer zu gewährleisten. Nach DIN EN ISO 5667-6 „Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 6: Anleitung zur Probenahme aus Fließgewässern“ ist die vertikale Durchmischungsstrecke (von der Oberfläche zum Gewässergrund) von Abwassereinleitungen in Gewässer meist nach 100 m gegeben und sonst innerhalb höchstens ein paar wenigen hundert Meter erreicht. Der Mindestabstand der Probenahmestelle nach der Einleitung der Kläranlage sollte daher mindestens 100 m betragen. Sollten nach 100 m weiterhin Abwasserfahnen im Gewässer erkennbar sein, so ist die Distanz entsprechend zu vergrößern. Der Gewässerabschnitt sollte ungestört sein, d. h. es dürfen weder Rückstau noch turbulente Strömungen (beispielsweise durch Brückenpfeiler, Staustufen) an der Messstelle vorhanden sein. Auch Totwasserzonen sind zu vermeiden.

Die fußläufige Erreichbarkeit mit Gerätschaften muss gegeben sein.

3.2 Screening („50 %-Prüfung“)

3.2.1 Ort der Messstellen

Die Messstellen können für das Screening zunächst anhand von Karten, dem [DigitalenAtlasNord \(WasserlandSH\)](#) oder Geoinformationssystemen (GIS) festgelegt werden. Vorort muss geprüft werden, ob die Wahl der Messstellen sinnvoll war, d. h. ob diese für den zu untersuchenden

Gewässerabschnitt und die Fragestellung repräsentativ sind oder ob sie verschoben werden müssen. Die unter 3.1 genannten Punkte sind hierbei zu berücksichtigen.

Die Dokumentation der final festgelegten Messstellen erfolgt nach Lagekoordinaten (z. B. Gauß-Krüger), in Karten als Übersichtskarte (vgl. Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2) und mittels Foto.

Andere Einleitungen im Einzugsgebiet werden bei dem einmaligen Screening vernachlässigt und sind erst bei dem Intensivmonitoring zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist im Rahmen des Screenings zu vermeiden, dass innerhalb der Vermischungsstrecke zusätzliche Zuläufe in das Gewässer vorhanden sind. Sofern sich dieses nicht vermeiden lässt, sind die zusätzlichen Zuläufe zu dokumentieren.

3.2.2 Anzahl der Messstellen

Eine Messung hat mindestens vor der Einleitung der Kläranlage und nach der Einleitung nach einer ausreichenden Vermischungsstrecke in das reduzierte Gewässernetz zu erfolgen. Sofern es sich um ein ökologisch wertvolles Nebengewässer handelt, sollte zusätzlich im Einleitgewässer vor und nach der Einleitstelle gemessen werden.

3.2.3 Zeitpunkte der Probenahme und Abflussmessung

Wenn möglich sollten die Probenahme und die Abflussmessung bei Q_{Median} durchgeführt werden.

Mit Q_{Median} -Bedingungen ist am ehesten außerhalb der Wintermonate zu rechnen. Niedrigwasser oder Hochwasser ist zu vermeiden. Außerdem sollte das Wetter der vorherigen Tage betrachtet werden, so dass nicht direkt nach starken Regenereignissen gemessen wird (z. B. WarnWetter-App vom DWD, Wetterrückblick im Internet).

Zur Einordnung der aktuellen Abflussmenge können ebenfalls Pegelstände des Landes in der Nähe herangezogen werden.

3.3 Intensivmonitoring

3.3.1 Ort der Messstellen

Für die Festlegung der Messstellen im Intensivmonitoring können Karten als Unterstützung herangezogen werden, aber es sollte in jedem Fall eine Begehung des Gebietes vorgenommen werden, um so die Bedingungen vor Ort (Zugänglichkeit, Grundstückseigentümer usw.) miteinbeziehen zu können. Im Idealfall arbeiten Gemeinde, Untere Wasserbehörde (UWB) und eventuell Probenehmer hier gemeinsam.

Es gelten die unter 3.1 genannten Punkte. Die Dokumentation der final festgelegten Messstellen erfolgt nach Lagekoordinaten (z. B. Gauß-Krüger), in Karten als Übersichtskarte (vgl. Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2) und mittels Foto.

3.3.2 Anzahl der Messstellen

Die Messung erfolgt mindestens vor und nach der Einleitung ins reduzierte Gewässernetz.

Eventuell sind zusätzliche Messstellen an folgenden Punkten erforderlich:

- am Ablauf der Kläranlage,
- vor bzw. an anderen Einleitungen auf der Vermischungsstrecke (Probenahme in dem Zulaufgewässer),

- im direkten Einleitgewässer bei großem Abstand zum reduzierten Gewässer oder wenn das Einleitgewässer ökologisch wertvoll ist.

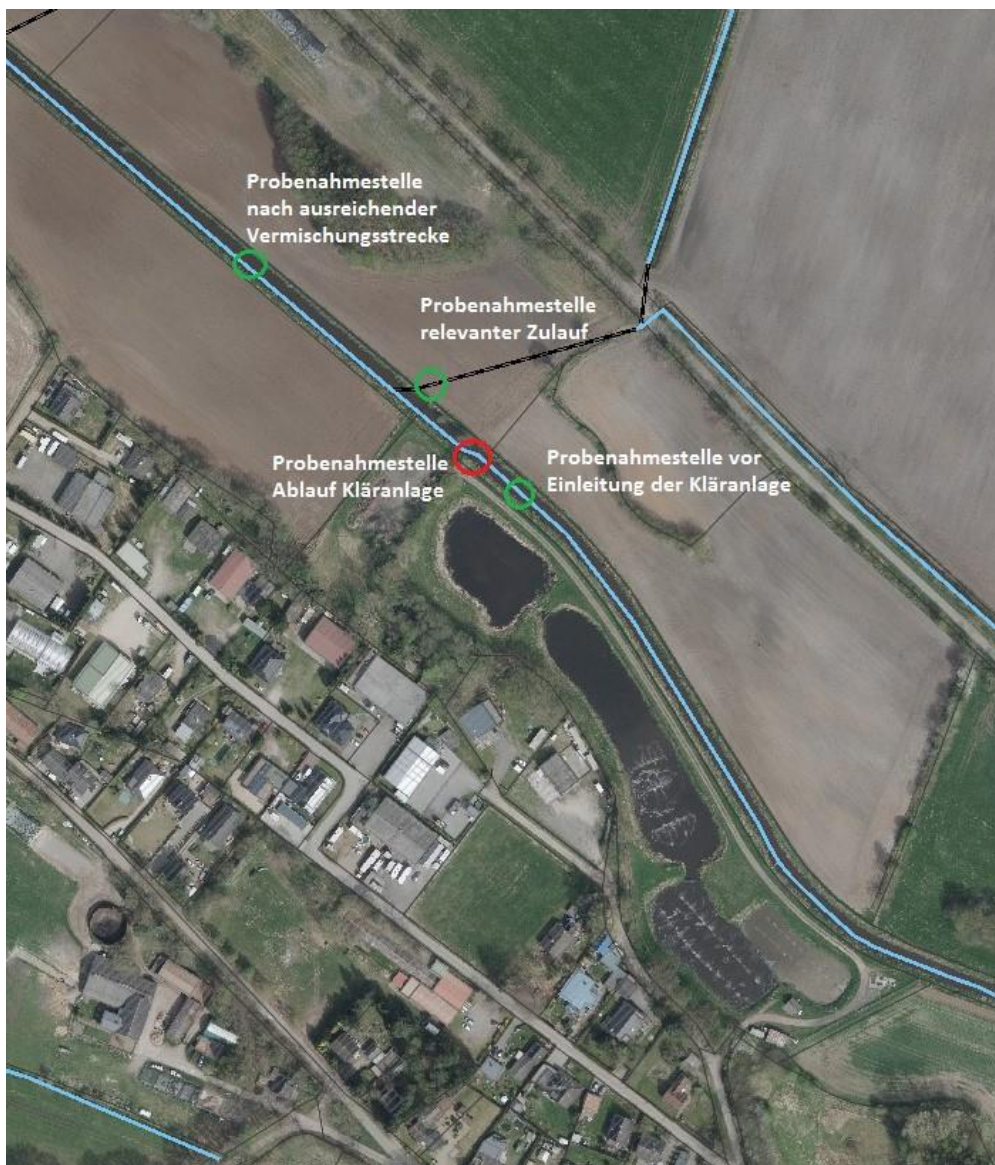


Abbildung 3-3 Beispiel für Messstellen für ein Intensivmonitoring

3.3.3 Zeitpunkte der Probenahme und Abflussmessung

Für das Intensivmonitoring wird über ein Jahr lang jeden Monat gemessen, um den Einfluss der Kläranlageneinleitung bei verschiedenen Abflussverhältnissen zu betrachten und bewerten zu können.

4 Abflussmessung bzw. Abflussabschätzung

4.1 Grundsätze

Die Abflussmessung ist neben der Erfassung des Wasserstandes eine der wichtigsten gewässerkundlichen Aufgaben. Sie bildet die Datengrundlage für die Aussagen zu Stofffrachten oder die Überwachung von Einleitungen sowie die anschließende Einordnung der Messergebnisse. Ohne qualitativ hochwertige Abflussdaten sind wasserwirtschaftliche Entscheidungen schwerlich möglich.

Für Abflussmessungen gibt es unterschiedliche Messverfahren und -geräte.

Grundsätzlich besteht ebenfalls die Möglichkeit, mit geringem Aufwand eine Abschätzung des momentan vorhandenen Durchflusses durchzuführen. Diese Methoden sind allerdings qualitativ nicht so hochwertig. Auf die verschiedenen Verfahren und Geräte wird in Kapitel 4.2 näher eingegangen.

Grundsätzlich ist bei einer Abflussmessung Folgendes zu beachten:

Wie in Kapitel 3 genannt ist es wichtig, für die Abflussmessung einen geeigneten Querschnitt im Gewässer zu wählen. Der Querschnitt soll repräsentativ für das Gewässer und möglichst ungestört sein. Dazu ist ein möglichst gerader Gewässerabschnitt mit regelmäßigem Querschnitt und stetigem Sohlgefälle zu wählen.

Messstellen mit Rückströmung, Totwasserzonen oder Strudeln sind zu vermeiden.

Auch Hindernisse wie z. B. Äste, größere Steine oder starke Verkräutung sind zu vermeiden bzw. gegebenenfalls zu entfernen.

Sollte von Brücken oder Stegen gemessen werden, muss darauf geachtet werden, dass die Brücke bzw. der Steg möglichst gerade (90° -Winkel zum Ufer) über das Gewässer verläuft. Brücken und Stege mit Zwischenpfeilern eignen sich für Messungen nur dann, wenn unregelmäßige Strömungen an Brückenpfeilern und Brückenwiderlagern das Gesamtergebnis nicht spürbar beeinflussen und verhindert werden kann, dass sich große Mengen Treibgut während der Messung an den Pfeilern festsetzen.

Im Folgenden sind einige Beispiele samt Erläuterungen für geeignete Messquerschnitte (Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2) und nicht geeignete Messquerschnitte (Abbildung 4-3 und Abbildung 4-4) dargestellt.



Abbildung 4-1 Kronsburger Au, definiertes Profil, daher geeignet für eine Abflussmessung (2012, A Maaß, UWB Kiel)



Abbildung 4-2 Kronshagen-Ottendorfer Au, definiertes Profil, daher geeignet für eine Abflussmessung (2021, A. Maaß, UWB Kiel)



Abbildung 4-3 Schlusbek im Rückstaubereich des Wellsees, kein definiertes Profil, daher nicht geeignet für eine Abflussmessung (2004, A. Maaß, UWB Kiel)



Abbildung 4-4 Schlusbek im Mittellauf, sehr naturnah, kein definiertes Abflussprofil, keine Strömung im Abfluss, daher nicht geeignet für eine Abflussmessung (2004, A. Maaß, UWB Kiel)

4.2 Messverfahren

Auf dem Markt gibt es eine Vielzahl an verschiedenen Geräten, mit denen der Durchfluss in einem Gewässer gemessen werden kann. Die gängigsten Geräte werden in den Abschnitten 4.2.1 bis 4.2.4 beschrieben.

Sofern keine Messgeräte vorhanden sind, können zur Ermittlung des Abflusses auch einfache Feldmethoden angewandt werden. Gängig ist dabei das Auslitern mittels geeigneter Gefäße

sowie der Einsatz von Schwimmern. Diese Methoden werden in den Abschnitten 4.2.6 und 4.2.5 erläutert. Für ein bewertendes Gewässermonitoring sind diese Methoden jedoch eher ungeeignet.

Auf hydraulische Berechnungen zur überschlägigen Bestimmung der mittleren Geschwindigkeit einer Strömung wird in Abschnitt 4.2.7 eingegangen.

4.2.1 Hydrometrischer Flügel

Eines der am häufigsten angewendeten Verfahren zur Abflussmessung beruht auf der Messung der Fließgeschwindigkeit mit dem hydrometrischen Flügel. Der hydrometrische Flügel kann sowohl bei kleinsten Gewässern als auch bei großen Strömen eingesetzt werden. Um ein genaues Messergebnis zu erhalten, ist ein laminares Fließverhalten des Wassers Voraussetzung.

Für die Ermittlung des Abflusses Q werden der Querschnitt A (entspricht der Wassertiefe multipliziert mit der Bachbreite) und die Durchschnittsgeschwindigkeit v benötigt.

$$Q = v * A \left[\frac{m^3}{s} \right]$$

Da die Geschwindigkeitsverteilung im Messquerschnitt sehr unregelmäßig ist, wird mithilfe des Messflügels in verschiedenen Tiefen an mehreren Messlotrechten über den gesamten Gerinnequerschnitt die Fließgeschwindigkeit v gemessen. Aus den Einzelwerten kann das räumliche Geschwindigkeitsprofil ermittelt werden.

Bei einem mittleren Wasserstand und einer relativ regelmäßigen Profilgeometrie ist eine Mindestanzahl von 10 Messlotrechten gleichen Abstands auszuwählen. Die Anzahl der Messlotrechten muss bei größeren Gewässern, bei Hochwasser mit Ausuferungen oder bei einer sehr unregelmäßigen Profilgeometrie erhöht werden. Grundsätzlich muss die Verteilung der Messlotrechten den Querschnitt und den Geschwindigkeitsverlauf hinreichend genau wiedergeben.

Die Lage der Messlotrechte sollte wie folgt angeordnet werden:

- in Bereichen, in denen sich Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit stark ändern,
- in markanten Profilknickpunkten (siehe Abbildung 4-5).

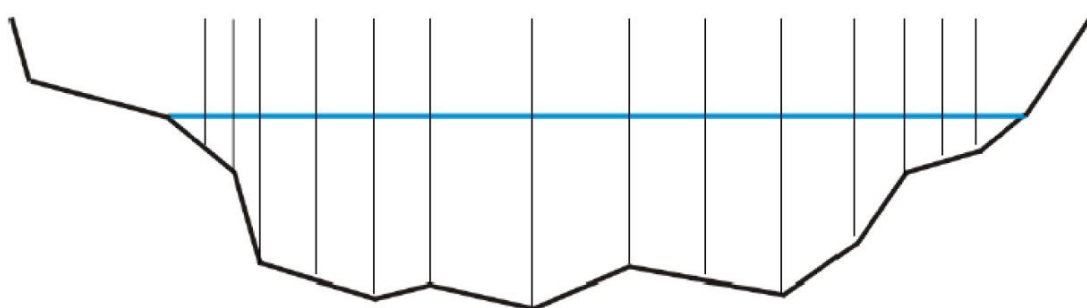


Abbildung 4-5 Beispiel für die Anordnung der Messlotrechten (aus Schulungsunterlagen)

Der Standort der Abflussmessung sollte in der Nähe der Kläranlageneinleitung gewählt werden, um während der Messung die Gewissheit zu haben, dass dieselbe Wassermenge gemessen wird, die tatsächlich an der Einleitungsstelle vorbeifließt.

Die Fließgeschwindigkeit sollte größer als 10-15 cm/s und die minimale Wassertiefe im Gerinne größer als 10 cm sein. Die Fließrichtung sollte über den gesamten Querschnitt senkrecht zum Messquerschnitt sein. Bei Hochwassermessungen muss das Flussbett am Messstandort das gesamte Wasser fassen können.

Aus den ermittelten Fließgeschwindigkeiten kann der Abfluss entweder analytisch über die Berechnung von Einzellamellen oder graphisch über das Planimetrieren von Geschwindigkeits- und Durchflussflächen ermittelt werden. Um den relativ hohen Aufwand für die Auswertung der Flügelmessung zu reduzieren und auch um schneller zu einem Endergebnis zu gelangen, wurden spezielle Programme zur Auswertung der Messungen entwickelt.

WICHTIG: Steht die messende Person im Wasser, muss das Gerät so gehalten werden, dass das Messergebnis nicht durch Aufstau verfälscht wird. Hierfür wird das Gerät seitlich neben die Person in der sogenannten Stativhaltung gehalten (siehe Abbildung 4-6).

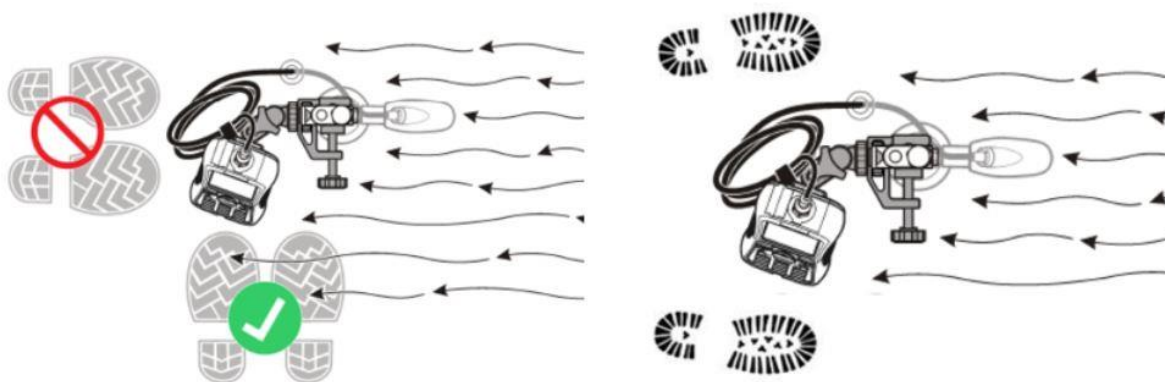


Abbildung 4-6 Position der messenden Person während der Messung (links: seitlich des Gerätes, rechts: Stativhaltung) (Ott, Bedienungsanleitung MF pro, Ausgabe 7 09/2018)

Nach Versetzen des Gerätes im Gewässer muss mindestens 30 Sekunden abgewartet werden.

4.2.2 Elektromagnetische Messmethode

Alternativ zu Messflügeln kann die Fließgeschwindigkeit in Gewässern auch mithilfe von elektromagnetischen Messsonden ermittelt werden. Elektromagnetische Sonden kommen meist dann zum Einsatz, wenn mittels hydrometrischer Flügel nicht mehr gemessen werden kann, wie es z. B. bei sehr kleinen Strömungsgeschwindigkeiten und bei sehr starker Verkräutung, extrem kleinen Fließgeschwindigkeiten und verschmutzten Gewässern der Fall ist.

Die Vorteile von elektromagnetischen Messgeräten sind, dass sie bereits bei einem Wasserstand von 3 cm eingesetzt werden können und sie unabhängig von Temperatur und Schwebstoffen bzw. Verkräutung sind. Zudem ist der Wartungsaufwand sehr gering.

Der magnetisch-induktive Sensor wird vor der Messung wie bei der Flügelmessung an einer Stange montiert. Für die Messung wird der Sensor in Strömungsrichtung ausgerichtet. Die Fließgeschwindigkeit wird direkt in m/s am Auswertegerät angezeigt. Es kann eine Fließgeschwindigkeit bis zu 2,5 m/s gemessen werden.

Es ist darauf zu achten, dass sich keine Ablagerungen auf den Messelektroden befinden, da diese zu Messfehlern führen können.

WICHTIG: Die Messung darf nicht in der Nähe von unterirdisch verlegten Stromleitungen (meist in der Nähe von Bahngleisen) erfolgen, da das Magnetfeld der Leitungen die Messungen beeinflusst.

Die Vorgaben zu Anzahl und Lage der Messlotrechten, zur Position der messenden Person während der Messung sowie zur Wartezeit nach Versetzen des Gerätes im Gewässer, die unter 4.2.1 für Messflügel genannt sind, gelten hier analog.

4.2.3 Durchflussmessung mit Markierungsstoffen (Tracern)

In der Hydrologie wird unter dem Tracerverfahren die Möglichkeit verstanden, die Bewegung und den Verbleib von Wasseranteilen in Gewässern und im Wasserkreislauf mithilfe von bestimmten Markierungsstoffen erkennbar und nachvollziehbar zu machen.

Hierfür wird dem Fließgewässer an einer sogenannten Einspeisungsstelle (Impfquerschnitt) eine bestimmte Menge eines Tracers (Markierungsstoffes) zugesetzt und dessen Verdünnung nach Durchlaufen der Messstrecke strömungsabwärts bestimmt. Voraussetzung ist eine vollständige Durchmischung des Tracers mit dem fließenden Wasser.

Aus dem gemessenen Verdünnungsverhältnis kann auf die Abflussmenge rückgeschlossen werden, da die Verdünnung des Tracers proportional zu dem Durchfluss des Gewässers ist.

Um ein genaues Messergebnis zu erhalten, müssen folgende Randbedingungen eingehalten werden:

- Es muss darauf geachtet werden, dass der Abfluss während der gesamten Messdauer konstant ist.
- Die eingesetzte Tracer-Menge muss den Messquerschnitt in gelöster Form passieren, d. h. es darf zu keinen Verlusten, keiner Adsorption und keiner chemischen Reaktion kommen.
- Der Tracer muss gut vermischt sein, d. h., dass summiert über den ganzen Zeitraum des Tracer-Durchgangs an jedem Punkt des Probeentnahmequerschnittes die gleiche Menge Tracer vorbeifließt.

Für die Verdünnungsmessung ist weder die Bestimmung des Messquerschnittes noch eine Geschwindigkeitsmessung erforderlich.

Die Messgeräte liefern sehr genaue Messergebnisse. Messfehler ergeben sich hauptsächlich durch unvollständige Durchmischung des Tracers (zu wenig Turbulenzen). Es ist daher sehr wichtig, einen geeigneten Standort für die Messung festzulegen (siehe Kapitel 3.1).

Ein großer Vorteil dieser Methode ist, dass die Messergebnisse unmittelbar nach der Messung vorliegen. Zusätzlich halten sich die Kosten in Grenzen. Fluoreszierende Farbstoffe können mit Spektralfluorometern bis zu Minimum-Konzentrationen von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nachgewiesen werden. Die Einspeisemengen sind dadurch extrem klein (wenige Gramm Tracer pro m^3/s Durchfluss).

Nachteilig ist, dass es bei Hochwasser durch den oft sehr hohen Schwebstoffanteil zu großen Messfehlern kommen kann. Zusätzlich kann es zu Tracerverlusten durch Adsorption, photolytischen Zerfall, Fehler bei der Laborauswertung und Fluoreszenzunterdrückung durch pH-Wert-Änderungen kommen. Wenn diese Fehlerquellen erkannt und berücksichtigt werden, können mit dem Einsatz von Fluoreszenztracern sehr genaue Messergebnisse erzielt werden.

4.2.4 Ultraschallmessung

Die Methode der Ultraschallmessung beruht auf der Gegebenheit, dass sich ein Schallsignal im fließenden Wasser mit der Strömung schneller ausbreitet als gegen die Strömung. Bei der Ultraschallmessung wird mit Hilfe hochfrequenter Schallwellen der Durchfluss ermittelt. Dabei wird zwischen zwei Messverfahren unterschieden: Doppler-Verfahren und Laufzeitdifferenz-Verfahren.

Beim Doppler-Verfahren kann die Fließgeschwindigkeit einfach und genau ermittelt werden, solange die Geschwindigkeit eines Partikels gemessen wird. Da die Geschwindigkeit der transportierten Teilchen unterschiedlich ist, müssen die Messergebnisse entsprechend „gewichtet“ werden. Dabei wird angenommen, dass sich die Partikel im Mittel wie die sie tragende Strömung bewegen. Zusätzlich ist zu beachten, dass das reflektierte Ultraschallsignal auf seinem Rückweg durch andere Partikel beeinflusst werden kann.

Akustik-Doppler-Current-Profiler (ADCP)

Dieses Messgerät funktioniert nach dem Akustik-Doppler-Prinzip. Das ADCP-Messgerät eignet sich am besten für Gewässerbreiten von 1-30 m und 0,3-5 m Tiefe, kann aber auch bei größeren Gewässern eingesetzt werden.

Mithilfe eines kleinen Bootes wird das ADCP-Messgerät von Ufer zu Ufer über den Messquerschnitt geführt. Dabei werden die Strömungsgeschwindigkeiten in „Messzellen“, die Geschwindigkeit des Bootes und die Wassertiefe gemessen. Die vom ADCP-Messgerät ausgesandten Ultraschallimpulse werden von Partikeln im Wasser reflektiert und dann als Echo vom Messgerät wieder empfangen.

Nach dem Dopplerprinzip wird die Bewegung der Partikel aus der Frequenzverschiebung zwischen dem gesendeten und empfangenen Signal ermittelt. Die Berechnung des Abflusses basiert auf Messungen vertikaler Geschwindigkeitsprofile. Je langsamer die Überfahrtsgeschwindigkeit ist, desto mehr Daten können aufgenommen werden und desto genauer wird das Messergebnis. Die Ergebnisse liegen sofort nach Beendigung der Messung vor. Die mit der Software durchgeführte Abflussberechnung basiert auf den gemessenen Strömungsprofilen und dem ebenfalls direkt gemessenen Gewässerprofil sowie Extrapolationen für die flachen Uferbereiche, in denen nicht gemessen werden kann.

Der große Vorteil dieses Messgerätes liegt darin, dass während der Fahrt gemessen werden kann. Zusätzlich kann der Messweg von Ufer zu Ufer beliebig gewählt werden. Für die Abflussermittlung von Hochwasserereignissen stellt die ADCP-Technik besonders an kleineren Fließgewässern das einzige Verfahren dar, mit dem sinnvolle Ergebnisse erzielt werden können. Die Bestimmung eines Abflusswertes ist innerhalb von wenigen Minuten abgeschlossen.

Ultraschallmessgeräte eignen sich besonders zur Abflussmessung in staugeregelten Gewässern wie z. B. Hochwasser-Rückhaltebecken oder Flüssen. Sie können aber auch bei starken Turbulenzen und instationärem Abfluss eingesetzt werden. Zusätzlich können Ultraschallmessgeräte auch bei Niedrigwasser eingesetzt werden, da nur eine geringe Sensorenüberdeckung notwendig ist. Ultraschallmessgeräte sind einfach in der Installation und in der Wartung.

Von Nachteil ist der hohe Anschaffungspreis. Zudem kann es besonders bei Hochwasser bei sehr starker Schwebstoffführung zu Messfehlern kommen. Die Messergebnisse sind stark vom

Strömungsprofil abhängig. Ablagerungen am Wandler können auch zu ungenauen Messergebnissen führen.

4.2.5 Volumetrische Messung (Auslitern)

Die volumetrische Messung kann z. B. dann verwendet werden, wenn das Wasser über eine Überfallkante fließt und mit einem Gefäß mit bekanntem Volumen komplett erfasst werden kann (möglich z. B. bei Kläranlagenabläufen oder Einleitungen aus Rohren), wobei die Zeit der Füllung gemessen wird.

Für die Messung können handelsübliche Behälter wie Eimer, Wannen oder Tonnen mit einer Skala verwendet werden, die kalibriert werden müssen. Folgende Bedingungen sollte das Messgefäß erfüllen:

- Das Messgefäß sollte ein möglichst geringes Gewicht aufweisen.
- Um eine genaue Messung zu gewährleisten, sollte der obere Rand des Messgefäßes möglichst schmal und scharfkantig sein.
- Der Wasserstrahl muss verlustfrei aufgefangen werden können.

Die Größe des Gefäßes ist so zu wählen, dass die Messzeit mindestens 5 Sekunden beträgt.

Die Messung wird einige Male (Empfehlung: mindestens 6 Mal) wiederholt. Der Durchfluss Q wird anschließend für jede Messung einzeln durch Division des erfassten Behältervolumens V durch die Füllzeit t berechnet. Aus den Einzelwerten wird schließlich der Mittelwert gebildet.

$$Q = \frac{V}{t} \left[m^3/s \right] \text{ oder } \left[l/s \right]$$

Die Tabelle 4-1 zeigt für die Bestimmung des Durchflusses mittels Auslitern eine beispielhafte Aufstellung von erfassten Behältervolumina V [l], Füllzeiten t [s] und den daraus ermittelten Abflüssen Q [l/s] sowie den berechneten Mittelwert des Durchflusses.

Tabelle 4-1 Beispielrechnung für die volumetrische Abflussmessung

Erfasstes Behältervolumen V [l]	Füllzeit t [s]	Abfluss Q [l/s]
5,0	7,87	0,635
4,8	7,63	0,629
5,0	7,51	0,666
5,5	8,01	0,687
4,7	7,68	0,612
6,0	8,21	0,731
Mittelwert:		0,660

Voraussetzung für die Anwendbarkeit des Verfahrens ist, dass der Abfluss während der Füllungsphase keinen starken Schwankungen unterliegt. Bei der Messung sollte immer ungefähr das gleiche Volumen erfasst werden.

Für ein bewertendes Gewässermonitoring ist diese Methode jedoch eher ungeeignet.

4.2.6 Schwimmer

Die Fließgeschwindigkeit ist von der Wasserführung, der Reibung und dem Gefälle im Gewässerbett abhängig. Durch die unterschiedliche Gewässertiefe im Gewässerbett ist die Fließgeschwindigkeit sehr ungleichmäßig über den Gewässerquerschnitt verteilt.

Weil mit einem Schwimmer nur die Fließgeschwindigkeit an der Gewässeroberfläche gemessen wird, handelt es sich hierbei um eine ungenaue Methode zur groben Orientierung und ist für ein qualifiziertes Monitoring eher ungeeignet. Grundsätzlich ist dieses Messverfahren auch bei sehr niedrigen Wasserständen durchführbar, sofern der Schwimmkörper nicht zu tief in das Wasser eintaucht.

Zuerst wird die durchströmte Fläche gemessen und anschließend die Geschwindigkeit näherungsweise mit einem Schwimmer bestimmt. Als Schwimmer eignen sich Korke, Holzstücke, Flaschen oder Ähnliches.

Der Abfluss Q ist das Produkt aus der Querschnittsfläche A und der Fließgeschwindigkeit v :

$$Q = A * v$$

4.2.7 Hydraulische Berechnung

Hydraulische Berechnungen (z. B. mit Fließformeln) dienen einer überschlägigen Berechnung der mittleren Geschwindigkeit einer Strömung. Dabei wird zwischen offenen Gerinnen und Rohren mit Freispiegel- oder Druckabfluss unterschieden. Die Formeln hängen vom hydraulischen Radius (R) und dem Fließgefälle (I) des Wasserspiegels ab und berücksichtigen sämtliche Fließwiderstände in Form empirischer Beiwerte. Diese sind für jede Fließformel unterschiedlich.

Der zu berechnende Abfluss Q ergibt sich durch Multiplikation der gefundenen mittleren Fließgeschwindigkeit v_m mit der Querschnittsfläche A :

$$Q = v_m * A$$

Die Fließformel nach Gauckler-Manning-Strickler ist die am häufigsten benutzte Berechnungsformel. Sie gilt für die üblichen Verhältnisse in offenen Fließgewässern mit guter Genauigkeit:

$$v_m = k_{st} * R^{\frac{2}{3}} * I^{\frac{1}{2}} = k_{st} * \sqrt[3]{R^2} * \sqrt{I}$$

Der Strickler-Beiwert k_{st} ist in Abhängigkeit von Oberflächenbeschaffenheit, Bewuchs und Querschnittsform zu wählen und ändert sich grundsätzlich mit der Abflusstiefe, da der Einfluss der Böschungsrauhheit mit zunehmender Fließtiefe abnimmt. Somit werden summarisch alle Verlust- sowie Reibungseinflüsse erfasst.

Hydraulische Berechnungen und hydrologische Modellrechnungen sind ebenso auf eine gute Datenbasis angewiesen wie quantitative Aussagen zu Stofffrachten oder die Überwachung von Einleitungen und Mindestabflüssen.

4.2.8 Hydrodynamische Modellrechnung

Für die vorliegende Fragestellung wird es aller Voraussicht nach nicht erforderlich sein, eine hydrodynamische Modellrechnung durchzuführen, deshalb wird hier nicht näher darauf eingegangen.

5 Ortsbefund, Probenahme, Vorort-Messungen und Analytik

Vor einer Durchführung der Probenahme und Vorortmessungen ist zu prüfen, ob die Probenahme an dem Tag durchführbar ist. Hochwasser, Niedrigwasser oder ein trockengefallenes Gewässer sprechen beispielsweise gegen eine Probenahme.

Grundsätzliche Anforderungen an die Probenahmestelle sind in Kapitel 3.1 aufgeführt.

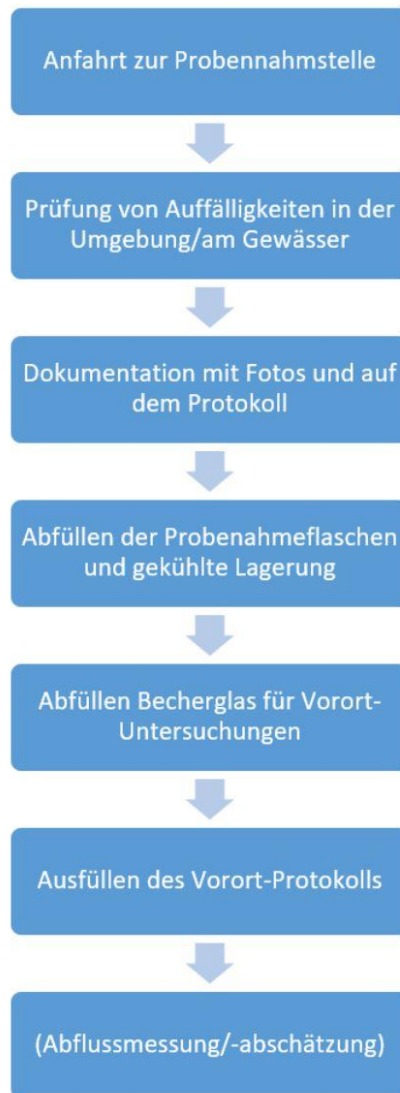


Abbildung 5-1 Schema zum Ablauf der Probenahme

5.1 Ortsbefund

Der Ortsbefund dient der Feststellung von Zuständen und Beeinflussungen sowie Besonderheiten an der Probenahmestelle und deren Umgebung. Der Ortsbefund ist Voraussetzung für die spätere Interpretation der Mess- und Analyseergebnisse und Grundlage für die Beurteilung der Repräsentativität der Messergebnisse.

Das Beobachten und Festhalten der sinnlichen Eindrücke in Bezug auf die Probenahmestelle und ihres Umfeldes kann sehr wichtig sein. Dazu gehören:

- Wetter (Windrichtung, Windstärke, Luftdruck Niederschlag, Grad der Bewölkung, Sonnenexposition) und

- besondere Vorkommnisse oder Ereignisse um die Probenahmestelle oder im Gewässer (z. B. landwirtschaftliche Tätigkeiten, Erd- bzw. Bauarbeiten, Ablagerungen, auffallende Oberflächennutzung, sichtbare Kontaminationen, Uferveränderungen, Fremdstoffe, Entnahmen).

Darüber hinaus zählen der optische Zustand des Gewässers und gegebenenfalls das Vorhandensein von Einleitungsspuren aus punktuellen Belastungen in das Gewässer dazu.

Weiterhin können Beobachtungen an der Probenahmestelle, z. B. Reduktionsflecken (Dunkelfärbung etwa der Unterseite von Steinen) als Hinweis auf Sauerstoffarmut, Braunfärbung des Sedimentes als Hinweis auf Eisenockerbildung, Schaumbildung oder Abwasserpilz, die Gesamtbewertung unterstützen. Der Ortsbefund ist in einem Probenahmeprotokoll festzuhalten (Protokollvorschlag siehe Anlage 8.2).

5.2 Grundsätze der Probenahme im Fließgewässer

Die Probe ist in einem gut durchmischten Bereich, aus der Gewässermitte und oberflächennah (nach Möglichkeit aus ca. 0,25 m Tiefe) zu entnehmen. Ansonsten sollte die Probenahme aus mittlerer Höhe zwischen Sohle und Oberfläche erfolgen.

Die Wasserproben sind, wie in Kapitel 3.1 aufgeführt, aus dem strömenden Bereich zu entnehmen, nicht aus einer Ruhezone.

Wird eine direkte Probenahme durchgeführt, ist die Öffnung der Probenahmeflasche hierbei leicht aufwärts zur Gewässeroberfläche zu neigen und in Strömungsrichtung zu halten. Wichtig ist dabei, dass das Wasser kontrolliert in die Probenahmeflasche gefüllt wird und sich möglichst keine Bläschen bilden, die den Sauerstoffgehalt der Probe stark verändern können.

Im Falle einer indirekten Probenahme wird der Probenahmebehälter (beispielsweise Teleskopstange mit Schöpfbecher oder Eimer an einem Seil) langsam bis zur Wasseroberfläche abgesenkt und befüllt. Dabei ist darauf zu achten, dass ein hoher Anteil an Probe von der Oberfläche vermieden wird. Anschließend wird die entnommene Probe in die Probenahmeflasche gefüllt. Beim Befüllen der Flaschen sollte ebenfalls auf das Vermeiden der Erhöhung des Sauerstoffgehaltes geachtet werden.

Grundsätzlich sind die Behälter randvoll und ohne Luftblasen zu füllen.

Bei der Probenahme muss zudem darauf geachtet werden, dass auf der Wasseroberfläche schwimmendes Material nicht in die Probe gelangt. Ebenso ist zu verhindern, dass aufgewirbeltes Sediment in die Probe gelangt.

Bei einem Betreten des Gewässers ist darauf zu achten, dass die Probe stromaufwärts genommen wird, um eine Kontamination zu verhindern.

5.3 Vor-Ort-Messungen

Im Anschluss an den Ortsbefund und die vorbereitenden Maßnahmen zur Beprobung erfolgt eine Bestimmung der Vor-Ort-Parameter. Darunter werden die Informationen und Kenngrößen verstanden, die später im Labor nicht mehr korrekt bestimmt werden können.

Dazu zählen:

- Organoleptische Parameter: Geruch, Färbung, Trübung des Gewässers. Die Bestimmung dieser Parameter ist als subjektiv einzustufen, wenn visuell durchgeführt.

- Physikalische bzw. physikalisch-chemische Parameter: Temperatur (Luft und Wasser) sowie pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Gehalt an gelöstem Sauerstoff des Gewässers.
- Weitere Parameter wie Niederschlag, Wetterverhältnis, Wasserstand.

Die Ergebnisse der Bestimmung der Vor-Ort-Parameter werden im Probenahmeprotokoll vermerkt, z. B. mit einem Zahlencode (Beispiel siehe Anlage 8.3).

WICHTIG: Die Bestimmung der physikalischen bzw. physikalisch-chemischen Parameter darf unter keinen Umständen in der abgefüllten Probe (Probenahmeflasche) erfolgen, sondern wird entweder im Fließgewässer selbst oder beispielsweise in einem Becherglas mit einem definierten Mindestvolumen durchgeführt.

Die Messung der Lufttemperatur (°C) erfolgt im Schatten ca. 1 m über dem Boden mit einem trockenen Thermometer. Diese Vorgabe gilt ebenfalls für den Luftdruck (hPa).

Auf die Bestimmung der organoleptischen Parameter, des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit und des gelösten Sauerstoffs wird im Folgenden näher eingegangen.

5.3.1 Hinweise zur Analytik

Die Probenahme und Analytik des Kläranlagenablaufs erfolgt nach den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV)⁴. Die Probenahme im Gewässer und deren Analytik sollte den Anforderungen der Oberflächengewässerverordnung entsprechen. Hierdurch soll sichergestellt werden, dass die Beurteilung der Gewässergüte und des Einflusses der Kläranlage auf das Gewässer den Anforderungen der WRRL entspricht.

5.3.2 Organoleptische Parameter

Die organoleptische Untersuchung des Wassers umfasst die qualitative Prüfung von Farbe, Trübung, Geruch, Wasseroberfläche und Bodensatz.

- Färbung: Feststellung von Farbton, Intensität und ggf. zeitlicher Entwicklung der Färbung.
- Trübung: hervorgerufen durch sehr feines, suspendiertes mineralisches oder organisches Material. Dokumentation von Farbe und Stärke der Trübung.
- Geruch: Feststellung von Art und Intensität des Geruchs (z. B. erdig, faulig, gewisse Chemikalien).
- Wasseroberfläche: Schwimmstoffe, Schaumbildung.

Die Untersuchung erfolgt, wenn die Parameter sich nicht mehr verändern (konstant sind) und wird in einem transparenten Gefäß mit einem Mindestvolumen von 1 Liter vor weißem Hintergrund durchgeführt.

Etwaige Auffälligkeiten in Bezug auf das zu beprobende Wasser oder die Messstelle können so bereits im Vorfeld festgestellt werden und sind im Probenahmeprotokoll (Anlage 8.2) zu vermerken.

⁴ Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV) vom 21.03.1997, die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 20. Januar 2022 (BGBl. S. 87) geändert worden ist.

5.3.3 Wassertemperatur

Temperaturmessungen können Rückschlüsse auf die Herkunft des Wassers, mögliche Verschmutzungen oder menschliche Einflüsse zulassen. Toxische Effekte bestimmter Wasserinhaltsstoffe sind ebenfalls von der Temperatur (und dem pH-Wert) abhängig. Auch gilt die Temperatur als entscheidender Faktor für die Besiedlung eines Gewässers mit aquatischen Organismen.

Die Wassertemperatur reagiert empfindlich auf Einflüsse aus der Umgebung (z. B. Sonneneinstrahlung, Bodenfrost oder Schnee), die es dementsprechend bei der Messung zu minimieren gilt.

WICHTIG: Vor dem Ablesen muss der Temperaturabgleich zwischen Messgerät und Probenwasser abgewartet werden. Als Indikator dient hier die Temperaturkonstanz (Stillstand der Anzeige). Falsche Messwerte sind oft darauf zurückzuführen, dass dieser Abgleich nicht abgewartet wird.

5.3.4 pH-Wert

Der pH-Wert ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoff-Ionen-Aktivität. Dieser zeigt an, ob eine wässrige Lösung eher sauren oder basischen Charakter besitzt. Der pH-Wert ist temperaturabhängig und reagiert beispielsweise empfindlich auf Entgasung, Oxidation oder Ausfällung von unlöslichen Verbindungen.

Normalerweise erfolgt die Bestimmung des pH-Wertes potentiometrisch mittels Glaselektroden. Diese sind sehr empfindlich, daher schonend zu behandeln und regelmäßig zu pflegen. Eine Reihe von Faktoren kann zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Messgenauigkeit führen (z. B. Haarrisse durch mechanische Beanspruchung, Partikel, Erschütterungen oder Überalterung). In diesen Fällen ist die Glaselektrode auszutauschen.

Die Glaselektrode ist vor jedem Einsatztag neu zu kalibrieren. Bezüglich Kalibrierung sowie Handhabung sind die Gebrauchsanweisungen der Hersteller zu berücksichtigen.

Die pH-Wert-Messung ist gemäß DIN 38404-5 und aufgrund der oben beschriebenen Sensitivität gegenüber umgebenden Einflüssen sofort durchzuführen, da spätere Messungen im Labor nicht mehr repräsentativ sind.

Die Bestimmung des pH-Wertes wird wie folgt durchgeführt:

1. Überprüfen der Elektrode (Flüssigkeitsstand, Glasbruch).
2. Elektrode mit destilliertem Wasser abspülen und vorsichtig mit einem sauberen Tuch trocken tupfen.
3. Vollständiges Eintauchen der Elektrode und kurzes Schwenken.
4. Abwarten der Stabilisierungszeit. Die Ablesung des Messergebnisses erfolgt erst bei stabiler Anzeige des Messgerätes.
5. Dokumentation des Messergebnisses im Probennahmeprotokoll.
6. Spülen der Elektrode mit destilliertem Wasser und Aufbewahrung gemäß Herstellerangaben (die an der Spitze der Elektrode befindliche Membran muss i. d. R. in einer Lösung mit definierter KCl-Stoffmengenkonzentration feucht gehalten). Gerät ausschalten.

Erfolgt die Messung nicht direkt im Gewässer, sondern wird in einer Schöpfprobe durchgeführt, ist ein ausreichend dimensioniertes Gefäß mit mindestens 500 ml Volumen zu verwenden, um

die Elektrode vollständig zu umspülen und einen Ausgleich für die Messung zu erreichen. Der minimale Gasaustausch mit der Umgebungsluft muss beachtet werden.

Ersatzweise kann der pH-Wert auch mit fein abgestimmten Teststreifen durchgeführt werden.

5.3.5 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit im Wasser ist ein Maß für den Gehalt an frei beweglichen Ladungsträgern (Ionen), die den elektrischen Strom leiten können. Sie ist von der Ionenkonzentration, der Ionenart, der Temperatur und der Viskosität abhängig.

Aufgrund ihrer Temperaturabhängigkeit hat eine Korrektur (Temperaturkompensation) auf eine Referenztemperatur zu erfolgen. In der Regel erfolgt diese Kompensation für die chemischen Standardbedingungen (Standardtemperatur 25 °C)

Die Leitfähigkeitsmessung Vor-Ort gibt Aufschluss über die Repräsentativität der Probe. Unterscheidet sich die elektrische Leitfähigkeit deutlich von anderen Messstellen im Umfeld, kann das ein Hinweis auf z. B. unterschiedliche Herkunft des Wassers oder eine Kontamination sein.

Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit hat entsprechend DIN EN 27888 und entweder in situ oder in einem Gefäß unmittelbar nach der Probenahme zu erfolgen.

Die Bestimmung der Leitfähigkeit wird wie folgt durchgeführt:

1. Wassertemperatur bestimmen (moderne Messgeräte ermöglichen in der Regel die automatische Temperaturkompensation zur gewählten Referenztemperatur).
2. Kleinstmöglichen Ablesebereich zur möglichst genauen Bestimmung des Messergebnisses einstellen.
3. Sonde mit destilliertem Wasser abspülen und trocken tupfen.
4. Vollständiges Eintauchen der Sonde.
5. Durchmischung der Probe während der Messung (z. B. mit Magnetrührer)
6. Dokumentation des Messergebnisses im Probenahmeprotokoll (Einheiten beachten, mS/cm, µS/cm).
7. Spülen der Sonde mit destilliertem Wasser. Gerät ausschalten.

Im Fließgewässer sollte die Messung idealerweise ca. 10 cm unter der Wasseroberfläche erfolgen. Die Sonde sollte leicht durch die Wassersäule bewegt werden.

5.3.6 Gelöster Sauerstoff

Die Menge des in Wasser gelösten Sauerstoffs ist proportional zum lokalen Atmosphärendruck und steht in umgekehrtem Zusammenhang mit der Temperatur und Salinität. Da Sauerstoff die Löslichkeit von vielen Spurenmetallen und die bakteriellen Stoffumsätze organischer Verbindungen im Grundwasser reguliert (reduzierende/oxidierende Verhältnisse), ermöglicht die Messung des gelösten Sauerstoffs beispielsweise Rückschlüsse auf den Abbau organischer Substanzen, die Herkunft des Wassers oder die Mobilisierung von Metallen.

Die Sauerstoffkonzentration in einer Wasserprobe ändert sich mit der Zeit. Eine Anreicherung der Probe mit Sauerstoff durch Luftkontakt oder Entgasung der Probe durch z. B. Schütteln führt zu fehlerhaften Messungen und ist unbedingt zu vermeiden.

Methoden zur Messung von gelöstem Sauerstoff vor Ort umfassen in der Regel amperometrische (Sauerstoffelektrode) oder spektrometrische Verfahren (Farbänderung nach Zugabe von

Chemikalien). Seit einiger Zeit werden fast nur noch optische Sensorverfahren (Optoden) eingesetzt.

Die Messung des Sauerstoffgehaltes erfolgt üblicherweise mit Sauerstoffelektroden, die für Sauerstoffgehalte $\geq 0,01$ mg/l geeignet sind. Bei einigen Sonden ist eine Mindestanströmung zu gewährleisten.

Die Messung ist u. a. entsprechend DIN ISO 17289 (optisches Sensorverfahren) durchzuführen.

Die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes wird wie folgt durchgeführt:

1. Elektrode mit destilliertem Wasser abspülen und trocken tupfen.
2. Sauerstoffelektrode eintauchen.
3. Abwarten der Stabilisierungszeit. Diese beläuft sich für eine Messung auf ca. 1 Minute. Die Ablesung des Messergebnisses erfolgt erst bei stabiler Anzeige des Messgerätes.
4. Dokumentation des Ergebnisses im Probenahmeprotokoll (insbesondere auch die Art der Messung, z. B. im Durchfluss oder im Gefäß).
5. Spülen der Sonde mit destilliertem Wasser und Aufbewahrung entsprechend Herstellerangaben. (Das bedeutet meistens, dass die an der Spitze der Elektrode befindliche Membran feucht gehalten werden muss). Gerät ausschalten.

Im Fließgewässer sollte die Elektrode idealerweise ca. 10 cm unter der Wasseroberfläche eingebracht und leicht durch die Wassersäule bewegt werden. Erfolgt die Messung im Gefäß nach Schöpfprobe, muss mindestens 1 Liter Wasser entnommen und unverzüglich gemessen werden. Bei unzureichenden Strömungsverhältnissen im Messgefäß ist die Elektrode mit entsprechender Geschwindigkeit hin und her oder im Kreis zu bewegen, um eine kontinuierliche Anströmung und Erneuerung des gelösten Sauerstoffs nahe der permeablen Elektrodenmembran zu gewährleisten. Hierbei sind Turbulenzen (zur Vermeidung von Aus- oder Eintrag von Sauerstoff in die Probe) zu vermeiden.

Mithilfe des gemessenen Sauerstoffgehaltes kann die Sauerstoffsättigung im Gewässer bestimmt werden. Die Sauerstoffsättigung bezeichnet das prozentuale Verhältnis von gemessenem Sauerstoffgehalt zu jenem Sauerstoffgehalt, den das Wasser bei gleicher Temperatur aufzunehmen vermag (wird als Sättigungswert bezeichnet). Moderne Messgeräte rechnen die gemessene Sauerstoffkonzentration automatisch in die Sauerstoffsättigung um. Für eine manuelle Umrechnung über eine Sauerstoffsättigungstabelle ist der Luftdruck zu messen.

5.4 Laborauswahl

In der Regel haben die Unteren Wasserbehörden bereits ein Labor für ihre analytischen Aufträge ausgewählt. Das Labor muss eine Zulassung als Abwasseruntersuchungsstelle, Trinkwasseruntersuchungsstelle oder für weitere spezielle Bereiche haben. Die Zulassung der Labore erfolgt durch Ringanalysen, die vom Landesamt regelmäßig durchgeführt werden. Eine Akkreditierung nach ISO 9000 oder andere ist empfehlenswert.

Da lange Transportwege sowie schüttelnder Transport Einfluss auf die analytischen Ergebnisse haben können, sollte der Transportweg zum Labor nicht zu weit entfernt sein.

5.5 Vorbereitung der Geräte und Behälter für die Probenahme

Abhängig von Art und Hintergrund der Probenahme sind die erforderlichen Probenahmegeräte und Probenahmebehälter vorzubereiten. Diese müssen auf ihre Funktionstüchtigkeit und deren

Eignung für die geplante Probenahme abgestimmt sein. Zur Probenahme aus Gewässern mit dem Hintergrund des Monitorings im vorliegenden Sinne sind folgende Geräte und Behältnisse erforderlich (siehe auch Anlage 8.1):

- Schöpfer und Gestänge,
- Sauerstoffmessgerät,
- pH-Wert-Messgerät mit Leitfähigkeitsfunktion,
- Kalibrierlösungen,
- 3-molare KCl-Lösung,
- verschiedene Probenahmeflaschen je nach Untersuchungsparameter,
- durchsichtiges 1-Liter Gefäß/Becherglas,
- Eimer mit Seil,
- Magnetrührer und Magnetrührstäbchen sowie
- Behelfsmittel wie ggf. Filter, Werkzeug, Frischwasser und Papierrollen zur Reinigung, Fotoapparat, GPS-Gerät.

Die Messgeräte sind entsprechend der jeweiligen Anforderungen zu kalibrieren und müssen den qualitativen Anforderungen entsprechen (Messgenauigkeit, Funktionsfähigkeit, Sauberkeit).

In Abstimmung mit dem analysierenden Labor sind von diesem die geeigneten Proben- und Transportbehältnisse samt eventuell erforderlicher Reagenzien zur Probenstabilisierung und die notwendigen Kühlelemente (oder ein Kühlschrank im Fahrzeug) in ausreichender Anzahl zur Verfügung zu stellen.

Eine eindeutige und unverwischbare Beschriftung/Etikettierung der Probenahmeflaschen ist erforderlich. Probenahmeprotokolle sind vor Verlassen des Probenahmeortes auf ihre Vollständigkeit hin zu kontrollieren.

5.6 Befüllen der Probengefäße und Konservierung

Das Material der Probengefäße richtet sich nach den zu beprobenden Parametern. Es sollte bereits bei der Vorbereitung der Gefäße durch das Labor berücksichtigt werden, dass u. a. auch aus diesem Grund im Vorfeld der Probenahme umfassend über den Beprobungsumfang zu informieren ist. Ein weiterer Schritt ist die Stabilisierung der Proben vor Ort durch den Probennehmer entsprechend der Vorgaben des Labors. Die Konservierung ist möglichst rasch durchzuführen (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1 Liste mit Probenahmegefäßen und Konservierungsmethoden

Parameter	Gefäß	Konservierung	Bemerkung
Ammonium	Glas	H ₂ SO ₄ pH < 2	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
		HNO ₃ pH < 2	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
			bei Anwesenheit von Oxidationsmitteln die Probe vor Ansäuerung mit überschüssigem Natriumsulfit versetzen
BSB ₅	Glas	Ohne	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
CSB	Glas	H ₂ SO ₄ pH < 2	kurzzeitige; Lagerung bei 2-5 °C
Eisen	PE	HNO ₃ pH < 1,5	
Kjeldahl-Stickstoff (TKN)	Glas	H ₂ SO ₄ pH < 2	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
Nitrat	Glas	H ₂ SO ₄ pH < 2	
Nitrit	Glas	Ohne	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C

Parameter	Gefäß	Konservierung	Bemerkung
Phosphat ortho	Glas	Ohne	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
Phosphat gesamt	Glas	H ₂ SO ₄ pH ca. 1	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C
Stickstoff gesamt	Glas	H ₂ SO ₄ pH < 2	kurzzeitige Lagerung bei 2-5 °C

Zur Vermeidung von Verschleppungen dürfen die Probenahmegegenstände nicht mit den Konservierungsmitteln in Kontakt kommen. Grundsätzlich ist die Gefahr von Querkontaminationen auszuschließen.

Die Konservierung der Proben wird durch das analysierende Labor vorgegeben. Die Art des Konservierungsmittels bestimmt die Reihenfolge, in der die Probenbehältnisse befüllt werden:

1. Zuerst werden jene Probenbehältnisse befüllt, in denen kein Konservierungsmittel vorgelegt ist.
2. Anschließend werden die Probenbehältnisse befüllt, in denen ein pulverförmiges Konservierungsmittel vorgelegt ist.
3. Zum Schluss werden alle weiteren Probenbehältnisse befüllt.

5.7 Probenahmeprotokoll

Das Protokoll sollte folgende Mindestangaben enthalten:

- Bezeichnung und Beschreibung der Entnahmestellen (inkl. Koordinaten)
- Zeitpunkt der Probenahme (Datum, Uhrzeit)
- Bezeichnung der Probe (eindeutige Beschriftung)
- Beschreibung des Entnahmeprozesses (geschöpft)
- Vor-Ort-Parameter (organoleptisch, physikalisch-chemische Parameter, gelöste Gase)
- Art der Probenbehandlung und -konservierung sowie Material der Probengefäße
- Besondere Beobachtungen (z. B. auffällige Ablagerungen)
- Name des Probenehmers

5.8 Probentransport

Die Anforderungen an den Transport der befüllten Probengebinde umfassen – neben dem Aspekt der Kühlung – den Schutz vor Auslaufen und Verderben, den Schutz vor Kontamination sowie vor starker Erschütterung und Bruch. Für eine Reihe von Parametern darf die Zeit zwischen Probenahme und Analytik 24 Stunden auch bei sachgerechter Lagerung nicht überschreiten. Detaillierte Regelungen dazu sind in DIN EN ISO 5667-3 nachzulesen. Je geringer der zeitliche Abstand zwischen Probenahme und Analytik ist, desto zuverlässiger ist das Analyseergebnis.

Die befüllten Probengebinde müssen korrekt und eindeutig beschriftet sein und sind in entsprechenden Transportbehältnissen mit ausreichend Kühlelementen kühl (5 ± 3 °C) und dunkel zu transportieren und aufzubewahren. Wegen möglicher Fällungsreaktionen und möglichen Glasbruchs dürfen die Proben jedoch nicht einfrieren. Dies ist insbesondere beim Transport bei Minustemperaturen zu berücksichtigen.

5.9 Fehlerquellen

In Bezug auf das Endergebnis ist die Probenahme die Basis für alle nachfolgenden Arbeitsschritte; zugleich kann sie jedoch auch die mit Abstand bedeutendste Fehlerquelle

darstellen. Analytische Fehler besitzen ein weitaus geringeres Ausmaß und bilden lediglich die Spitze des „Eisbergs“ in Bezug auf potenzielle Fehlerquellen. Dementsprechend ist die Probenahme mit größter Sorgfalt und unter Einhaltung geltender qualitätssichernder Maßnahmen durchzuführen.

Typische Fehlerquellen bei der Probenahme sind:

- Verwechslung von Proben durch falsche Beschriftung
- Kontamination durch Verschleppung von Substanzen infolge unzureichender Reinigung von Geräten und Behältern
- Kontamination durch Nutzung ungeeigneter Materialien für Geräte und Behälter
- Querkontamination durch Konservierungsreagenzien
- Verwechslung von Verschlüssen von Probenahmebehältern
- Diffusion durch und in das Behältermaterial (auch umgekehrt)
- Sorption von Stoffen am Probenahmegerät
- Chemische und biochemische Reaktionen mit Fällung von Stoffen
- Probenahmeprotokoll unvollständig oder nicht geführt
- Probenkonservierung vergessen oder falsche Methoden
- Lagerung und Transport der Proben
- Datenerfassung und -übermittlung fehlerhaft.

6 Auswertung

Die Bewirtschaftungspläne nach der europäischen EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)⁵ für die Wasserkörper sind nicht nur allgemeine Zielvorgaben. Grundsätzlich ist im Rahmen der Gewässerüberwachung für konkrete Gewässerbenutzungen zu prüfen,

- ob diese zu einer Verschlechterung des Gewässerzustandes eines Oberflächengewässers führen oder
- ob die Einleitung die Erreichung des guten ökologischen Zustandes/Potenzials oder des guten chemischen Zustandes eines Oberflächengewässers bzw. den guten mengenmäßigen oder chemischen Zustand eines Grundwasserkörpers gefährden kann.

Sollte dies der Fall sein, sind an die Einleitung zusätzliche oder erhöhte Anforderungen zu stellen.

Die Prüfung, ob das Grundwasser gefährdet ist, dürfte nur in Ausnahmefällen relevant sein, wenn eine Abwasserversickerung stattfindet. Dieser Fall wird hier nicht betrachtet.

Das Intensivmonitoring dient zur Beweissicherung und zur Überprüfung des tatsächlichen Einflusses der Kläranlageneinleitung auf die Belastungssituation im Gewässer. Das Ergebnis der Auswertung des Monitorings sollte eine klare Aussage sein, ob die Kläranlageneinleitung signifikant für das Verfehlen der Anforderung der WRRL ist oder nicht. Sollte ersteres der Fall sein, so sind die Ablaufwerte, beispielsweise durch zusätzliche Reinigungsstufen auf der Kläranlage, soweit zu verbessern, bis die Einleitung nicht mehr in Konflikt mit den Anforderungen aus den Bewirtschaftungszielen nach § 27 in Verbindung mit § 5 WHG steht.

Bisherige Untersuchungen haben ergeben, dass Kläranlageneinleitungen typischerweise die Nährstoffkonzentrationen für Phosphor und für Ammonium in relevanter Weise beeinflussen. Die Auswertung der Untersuchungen beschränkt sich daher auf die Erhöhung der Konzentrationen dieser Parameter. Dabei wird eine Erhöhung der Nährstoffparameter über die Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (Orientierungswerte) hinaus als Indiz dafür gewertet, dass der ökologische Zustand des Gewässers beeinträchtigt wird.

Die Signifikanz der Belastung wird hilfsweise darüber abgeschätzt, ob der Anteil der Kläranlageneinleitung an einer Überschreitung der Orientierungswerte im Gewässer mehr als 50 % beträgt. Für diese Abschätzung wird in Schleswig-Holstein der Q_{Median} als durchschnittlicher Jahresabfluss im Gewässer zugrunde gelegt.

Bei hohen Abflüssen im Gewässer könnte sowohl eine hohe Vorbelastung im Gewässer vorliegen als auch eine starke Verdünnung der Einleitung erfolgen, was die Aussagekraft des Messergebnisses vermindert.

Darüber hinaus ist zu bedenken, dass die alleinige Messung der Nährstoffkonzentrationen nur dann aussagekräftig ist, wenn innerhalb der Messtrecke keine weiteren Zuflüsse vorhanden sind.

Der einfachste Fall lässt sich folgendermaßen skizzieren:

⁵ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

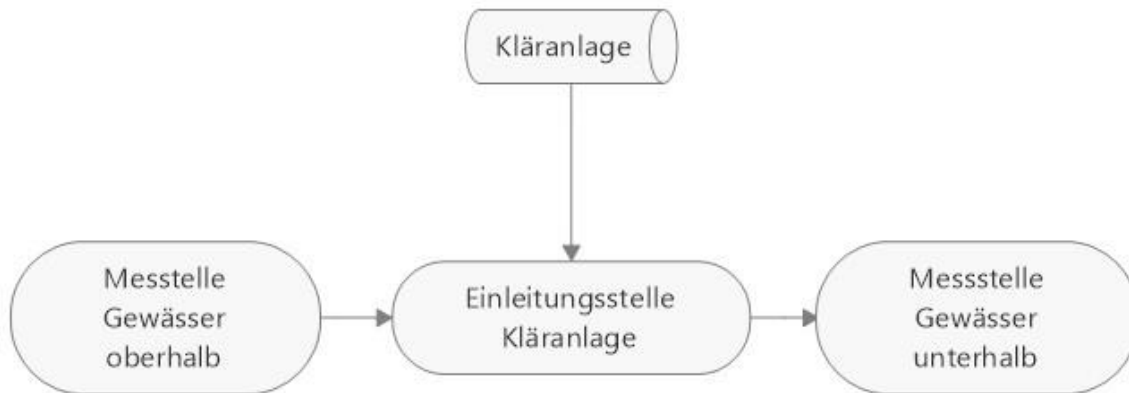


Abbildung 6-1 Schematische Darstellung des einfachsten Falles einer Einleitung

In der Praxis wird es allerdings häufig vorkommen, dass weitere Zuflüsse berücksichtigt werden müssen, da für eine ausreichende Vermischung eine hinreichend lange Fließstrecke notwendig ist (siehe Kapitel 3). In diesen Fällen müssen grundsätzlich die Wassermengen gemessen werden, um eine Frachtbetrachtung durchführen zu können. Nur damit ist eine realistische Auswertung möglich.

Der Fall, dass die Einleitung der Kläranlage in das reduzierte Gewässernetz erfolgt und es einen weiteren Zufluss gibt, lässt sich wie folgt darstellen:

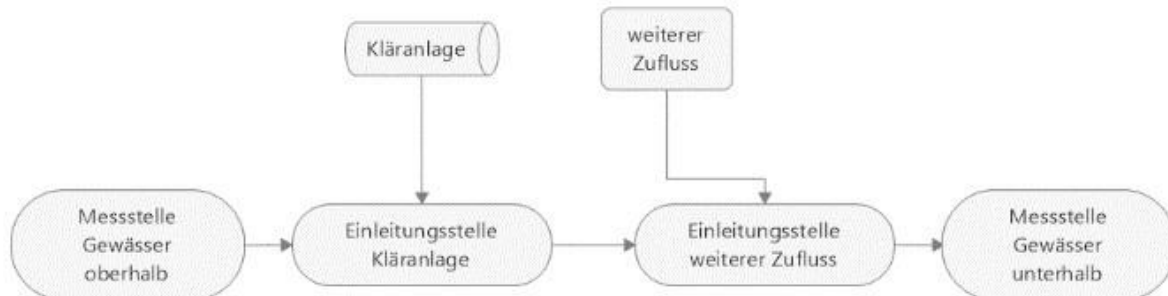


Abbildung 6-2 Schematische Darstellung einer Einleitung aus einer Kläranlage sowie einem weiteren Zufluss flussabwärts

Diese Konstellation beschreibt den Fall, dass in ein größeres Gewässer mit einem Einzugsgebiet größer als 10 km² eingeleitet wird. Für diese Gewässer gelten die biologischen Güteanforderungen unmittelbar. Bei einer Nichteinhaltung der Orientierungswerte in diesen Gewässern muss davon ausgegangen werden, dass die Nichteinhaltung negative Auswirkungen auf den guten ökologischen Zustand haben wird.

Zudem kann es vorkommen, dass die Einleitung der Kläranlage in ein Gewässer außerhalb des reduzierten Gewässernetzes mit einem Einzugsgebiet kleiner als 10 km² erfolgt. Dieser Fall ist nachfolgend abgebildet:

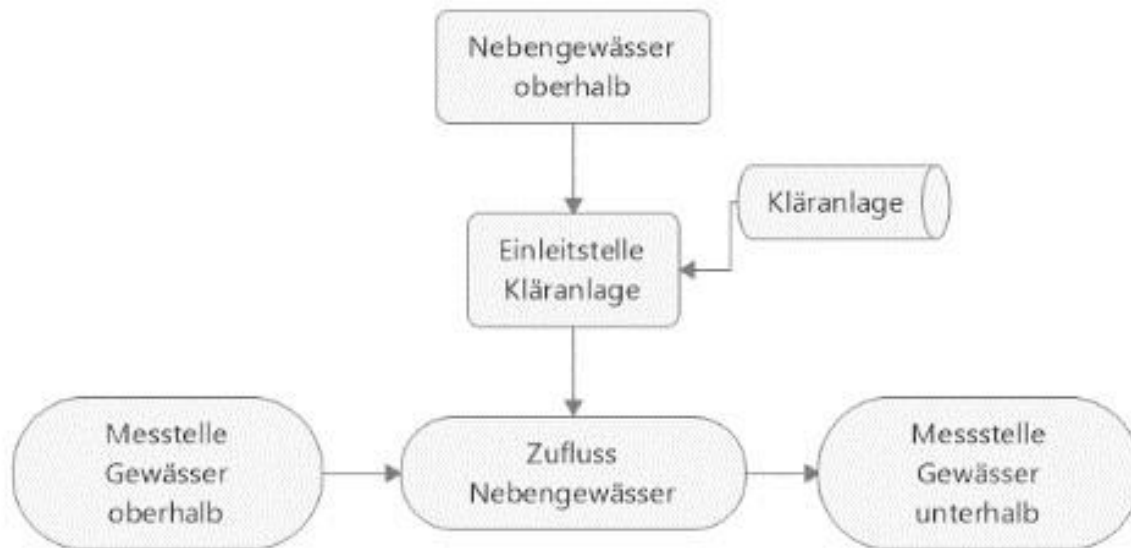


Abbildung 6-3 Schematische Darstellung einer Einleitung außerhalb des reduzierten Gewässernetzes

In diesem Fall ist die Auswirkung auf das größere Gewässer an der Einleitstelle des Nebengewässers zu bewerten. Eine Nichteinhaltung der Orientierungswerte im Nebengewässer kann hingenommen werden, sofern dieses nicht eine wichtige ökologische Funktion im Gewässersystem einnimmt.

In allen Fällen muss geprüft werden, ob die Konzentrationen der jeweiligen Nährstoffparameter $c_{Gew,NH_4-N,u}$ und $c_{Gew,P,u}$ im Gewässer unterhalb der Einleitstellen größer als die entsprechenden Orientierungswerte nach den Anforderungen der Oberflächengewässerverordnung sind.

Ist das der Fall, ist für den einfachsten Fall zu prüfen, ob der Quotient der Nährstoffkonzentrationen im Gewässer oberhalb der Einleitungsstelle / unterhalb der Einleitungsstelle kleiner 0,5 ist:

$$\frac{c_{Gew,NH_4-N,o}}{c_{Gew,NH_4-N,u}} < 0,5 \text{ bzw. } \frac{c_{Gew,P,o}}{c_{Gew,P,u}} < 0,5$$

Trifft das Kriterium zu, so ist der Anteil der Kläranlageneinleitung an der Verfehlung der Orientierungswerte im Gewässer größer als 50 % und somit grundsätzlich signifikant für eine (mögliche) Verfehlung der Ziele nach § 27 WHG.

Diese einfache Betrachtung der Konzentrationen ist aber nur unter folgenden Voraussetzungen möglich:

- es gibt keine weiteren Zuflüsse bzw. die Abflüsse der weiteren Zuflüsse bzw. des Nebengewässers sind vernachlässigbar gering oder
- die Konzentrationen der Nährstoffparameter im Nebengewässer oberhalb der Einleitungsstelle (Fall b) bzw. im weiteren Zufluss (Fall a) entsprechen denen an der Messstelle „Gewässer oberhalb“.

Für alle anderen Fälle, in denen die zuvor genannten Voraussetzungen nicht zutreffen, sind die Frachten und nicht die Konzentrationen zu betrachten, da eine relevante Erhöhung der

Orientierungswerte auch durch die Zuflüsse und nicht nur durch die Kläranlageneinleitung verursacht werden könnte. Die Frachtbetrachtung als Kriterium für die Signifikanz der Einleitung lautet folgendermaßen:

$$\frac{B_{KA,NH_4-N}}{B_{Gew,NH_4-N,u}} > 0,5 \text{ bzw. } \frac{B_{KA,P}}{B_{Gew,P,u}} > 0,5$$

mit

$B_{KA,NH_4-N} / B_{KA,P}$ Nährstofffracht der Kläranlageneinleitung [mg/s]

$B_{Gew,NH_4-N,u} / B_{Gew,P,u}$ Nährstofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung [mg/s]

Voraussetzung für eine aussagefähige Frachtbetrachtung der Nährstoffe ist eine hinreichend genaue Messung der jeweiligen Abflüsse. Weitere Fehlerquellen stellen eine nicht repräsentative Probenahme sowie Umsetzungsprozesse im Gewässer (z. B. Nitrifikation) innerhalb der Messtrecke dar.

Eine abschließende Bewertung kann daher nicht nur rein rechnerisch, sondern erst durch eine umfassende Würdigung aller Umstände und Einflüsse vor Ort erzielt werden.

Teil des Monitoringhandbuchs ist eine Auswertungstabelle als Excel-Datei, die aus den gemessenen Konzentrationen und Abflüssen die prozentuale Erhöhung der Nährstofffrachten bestimmt. Diese Excel-Datei wird im Rahmen der Veröffentlichung des Monitoringhandbuchs in digitaler Form auf der Website des MEKUN zur Verfügung gestellt (siehe Anlage 8.4).

In der Excel-Tabelle werden die Messungen und die Ergebnisse der Bewertung übersichtlich dargestellt. Es wird empfohlen, diese Tabelle als Grundlage für die Auswertung zu verwenden.

Als Ergebnis der Auswertung ist die durchschnittliche Erhöhung der Nährstofffrachten bei Q_{Median} durch die betrachtete Einleitung zu ermitteln und im Hinblick auf mögliche Messunsicherheiten und Variationen der Messergebnisse zu bewerten.

7 Literaturverzeichnis

DIN 38404 – Teil 5 (2009): „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung- -Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) – Teil 5: Bestimmung des pH-Werts (C 5)“ vom Juli 2009, Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN EN 27888 (1993): „Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit“ vom November 1993, Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN EN ISO 5667 – Teil 3 (2019): „Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben“ vom Juli 2019, Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN EN ISO 5667 – Teil 6 (2016): „Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 6: Anleitung zur Probenahme aus Fließgewässern“ vom Dezember 2016, Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN ISO 17289 (2014): „Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Optische Sensorverfahren“ vom Dezember 2014, Beuth Verlag GmbH, Berlin

ISO 9000 (2015): „Qualitätsmanagementsysteme – Grundlagen und Begriffe“ vom September 2015, Beuth Verlag GmbH, Berlin

MELUND (2019): „Handlungsempfehlungen für die immissionsbezogene Bewertung von belastungsrelevanten Schmutzwassereinleitungen in Fließgewässer“, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung

8 Anlagen

8.1 Notwendige Ausstattung für die Probenahme

- Ausrüstung:
 - Für die Abwasserprobenahme geeignete Handschuhe
 - Desinfektionsmittel
 - Destilliertes Wasser
 - Probenahmeflaschen
 - Becherglas
 - Eimer mit Seil
 - Stoppuhr (z. B. auf dem Handy)
 - Kamera (z. B. auf dem Handy)
 - Maßband/Messlatte
 - Weißes Papier
- Messgeräte:
 - Gerät zur pH-Wert-Messung
 - Gerät zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes
 - Gerät zur Luftdruckmessung
 - Gerät zur Bestimmung der Leitfähigkeit
- Unterlagen
 - Vor-Ort-Bögen (Papier oder Digital)
 - Karten mit geplanten Probenahmestellen
 - Etiketten

8.2 Probenahmeprotokoll

Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LfU)

Probeentnahmebogen

Son - Sonder-
untersuchungen

Labor:
Eingang:

Programm: Fließgewässer (001)

Tour:

Meßstelle: Bille am Pegel Sachsenwaldau

EDV-Nr.: 120002

Tgl.Nr.:

Wasserkörper	bl_06_a	Rechts	5935338
Kreis	Stomarn	Hoch	3586199
Gemeinde	Reinbek	Top 50 - Karte	2427

Probenahmedatum:	<input type="text"/>	Uhrzeit:	[ME(S)Z]	<input type="text"/>
Windrichtung:	[Windrose] <input type="text"/>	Niederschlag		<input type="text"/>
Windstärke:	[Beaufort] <input type="text"/>	Wassersstand		<input type="text"/>
Lufttemperatur:	[°C] <input type="text"/>	Sichttiefe	[cm]	<input type="text"/>
Luftdruck	[hPa] <input type="text"/>			

Entnahmetiefe (m):	<input type="text"/>			
	oberfl. nah:			
Wassertemperatur [°C]	<input type="text"/>	Farbe		<input type="text"/>
pH - Wert	<input type="text"/>	Trübung		<input type="text"/>
Leitfähigkeit (TK 25 °C)	<input type="text"/>	Geruch		<input type="text"/>
Sauerstoff m. Sonde [mg/l]	<input type="text"/>			
Sauerst. Sättigungsind. [%]	<input type="text"/>			

Teilproben (Flaschen) für: Stichprobe:

Behälter: Labor: 1/ 1000 ml PE-Flasche
1/ 250 ml Braunglasflasche (Zehrung 7 Tage)
2/ 125 ml Polypropylen-Flasche (Na, K, Mg, Ca, P, S, Fe) - angesäuert mit konz. HNO₃

Bemerkungen:

Probenehmer:

4110

Abbildung 8-1 Beispiel für ein Probenahmeprotokoll des LfU

8.3 Bogen Sinnesprüfung

Sinnesprüfung bei Fließgewässerprobenahme

1.) Farbe, Trübung und Geruch

1. Ziffer: nach Stärke		2. Ziffer: nach Farbe		bzw. 2. Ziffer: nach Geruch	
1	ohne (farblos/geruchlos)	1	weiß	1	Gewürze, Duftstoffe
3	sehr schwach	2	gelb	2	Erde, Torf, Moder
5	schwach	3	orange	3	Jauche, Silage
7	mittel	4	rot	4	Fisch, Tran
9	stark	5	violett	5	Urin, Fäkalien
		6	blau	6	organische Säuren
		7	grün	7	Mineralölprodukte
		8	braun	8	Chlor
		9	schwarz	9	Schwefelwasserstoff
		0	Sonstige	0	Sonstige

2.) Niederschlag

1	kein Niederschlag
2	leichter Niederschlag
3	mittlerer Niederschlag
4	starker Niederschlag
5	Schneeschmelze

3.) Wasserstand / Abfluß

1	Das Gerinne wird kontinuierlich überströmt, jedoch sinkt der Wasserstand bis auf wenige cm und die Fließgeschwindigkeit ist stark reduziert = Wasserstand sehr gering, Wasser fließt aber noch
2	In der Poolphase steht Wasser isoliert nur noch in den Vertiefungen der Sohle = nur noch in den Vertiefungen ist Wasser, kein Abfluß
3	Selbst in den Sohlvertiefungen verbleibt kein Wasser, jedoch sind die Sedimente noch feucht bis gesättigt = kein Wasser mehr zu sehen, Sediment ist aber feucht
4	Auch die Sohl sedimente trocknen aus = Trocken
5	für das Gewässer normaler Wasserstand und Abfluß = normale Fließgeschwindigkeit
6	für das Gewässer ungewöhnlich hoher Wasserstand und Abfluß = Hochwasser

Abbildung 8-2

Bogen "Sinnesprüfung bei Fließgewässerprobenahmen" des LfU

8.4 Auswertungstabelle Intensivmonitoring

Ein Muster der Auswertungstabelle für das Intensivmonitoring steht auf der Homepage des MEKUN zum Download zur Verfügung.

<https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/abwasser/immissionsbetrachtungen.html>