

Projektskizze

Ausarbeitung im Rahmen des Projektseminars: Entwicklung und Bewertung von
Fließgewässer

Fakultät für Geowissenschaften,
Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum

Vorgelegt von der Arbeitsgruppe:
Entwicklung und Bewertung von Fließgewässerlandschaften WiSe 2024/25

Seminarleiterin: Frau Dr. Birgit Elvers

Bochum, den 28.02.2025

Lisann Borchers: 108020241749

Jolina Sophie Karin Otto: 108022214380

Sophia Dorgathen: 108022222515

Simon Redel: 108018223372

Joshua Benedikt Eicke: 108022228362

Nicolas Wawrzyniak: 108022212477

Lukas Kroner: 108022216045

Sven Wiegold: 108020243917

Erin Elizabeth Mahon: 108021233342

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	5
2. Rechtliche Grundlagen	8
2.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie	8
2.2 Oberflächengewässerverordnung	13
2.3 Hochwasserrisikomanagement	16
3. Methoden.....	19
3.1 Die Strukturgütekartierung	19
3.1.1 Ursprung und Entwicklung der Strukturgütekartierung	19
3.1.2 Kartierungsprozess.....	20
3.1.3 Durchführung der Kartierung	23
3.2 Auenzustandskartierung.....	29
3.2.1 Einleitung.....	29
3.2.2 Allgemeines Vorgehen	30
3.2.3 Die Bewertungsverfahren	31
3.2.4 Bestimmung der Bewertungsabschnitte und Auenkompartimente.....	34
3.2.5 Das Bonus-Malus-System	35
3.2.6 Das auentypische Leitbild.....	37
3.2.7 Die AuenZEB	41
3.3 Baulicher Hochwasserschutz	47
3.4 Chemische Gewässergüteklassifikation.....	48
3.4.1 Die Gewässergüteklassifikation und Zielvorgaben LAWA	48
3.4.2 Chemische Einzelparameter in der Stoffgruppe „Nährstoffe, Salze und Summenparameter“ und weitere physiochemische Parameter	52
3.4.3 Material und Probennahme	66
3.5 Bewertung des Sediments und Schwebstoffqualität (Nicolas)	72
3.5.1 Sediment als Umweltfaktor	72

3.5.2 Bindung und Transport von Stoffen – Hydrochemie und Hydrophysik.....	73
3.5.3 Schwermetalle	75
3.5.4 Vorbereitung/Probennahme von Sedimenten und Schwebstoffen.....	76
3.5.4.1 Randbedingungen	76
3.5.4.2 Material und Probennahme	77
3.5.5 Zielvorgaben LAWA.....	78
3.5.7 Der Geoakkumulations-Index – Schwermetallbelastung	82
3.5.8 Chemische Gewässergüteklassifikation für Schwebstoffe [LAWA-Güteklassifikation]	84
3.6 Gewässergüte Bestimmung mithilfe des Makrozoobenthos.....	92
3.6.1 Vorbereitung der Probenahmen im Gelände	92
3.6.2 Habitat Kartierung.....	93
3.6.3 Probennahme im Gelände.....	94
3.6.4 Aufbereitung der Proben im Gelände	95
3.6.5 Bestimmung der Organismen aus den Gewässerproben im Labor	95
3.6.6 Bewertung und Interpretation	96
4. Die Bachprojekte	100
4.1 Deilbach	100
4.1.1 Untersuchungsziel	100
4.1.2 Zeitplan.....	101
4.2 Harpener Bach.....	103
4.2.1 Vorstellung des Harpener Bachs	103
4.2.2 Gewässerstrukturgütekartierung.....	105
4.2.3 Chemische Gewässergüte	105
4.3.4 Geplante Untersuchung und Zeitrahmen.....	107
4.3 Sprockhöveler Bach	109
4.3.1 Vorstellung des Sprockhöveler Bachs	109

4.3.2 Gewässerstrukturgütekartierung.....	112
4.3.3 Chemische Gewässergüte	113
4.3.4 Bewertung des Sediments und Schwebstoffqualität am Sprockhöveler Bach	114
4.3.5 Bestimmung der Gewässergüte mithilfe des Makrozoobenthos am Sprockhöveler Bach	119
4.3.6 Zeitrahmen der Untersuchungen	119

1. Einleitung

Autorin: Lisann Borchers

Die Erdoberfläche ist zu 70 % mit Wasser bedeckt. Die simple chemische Verbindung aus den Elementen Sauerstoff und Wasserstoff bildet die Grundlage allen Lebens auf der Erde (Lozán et al. 2005: 22f). Wasser kann als einziger natürlicher Stoff auf der Erde gasförmig, flüssig und fest vorkommen und prägt damit das Klima, die Gewässer und die Gletscher (Häckel 2021: 5). Wir Menschen sind schon immer auf das Wasser angewiesen. Unsere Abhängigkeit besteht nicht nur darin, dass wir es trinken müssen, um nicht zu verdursten. Heute, in der Industrialisierten Welt kommen dem Wasser noch weitere wichtige Funktionen zu. Wir benötigen es zur Nahrungsgewinnung zum Beispiel in der Landwirtschaft, in der Industrie beispielsweise zur Energiegewinnung und in privaten Haushalten (Glaser et al. 2016: 134). Dabei greifen wir sehr stark in den Wasserhaushalt ein, bauen Staudämme, begradigen Flüsse und übernutzen die begrenzten Grundwasseraquifere (Gebhardt et al. 2019: 1172). So wurden um die Ressource im Laufe der Jahre einige Gesetze verabschiedet, um es zu schützen und gleichzeitig die ausreichende Versorgung zu sichern. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bilden hierbei die Grundlagen für Deutschland und die EU. Die Generalversammlung der vereinten Nationen erklärte im Jahre 2010 das Recht auf Wasser sogar zum Menschenrecht (Vereinte Nationen 2010: 55f).

Das Wasser sichert unser Überleben und wird gleichzeitig eine immer größere Bedrohung. Nicht zuletzt, wegen der anthropologischen Einflussnahmen. Hochwasserereignisse werden sich durch den Menschengemachten Klimawandel häufen (Gebhardt et al. 2019: 327). Dazu ist das Wasser vielerorts mit Chemikalien kontaminiert (Umweltbundesamt 2022). Der Schutz unserer Gewässer- und unserer Gewässerlandschaften stellt eine Nationale Aufgabe von höchster Dringlichkeit dar.

Im Rahmen des Projektseminars “Entwicklung und Bewertung von Fließgewässern” unter der Leitung von Frau Dr. Birgit Elvas lernten wir zunächst neben den rechtlichen Grundlagen, verschiedenen Methoden zur Gewässergütebestimmung kennen und beschäftigten uns mit dem Schutz vor- und den Gefahren von Hochwasserereignissen. Im weiteren Verlauf des Seminars werden wir nun selber tätig und wenden das erlernte direkt an ausgewählten Fließgewässern an. Diese Projektskizze bietet eine zusammenfassende Übersicht über die behandelten Themengebiete. Außerdem stellen die einzelnen Gruppen ihre zu untersuchende Fließgewässer und ihre individuellen Forschungsfragen sowie ihr geplantes Vorgehen zur Beantwortung dieser vor.

Literaturverzeichnis

Lozán, J.; Graßl H.; Hupfer P.; Karbe, L.; C.D. Schönwiese (2011): Warnsignal Klima. Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Auswertung. In: Climate Service Center. Geesthacht.

Häckel, H. (2021): Wolken und andere Phänomene am Himmel. Stuttgart.

Glaser, R.; Hauter, C.; Faust, D.; Glawoin, R.; Saurer, H.; Schulte, A.; Sudhaus, D. (2016): Physische Geographie. Kompakt. Berlin.

Gebhardt, H.; Glaser, R.; Radtke, U.; Reuber, P.; Vött, A. (2019): Geographie. Physische Geographie und Humangeographie. 3. Auflage. Berlin.

Umweltbundesamt (2022): Wasserrahmenrichtlinie.
<https://www.umweltbundesamt.de/wasserrahmenrichtlinie#undefined> [21.02.2025]

Vereinte Nationen (Hg.) 2010: RESOLUTION 64/292. <https://www.un.org/depts/german/gv-64/band3/ar64292.pdf> [24.02.2025]

2. Rechtliche Grundlagen

2.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie

Autorin: Lisann Borchers

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie, oder kurz WRRL, ist eine Richtlinie, die die Wasserpolitik, beziehungsweise den rechtlichen Rahmen der Wasserpolitik EU-weit vereinheitlicht. Sie soll die Bundesweite Wasserpolitik strukturieren und auf eine nachhaltige Wassernutzung ausrichten (Umweltbundesamt 2022). Anlass war der Wunsch nach Europaweiten Standards in der Fließgewässerbewirtschaftung von der Quelle bis zur Mündung mit einheitlich definierten Rahmenbedingungen und Zielen (Glaser et al. 2016: 144).

Die WRRL ist im Wasserhaushaltsgesetz, in der Grundwasserverordnung und der Oberflächengewässerverordnung verankert (BMUV 2011). Das macht sie zu einem starken politischen Instrument.

Die WRRL selber, ein ca. 100-Seitiges Dokument soll die Wasserpolitik EU-weit auf eine umweltfreundliche Wasserhaushaltung ausrichten. So heißt es in der Richtlinie:

“Zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik” (Richtlinie 2000/06 EG:1).

Laut Umweltbundesamt begannen erste Beratungen bereits im Jahre 1996 zwischen der EU-Kommission und verschiedenen Fachmenschchen über eine EU-Wasserpolitik. Basierend darauf wurde ein Jahr später ein Vorschlag der Kommission für einen Ordnungsrahmen vorgelegt. Es folgten umfangreiche Änderungen, bis der Entwurf dem EU-Parlament vorgelegt wurde. Schließlich wurde im Jahr 2000 ein Kompromiss beschlossen. Kurz darauf trat die WRRL in Kraft (BMUV 2011).

In der WRRL wurden für die Oberflächengewässer, das heißt Binnengewässer mit Ausnahme des Grundwassers, chemische, und biologische Parameter definiert. Für Grundwasser wurden chemische und mengenmäßige Parameter definiert (Glaser et. al. 2016: 144).

Die Bewertung erfolgt in fünf Stufen von “Sehr gut”, “Gut”, “Mäßig” über “Unbefriedigend” bis “Schlecht” (Umweltbundesamt 2022). Der chemische Zustand orientiert sich an der Umweltqualitätsnorm, die gewisse chemische Stoffe als Risikoreich einstuft. Diese Liste wird ständig überarbeitet (Umweltbundesamt 2023).

Um den biologischen Zustand zu bestimmen, wird einem Wasserkörper mit einem Einzugsgebiet von mindestens 10 km² ein Gewässertyp und eine Lebensgemeinschaft zugeordnet. Der Gewässertyp muss gewisse Vorgaben erfüllen, um entsprechend gut bewertet zu werden. Vier Gruppen von Lebewesen werden für die Einstufung herangezogen: Wirbellose Tiere, Wasserpflanzen, am Gewässerboden haftende Algen und Fische. Diese bilden die biologische Qualitätskomponente (BMUV 2011).

Die WRRL beschränkt sich darauf, Qualitätsziele vorzugeben und Methoden zur Erreichung dieser zu definieren. Ein Bewirtschaftungszeitraum dauert sechs Jahre (siehe Abb. 1). In diesen Turnus werden Ist- und Soll-Zustand bestimmt. Dann werden Maßnahmen zur Erreichung des Soll-Zustandes festgelegt. Am Ende eines Bewirtschaftungszeitraums sollten alle Maßnahmen umgesetzt worden sein und der Soll-Zustand sollte eingetroffen sein. Falls das nicht der Fall ist, so startet ein neuer Bewirtschaftungszeitraum (Umweltbundesamt 2022).

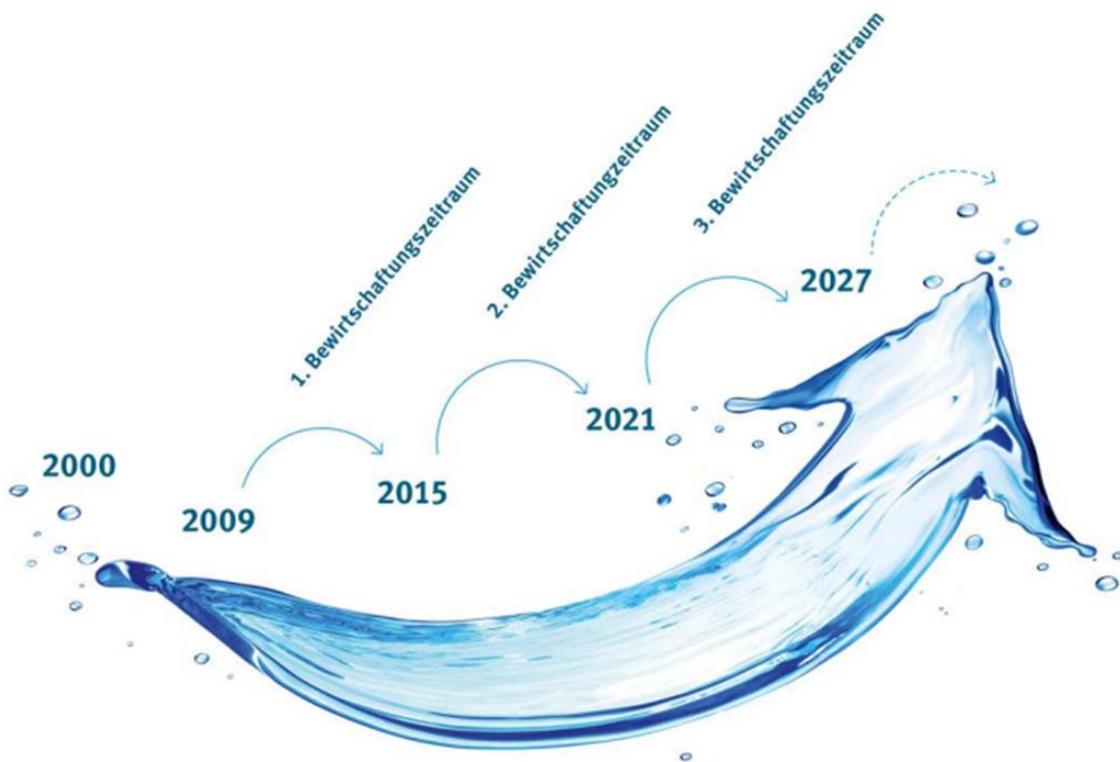


Abb. 1: Zeitachse für die Umsetzung der WRRL (Umweltbundesamt 2021).

Dass die Gewässer besser geschützt und unterstützt werden müssen war ein Anlass der WRRL. Wasser sollte nicht länger nur eine frei verfügbare Ware sein, sondern als schützenswerter,

wertvoller Rohstoff anerkannt werden (IGB 2019: 4f). Mit der WRRL wurden erstmals systematisch die Zustände der Binnengewässer und des Grundwassers bewertet. Mit problematischen Ergebnissen: Im Jahr 2010 erreichten nur 10% der Oberflächengewässer in Deutschland einen guten oder sehr guten Ökologischen Zustand. In einen guten chemischen Zustand war sogar kein einziges (Richter & Völker 2010: 22f). Flussbegradigungen und Staudämme zerstören den Lebensraum von Flora und Fauna. Dazu fehlen lebensnotwendige Auen und Ufervegetationen. Nähr- und Schadstoffeinträge durch die Landwirtschaft und die Kohleverstromung spielen hier eine große Rolle (Umweltbundesamt 2022a) Der menschengemachte Klimawandel wirkt sich auf vielerlei Weise negativ auf unsere Gewässer aus.

Zu Beginn der WRRL wurden ehrgeizige Ziele gesetzt. Mittlerweile sind 25 Jahre vergangen und die Wirkung des Klimawandels ist heute noch besser erforscht. Zusätzlich sind die Gewässer EU-weit sehr unterschiedlich, was eine einheitliche Bewertung erschwert. In Deutschland gibt es Bundesländer-übergreifende Kommunikationsschwierigkeiten und es fehlt an Geldern und gut ausgebildeten Fachkräften. Die Ziele der WRRL werden voraussichtlich auch zum Jahr 2027 verfehlt werden (Freyhof et al. 2019: 5ff). Die Gewässerrheinhaltung ist eine Aufgabe, die nur erreicht werden kann, wenn jegliche Bemühungen der Fachmenschen, aber auch der gesamten Bevölkerung aufgebracht werden.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zeitachse für die Umsetzung der WRRL (Umweltbundesamt 2021). 9

Literaturverzeichnis

Umweltbundesamt (2022): Wasserrahmenrichtlinie. <https://www.umweltbundesamt.de/wasserrahmenrichtlinie> [06.02.2025]

Glaser, R.; Hauter, C.; Faust, D.; Glawoin, R.; Saurer, H.; Schulte, A.; Sudhaus, D. (2016): Physische Geographie. Kompakt. Berlin.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Hg.) 2011: Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland. <https://www.bmuv.de/themen/wasser-und-binnengewasser/gewaesserschutzpolitik/deutschland/umsetzung-der-wrrl-in-deutschland> [21.02.2025].

O.A. (2000): Richtlinie 2000/06/EG der Europäischen Parlaments und des Rates zur schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: BMVU (Hg.) Online Abrufbar: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20141120&from=DE> [06.02.2025]

Umweltbundesamt (Hg.) (2023): Chemischer Zustand der Fließgewässer. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/chemischer-zustand-der-fliessgewaesser#der-chemische-zustand-der-gewasser> [21.02.2025]

Umweltbundesamt (Hg.) (2022a): Ökologischer Zustand der Flüsse und Bäche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser#oekologischer-zustand-der-flusse-und-bache> [21.02.2025]

Richter S., Völker J. (2010): Wasserrahmenrichtlinie. In: BMUV (Hg.): <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4012.pdf> [24.02.2025]

Umweltbundesamt (Hg.) (2021): Die Wasserrahmenrichtlinie. Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/221010_uba_fb_wasserrichtlinie_bf.pdf [21.02.2025]

IGB (Hg.) (2019): Stärken und Schwächen der Wasserrahmenrichtlinie. https://www.igb-berlin.de/sites/default/files/media-files/download-files/IGB_Policy_Brief_WRRRL_2019.pdf [21.02.2025]

2.2 Oberflächengewässerverordnung

Autor: Simon Redel

Die Oberflächengewässerverordnung wurde 2016 in Deutschland ausgearbeitet und dient der Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments zur Erarbeitung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik (OGewV 2016).

Die Hauptziele der Verordnung sind der Schutz von Oberflächengewässern, die wirtschaftliche Analyse der Nutzungen ihres Wassers und die Bestimmung von Qualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik. Des Weiteren bezieht sich die Verordnung auf die Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands. (OGewV 2016).

Die Verordnung selber wurde in 16 Paragraphen unterteilt (OGewV 2016):

§ 1 Zweck

Die Verordnung dient dem Schutz der Oberflächengewässer, der Bewertung ihrer Qualität und der wirtschaftlichen Analyse ihrer Nutzung.

§ 2 Begriffsbestimmungen

Legt zentrale Begriffe wie Oberflächengewässer, Umweltqualitätsnormen (UQN) und Schadstoffklassen fest.

§ 3 Lage und Einstufung der Gewässer

Bestimmt die Lage, Grenzen und Kategorien der Gewässer sowie typspezifische Referenzbedingungen.

§ 4 Gewässerbelastungen und Emissionen

Erfasst Belastungen durch menschliche Einflüsse, bewertet deren Auswirkungen und führt regelmäßige Bestandsaufnahmen durch.

§ 5 & § 6 Einstufung des ökologischen und chemischen Zustands

- Der **ökologische Zustand** wird in fünf Klassen von „sehr gut“ bis „schlecht“ eingeteilt.
- Der **chemische Zustand** richtet sich nach Umweltqualitätsnormen und wird als „gut“ oder „nicht gut“ bewertet.

§ 7 Neue und überarbeitete Umweltqualitätsnormen

Regelt die Anpassung der Normen für neue Schadstoffe und Fristen für deren Einhaltung.

§ 8 Trinkwassergewinnung

Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung müssen besonders geschützt und kartografisch erfasst werden.

§ 9–11 Überwachung und Qualitätskontrolle

- Bestimmt Normen für Überwachungsmethoden, Laborkriterien und Messnetzwerke.
- Spezifiziert die Überwachung von Schadstoffen aus einer Beobachtungsliste.

§ 12 Darstellung der Wasserqualität

Vorgaben zur Veröffentlichung von Daten über den Zustand der Gewässer.

§ 13–14 Zusätzliche Anforderungen

- **Bewirtschaftungspläne** müssen zusätzliche Informationen enthalten und online zugänglich sein.
- **Stickstoffziele** sollen langfristig eingehalten werden.

§ 15–16 Langfristige Trends & Wirtschaftsanalyse

- Trends bei Wasserqualität und Schadstoffkonzentrationen müssen ermittelt werden.
- Wirtschaftliche Nutzung der Gewässer wird analysiert.

Literaturverzeichnis:

BMJ (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässerverordnung (OGewV).
https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/BJNR137310016.html [21.02.2025]

2.3 Hochwasserrisikomanagement

Autor: Simon Redel

Die **Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL)** wurde am 23. Oktober 2007 vom Europäischen Parlament verabschiedet und trat am 31. Juli 2009 in Deutschland in Kraft. Ihr Ziel ist es, die nachteiligen Folgen von Hochwasserkatastrophen zu verringern (HWRM-RL 2007).

Die Richtlinie gliedert sich in **acht Kapitel** (HWRM-RL 2007):

1. Allgemeine Bestimmungen

- a. Definiert Begriffe wie Hochwasser und Hochwasserrisiko
- b. Legt den Rahmen für Bewertung und Management fest
- c. Verpflichtet Mitgliedsstaaten zur Einbindung bestehender Wasserbewirtschaftungsvereinbarungen

2. Vorläufige Bewertung des Hochwasserrisikos

- a. Jedes Flusseinzugsgebiet wird bewertet
- b. Erstellung von Karten mit Hochwasserhistorie und Risikoprognosen
- c. Identifikation gefährdeter Gebiete

3. Hochwassergefahrenkarten

- a. Darstellung potenzieller Überflutungsgebiete und deren Ausmaß
- b. Hochwasserrisikokarten mit betroffenen Einwohnern, wirtschaftlichen Tätigkeiten und Umweltrisiken

4. Hochwasserrisikomanagementpläne

- a. Koordinierte Maßnahmen zur Risikominderung
- b. Ziele zur Reduktion der Hochwasserfolgen
- c. Maßnahmen wie Frühwarnsysteme und Kosten-Nutzen-Analysen

5. Information und Konsultation der Öffentlichkeit

- a. Transparenter Zugang zu Hochwasserdaten und Managementplänen
- b. Förderung der aktiven Beteiligung von Interessengruppen

6. Durchführung und Änderungen

- a. Technische Standards werden durch die EU-Kommission festgelegt
- b. Anpassungen erfolgen nach festgelegtem Verfahren

7. Übergangsmaßnahmen

- a. Staaten können bestehende Bewertungen und Pläne übernehmen, falls diese den Anforderungen entsprechen

8. Überprüfung und Berichte

- a. Alle sechs Jahre erfolgt eine Überprüfung und ggf. Aktualisierung der Bewertungen und Pläne
- b. Berücksichtigung klimatischer Veränderungen

Literaturverzeichnis:

BMUV (2007): Richtlinie 2007/60/EG über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. (HWRM-RL).

https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/richtlinie_management_hochwasserrisiken.pdf [21.02.2025].

3. Methoden

3.1 Die Strukturgütekartierung

Autor: Sven Wiegold

3.1.1 Ursprung und Entwicklung der Strukturgütekartierung

Im Laufe des 20. Jahrhunderts verdeutlichte sich die Notwendigkeit eines einheitlichen Hochwasserschutzes in ganz Deutschland. Naturnahe Fließgewässerlandschaften, also Gewässer mit einer hohen morphologischen Diversität, wurden immer seltener und die anthropogene Überprägung natürlicher Räume (beispielsweise Schifffahrt, Wasserkraft, oder Hochwasserschutz) bedrohte neben der Artenvielfalt auch die morphologische Vielfalt unserer Landschaften (LANUV 2015: 7). Diverse Hochwassersituationen im gesamten Bundesgebiet veranschaulichten ebenfalls die Relevanz der Aue und des Gewässerumlandes für den Hochwasserschutz der umliegenden Gemeinden. Hinzu kam, dass das Saprobiensystem der 70er Jahre zwar durchaus eine wichtige Hilfe zur Gewässerreinigung darstellte, jedoch nicht in der Lage war eine ganzheitliche Reinhaltung der Fließgewässerkörper zu garantieren. Benötigt wurden fachlich fundierte Kenntnisse über strukturellen Gewässerschutz, welche zwar durchaus vorlagen, allerdings aufgrund fehlender Vereinheitlichung jedoch nicht auf nationaler Ebene nutzbar waren. Die EU-Wasserrahmrichtlinie, welche im Jahr 2000 verabschiedet wurde, setzte ebendiese Vereinheitlichung zur Verbesserung der Gewässergüte voraus, weswegen im Rahmen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ein Übersichtsverfahren entwickelt wurde (Zumbroich et al. 1999: 2-7). Dieses Übersichtsverfahren stützt sich auf die Bestimmung von Fließgewässertypen in ganz Deutschland, ebenfalls durch die LAWA, anhand derer später die Bewertung des Gewässerzustands stattfinden sollte.

Dafür wurde bereits im Jahr 1999 mit ausführlicheren Umweltbewertungen begonnen. Aufgrund des enormen Aufwands, die Bewertungen umfassten einen Bereich von insgesamt 33.000 km², wurde die Gewässerstrukturkarte jedoch erst 2002 veröffentlicht (BMUV 2025).

Diese Kartierungen wurden im Jahr 2011 überarbeitet, unter Einbezug von Gebäuden und Infrastruktur. Auf dieser Grundlage werden nun seit 2016 immer wieder Neu- und Nachkartierungen vorgenommen. Neukartierung bedeuten indes die Aufzeichnung von neu angelegten, beziehungsweise veränderten Fließgewässerkörpern und Nachkartierungen beziehen sich demgegenüber auf die Aktualisierung bestehender Daten.

Ziel dieser Kartierungen ist die vollständige Erfassung der Fließgewässerstrukturen Deutschlands.

Definiert wird der Begriff der Fließgewässerstruktur dabei seitens des Landesamts für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz folgendermaßen: *„Unter dem Begriff Gewässerstruktur werden sämtliche räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Die einzelnen Strukturkomponenten können natürlicherweise entstanden, anthropogen geschaffen oder initiiert worden sein (LANUV 2024)“*.

3.1.2 Kartierungsprozess

Der Prozess des Kartierens folgt dabei, wie bereits beschrieben, festgelegten Regeln. Vorab wird die Gewässerlandschaft in die drei Bereiche Sohle, Ufer und Land gegliedert, welche zu einem späteren Zeitpunkt auch noch in Bezug auf diverse Unterpunkte unterteilt werden muss (BMUV 2025). Der aktuelle Wasserstand (Hochwasser, Mittelwasser, Niedrigwasser) muss ebenfalls zu Beginn der Kartierung identifiziert werden. Gewässer werden grundsätzlich von der Mündung bis zur Quelle kartiert und dabei in Abhängigkeit von der Größe der Gewässersohle in 100-, 500-, oder 1000 Meter-Abschnitte unterteilt. Daraufhin findet die Typisierung des Gewässers statt. Diese orientiert sich in NRW an dem Arbeitsblatt 25 des Landesamts für Umwelt, Natur, und Verbraucherschutz. In diesem werden die Fließgewässertypen, die vorher durch die Landesarbeitsgemeinschaft Wasser festgelegt wurden, definiert und spezifiziert. In diesem Rahmen wurden 18 mögliche Fließgewässertypen als Leitbilder festgelegt. Die Bewertung des Gewässerzustandes wird daraufhin anhand der Abweichung vom Idealzustand des jeweiligen Leitbildes bewertet. Dafür wird jeder Abschnitt anhand von insgesamt 31 Einzelparametern analysiert, welche hinterher zu Sechs Hauptparametern zusammengefasst werden können (LANUV 2023: 49-50). Diese Hauptparameter umfassen die Laufentwicklung, das Längsprofil, das Querprofil, die Sohlstruktur, die Uferstruktur und das Gewässerumfeld. Aus dem Durchschnitt dieser Hauptparameter wird zum Ende die Strukturklasse ermittelt (LANUV 2023: 102-241).

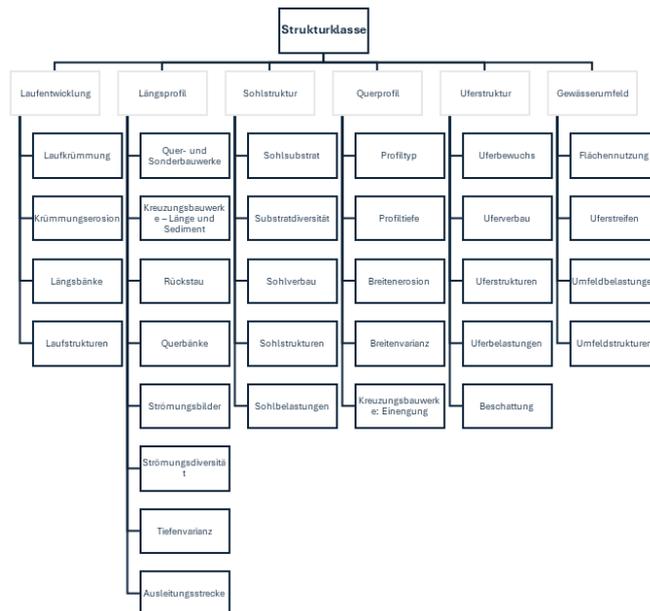


Abbildung 1: Parameter der Gewässergüteklassifizierung (LANUV 2023: 102-241)

Auch hier lassen sich die Hauptparameter in die beschriebenen Bereiche Sohle (Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstruktur), Ufer (Uferstruktur, Querprofil) und Land (Gewässerumfeld) unterteilen. Die Bewertung erfolgt auf Basis eines Wertebereichs von 1 bis 7, wobei 1 eine möglichst naturnahe Umgebung darstellt und 7 eine vollständige Veränderung beschreibt (LANUV 2024).

2013 (~ 13500 km bewertet)	Struktur- klasse	Grad der Beeinträchtigung	Kartendarstellung
1,4 %	1.	Unverändert	dunkelblau.
5,0 %	2.	Gering verändert	hellblau.
11,9 %	3.	Mäßig verändert	dunkelgrün.
15,0 %	4.	Deutlich verändert	hellgrün.
25,0 %	5.	Stark verändert	gelb.
26,7 %	6.	Sehr stark verändert	orange
15,0 %	7.	Vollständig verändert	rot.

Abb. 2: Klassifizierungsstufen der Strukturgütekartierung (LANUV 2025)

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind für NRW unter der Website ELWAS-WEB verfügbar und können interaktiv eingesehen werden. Aktuell können möglichst naturnahe/unveränderte

Gewässer (Klasse 1-3) lediglich noch in Teilen der Alpen und des Alpenvorlandes, des Bayerischen Waldes, der Mittelgebirge und der eiszeitgeprägten norddeutschen Tiefebene gefunden werden (BMUV 2025). Zusammengefasst werden also vorab Daten, welche der Identifikation dienen erhoben, woraufhin alle Einzelparameter im Gelände erfasst werden müssen. Darauf folgt die Berechnung der Mittelwerte der Hauptparametergruppen und aus diesen soll schließlich ebenfalls über den Mittelwert die Strukturgüteklasse bestimmt werden (LANUV 2023: 291-298).

3.1.3 Durchführung der Kartierung

Die Durchführung der Kartierung erfolgt im Gelände vor Ort. Hier müssen die Strukturparameter erfasst werden, welche später mit den indexgestützten Parametern des Leitbildes verglichen werden können. Es ist wichtig lediglich objektiv erfassbare, flächenhafte Merkmale aufzuzeichnen, welche sich in dem standardisierten Fragebogen wiederfinden (LANUV 2023: 9).

Gewässerstrukturkartierung Nordrhein-Westfalen Erhebungsbogen gemäß LANUV-Arbeitsblatt 18 (2023) 1/4

Identifikation	Stammdaten		Kartierstatus	
	Gewässername	<input type="text"/>	nicht kartiert, <input type="checkbox"/>	geänderter Gewässerverlauf <input type="checkbox"/>
	Gewässerkennzahl	<input type="text"/>	weil <input type="checkbox"/>	Oberlauf verkürzt <input type="checkbox"/>
	Kartierabschnitt-ID	<input type="text"/>		geänderte Abschnittslänge <input type="checkbox"/>
	Stationierung von / bis	<input type="text"/>		Baumaßnahme <input type="checkbox"/>
	Auf. Stationierungskarte	<input type="text"/>		Betretungsverbot <input type="checkbox"/>
	Anfang (e32/n32)	<input type="text"/>		Stausee <input type="checkbox"/>
	Ende (e32/n32)	<input type="text"/>		sonstiges <input type="checkbox"/>
	Name des Kartierenden	<input type="text"/>	Länge des Kartierabschnitts	
	Institution	<input type="text"/>	100 m <input type="checkbox"/>	
	Erhebungsdatum	<input type="text"/>	500 m <input type="checkbox"/>	
	Anschlussbogen zu	<input type="text"/>	1.000 m <input type="checkbox"/>	
Typisierung	Fließgewässertyp		Talform	
	LAWA-Fließgewässertyp	<input type="text"/>	Kerbtal (KT) <input type="checkbox"/>	
	NRW-Fließgewässertyp	<input type="text"/>	Schlenkerktal (ST) <input type="checkbox"/>	
	Lauftyp	<input type="text"/>	Auetal (AT) <input type="checkbox"/>	
	Windungsgrad	<input type="text"/>	Muldental (AT) <input type="checkbox"/>	
			Gewässer ohne Tal (OT) <input type="checkbox"/>	
	Sohlsubstrat im Leitbild			
	Ton/Löss/Lehm (fl) <input type="checkbox"/>			
	Sand (fs) <input type="checkbox"/>			
	Kies (g) <input type="checkbox"/>			
	Schotter (g) <input type="checkbox"/>			
	Steine (g) <input type="checkbox"/>			
	Blöcke (g) <input type="checkbox"/>			
	anstehender Fels (g) <input type="checkbox"/>			
	organisches Substrat (o) <input type="checkbox"/>			
Charakterisierung Ist-Zustand	Sohlbreite u. Abschnittslänge		Einschnittstiefe	Mittelwassertiefe
	Sohlbreite	Länge	≤0,2 m <input type="checkbox"/>	≤0,1 m <input type="checkbox"/>
	≤1 m <input type="checkbox"/>	100 m <input type="checkbox"/>	>0,2 - 0,5 m <input type="checkbox"/>	>0,1 - 0,3 m <input type="checkbox"/>
	>1 - 2 m <input type="checkbox"/>	100 m <input type="checkbox"/>	>0,5 - 1 m <input type="checkbox"/>	>0,3 - 0,5 m <input type="checkbox"/>
	>2 - 5 m <input type="checkbox"/>	100 m <input type="checkbox"/>	>1 - 2 m <input type="checkbox"/>	>0,5 - 1 m <input type="checkbox"/>
	>5 - 10 m <input type="checkbox"/>	100 m <input type="checkbox"/>	>2 - 3 m <input type="checkbox"/>	>1 - 2 m <input type="checkbox"/>
	>10 - 20 m <input type="checkbox"/>	100 / 500 m <input type="checkbox"/>	>3 - 5 m <input type="checkbox"/>	>2 m <input type="checkbox"/>
	>20 - 40 m <input type="checkbox"/>	500 / 1.000 m <input type="checkbox"/>	>5 m <input type="checkbox"/>	nicht erkennbar <input type="checkbox"/>
	>40 - 80 m <input type="checkbox"/>	1.000 m <input type="checkbox"/>		
	>80 - 160 m <input type="checkbox"/>	1.000 m <input type="checkbox"/>		
>160 m <input type="checkbox"/>	1.000 m <input type="checkbox"/>			
	obere Breite		Wasserstand	
≤1 m <input type="checkbox"/>	>1 - 2 m <input type="checkbox"/>		Mittelwasser <input type="checkbox"/>	
>2 - 5 m <input type="checkbox"/>	>5 - 10 m <input type="checkbox"/>		< Mittelwasser <input type="checkbox"/>	
>10 - 20 m <input type="checkbox"/>	>10 - 20 m <input type="checkbox"/>			
>20 - 40 m <input type="checkbox"/>	>20 - 40 m <input type="checkbox"/>			
>40 - 80 m <input type="checkbox"/>	>40 - 80 m <input type="checkbox"/>			
>80 - 160 m <input type="checkbox"/>	>80 - 160 m <input type="checkbox"/>			
>160 m <input type="checkbox"/>	>160 m <input type="checkbox"/>			
	Anthropogene Überprägung	Sonderfall		
Schifffahrt <input type="checkbox"/>	Wasserkraft <input type="checkbox"/>	Kleinstgewässer (K) <input type="checkbox"/>		
Hochwasserschutz <input type="checkbox"/>	Fischzucht <input type="checkbox"/>	Renaturierungsstrecke <input type="checkbox"/>		
eingeschränkte Auenüberflutung <input type="checkbox"/>	eingeschränkte Laufentwicklung/Beweglichkeit <input type="checkbox"/>	überwiegend verrohrt/überbaut (V) <input type="checkbox"/>		
eingeschränkte Querprofilusbildung <input type="checkbox"/>	erhebliche Veränderung der Abflussverhältnisse <input type="checkbox"/>	vollständig verrohrt/überbaut (V) <input type="checkbox"/>		
fragmentarische Gewässerstrecke <input type="checkbox"/>	Gewässer an Talrand verlegt <input type="checkbox"/>	Gewässer trocken (T) <input type="checkbox"/>		
Gewässer in Hochlage <input type="checkbox"/>	Änderung der Fließrichtung <input type="checkbox"/>	Restwasserpool vorhanden (T) <input type="checkbox"/>		
		Sohle nicht erkennbar <input type="checkbox"/>		
		Stehgewässer im Hauptschluss (G) <input type="checkbox"/>		
		Gewässerlage		
		Ortslage <input type="checkbox"/>		
		freie Landschaft <input type="checkbox"/>		
Dokumentation	Beschreibungen		Biberspuren	
	Kurzbeschreibung	<input type="text"/>	ja <input type="checkbox"/>	nein <input type="checkbox"/>
	Biol. Besonderheiten	<input type="text"/>		
	Besondere Strukturen	<input type="text"/>		
	Fotos			
in Fließrichtung	<input type="text"/>	gegen Fließrichtung	<input type="text"/>	
	Bewertungsbegründung			
	<input type="text"/>			

Abb. 3: Erhebungsbogen Seite 1 (LANUV 2023: 40)

Gewässerstrukturkartierung Nordrhein-Westfalen

Erhebungsbogen gemäß LANUV-Arbeitsblatt 18 (2023) 2/4

Gewässername Gewässerkennzahl Kartierabschnitt-ID

1. Laufentwicklung

1.1 Laufkrümmung (K, T)

gradlinig (1 - 1,01)

gestreckt (1,01 - 1,06)

schwach geschwungen (> 1,06-1,25)

geschwungen (> 1,25 - 1,5)

mäandrierend (> 1,5 - 2)

stark mäandrierend (> 2)

gekümmert ungekümmert

1.2 Krümmungserosion (T)

naturbedingt keine

anthropogen keine

vereinzelt schwach

häufig schwach

vereinzelt stark

häufig stark

1.3 Längsbänke

naturbedingt keine

anthropogen keine

ein bis zwei

mehrere

viele

nicht erkennbar

Bewertung fkt. Einheiten

Krümmung (1.1, 1.3, 1.4)

Beweglichkeit (1.2, 4.2, 5.2)

Index

Klasse

1.4 Laufstrukturen (K, T)

keine

Totholzverkläuerung

Sturzbaum

Inselbildung

Laufweitung

Laufverengung

Laufgabelung

Altarm, Nebengerinne

Biberdamm

2. Längsprofil

2.1 Quer- und Sonderbauwerke (K, T)

kein Quer- und Sonderbauwerk

Höhendifferenz Oberwasser Unterwasser

0,1-0,3 m

>0,3-1 m

>1 m

bewegl. Wehr/Absturz/-treppe

bew. Wehr/Absturz/-treppe m. Fischwanderhilfe

bew. Wehr/Absturz/-treppe m. Umgehungsgerinne

wildes Bauwerk

Schwelle (≤ 0,1 m)

glatte Gleite

raue Gleite

glatte Rampe

raue Rampe

QBW mit sohnahem Ablauf/Siel

Damm

Schöpfwerk/Pumpwerk

Düker

2.3 Rückstau (K)

technisch natürlich

kein

≤10 m

>10 - 50 m

>50 - 100 m

>100 - 250 m

>250 m

Bewertung fkt. Einheiten

natürliche Längsprofilelemente (2.4, 2.5, 2.6)

anthropogene Durchgängigkeitshindernisse (2.1, 2.2, 2.3, 2.7)

Malus-Addition

Index

Klasse

2.4 Querbänke

naturbedingt keine

anthropogen keine

ein bis zwei

mehrere

viele

nicht erkennbar

2.7 Ausleitungsstrecke

keine

≤50 m

>50 - 100 m

>100 - 250 m

>250 - 500 m

>500 m

2.2 Kreuzungsbauwerk: Länge und Sediment (K, T)

kein

100 m Kartierabschnitt

≤10 m

>10 - 20 m

>20 - 50 m

>50 m

ohne Sediment

mit Sediment

nicht erkennbar

500 m Kartierabschnitt

≤50 m

>50 - 100 m

>100 - 250 m

>250 m

ohne Sediment

mit Sediment

nicht erkennbar

kein

1.000 m Kartierabschnitt

≤100 m

>100 - 200 m

>200 - 500 m

>500 m

ohne Sediment

mit Sediment

nicht erkennbar

2.01 Strömungsbilder (K)

glatt

geripelt

leicht plätschernd

gewellt

kammförmig

überstürzend

2.5 Strömungsdiversität (K)

keine

gering

mäßig

groß

sehr groß

zusätzl.: künstlich erhöht

2.6 Tiefenvarianz

keine

gering

mäßig

groß

sehr groß

nicht erkennbar

zusätzl.: künstlich erhöht

Legende / Abkürzungsverzeichnis

K Kleinstgewässer (zu kartierender Mindestdatensatz)	nat. natürlich
V verrohrt/überbaut (zu kartierender Mindestdatensatz)	unnat. unnatürlich
T Gewässer trocken (zu kartierender Mindestdatensatz)	Sed. Sediment
G Stehgewässer im Hauptschluss (zu kartierender Mindestdatensatz)	QBW Querbauwerk
☞ Mehrfachregistrierung	ftk. funktionale
☞ Einfachregistrierung	MW Mittelwasser
☞ Anzahl erfassen (zählen)	bew. beweglich
li in Fließrichtung links	
re in Fließrichtung rechts	

Abb. 4: Erhebungsbogen Seite 2 (LANUV 2023: 41)

Gewässername Gewässerkennzahl Kartierabschnitt-ID

3. Sohlstruktur

3.1 Sohlsubstrat (K, T)

	dom	untergeordnet
	gewässerspez. nicht	gewässerspez. nicht
	gewässerspez.	gewässerspez.

Mineralische Substrate

keine

Schlack/Schlamm

Ton/Löss/Lehm (≤6 µm)

Sand (>6 µm - 2 mm)

Kies (0,2 - 6 cm)

Schotter (6 - 10 cm)

Steine (10 - 30 cm)

Blöcke (>30 cm)

anstehender Fels

Sohlverbau gemäß EP 3.3

nicht erkennbar

Organische Substrate

keine

Algen

Fallaub/Getreibsel

Totholz

Makrophyten

lebende Teile terrestrischer Pflanzen

Feindetritus

Torf

nicht erkennbar

3.2 Substratdiversität (K)

keine

gering

mäßig

groß

sehr groß

nicht erkennbar

3.01 Sohlbelastungen (K)

keine

Hausmüll, Bauschutt

Grünabfall

Verockerung

Sandreiben

Kolmatierung

Erosion

Gewässerunterhaltung

Trittschäden

Buhnen/Leitwerke

Fahrrinne

Geschiebezugabe

Geschiebentnahme

nicht erkennbar

3.3 Sohlverbau (K, T)

	vollständig	>10 m	>10-50 m	>50-100 m	>100-250 m	>250-500 m	>500 m
kein Verbau	<input type="checkbox"/>						
Steinschüttung, -stückung	<input type="checkbox"/>						
Massivsohle mit Sediment	<input type="checkbox"/>						
Massivsohle ohne Sediment	<input type="checkbox"/>						
nicht erkennbar	<input type="checkbox"/>						

3.4 Sohlstrukturen (K)

keine

Pool/Stille

Schnelle/Rauschelfläche/Riffle

Kolk/Tiefrinne

Kehrwasser

Kaskade

Totholz

Wurzelfläche

Makrophyten

nicht erkennbar

4. Querprofil

4.1 Profiltyp (K, T)

Naturprofil

annähernd Naturprofil

Erosionsprofil

Profil mit Bühnenausbau

technisches Regelprofil, verfallend

technisches Regelprofil

4.2 Profiltiefe (K, T)

sehr flach

flach

mäßig tief

tief

sehr tief

nicht erkennbar

4.3 Breitenerosion (T)

keine

schwach

stark

4.4 Breitenvarianz (K, T)

keine

gering

mäßig

groß

sehr groß

4.5 Kreuzungsbauwerk: Einengung (K, T)

kein Kreuzungsbauwerk

strukturell nicht schädlich

unverbautes Ufer unterbrochen

Lauf verengt

Strukturklasse	Wertebereich
1	1,0 - 1,7
2	1,8 - 2,6
3	2,7 - 3,5
4	3,6 - 4,4
5	4,5 - 5,3
6	5,4 - 6,2
7	6,3 - 7,0

Bewertung

fkt. Einheiten

Art und Verteilung der Substrate (3.1, 3.2, 3.4, 3.01)

Sohlverbau* (3.1, 3.3)

Index

Klasse

nur berücksichtigen, wenn dadurch keine Aufwertung erfolgt

Bewertung

fkt. Einheiten

Profilmform (4.1)

Profiltiefe (4.2)

Breitenentwicklung (4.3, 4.4, 4.5)

Index

Klasse

Abb. 5: Erhebungsbogen Seite 3 (LANUV 2023: 42)

Gewässername Gewässerkennzahl Kartierabschnitt-ID

5. Uferstruktur

5.1 Uferbewuchs (K, T)

	li	re
Kein Uferbewuchs		
naturbedingt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anthropogen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gehölze		
naturbedingt keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anthropogen keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bodenständige Gehölze		
Wald	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Galerie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gebüsch, Einzelgehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
junge Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nicht bodenständige Gehölze		
Forst, Galerie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gebüsch, Einzelgehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
junge Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Krautvegetation		
naturbedingt keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anthropogen keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
naturnahe Kräuter, Gräser	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anthr. bedingte Krautflur, Hochstauden, Wiese	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Böschungsrasen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Neophyten	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.3 Uferstrukturen (K, T)

	li	re
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Baumumlauf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Prallbaum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Sturzbaum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Unterstand	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Natürl. Abbruchufer/	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nistwand/Steilwand	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.01 Uferbelastungen (K, T)

	li	re
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Hausmüll, Bauschutt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Grünabfall	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Erosion	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gewässerunterhaltung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Trittschäden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Einleitungen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Sunk und Schwall, Wellenschlag	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.02 Beschattung (K, T)

	li	re
sonnig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
halbschattig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
schattig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht erkennbar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Bewertung
kt. Einheiten

naturraum-
typischer
Bewuchs
(5.1, 5.02)

li re

Uferverbau*
(5.2)

li re

naturraum-
typische
Ausprägung
(5.3, 5.01)

li re

li Index re

li Klasse re

* nur
berücksichtigen,
wenn dadurch
keine Aufwertung
erfolgt

6. Gewässerumfeld

6.1 Flächennutzung (K, T, V, G)

	li	re
bodenständiger Wald	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Auenvegetation (exkl. Wald)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
natürliche Brache, Sukzession	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Grünland	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht bodenst. Wald, Nadelforst	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Acker, Sonderkultur	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Park, Grünanlage	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bebauung mit Freiflächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bebauung ohne Freiflächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Umfeldbelastung gem. 6.3	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

6.3 Umfeldbelastungen (K, T, V, G)

	li	re
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Abgrabung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fischteich im Nebenschluss	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gewässerstruktureuschäd. Anlagen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Verkehrsflächen, unbefestigt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Verkehrsflächen, befestigt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Anschüttung, Müllablagung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Hochwasserschutzbauwerk	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.2 Uferverbau (K, T)

	li	re
kein Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
verfallender Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Strömungsenker	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gehölzverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Holzverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Böschungsrasen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Steinschüttung/-wurf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
wilder Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
massiver Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

6.2 Uferstreifen (K, T)

	li	re
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Felswand	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ausgepr. Terrassenkante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
natürlicher Uferwall	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Flutmulde/Hochflutrinne	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Quelle	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Stehgewässer	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Bewertung
kt. Einheiten

Vorland
(6.1, 6.3, 6.01)

li re

Uferstreifen
(6.2)

li re

li Index re

li Klasse re

Abb. 6: Erhebungsbogen Seite 4 (LANUV 2023: 43)

Die durch diesen Bogen festgehaltenen Beobachtungen werden folglich in ihren Hauptparametern zusammengefasst, welche wiederum die Strukturklasse bilden. Die Messungen und das Ausfüllen des Bewertungsbogens erfolgt für jeden Erhebungsabschnitt an ausgesuchter Stelle (LANUV 2023: 39-44).

Die letzten Endes entstandene Karte kann dabei verschiedene Parameterkombinationen darstellen. Einerseits kann nur die Strukturklasse dargestellt werden, andererseits können auch die Einzelparameter (auch mitsamt Unterscheidung des linken und rechten Ufers), oder die drei Teilbereiche Fließgewässerlandschaft dargestellt werden (LANUV 2023: 15).

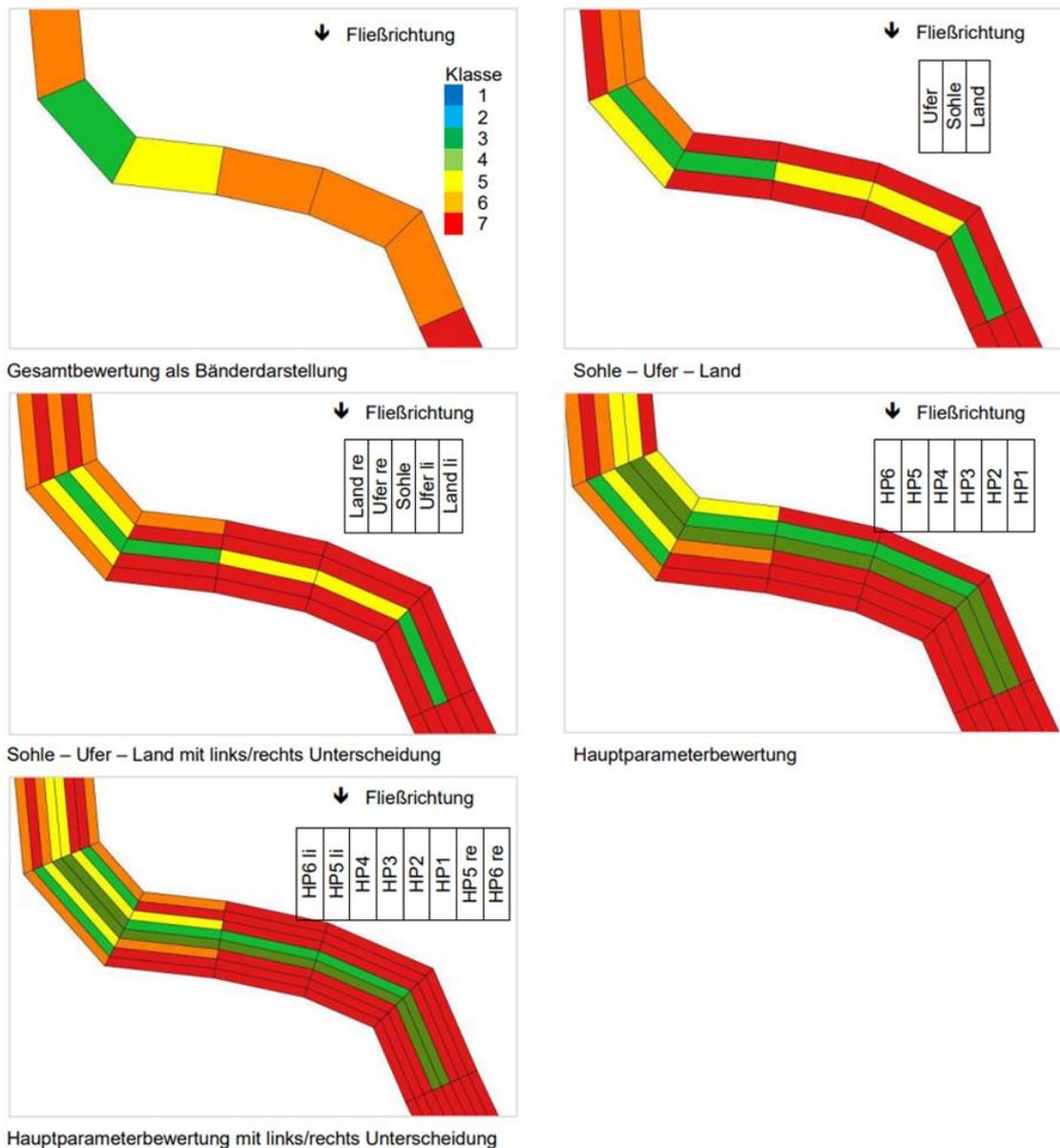


Abb. 7: Mögliche Kartierungsversionen nach angezeigten Parametern (LANUV 2023: 15).

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Parameter der Gewässergüteklassifizierung (LANUV 2023: 102-241).	21
Abbildung 2: Klassifizierungsstufen der Strukturgütekartierung (LANUV 2025: LANUV NRW: Gewässermorphologie).	21
Abbildung 3: Erhebungsbogen Seite 1 (LANUV 2023: 40).	23
Abbildung 4: Erhebungsbogen Seite 2 (LANUV 2023: 41).	24
Abbildung 5: Erhebungsbogen Seite 3 (LANUV 2023: 42).	19
Abbildung 6: Erhebungsbogen Seite 4 (LANUV 2023: 43).	25
Abbildung 7: Mögliche Kartierungsversionen nach angezeigten Parametern (LANUV 2023: 15).	26

Literaturverzeichnis

Bundesministerium für Umwelt und Verkehr (Hg.) (2025): Strukturgüte. <https://www.bmu.de/themen/wasser-und-binnengewasser/fluesse-und-seen/schutzziele-und-bewertungsparameter/strukturguete> [24.02.2025]

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2023): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Gewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. 3. Auflage. Recklinghausen.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2023): Fließgewässertypenkarten Nordrhein-Westfalens LANUV-Arbeitsblatt 25. Recklinghausen.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2025): Gewässerstruktur in NRW. <https://www.lanuv.nrw.de/themen/wasser/fluesse-baeche-und-seen/gewaessermorphologie> [24.02.2025]

Zumbroich, T.; Müller, A.; Friedrich, G. (1999): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung. Berlin.

3.2 Auenzustandskartierung

Autoren: Lukas Kroner, Jolina Otto

3.2.1 Einleitung

Autor: Lukas Kroner

Die Auenzustandskartierung stellt eine systematische Methode zur Erfassung und Bewertung des ökologischen Zustands von Flussauen dar. Sie bildet die Grundlage für den Auenzustandsbericht, der essenzielle Informationen zu Veränderungen der Überschwemmungsflächen, dem aktuellen Zustand der Flussauen und dem Fortschritt der Renaturierungsmaßnahmen liefert und darüber hinaus als einer der Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt dient (BfN 2021: 4-8; BfN 2020a: 8).

Der erste Auenzustandsbericht erschien im Jahre 2009. Dieser umfasste 79 Flüsse mit einem Einzugsgebiet von über 1.000 km² und unterteilt sie in fünf Klassen von „sehr gering verändert“ bis „sehr stark verändert“ (siehe Abb. 1) (BfN 2021: 4-8). Dem aktuellen Auenzustandsbericht nach befindet sich nur 1 % der bundesweiten Auen in einem sehr gering veränderten Zustand. Am stärksten vertreten sind mit 33 % die deutlich veränderten Auen (siehe Abb. 1) (BfN 2021: 4).

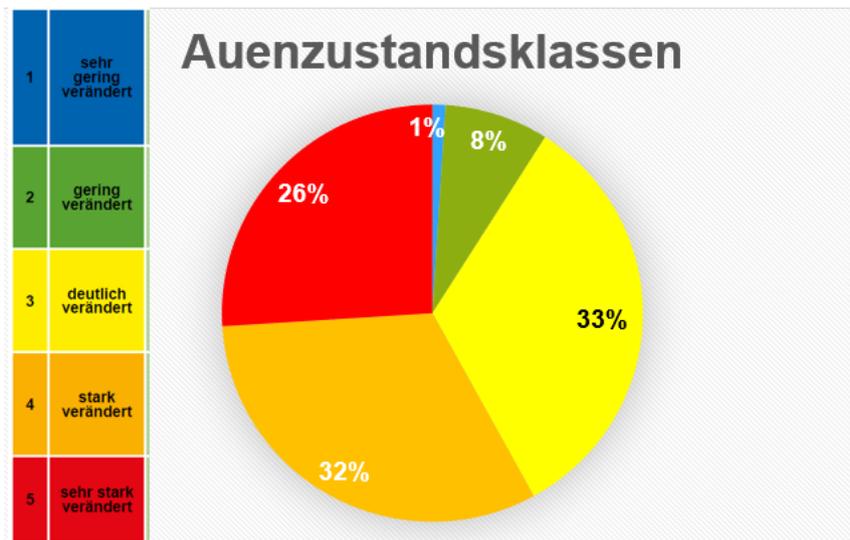


Abb. 1: Eigene Darstellung. Bundesweite Erfassung der Zustandsklassen nach Auenzustandsbericht 2021 (BfN 2021: 4; BfN 2020a: 17).

3.2.2 Allgemeines Vorgehen

Autor: Lukas Kroner

Soll nun eine Auenzustandskartierung erfolgen, so ist es zu Beginn wichtig, in der Größe des Einzugsgebiets zu differenzieren. Wie in dem Ablaufschema (Abb. 2) zu erkennen ist, ist bei Flüssen, deren Einzugsgebiet zwischen 100 und 1.000 km² beträgt, eine Bestimmung der Grenzen von Fluss, rezenter Aue und morphologischer Aue nötig. Zudem muss die Aue segmentiert und der Auentyp festgelegt werden (BfN 2020a: 9).

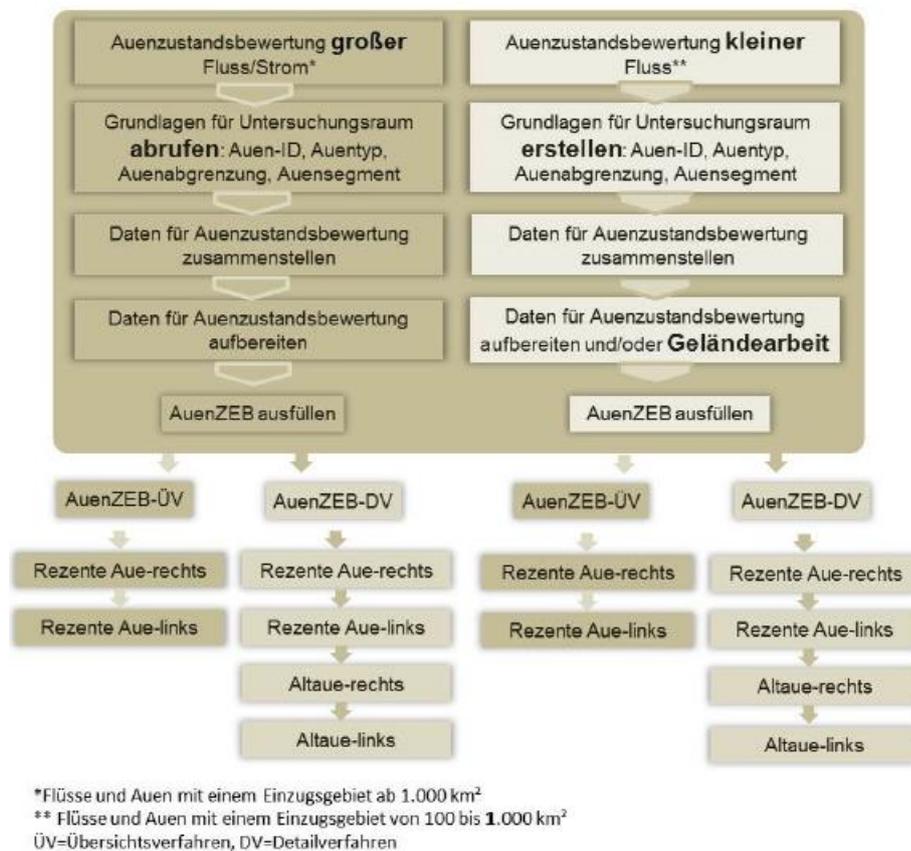


Abb. 2: Übersicht der Arbeitsschritte zur Auenzustandsbewertung (BfN 2020a: 9).

Um den Zustand einer Aue bewerten zu können, bedarf es einer Einteilung in ein Kilometer lange Abschnitte, sogenannte Auensegmente (BfN 2020a: 11). Bei kleineren Flüssen mit einem Einzugsgebiet von weniger als 1.000 km² darf die Abschnittseinteilung auch in 500-Meter-Schritten erfolgen (BfN 2020a: 12). Anschließend wird auf diesen Auensegmenten der Auenzustand bewertet. Die Erhebung der dafür benötigten Daten erfolgt je nach gewünschtem Umfang und Größe des Flusses im sogenannten Übersichtsverfahren (ÜV) oder Detailverfahren (DV) (BfN 2020a: 9, 11).

Angewendet werden können die jeweiligen Verfahren auf die Auen von Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet von mindestens 100 km² (BfN 2020a: 11).

Anschließend werden in diesen Verfahren jeweils anhand ausgewählter Bewertungsparameter die Daten für die Auenzustandsbewertung erfasst (BfN 2020a: 12). Die erhobenen Messwerte werden dabei in die sogenannte Auen-ZEB eingetragen. Dies steht für „AuenZustandErfassenBewerten“. Dabei handelt es sich um eine auf Excel basierende Software Anwendung. Der digitale Erfassungsbogen ist in der Lage, auf Basis eingetragener erhobener Werte und mittels hinterlegter Formeln die Auenzustandsklasse zu berechnen (BfN 2020b: 9). Die Bewertung und Klassifizierung erfolgt bundesweit nach den Maßstäben des heutigen potenziellen natürlichen Auenzustands (BfN 2020a: 12).

3.2.3 Die Bewertungsverfahren

Autor: Lukas Kroner

Die methodische Herangehensweise beruht auf einem speziellen Bewertungssystem, das sowohl qualitative als auch quantitative Parameter berücksichtigt, um eine möglichst präzise Analyse zu gewährleisten und auf das im Folgenden genauer eingegangen werden soll.

Im Zentrum der Auenzustandskartierung stehen zwei Arten von Verfahren: das Übersichtsverfahren (ÜV) und das Detailverfahren (DV). Das Übersichtsverfahren (ÜV) wird insbesondere dafür genutzt, um regionale, landes- und bundesweite Dokumentationen des Auenzustands anzulegen und damit eine orientierende Übersichtserfassung zu ermöglichen (BfN 2020a: 11). Es ermöglicht eine großräumige Erfassung des Auenzustands anhand standardisierter Bewertungsparameter. Es dient als erste Orientierung und Identifikation relevanter Auenbereiche, in diesem Fall der Bereiche der rezenten Aue (BfN 2020a: 9).

Das Detailverfahren (DV) wiederum wird für die Bewertung einzelner Auenabschnitte und für die Bewertung auf kleinräumiger Ebene genutzt. Es erlaubt eine vertiefte Analyse der erfassten Segmente, bei der sowohl quantitative als auch qualitative Einschätzungen vorgenommen werden, um differenzierte Aussagen über den ökologischen Zustand und mögliche Belastungsfaktoren zu treffen. Die für die Auswertung benötigten Daten werden dabei sowohl aus bereits vorhandenen lokalen Datensätzen als auch aktiv durch eigenständige Erhebungen im Gelände gewonnen. Zudem bezieht das Detailverfahren, im Gegensatz zum Übersichtsverfahren, die Altaue in einem reduziertem Umfang mit ein (siehe Abb. 3) (BfN 2020: 9, 12, 16).

Kriterium	Übersichtsverfahren	Detailverfahren
Anwendungsbereich	Auen kleiner und großer Fließgewässer, Einzugsgebiet > 100 km ²	
Bezugsraum der Bewertung	rezente Aue	rezente Aue und Altaue
Ausrichtung	Übersichtserfassung regionale, landes- und bundesweite Dokumentation des Auenzustandes	umsetzungsorientierte Detailerfassung lokale Dokumentation des Auenzustandes
Segmentierung	äquidistant	äquidistant
Segmentlänge	1.000 m	500 m / 1.000 m
Minimale Kompartiment-Fläche ¹	≥ 0,5 ha bzw. Breite ≥ 5 m	≥ 0,25 ha (bei Segmentlänge 500 m) oder ≥ 0,5 ha (bei Segmentlänge 1 km) bzw. Breite ≥ 5 m
Bewertungsmaßstab	auentypologisches Leitbild (heutiger potenziell natürlicher Zustand) unter Einschluss irreversibler Veränderungen, z. B. durch Bergbau	
Bewertungssystem	funktionale Einheiten, Einzelparameter, Bonus-Malus-System	
Datenquelle	vorhandene regionale, landes- und bundesweite Datensätze	lokale Daten, vorhandene Datensätze und Vor-Ort-Erhebungen

¹ gilt nicht für natürlich schmale Auen

Abb. 3: Merkmale des ÜV und DV zur Auenzustandsbewertung im Vergleich (BfN 2020a: 12).

Beide Verfahren basieren auf drei funktionellen Einheiten, auf die sich 12–13 Einzelparameter verteilen, darunter fünf im Zuge der Auenzustandsbewertung zu erfassende Werteparameter (siehe Abb. 4) (BfN 2020a: 13). Diese Werteparameter sind leitbildbasierte Einzelparameter. Sie werden durch Belastungsparameter ergänzt, sollte keine ausreichend belastbare Datengrundlage verfügbar sein. Als Belastungsparameter zählen Faktoren, deren Nutzung eine Beeinträchtigung des Gewässers zur Folge hat. Dazu gehören beispielsweise anthropogen errichtete Bauwerke wie Speicherbauwerke. Die Auswertung wird zusätzlich durch ein Bonus-Malus-System gestützt, das die Robustheit der Bewertung fördern soll (BfN 2020a: 14-15).

Funktionale Einheit	Einzelparameter
1 Morphodynamik, Auenrelief und Auengewässer	1.1 Auengewässer, Auenrelief (nur Detailverfahren)
	1.2 Besondere Belastungen der Auengewässer und des Auenreliefs
	1.3 Gewässerstrukturen/-formen (nur Haupt-/Nebengerinne)
	1.4 Besondere Belastungen des Hauptgerinnes/der Nebengerinne
2 Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung	2.1 Ausuferungsvermögen
	2.2 Überflutungsfläche
	2.3 Besondere Belastung der Überflutungssituation
	2.4 Grundwasserstand/Grundwasserschwankung
	2.5 Besondere Belastungen des Grundwasserhaushaltes
3 Vegetation und Flächennutzung	3.1 Leitbildtypische Vegetation und Biotoptypen
	3.2 Extensive Flächennutzung
	3.3 Intensive Flächennutzung
	3.4 Sonstiges (nur Übersichtsverfahren)

Abb. 4: Übersicht der Funktionalen Einheiten und der Einzelparameter (BfN 2020a: 13).

Die erste funktionale Einheit „**Morphodynamik, Auenrelief und Auengewässer**“ befasst sich mit dem Strukturreichtum der Aue. Dazu gehören Aspekte wie das Vorkommen und die Anzahl naturnaher Strukturen wie Sand- und Kiesbänke, Nebenrinnen, Auengewässer, Totholz etc., die maßgeblich die Laufentwicklung sowie Erosions- und Sedimentationsprozesse bestimmen (BfN 2020a: 14).

Die zweite funktionale Einheit „**Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung**“ dient der Untersuchung der Veränderungen der Hydrodynamik (BfN 2020a: 15). Die Hochwasserdynamik ist für Auenlandschaften besonders wichtig, da sie die Häufigkeit und das Vorkommen bestimmter Flora und Fauna bestimmt, welche an die Bedingungen der Auenlandschaften angepasst sind (BfN 2020a: 15).

Die dritte und letzte funktionale Einheit „**Vegetation und Flächennutzung**“ baut auf der vorherigen Einheit auf und erfasst das Vorkommen auentypischer Vegetation und Biotoptypen vor dem Hintergrund der Intensität der Flächennutzung (BfN 2020a: 15).

3.2.4 Bestimmung der Bewertungsabschnitte und Auenkompartimente

Autor: Lukas Kroner

Wie bereits in Kapitel 3.2.2 angesprochen, ist zur Untersuchung der Aue eine Einteilung in Auensegmente notwendig. Diese Segmentierung kann je nach Größe des Fließgewässers in 1-km-Abschnitten, aber auch für kleine Gewässer in 500-m-Abständen erfolgen (BfN 2020a: 24). Wichtig ist, dass die Segmentierung – wie in Abb. 5 zu erkennen – rechtwinklig zur Talbodenmitte erfolgt (BfN 2020a: 25). Dabei wird innerhalb eines Segments in kleine Teilstücke, sogenannte Kompartimente, differenziert. Ein Kompartiment ist demnach beispielsweise der Bereich der Altaue links (siehe Abb. 5) (BfN 2020a: 24).

Demnach ergeben sich für das Detailverfahren, pro Auensegment, vier Kompartimente und für das Übersichtsverfahren, welches nur die rezente Aue einbezieht, zwei Kompartimente (BfN 2020a: 12,24).

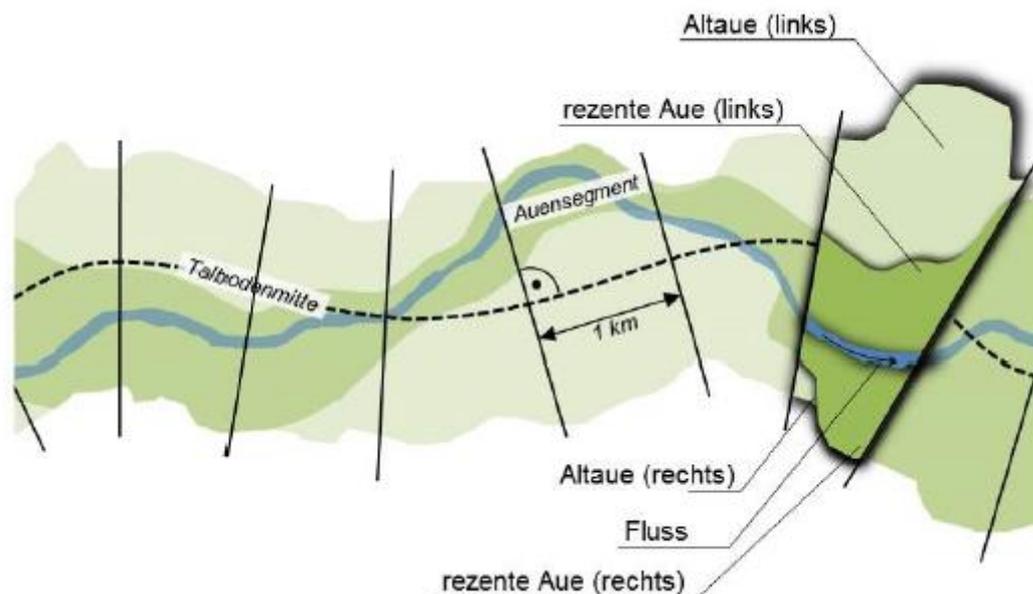


Abb. 5: Festlegung der Bewertungsabschnitte durch Gliederung der Aue (BfN 2020a: 24).

Die Einteilung in besagte Auenkompartimente erfordert ein weiteres Verfahren. Dieses richtet sich nach der Methode von Brunotte et al. (2009). Demzufolge ist zunächst das Abrufen von Geobasisdaten notwendig. Dies kann über Luftbilder, Geländemodelle, Landschaftsmodelle oder auch über PDF-Dateien erfolgen. Die Datensätze sollten dabei Informationen über die HQ100-Flächen und die HQextrem-Flächen enthalten (BfN 2020a: 24).

HQ₁₀₀-Flächen sind Gebiete, die das Ausmaß eines Hochwassers zeigen, das statistisch einmal in 100 Jahren auftritt. HQ_{extrem}-Flächen hingegen markieren die maximal mögliche Überflutungsfläche bei einem extremen Hochwasser, das über das 100-jährliche Hochwasserereignis hinausgeht (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalens: o.J.). Diese Flächen sind entscheidend für die Erfassung der Größe der morphologischen Aue (BfN 2020a: 24-25).

Auf Basis der HQ_{extrem}-Flächen, geologischer Übersichtskarten, Gelände- und Landschaftsmodelle sowie Luftbilder erfolgt eine Abgrenzung der morphologischen Aue zum Hinterland durch natürliche Begrenzungen wie Hochufer oder holozäne Flussablagerungen (BfN 2020a: 24-25). Für die Reliefschwachen Bereiche, in denen markante Geländestufen fehlen, bietet es sich an, zusätzliche Informationsquellen wie Höhenlinien auf topografischen Karten, Landnutzungsformen und historische Karten heranzuziehen. Ebenso können die Gewässerlandschaften nach Briem (2003) und pedologische Daten nach Brunotte et al. weitere Auskünfte geben (BfN 2020a: 25).

Die rezente Aue wird mittels der HQ₁₀₀-Daten der Bundesländer ermittelt. In Falle von Datenlücken kann auf alternative Quellen wie Geländemodelle zurückgegriffen werden (BfN 2020a: 25).

Jedes Kompartiment erhält dabei eine Auen-Identifikationsnummer, bestehend aus einem dreistelligen Gewässerkürzel, der Nummer des Auensegments, dem Teilraum der morphologischen Aue („Rez“ oder „Alt“) und der Auenseite („Re“ oder „Li“) (BfN 2020a: 25).

3.2.5 Das Bonus-Malus-System

Autorin: Jolina Otto

Nachdem die Einzelparameter erfasst wurden, werden sie mit weiteren Eigenschaften verrechnet, die entweder als Bonus oder als Malus kategorisiert werden. Dementsprechend wird die funktionale Einheit 3 (fE 3) verbessert oder verschlechtert. Das Bonus-Malus-System unterstützt die genauere Bewertung der Vegetation und Flächennutzung und wird im vollständig Übersichtsverfahren und teilweise im Detailverfahren angewendet (BfN 2020b: 36; BfN 2020a:79).

Im Übersichtsverfahren wird das System genutzt, um fehlende Daten, die aufgrund der größeren Maßstäbe entstehen, auszubalancieren. Es wird in qualitativen und funktionalen Boni und

Malussen unterschieden. Die Qualitativen beinhalten die Boni “Wald”, “Grünland”, “Leitbild” und “rezente Aue”, sowie die Malusse “Abgrabung” und “Nadelwald”. Die Funktionalen bestehen aus dem Bonus “Konnektivität” und dem Malus “ausgeprägte Rückstaubereiche”. Im Detailverfahren werden nur die funktionalen Boni und Malusse berücksichtigt (BfN 2020a: 18). An dem Bonus “Wald” und dem Malus “ausgeprägte Rückstaubereiche” soll die Vorgehensweise mit dem Bonus-Malus-System nun beispielhaft erläutert werden.

Der Bonus “Wald” beinhaltet einen hohen Anteil an auentypischen Waldbiotopen und wird anhand der Summe der Flächenanteile berechnet. Dieser Bonus dient als Indikator für eine naturnahe und leitbildkonforme Ausprägung der Aue. Wenn der prozentuale Flächenanteil der entsprechenden Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen mehr als 50% des Auenkompartiments beträgt, dann wird der Bonus vergeben und die fE 3 um eine Klasse verbessert. Wenn die Daten zu den Biotoptypen und FFH-Lebensräumen fehlen, werden alternative Daten verwendet. Im Fall des Bonus “Wald” soll der prozentuale Anteil anhand von Waldbeständen ermittelt werden, welche auf der BfN-Website unter den Informationen zu historischen alten Waldstandorten nachgelesen werden können (BfN 2020a: 61).

Der Malus “ausgeprägte Rückstaubereiche” ist ein Indikator für unterbundene morphodynamische Prozesse durch anthropogen induzierte Stauregulierungen, da diese intensiv in den Wasserhaushalt eingreifen. Dieser Malus fällt an, wenn in drei hintereinanderfolgenden Segmenten das Hauptgerinne über 30% durch Rückstau geprägt ist. Dann findet eine Abwertung des Mittelwertes der fE1 und fE um zwei Klassen statt (BfN 2020a: 57).

In Abbildung 6 werden beispielhaft verschiedene Boni und Malusse gekennzeichnet, die in den Auensegmenten auftreten können. Manche betrachten drei hintereinanderfolgende Segmente, andere flächenweise nur ein Segment.

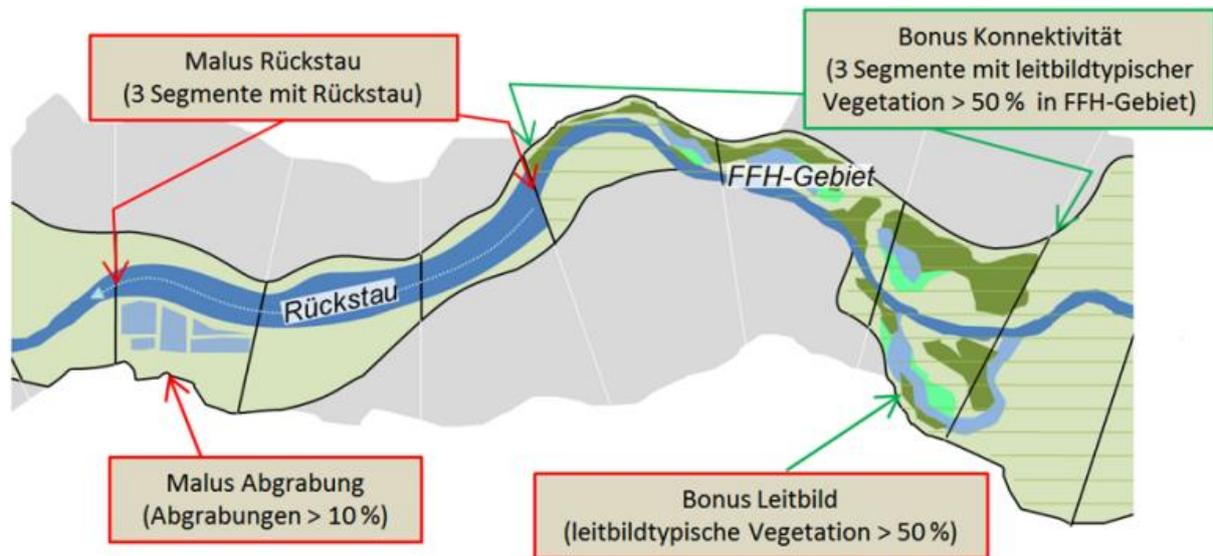


Abb. 6: Beispiel eines Auensegmentes mit gekennzeichneten Boni und Malussen (BfN 2020a: 18).

3.2.6 Das auentypische Leitbild

Autor: Lukas Kroner

Um die leitbildabhängigen Einzelparameter wie auch die Werteparameter bewerten zu können, ist eine Ableitung von Auen- und Abschnittstypen erforderlich (BfN 2020a: 20). Die Leitbilder orientieren sich an den vordefinierten Typen nach Koenzen (2005), die bereits bundesweit identifiziert wurden (BfN 2020a: 20):

1. Flussaunen

- Sehr gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- Gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- Gefällereiche Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- Gefällearme Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwassern
- Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwassern
- Gefällereiche Flussaue des Grundgebirges mit Winterhochwassern
- Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen mit Sommerhochwassern

2. Stromauen

- Gefällearme Stromaue mit Winterhochwassern
- Gefällearme Stromaue mit Winter- und Sommerhochwassern
- Gefällearme Stromaue mit Sommerhochwassern
- Gefällereiche Stromaue mit Sommerhochwassern

Der Auentyp wird anhand von drei übergeordneten Kategorien typisiert: der Gewässergroßlandschaft, dem Abflussregime und dem Auengefälle. Anschließend erfolgt die Herleitung des Auenabschnittstyps anhand morphologischer sowie hydrologischer Parameter (siehe Abb.7) (BfN 2020a: 21).

Dabei wird bei der Bestimmung des Auenabschnittstyps nicht nach dem Ist- Zustand, sondern nach dem Leitbild gewollten Soll-Zustand gewertet und klassifiziert. Dies ist insbesondere bei der Ermittlung und Bewertung des Windungsgrads sowie der Abflussdynamik zu beachten (BfN 2020a: 22).

Wichtig zu beachten ist, dass sich die die bereits vorhandenen Auentypologien nach Koenzen (2005) an Gewässern orientieren deren Einzugsgebiet größer ist als 1000 km². Da sich dennoch vermehrt Eigenschaften auf kleinere Gewässer übertragen lassen, erfolgt eine Herleitung auf Grundlage des „ähnlichsten Auentyps“, der sich an einem bereits vorhandenen Typ nach Koenzen (2005) orientiert. Bei Anlass können die bestimmten Auentypen an die lokalen Verhältnisse angepasst werden (BfN 2020a: 21).

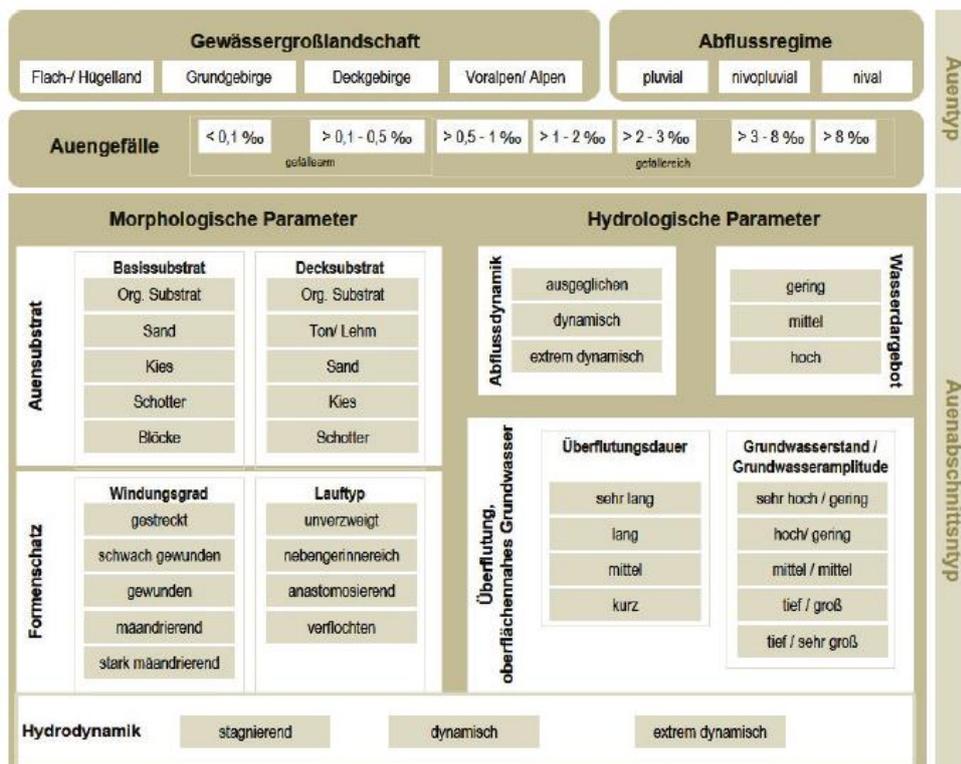


Abb. 7: Übersicht der Elemente zur Ableitung von Auen und Auenabschnittstypen (BfN 2020a: 21).

Die Bestimmung des **Auengefälles**, auch Talbodengefälle findet mit Hilfe digitaler Geländemodelle statt. Dabei wird die Talbodenmitte ermittelt, die Höhenwerte extrahiert und in Relation zur Talbodenlänge gesetzt. Das daraus berechnete Auengefälle wird einer der in Abbildung 8 dargestellten Auenklassen zugeordnet (BfN 2020a: 22).

Für die Bestimmung des **Auensubstrats** eignen sich geologische und bodenkundliche Übersichtskarten. Dabei werden sowohl die oberflächliche Deckschicht als auch das Basissubstrat der Aue untersucht (BfN 2020a: 22).

Für den **Formenschatz** benötigt es die Talbodenbreite, welche sich mithilfe digitaler Geländemodelle oder aktueller Luftbilder ermitteln lässt. Der Windungsgrad wird hingegen aus dem Verhältnis der Lauflänge des Gewässers zur Talmittellinie berechnet und gemäß der Einordnung des LUA NRW (2001) klassifiziert (siehe Abb. 8) (BfN 2020a: 22). Demnach würde ein potentieller Windungsgrad von 1,5 bedeuten, dass die potentielle natürliche Lauflänge des Gewässers 1,5-mal so lang ist wie die Talbodenmitte. Zur Bestimmung des natürlichen Lauftyps können historische Karten und Luftbilder herangezogen werden, insbesondere zur Identifikation früherer Mäander oder Altrinnen (BfN 2020a: 22).

Windungsgrad	Laufkrümmung
1,01 – 1,06	gestreckt
> 1,06 – 1,25	schwach gewunden
> 1,25 – 1,5	gewunden
> 1,5 – 2	mäandrierend
> 2	stark mäandrierend

Abb. 8: Klassifizierung des Windungsgrade von Fließgewässern nach LUA NRW (2001) (BfN 2020a: 22).

Um die **Abflussdynamik**, wie auch das **Wasserdargebot** bestimmen zu können, ergibt es sich Werte aus den Hydrologischen Atlas Deutschlands (BfG 2017) heran zu ziehen und auszuwerten. Anschließend wird das Verhältnis von mittlerem Hochwasser zu Niedrigwasser berechnet und einer der definierten Abflussdynamik-Kategorien zugeordnet. Diese reichen von einem ausgeglichenen Abflussregime bis hin zu einer stark schwankenden, extrem dynamischen Wasserführung (siehe Abb. 9) (BfN 2020a: 22).

Klasse	Wertebereich (MHQ/MNQ)
ausgeglichen	≤ 10
dynamisch	$> 10 - 25$
extrem dynamisch	> 25

Abb. 9: Klassifizierung der Abflussdynamik nach Koenzen (2005I) (BfN 2020a: 22).

Die anschließende Bewertung des **Wasserangebots** erfolgt anhand der Abflussmenge des Gewässers, ausgedrückt in $[l/s \cdot km^2]$ (siehe Abb. 10) (BfN 2020a: 22-23)

Klasse	Wertebereich Median-Spende q_{med}
gering	≤ 10
mittel	$> 10 - 25$
hoch	> 25

Abb. 10: Wasserdargebotsklassen $[l/s \cdot km^2]$ (BfN 2020a: 23).

Damit die Parameter „Überflutung“ und „oberflächennahes Grundwasser“ ausgewertet werden können, empfiehlt sich ein Vergleich mit ähnlichen Auentypen nach Koenzen (2005), da eine weitergehende eigenständige Auswertung zumal sehr umfangreich ist. Daher wird sich in der Wertung dieser Parameter an den bereits vorhandenen Werten von ein bis zwei ähnlichen Auentypen orientiert und kann durch vor Ort erhobene Daten ergänzt werden (BfN 2020a: 23)

Ist-Zustand Leitbild	fehlend/ keine	selten/ sehr selten	Kleinräumig untergeordnet	häufig	vorherrschend/ prägend
fehlend/ keine	x	x	x	x	x
selten/ sehr selten	x	1	2	3	4
Kleinräumig untergeordnet	4	3	1	2	3
häufig	5	4	2	1	2
vorherrschend/ prägend	5	4	3	2	1

Abb. 11: Darstellung der Bewertung des Werteparameters Auengewässer/ Auenrelief (BfN 2020a: 17).

Abschließend erfolgt eine Bewertung, bei der die Abweichung des Ist-Zustands vom leitbildorientierten Soll-Zustand dokumentiert und analysiert wird (siehe. Abb. 16) (BfN 2020a: 16-17).

3.2.7 Die AuenZEB

Autorin: Jolina Otto

Um den Auenzustand zu klassifizieren wurde von dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) die Software-Anwendung AuenZustandErfassenBewerten (AuenZEB) herausgebracht. Auf der Website des BfN kann man sich die Software-Anwendung sowie zwei Bedienungshefte herunterladen, was deutschlandweit eine standardisierte Auenkartierung ermöglicht (BfN 2020a: 8). Basierend auf den Bedienungsheften soll in diesem Kapitel die AuenZEB, welche wir für die Kartierung und Klassifikation der Bachauen nutzen werden, erklärt werden.

Die AuenZEB orientiert sich in ihrem Aufbau der Erfassungsbögen an der Gewässerstrukturgütekartierung. Es können verschiedene Datenquellen wie Kartendienste oder Luftbilder zum Ausfüllen der Bewertungsbögen herangezogen werden. Das Übersichts- und Detailverfahren ist als Excel-Formular in zwei Varianten verfügbar. Für die jeweiligen Bäche werden wir die zweite Variante nutzen, da diese für Auen von Flüssen mit einem Einzugsgebiet

von unter 1000 km² bestimmt ist (BfN 2020b: 9). Die AuenZEB besteht aus einem Identifikationsblock und einem Erfassungsblock. Der Identifikationsblock ist in Stammdaten, Leitbild und Rahmenbedingungen gegliedert. Bei den Stammdaten werden beispielsweise Lokalisierungsdaten wie die Auen-ID und das Gewässerkürzel, oder auch Sachdaten wie Erfassernamen und Kartierungsdatum eingetragen.

In der Variante für Flusseinzugsgebiete unter 1000 km² muss ebenfalls die Abschnittslänge des neuen Auensegmentes eingetragen werden (BfN 2020b: 23). Unter dem Abschnitt "Leitbild" werden die Auenkompartimente bewertet und einer bestimmten Auentypologie zugeordnet. Dadurch wird die Basis zur Bewertung der leitbildorientierten Werteparameter geschaffen (BfN 2020b: 24). Letzlich wird in den Rahmenbedingungen erfragt, ob die Auenmindestgrößenkriterien erfüllt sind und ob eine Talsperre vorliegt (BfN 2020b: 25f.).

Anschließend ist der Block "Erfassung" entweder für das Detail- oder das Übersichtsverfahren auszufüllen. Der Erfassungsbogen beinhaltet die erhobenen Einzelparameter und fasst sie dabei in die drei funktionalen Einheiten „1. Morphodynamik, Auenrelief und Auengewässer“ (fE1), „2. Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung“ (fE2) und „3. Vegetation und Flächennutzung“ (fE3) zusammen (Siehe Abb.12) (BfN 2020a: 14).

Anhand des in Abbildung 12 dargestellten Fließdiagramms soll die Kalkulation der Auenzustandsklassen mithilfe der AuenZEB zusammengefasst verdeutlicht werden. Nachdem der Identifikationsblock ausgefüllt wurde, werden die drei funktionalen Einheiten (fE) ausgefüllt. Wenn eine starke Ausleitung vorhanden ist, wird fE 2 mit einer 3 oder schlechter bewertet (BfN 2020b: 34). Nach den fE 1 und 2 wird der Malus "ausgeprägte Rückstaubereiche" abgefragt. Wenn dieser Malus zutrifft, was bereits in Kapitel 3.2.5. erläutert wurde, werden diese fE gemittelt und um zwei Klassen schlechter gestuft. Nach jeder vollständig ausgefüllten funktionellen Einheit besteht ebenfalls die Möglichkeit individuelle, begründete Änderungen vorzunehmen (BfN 2020b: 33). Bei Eingabe der fE 3 ist anfangs zu unterscheiden, ob Daten zu den Biotop- und FFH-Lebensraumtypen vorhanden sind. Je

nachdem unterscheidet sich die Werteberechnung (BfN 2020b: 36).

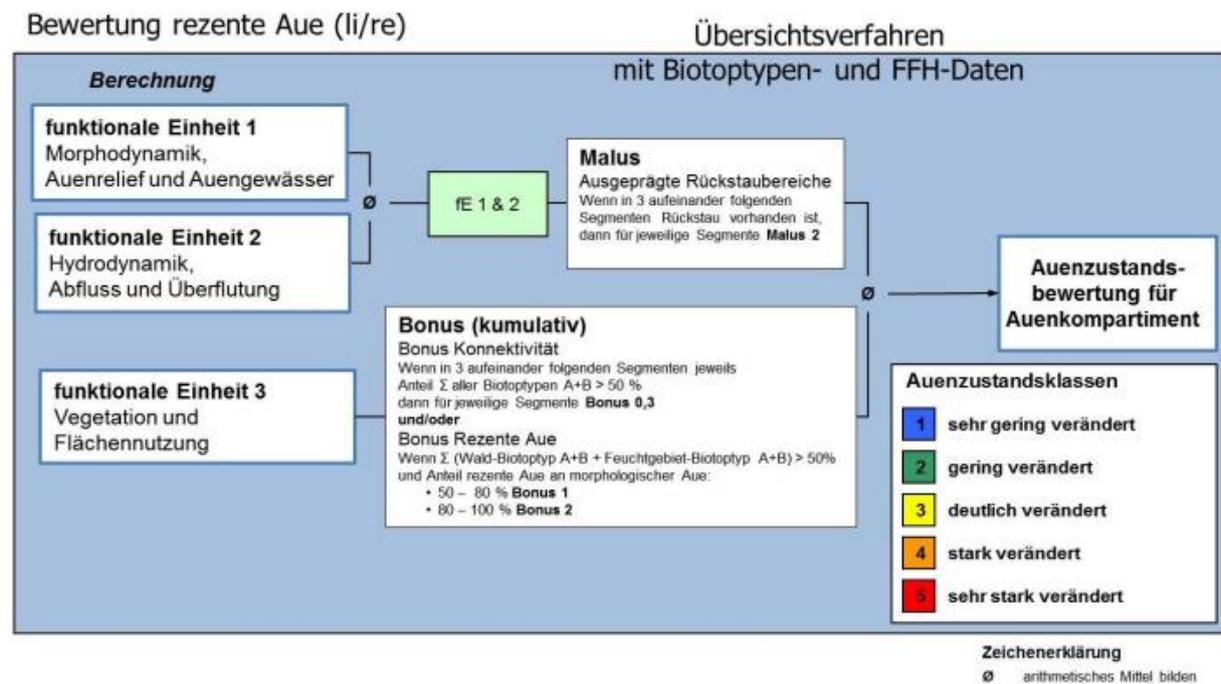


Abb. 12: Fließdiagramm mit den Bewertungsregeln des Übersichtsverfahrens. Verfahren bei Kenntniss der Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen. (BfN 2020b: 33).

Nach der Eingabe der funktionalen Einheit “Vegetation und Flächennutzung” (fE3) werden die Boni und Malusse eingetragen. Automatisch werden die Boni “Wald”, “Grünland” und “Leitbild”, sowie der Malus “Nadelwald (Ausnahme Gewässergroßlandschaft Alpen/Voralpen)” hinzugefügt und berechnet. Der Malus “Abgrabung” wird mithilfe eines Drop-Down-Menüs entsprechend eingegeben und sobald der Flächenanteil der Abgrabung an der rezenten Aue größer als 10% ist, wird der Abgrabungsmalus auf “Ja” gesetzt und sofort mit einer 3 bewertet.

Dies bedeutet, dass bei einem Abgrabungsmalus über 10% das Auensegment nur noch die Auenzustandsklasse “3 - deutlich verändert” oder niedriger erreicht (BfN 2020b: 38).

Die Boni “Konnektivität” und “rezente Aue” werden ebenfalls manuell eingegeben. Der Bonus “Konnektivität” erfragt, ob in drei hintereinander folgenden Auensegmenten der Anteil aller Biotoptypen größer als 50% der rezenten Aue ist. Der Bonus “rezente Aue” erfragt, ob der Anteil der Gesamtfläche von Wald- und Feuchtgebiet-Biotoptypen größer als 50% der rezenten Aue ist und ob der Anteil der rezenten Aue an der morphologischen Aue 50 bis 80 % oder 80 bis 100% beträgt (BfN 2020b: 39).

Wenn die Daten zu den Biotoptypen und den FFH-Lebensraumtypen nicht gegeben sind, erfragt der Konnektivitätsbonus, ob in drei hintereinander folgenden Auensegmenten der Anteil der Gesamtfläche von Grünland, Feuchtgebieten und Gesamtwald über 50% der rezenten Aue bedeckt. Ebenfalls erfragt der Bonus der rezenten Aue diesselbe Fragen wie bei vorhandenen Daten mit der Abweichung, dass nach dem Anteil der Gesamtfläche von Feuchtgebieten und Gesamtwald innerhalb von FFH-Gebieten gefragt wird.

Nach diesem Vorgehen wird die Gesamtbewertung von der Software errechnet und als Nummer und Auenzustandsklasse mit der passenden Farbe in der Zeile "Auenzustandsbewertung für Auenkompartiment" dargestellt (BfN 2020b: 39).

Was das Detailverfahren betrifft, wird zusätzlich die Altaue mitbetrachtet. Hierbei müssen die Excel-Formulare Rez_I, Rez_II, Alt_I und Alt_II ausgefüllt werden, welche ebenfalls in dem ZIP-Ordner von dem BfN zu finden sind. Die Abkürzungen stehen jeweils für die rechte und linke Seite der rezenten Aue (Rez) und Altaue (Alt). In Abbildung 13 ist dargestellt, wie eine Gesamtbewertung für die vollständige morphologische Aue zusammengesetzt ist und schließlich in der Zeile "Auenzustand (Gesamtbewertung)" ausgegeben wird. Im Gegensatz zu dem Übersichtsverfahren werden im Detailverfahren nur die funktionalen Boni und Malusse betrachtet (BfN 2020b: 70).

Stammdaten	Gewässername	BSP	Gew. kürzel	BSP
	Auensegment	123		

	rezente Aue		Altaue		morphologische Aue	
	L (100 %)	R (100 %)	L (%)	R (%)	L	R
Bewertung IE 1 Morphodynamik, Auenrelief und Auengewässer	3,23	3,05	3,60	0,00	3,23	3,05
Bewertung IE 2 Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung	3,50	3,07	4,00	0,00	3,50	3,07
Malus Rückstau	-	-			-	-
Bewertung IE 3 Vegetation und Flächennutzung (rezente Aue und Altaue)	4,17	3,57	4,57	0,00	4,17	3,57
Bonus Konnektivität	-	✓			-	✓

	BSP-123000-Rez-Li	BSP-123000-Rez-Re	BSP-123000-Alt-Li	BSP-123000-Alt-Re	BSP-123000-Mor-Li	BSP-123000-Mor-Re
Auenzustand (Gesamtbewertung):	3,77	3,17	4,19	0,00	3,77	3,17

Auenzustandsklassen	Legende
0 nicht vorhanden / nicht bewertet	✓ Bonus/Malus wurde vergeben
1 sehr gering verändert	- Bonus/Malus wurde nicht vergeben
2 gering verändert	
3 deutlich verändert	
4 stark verändert	
5 sehr stark verändert	

Abb. 13: Tabellenblatt Gesamtbewertung mit den bewerteten funktionalen Einheiten (fE) und dem Auenzustand der einzelnen Auenkompartimente und den Bewertungen der funktionalen Einheiten der morphologischen Aue sowie der Gesamtbewertung der morphologischen Aue . (BfN 2020b: 71).

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Eigene Darstellung. Bundesweite Erfassung der Zustandsklassen nach Auenzustandsbericht 2021 (BNf 2021: 4; BNf 2020a: 17).	29
Abbildung 2: Übersicht der Arbeitsschritte zur Auenzustandsbewertung (BfN 2020a: 9).	30
Abbildung 3: Merkmale des ÜV und DV zur Auenzustandsbewertung im Vergleich (BfN 2020a: 12).	32
Abbildung 4: Übersicht der Funktionalen Einheiten und der Einzelparameter (BfN 2020a: 13).	33
Abbildung 5: Festlegung der Bewertungsabschnitte durch Gliederung der Aue (BfN 2020a: 24).	34
Abbildung 6: Beispiel eines Auensegmentes mit gekennzeichneten Boni und Malussen (BfN 2020a: 18).	37
Abbildung 7: Übersicht der Elemente zur Ableitung von Auen und Auenabschnittstypen (BfN 2020a: 21).	39
Abbildung 8: Klassifizierung des Windungsgrade von Fließgewässern nach LUA NRW (2001) (BfN 2020a: 22).	40
Abbildung 9: Klassifizierung der Abflusssdynmaik nach Koenzen (2005I) (BfN 2020a: 22).	40
Abbildung 10: Wasserdargebotsklassen [$l/s \cdot km^2$] (BfN 2020a: 23).	40
Abbildung 11: Darstellung der Bewertung des Werteparameters Auengewässer/ Auenrelief (BfN 2020a: 16).	41
Abbildung 12: Fließdiagramm mit den Bewertungsregeln des Übersichtsverfahrens. Verfahren bei Kenntniss der Biotopytypen und FFH-Lebensraumtypen. (BfN 2020b: 33).	43
Abb. 13: Tabellenblatt Gesamtbewertung mit den bewerteten funktionalen Einheiten (fE) und dem Auenzustand der einzelnen Auenkompartimente und den Bewertungen der funktionalen Einheiten der morphologischen Aue sowie der Gesamtbewertung der morphologischen Aue. (BfN 2020b: 71).	44

Literaturverzeichnis

Bundesamt für Naturschutz (BfN)(Hg.)(2020a): Anleitung für die Erfassung und Bewertung des Auenzustandes an Flüssen Band 1: Grundlagen und Vorgehensweise. Bonn (= Anleitung für die Erfassung und Bewertung des Auenzustandes an Flüssen Band 1)

Bundesamt für Naturschutz (BfN)(Hg.)(2020b): Anleitung für die Erfassung und Bewertung des Auenzustandes an Flüssen Band 2: Benutzerhandbuch zur Software-Anwendung AuenZEB 1.0. Bonn (= Anleitung für die Erfassung und Bewertung des Auenzustandes an Flüssen Band 2)

Bundesamt für Naturschutz (BfN)(Hg.)(2021): Auenzustandsbericht 2021 – Flussauen in Deutschland.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalens (Hg.) (o.J.): Karten Erklärt.

https://www.flussgebiete.nrw.de/hochwasserrisiken-gemeinsam-meistern/hochwasserthemen/karten-erklaert?utm_source=chatgpt.com [26.02.2025]

3.3 Baulicher Hochwasserschutz

Die Einreichung dieses Kapitels erfolgt durch Herrn Eicke zu einem späteren Zeitpunkt.

3.4 Chemische Gewässergüteklassifikation

Autorin: Erin Mahon

3.4.1 Die Gewässergüteklassifikation und Zielvorgaben LAWA

Für die Bewertung der Gewässerqualität wird die chemische Gewässergüteklassifikation angewendet. Dieses Verfahren basiert auf einem siebenstufigen System mit vier Haupt- und drei Unterklassen (Tabelle 9). Die Klassifikation erfolgt anhand der Konzentrationen spezifischer Stoffe im Wasser. Die Einstufung in höhere Güteklassen erfolgt durch eine schrittweise Multiplikation des Zielvorgabenwertes, wobei sich die Belastung mit zunehmender Klassenzahl deutlich erhöht. Diese Methode ermöglicht eine systematische Einordnung der chemischen Wasserqualität, wobei die zunehmende Abweichung von der Zielvorgabe den Grad der Verschmutzung widerspiegelt (Schneider et al. 2002, LAWA 1990, 1998).

Güteklasse I (unbelastet bis sehr gering belastet) beschreibt einen Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigung. Die Stoffkonzentrationen liegen in einem natürlichen Bereich und überschreitet die natürliche Hintergrundkonzentrationen nicht, sodass keine negativen Auswirkungen auf das Gewässerökosystem zu erwarten sind. Diese Wasserqualität spiegelt ein sauerstoffgesättigtes, nährstoffarmes, sommerkühles Gewässer mit geringem Bakteriengehalt und nur mäßig besiedelt mit Algen (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse I-II (gering belastet) zeichnet Gewässer mit geringem Nährstoffzufuhr und keine starke Sauerstoffzehrung aus. Dabei erwartet man noch eine hohe Artenvielfalt und noch kühle Temperaturen (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse II (mäßig belastet) wird durch eine Einhaltung der Zielvorgaben gekennzeichnet. Diese Klasse weist moderate Verschmutzung auf, allerdings noch eine gute Sauerstoffversorgung und Artenvielfalt (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse II–III (kritisch belastet) weist eine Dopplung der Zielvorgaben. Gewässer in dieser Klasse haben häufig eine Belastung von organischen Substanzen und es kommt zum Sauerstoffmangel. Hier erwartet man einen Rückgang der Artenvielfalt inklusiv Makroorganismen und eventuell massives Algenwachstum (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse III (erhöhte Belastung) entspricht einer Vervierfachung der Zielvorgaben und einer starken chemischen Beeinträchtigung. Solche Gewässer sind stark von organischen Substanzen belastet, was den Sauerstoffverzehr verschlimmert und aufgrund dessen gibt es in

einigen Bereichen Faulschlammagerungen. Die Artenvielfalt nimmt ab, besonders empfindliche Arten, während Algenblüten weiter waschen (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse III–IV (hohe verschmutzt) gilt für Gewässer, deren Lebensbedingungen stark eingeschränkt sind, da die Verschmutzung durch organische, sauerstoffzehrende Stoffe häufig mit toxischen Einflüssen einhergeht. Teilweise kommt es zu einem vollständigen Sauerstoffmangel, der das Überleben vieler Lebewesen unmöglich macht. Die Trübung wird erhöht und auch die Produktion von Faulschlämmen. Solche Gewässer beheimaten nur resiliente Arten und haben eine geringe Artenvielfalt (LAWA 1990, 1998).

Güteklasse IV (sehr hohe Belastung) weist 8fache Konzentrationen der Zielvorgaben und weist eine sehr starke Verschmutzung auf. Solche Gewässer sind so stark verschmutzt, dass das biologische Gleichgewicht vollständig zerstört ist und der Stoffhaushalt nicht mehr funktioniert (LAWA 1990, 1998).

Zusätzlich zur Klassifikation einzelner Stoffe erfolgt eine Einteilung in Stoffgruppen. Die drei Hauptstoffgruppen sind „Industriechemikalien“, „Schwermetalle“ und „Nährstoffe, Salze und Summengrößen“. Dieses Projekt befasst sich mit den letzten zwei Stoffgruppen und Stoffgruppe „Schwermetalle“ wird im Kapitel 3.5 näher erläutert. Die dritte Stoffgruppe besteht aus Nährstoffen (Gesamtnitrat, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamtphosphor und Orthophosphor), Salzen (Chlorid und Sulfat) und Summenkenngrößen (TOC und AOX) (LAWA 1998).

Gütekategorie	Farbzugebung	Schwarz/Weiß-Kennzeichnung	Bezeichnung
I	dunkelblau	leerer Kreis	anthropogen unbelastet: Geogener Hintergrundwert (bei Naturstoffen) bzw. "Null" (bei Xenobiotika)
I-II	hellblau	leerer Kreis	sehr geringe Belastung: bis halber Wert der Zielvorgabe
II	grün	leerer Kreis	mäßige Belastung: Einhaltung der Zielvorgabe
II-III	hellgrün	Viertelkreis	deutliche Belastung: bis zweifacher Wert der Zielvorgabe
III	gelb	Halbkreis	erhöhte Belastung: bis vierfacher Wert der Zielvorgabe
III-IV	orange	Dreiviertelkreis	hohe Belastung: bis achtfacher Wert der Zielvorgabe
IV	rot	Vollkreis	sehr hohe Belastung: größer achtfacher Wert der Zielvorgabe

Stoffname	Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
		I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
Gesamtstickstoff	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	> 24
Nitrat-N	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Ammonium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Gesamtphosphor	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
Ortho-Phosphat-P	mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Sauerstoffgehalt*	mg/l	> 8	> 8	> 6	> 5	> 4	> 2	≤ 2
Chlorid	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Sulfat	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
TOC	mg/l	≤ 2	≤ 3	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	> 40
AOX	µg/l	"0"	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	> 200

* Überwachungswert: 10-Perzentil ersatzweise Minimum

Abb. 1: Güterklassifizierung der Nährstoffe, Salze und Summenkenngrößen (LAWA 1998).

Güteklassifikation für Gesamtphosphor in mg/l, Vergleichswert: Jahresmittel

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
1.1, 1.2, 2.2, 3.2, 4, 5, 9, 9.1, 9.1K, 9.2, 10, 14, 15, 15g, 16, 17, 20, 23	≤ 0,05	≤ 0,075	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
12, 19	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
22.1, 22.2, 22.3	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
T1, T2	≤ 0,03	≤ 0,0375	≤ 0,045	≤ 0,09	≤ 0,18	≤ 0,36	> 0,36
Seetyp 12 ¹⁾	-	-	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

¹⁾ Vergleichswert: Mittelwert für den Zeitraum April bis Oktober

Güteklassifikation für Ammonium-Stickstoff in mg/l, Vergleichswert: Jahresmittel

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
1.1, 1.2, 2.2, 3.2, 4, 5, 9, 9.1, 9.1K, 9.2, 10, 12, 14 ¹⁾ , 16 ¹⁾ , 19 ²⁾	≤ 0,04	≤ 0,075	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
12 ^{3, 4)} , 14 ⁵⁾ , 15, 15g, 16 ⁵⁾ , 17, 19 ⁴⁾ , 20, 23	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	> 1,6
22.1, 22.2, 22.3	≤ 0,04	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4

¹⁾ silkatisch

²⁾ im Mittelgebirge

³⁾ basenreich

⁴⁾ im norddeutschen Tiefland

⁵⁾ karbonatisch

Güteklassifikation für Nitrat-Stickstoff in mg/l, Vergleichswert: 90-Perzentil

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
alle Gewässertypen	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20

Abb. 2: Güterklassifikation der Nährstoffe „Gesamtphosphor“, „Ammonium-Stickstoff“ und „Nitrat-Stickstoff“ mit Einstufung für Gewässertypen (LAWA 1998).

3.4.2 Chemische Einzelparameter in der Stoffgruppe „Nährstoffe, Salze und Summenparameter“ und weitere physiochemische Parameter

Stickstoff

Die Stickstoffverbindungen sind erhebliche Parameter zur Bewertung der chemischen Gewässergüte, da Stickstoff ein zentraler Faktor im Nährstoffkreislauf eines Flusses ist. Stickstoff kommt in verschiedenen anorganischen (z. B. Ammonium, Nitrit, Nitrat) und organischen (z. B. gelöste und partikuläre organische Stickstoffverbindungen) Formen im Wasser vor, die durch biologische, chemische und physikalische Prozesse stetig umgewandelt werden. Sein Kreislauf umfasst zahlreiche Umwandlungsprozesse wie Stickstofffixierung, Ammonifikation, Nitrifikation, Assimilation und Denitrifikation, die maßgeblich von Mikroorganismen gesteuert werden. Diese Prozesse beeinflussen die Stickstoffkonzentration im Wasser und damit die Gewässergüte, da sie unter anderem die Eutrophierung fördern oder toxische Stickstoffverbindungen (z.B. Ammoniak) erzeugen können (Bernhard 2010; Schneider et al. 2002).

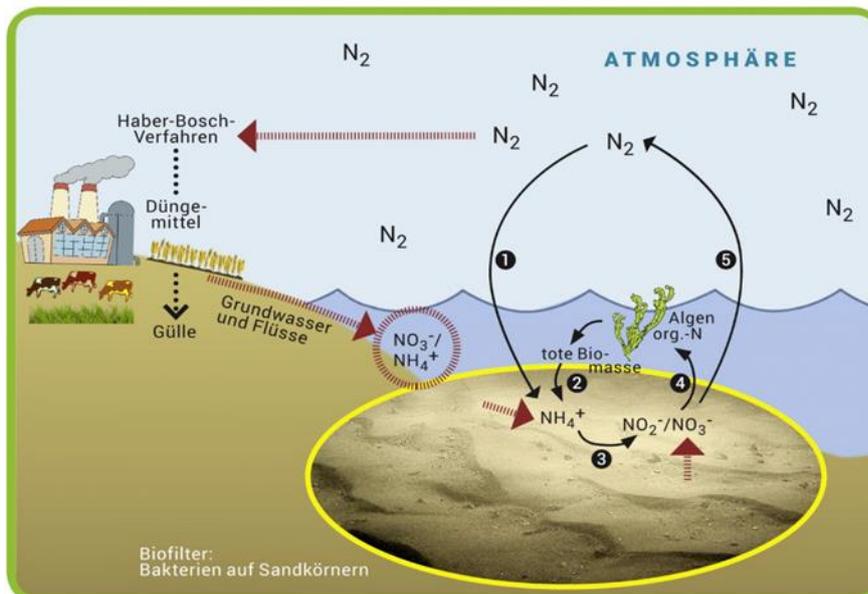


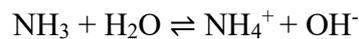
Abb. 3: Wege und Umsetzung von Stickstoff: (1) Stickstofffixierung, (2) Ammonifikation, (3) Nitrifikation, (4) Assimilation und (5) Denitrifikation. Stickstoff in organischen Verbindungen: „org.-N“. Rot gekennzeichnet: Zusätzliche Stickstoff-Einträge durch menschliche Einflüsse (Matthes 2021).

(1) Stickstofffixierung

Die Stickstofffixierung ist der Prozess, bei dem atmosphärischer Stickstoff (N₂), der für die meisten Organismen nicht direkt nutzbar ist, in biologisch verwertbare Stickstoffverbindungen umgewandelt wird. Dieser Prozess wird hauptsächlich von stickstofffixierenden Bakterien wie *Rhizobium* oder *Azotobacter* durchgeführt. Mithilfe des Enzyms Nitrogenase wird molekularer Stickstoff unter anaeroben Bedingungen in Ammoniak umgewandelt:



Das entstandene Ammoniak (NH₃) reagiert im Boden mit Wasser zu Ammonium (NH₄⁺):



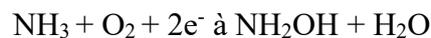
(Bernhard 2010)

(2) Ammonifikation

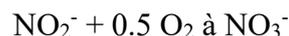
Bei der Ammonifikation wird organisch gebundener Stickstoff aus abgestorbenem organischem Material und Abfallprodukten durch Bakterien und Pilze in Ammonium umgewandelt. Dieser Prozess erfolgt durch die mikrobiellen Zersetzung von Proteinen, Nukleinsäuren und anderen stickstoffhaltigen Verbindungen (Bernhard 2010).

(3) Nitrifikation

Nitrifikation ist ein zweistufiger Prozess, der Ammoniak (NH₃) zunächst in Nitrit (NO₂⁻) und anschließend in Nitrat (NO₃⁻) umwandelt. Dieser erste Schritt wird von Ammoniakoxidierenden Mikroorganismen durchgeführt. Der Prozess erfolgt in zwei enzymatisch katalysierten Reaktionen:



Der zweite Schritt wird von einer separaten Gruppe von Mikroorganismen, den Nitritoxidierenden Bakterien, durchgeführt:



(Bernhard 2010)

(4) Assimilation

Die Assimilation beschreibt die Aufnahme und Verwertung von anorganischen Stickstoffverbindungen, insbesondere Nitrat und Ammonium, durch Pflanzen und

Mikroorganismen zur Synthese organischer Stickstoffverbindungen wie Proteine und Nukleinsäuren.

(5) Denitrifikation

Die **Denitrifikation** hingegen reduziert Nitrat unter anaeroben Bedingungen zu molekularem Stickstoff (N₂), der in die Atmosphäre entweicht:



(Bernhard 2010)

Gesamtstickstoffgehalt

Der Gesamtstickstoffgehalt, der sowohl organische als auch anorganische Stickstoffverbindungen umfasst (Schneider et al. 2002), wird als stabiler und repräsentativer Indikator für die langfristige Stickstoffbelastung betrachtet. Während die Konzentrationen einzelner Stickstoffverbindungen stark variieren und sich kurzfristig ändern können, bleibt der Gesamtstickstoffwert vergleichsweise konstant (FGG Weser).

Ammonium

Unter naturnahen Bedingungen kommt Ammonium (NH₄⁺) nur in Spuren vor. Eine erhöhte Konzentration trägt jedoch zur Eutrophierung von Gewässern bei, da Ammonium eine leicht verfügbare Stickstoffquelle für Algen und Wasserpflanzen darstellt. Die Verteilung zwischen Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃) wird maßgeblich durch den pH-Wert und die Temperatur beeinflusst – mit steigenden Werten verschiebt sich das chemische Gleichgewicht zugunsten von Ammoniak:



Bereits geringe NH₃-Konzentrationen von 10 µg/l können schädlich für Fischbrut und empfindliche aquatische Organismen sein (Schneider et al. 2002).

Nitrit

Nitrit (NO₂⁻) ist ein natürliches Zwischenprodukt der mikrobiellen Oxidation von Ammonium zu Nitrat und wird in der Regel rasch weiter zu Nitrat umgewandelt. Daher hat es meist keinen signifikanten Einfluss auf die Wasserqualität. Problematisch wird Nitrit jedoch, wenn bestimmte Umweltbedingungen seine Anreicherung begünstigen. Kritische Situationen entstehen insbesondere bei stark steigenden pH-Werten und Wassertemperaturen, einer hohen

Ammoniumproduktion oder einem geringen Chloridgehalt, da Chlorid die Aufnahme von Nitrit in Organismen blockieren kann. In solchen Fällen können toxische Nitritkonzentrationen entstehen, die insbesondere für Fische gefährlich sind (Schneider et al. 2002).

Nitrat

Nitrat (NO_3^-) ist das pflanzenverfügbare Endprodukt der Nitrifikation und stellt einen essenziellen Nährstoff für Pflanzen dar. In mäßigen Konzentrationen ist es ein natürlicher Bestandteil von Gewässern und hat kaum negative Auswirkungen auf Wasserorganismen. Allerdings kann eine übermäßige Nitratzufuhr, beispielsweise durch landwirtschaftliche Düngemittel, zu einem Ungleichgewicht im Ökosystem führen und die Eutrophierung verstärken (Schneider et al. 2002).

Phosphor

Gesamtphosphor

Phosphor ist ein essenzieller Nährstoff für Pflanzen und ist ein limitierender Wachstumsfaktor. Der Gesamtphosphor umfasst sämtliche im Wasser vorhandenen Phosphorformen, sowohl gelöst als auch partikulär gebunden. Eine zentrale Rolle spielt der gelöste anorganische Phosphor, insbesondere Orthophosphat (PO_4^{3-}), das direkt biologisch verfügbar ist und unmittelbar von Pflanzen und Algen aufgenommen werden kann. Organisch gebundener Phosphor stammt hingegen aus abgestorbenem organischem Material, wie Pflanzenresten oder Mikroorganismen, und muss erst durch mikrobiellen Abbau mineralisiert werden, bevor er für Pflanzen nutzbar wird. Eine weitere wichtige Form ist der partikuläre Phosphor, der an Sediment- oder Schwebeteilchen gebunden ist und durch Erosion oder Oberflächenabfluss in Flüsse gelangt. Diese Form des Phosphors wird nach und nach freigesetzt und kann so über längere Zeiträume hinweg zur Nährstoffbelastung des Wassers beitragen (Schneider et al. 2002).

Phosphor ist ein wesentlicher Faktor für die Eutrophierung von Gewässern. Er fördert das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen, was bei übermäßiger Anreicherung zu Algenblüten führen kann.

Diese können den Sauerstoffgehalt des Wassers drastisch reduzieren und dadurch aquatische Lebewesen gefährden. Zudem können Phosphorverbindungen Schwermetalle aus Sedimenten

remobilisieren (Schneider et al. 2002). Ein besonderes Problem stellen synthetische organische Phosphorverbindungen dar, die in Pflanzenschutzmitteln und Insektiziden enthalten sind. Diese Stoffe können hochtoxisch sein und das aquatische Ökosystem erheblich schädigen. Die Hauptquellen für Phosphoreinträge in Flüsse sind industrielle und kommunale Abwässer, landwirtschaftliche Düngemittel sowie Wasch- und Reinigungsmittel (Schneider et al. 2002).

Orthophosphat

Orthophosphat (PO_4^{3-}) stammt aus Orthophosphorsäure (H_3PO_4) und kommt aufgrund der schlechten Löslichkeit von Phosphormineralien hauptsächlich in niedrigen Konzentrationen in natürlichen Gewässern vor. In unverschmutzten Flüssen liegen die Gehalte zwischen 10 und 60 $\mu\text{g/l}$. Orthophosphat kann zwar in Böden und Sedimenten zurückgehalten werden, sein erhöhtes Vorhandensein in Abwässern und die Anwendung phosphatreicher Düngemittel führen jedoch häufig zu erhöhten Konzentrationen, was als Indikator für die Abwasserkontamination dient. Orthophosphat selbst ist zwar nicht toxisch, trägt aber zur Eutrophierung bei und schädigt aquatische Ökosysteme, insbesondere Fischpopulationen (Schneider et al. 2002).

Die Hauptquellen von Orthophosphat sind Düngemittel sowie phosphathaltige Wasch- und Reinigungsmittel, die in der Vergangenheit einen erheblichen Beitrag zur Phosphorbelastung von Flüssen geleistet haben. Durch gesetzliche Maßnahmen wurde der Phosphateinsatz in Waschmitteln in vielen Ländern stark reduziert, doch die Belastung durch landwirtschaftliche Düngemittel bleibt weiterhin ein großes Problem (Schneider et al. 2002).

Sauerstoff

Sauerstoff ist ein essenzieller Baustein des Lebens und spielt eine zentrale Rolle im aquatischen Ökosystem. Er ist nicht nur für die Atmung aerober Organismen unverzichtbar, sondern auch an zahlreichen chemischen Prozessen beteiligt. Sauerstoff kann sowohl organische als auch anorganische Substanzen oxidieren und beeinflusst so beispielsweise die Nitrifikation (Maniak 2016).

Die Sauerstoffkonzentration wird häufig in Prozent der Sauerstoffsättigung angegeben, wobei Werte zwischen 80 % und 120 % als normal für Fließgewässer gelten. Unterschreitungen dieses Bereichs deuten auf verstärkte biologische Abbauprozesse hin, die durch einen hohen Gehalt an organischer Substanz verursacht werden. Insbesondere wenn die Sättigung unter 80 % fällt, kann dies auf eine erhöhte mikrobielle Aktivität durch bakteriellen Abbau organischer Stoffe

hindeuten. Ein Sauerstoffmangel kann sich negativ auf Fische und andere wasserlebende Organismen auswirken, da diese auf gelösten Sauerstoff zur Atmung angewiesen sind (Maniak 2016).

Ein Sauerstoffgehalt von über 120 % deutet dagegen auf eine übermäßige Primärproduktion durch Algen- oder Wasserpflanzenwachstum hin. Dieser Zustand entsteht, wenn durch Photosynthese mehr Sauerstoff produziert wird, als sich im Wasser lösen kann. Übermäßiges Algenwachstum wird häufig durch hohe Nährstoffkonzentrationen, insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen, begünstigt. In der Nacht oder bei starkem Algensterben kann es dann zu Sauerstoffdefiziten kommen, da Mikroorganismen beim Abbau der Biomasse große Mengen Sauerstoff verbrauchen (Maniak 2016).

Sinkt der Sauerstoffgehalt im Wasser auf null, entstehen anaerobe Bedingungen, die weitreichende Konsequenzen für die chemische Gewässergüte haben können. In diesem Zustand werden gebundene Phosphorverbindungen aus Sedimenten freigesetzt, was die Eutrophierung zusätzlich verstärkt. Zudem können sich giftige Schwermetalle aus den Sedimenten lösen, was zu einer erheblichen Verschlechterung der Wasserqualität führt. Ein weiteres Problem ist die Bildung von Faulgasen wie Schwefelwasserstoff (H_2S) und Methan (CH_4), die durch anaerobe Bakterien produziert werden. Diese Gase sind nicht nur unangenehm riechend, sondern auch toxisch für viele Wasserorganismen (Maniak 2016; Schneider et al. 2002; FGG Weser 2022).

Die Sauerstoffkonzentration im Wasser ist stark von der Temperatur abhängig. Kaltes Wasser kann mehr Sauerstoff lösen als warmes, weshalb in den Wintermonaten in der Regel höhere Sauerstoffwerte gemessen werden als im Sommer. In den warmen Monaten steigt zudem die biologische Aktivität, was den Sauerstoffverbrauch durch Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere zusätzlich erhöht. Dadurch sind Sauerstoffdefizite besonders in den Sommermonaten wahrscheinlich, insbesondere in langsam fließenden oder stehenden Gewässern (Maniak 2016).

Neben Temperatur wird der Sauerstoffgehalt stark von der Turbulenz eines Fließgewässers beeinflusst. Schnell fließende und turbulente Gewässer können mehr Sauerstoff aus der Atmosphäre aufnehmen als langsam fließende Gewässer, da Sauerstoff durch die Bewegung über die Wasseroberfläche eingemischt wird (Maniak 2016).

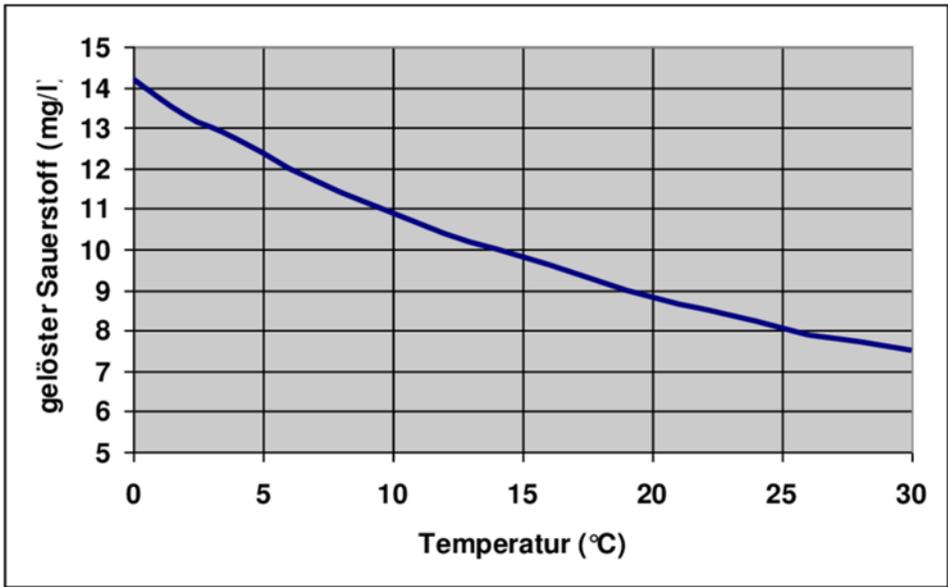


Abb. 4: Gelöster Sauerstoff (mg/l) in Abhängigkeit von der Temperatur (Bützer 2016).

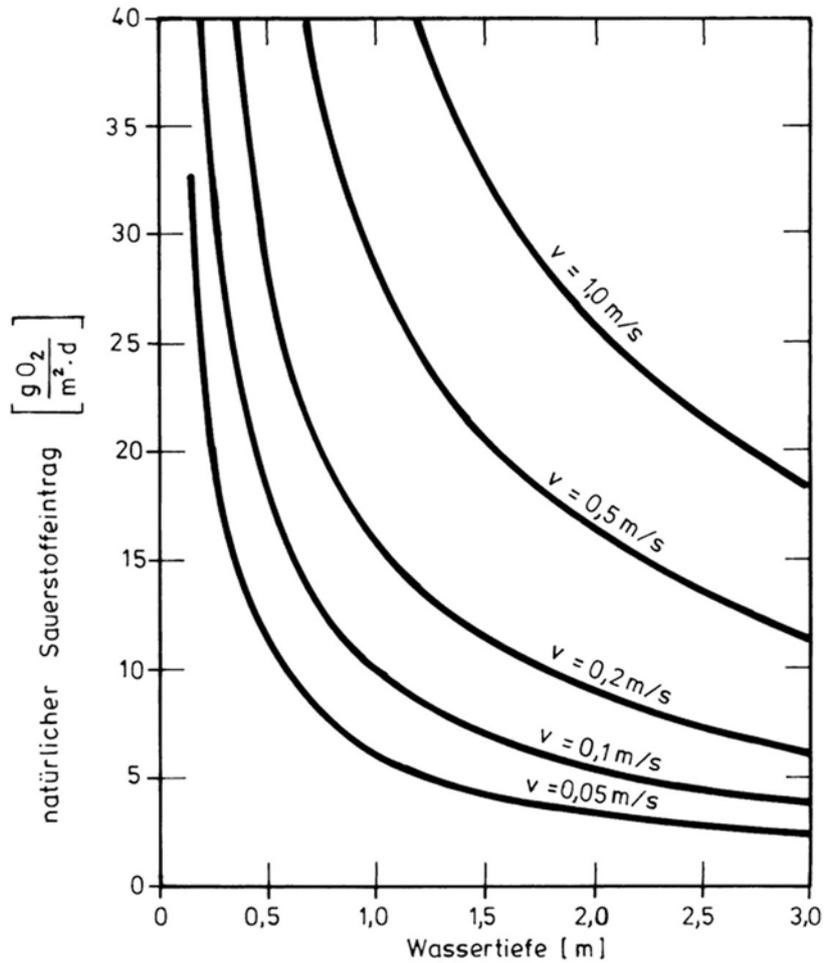


Abb. 5: Sauerstoffaufnahme durch die Wasseroberfläche in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit v und der Wassertiefe bei 20 °C und 100 % Defizit (Maniak 2016).

Biologischer Sauerstoffbedarf

Der biologische Sauerstoffbedarf (BSB) ist ein wesentlicher Indikator zur Bestimmung der organischen Belastung eines Gewässers. Er gibt an, wie viel Sauerstoff von Mikroorganismen benötigt wird, um organische Stoffe innerhalb eines definierten Zeitraums abzubauen. Je höher der BSB-Wert, desto größer ist die Menge an biologisch abbaubarem organischem Material im Wasser, was auf eine stärkere Verschmutzung hindeutet (Maniak 2016)

Der BSB wird üblicherweise über einen Zeitraum von n Tagen ($n = 2, 5, 21$ Tage) bei einer konstanten Temperatur von 20 °C im Dunkeln bestimmt. Die Dunkelheit verhindert, dass Algen durch Photosynthese zusätzlichen Sauerstoff produzieren, sodass der gemessene Verbrauch ausschließlich durch mikrobielle Abbauprozesse entsteht. Während des Experiments wird die Wasserprobe zunächst mit Sauerstoff angereichert und mit einer definierten Menge aerober Mikroorganismen beimpft. Dabei wird Allylthioharnstoff (ATH) eingesetzt, um die Nitrifikation zu hemmen, sodass nur der Sauerstoffverbrauch durch den mikrobiellen Abbau organischer Stoffe gemessen wird (Maniak 2016; Schneider et al. 2002).

Der BSB ist ein pauschaler Wert mit relativ großen Fehlergrenzen, da der Abbauprozess von vielen Umweltfaktoren wie Temperatur, Bakterienaktivität und der chemischen Zusammensetzung des Wassers beeinflusst wird. Trotz dieser Unsicherheiten ist der BSB ein einfacher und praktikabler Indikator zur Abschätzung der biologisch abbaubaren organischen Belastung eines Gewässers (Maniak 2016).

Für die Güteklasse 1 darf der Wert maximal 4 mg/l O_2 betragen, während für die Güteklasse 2 ein Grenzwert von höchstens 10 mg/l O_2 (BSB₅) festgelegt wurde (Schneider et al. 2002).



Abb. 6: Messungsverfahren des biologischen Sauerstoffbedarfs nach 5 Tagen (Wasser-Wissen 2024).

Chlorid

Chlorid ist ein wesentlicher Bestandteil des Salzgehalts in Gewässern und kommt in verschiedenen Formen wie Natriumchlorid (NaCl), Kaliumchlorid (KCl) oder Magnesiumchlorid (MgCl₂) vor. Es gelangt auf natürliche Wege in das Wasser, beispielsweise durch Verwitterung von Böden und Untergrundgesteinen innerhalb des Einzugsgebiets. Zusätzlich kann Chlorid durch Meeresgisch in die Atmosphäre gelangen und mit den Niederschlägen in Binnengewässer transportiert werden.

Für viele Wasserorganismen ist Chlorid ein essenzielles Element, da es eine wichtige Rolle im osmotischen Gleichgewicht und in biologischen Prozessen spielt. Allerdings können erhöhte Chloridkonzentrationen negative Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme haben. Bereits ab einem Wert von 100 mg/l können empfindliche Gewässerorganismen geschädigt werden.

Neben natürlichen Quellen sind auch anthropogene Einträge eine bedeutende Ursache für erhöhte Chloridgehalte in Flüssen und Seen. Typische Belastungsquellen sind Abwassereinleitungen aus Haushalten und Industrie, Deponien und landwirtschaftliche Düngemittel, die über Oberflächenabfluss oder Versickerung Chlorid in das Grund- und Oberflächenwasser eintragen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2024) (Schneider et al. 2002) (Flussgebiete.nrw 2010).

Sulfat

Sulfate sind natürliche Bestandteile vieler Mineralien. Sie entstehen durch die Verwitterung sulfatführender Gesteine, wie Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) oder Anhydrit (CaSO_4), und gelangen auf natürlichem Wege in das Wasser. In Fließgewässern kann der Sulfatgehalt durch geologische Gegebenheiten sowie durch atmosphärische Einträge aus Niederschlägen variieren.

Neben natürlichen Quellen tragen auch menschliche Aktivitäten erheblich zur Sulfatbelastung bei. Wichtige Eintragsquellen sind kommunale und industrielle Abwässer, landwirtschaftliche Düngemittel und Schwefeldioxid (SO_2) aus der Luftverschmutzung, das durch industrielle Emissionen in die Atmosphäre freigesetzt wird. In Verbindung mit Niederschlag bildet es Schwefelsäure, die als saurer Regen in Flüsse und Seen gelangt und dort zu einem Anstieg der Sulfatkonzentration führen kann.

Erhöhte Sulfatkonzentrationen können die Lebensbedingungen für Wasserorganismen erheblich beeinträchtigen. Sulfat selbst ist für viele Organismen in niedrigen bis moderaten Konzentrationen ungefährlich, doch hohe Werte können das ökologische Gleichgewicht eines Gewässers stören. Besonders empfindliche Arten reagieren auf hohe Sulfatbelastungen mit eingeschränktem Wachstum oder verringerter Reproduktionsfähigkeit. Unter anaeroben und nitratarmen Bedingungen reduzieren Mikroorganismen Sulfat zu Schwefelwasserstoff (H_2S) in einem Prozess, der als Desulfurikation bekannt ist (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2024) (Schneider et al. 2002).

Total Organic Carbon (TOC)

Der Total Organic Carbon (TOC) ist ein wichtiger Indikator für die organische Belastung eines Gewässers und umfasst den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff. Als Basiselement aller organischen Stoffe ist Kohlenstoff in gelöster, ungelöster und partikulär gebundener Form im Wasser vorhanden. Die TOC-Konzentration gibt daher einen Überblick über die allgemeine organische Verschmutzung eines Flusses und kann Aufschluss über anthropogene Einträge sowie natürliche Prozesse im Gewässer geben.

Eine Quelle für erhöhte TOC-Werte sind Industrielle Abwässer, insbesondere aus der Papier- und Kartonagenindustrie, die organische Verbindungen in großen Mengen in die Gewässer eintragen. Weitere Quellen sind kommunale Abwässer, Wasch- und Reinigungsmittel und

natürliche Prozesse, wie der Abbau von Laub, Pflanzenmaterial oder Algen, die zur organischen Kohlenstofffracht eines Flusses beitragen.

Ein erhöhter TOC-Gehalt kann auf eine übermäßige organische Belastung hinweisen, die in vielen Fällen mit einem erhöhten Sauerstoffverbrauch durch mikrobiellen Abbau einhergeht. Dies kann zu Sauerstoffmangel im Wasser führen, was sich negativ auf aquatische Organismen auswirkt. Darüber hinaus kann ein hoher TOC-Wert auf mögliche Belastungen mit schwer abbaubaren organischen Schadstoffen hinweisen, die das ökologische Gleichgewicht eines Gewässers beeinträchtigen (Schneider et al. 2002) (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2024).

Adsorbierbare organische Halogene (AOX)

Die adsorbierbaren organischen Halogene (AOX) sind ein wichtiger Summenparameter, der eine Vielzahl von organischen Verbindungen mit gebundenen Halogenen – Fluor (F), Chlor (Cl), Brom (Br) oder Iod (I) – umfasst. Da AOX keine Differenzierung einzelner Stoffe vornimmt, liefert der Parameter eine allgemeine Einschätzung über die Belastung eines Gewässers mit halogenierten organischen Verbindungen, die häufig als problematische Umweltchemikalien gelten.

Viele dieser halogenierten Verbindungen sind synthetisch und finden Anwendung in Pestiziden, Flammenschutzmitteln, industriellen Lösungsmitteln und Kunststoffadditiven. Besonders besorgniserregend ist ihre schlechte biologische Abbaubarkeit, wodurch sie sich in aquatischen Ökosystemen akkumulieren und langfristig toxische Wirkungen entfalten können. Zudem neigen viele dieser Substanzen zur Bioakkumulation, d. h. sie reichern sich entlang der Nahrungskette an, was zu gesundheitlichen Risiken für Wasserorganismen und letztlich auch für den Menschen führen kann.

Bekannte Beispiele für problematische AOX-Verbindungen sind DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan), ein früher weit verbreitetes Insektizid, das aufgrund seiner hohen Toxizität und Langlebigkeit in vielen Ländern verboten wurde, sowie Dioxine, die als hochgiftige Nebenprodukte industrieller Prozesse entstehen und krebserregende sowie hormonelle Störungen verursachende Eigenschaften besitzen.

Ebenso zählen polychlorierte Biphenyle (PCBs) dazu, die früher in Transformatoren und Kunststoffen eingesetzt wurden, heute jedoch aufgrund ihrer umweltschädlichen Eigenschaften verboten sind, aber dennoch in Altlasten vorkommen. Eine erhöhte AOX-Konzentration deutet häufig auf industrielle oder kommunale Abwassereinleitungen hin (Schneider et al. 2002) (Quality Analysis 2024).

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist ein zentraler chemischer Parameter zur Bewertung der Gewässergüte, da sie viele weitere chemische und biochemische Faktoren beeinflusst. Kleine Fließgewässer reagieren schneller auf Temperaturschwankungen der Umgebungsluft, während größere Gewässer eine stabilere Temperatur aufweisen. Die Temperatur von Quellächen variiert, aber mit zunehmender und konstanter Wassermenge flussabwärts nimmt die Bandbreite der Temperaturschwankungen ab (Maniak 2016).

Da die Wassertemperatur stark mit der Lufttemperatur korreliert, erreichen Flüsse ihre höchsten Temperaturen meist am Nachmittag, während die Tiefstwerte in der zweiten Nachthälfte auftreten. Im Sommer bleiben Quellgewässer vergleichsweise kühl, da sie entweder aus Quellen gespeist werden, deren Wasser etwa der mittleren Jahrestemperatur des Bodens entspricht, oder aus hochgelegenen Regionen stammen, wo die Erwärmung durch Luft, Sonneneinstrahlung und Wärmeleitung vom Boden nur langsam erfolgt. Im Winter kehrt sich dieser Effekt um, da quellgespeiste Flüsse zunächst relativ warm sind, mit zunehmender Entfernung von der Quelle jedoch abkühlen (Maniak 2016; CAISSIE 2006).

Neben natürlichen Faktoren können auch anthropogene Einflüsse die Wassertemperatur erheblich verändern. Thermisch veränderte Abwässer aus Kraftwerken, Industrieanlagen oder Kläranlagen können die Temperaturregime in Fließgewässern nachhaltig beeinflussen (Madden et al. 2013). Zusätzlich wird die Wassertemperatur von hydromorphologischer Fragmentierung beeinflusst. Die Trennung von Flüssen von angrenzenden terrestrischen Ökosystemen oder Grundwasserleitern sowie weitere Veränderungen der natürlichen Flussmorphologie führen unter anderem zu einem erhöhten Verhältnis von Oberfläche zu Volumen und einer Verringerung der Strömungstiefe, wodurch die Wasserflächen einer längeren und intensiveren Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind. Darüber hinaus erschwert die Abwesenheit von gesunder Ufervegetation und Beschattung die Temperaturregulierung in Fließgewässern (CAISSIE 2006).

Ein Anstieg der Wassertemperatur hat vielfältige ökologische Konsequenzen. Studien zeigen, dass höhere Temperaturen mit einer erhöhten Nährstoffaufnahme verbunden sind, insbesondere für Ammonium, Nitrat und Phosphat (Rasmussen et al. 2011). Gleichzeitig verringert sich mit steigender Temperatur der Gehalt an gelöstem Sauerstoff, was sich negativ auf empfindliche Arten auswirkt. Insgesamt verändert die Wassertemperatur die Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen zahlreicher Organismen und kann somit die Biodiversität und Stabilität von Flussökosystemen maßgeblich beeinflussen (CAISSIE 2006).

pH-Wert

Der pH-Wert ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität im Wasser. Er wird durch die chemische Zusammensetzung des Wassers sowie durch gelöste und suspendierte Inhaltsstoffe beeinflusst.

Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht spielt eine entscheidende Rolle für den pH-Wert in Fließgewässern. Wenn CO_2 aus der Luft ins Wasser gelangt, reagiert es mit Wasser zu Kohlensäure, die sich in Hydrogencarbonat- und Carbonationen dissoziiert. Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht wirkt als pH-Puffer, da es Säure- und Baseneinflüsse ausgleichen kann. Besonders Hydrogencarbonat (HCO_3^-) fängt überschüssige Protonen (H^+) ab und verhindert dadurch starke pH-Schwankungen. In kalkreichen Gebieten mit viel gelöstem Calciumcarbonat (CaCO_3) liegt der pH-Wert meist im leicht basischen Bereich (pH 7–8,5). In sauren Flüssen (z. B. durch sauren Regen oder organische Säuren) wird mehr HCO_3^- zu H_2CO_3 und CO_2 umgewandelt, was den pH-Wert senkt. Wenn das Puffervermögen erschöpft ist, kann der pH-Wert drastisch sinken (Wisotzky et al. 2018).

Ein plötzlicher Anstieg des pH-Wertes in den basischen Bereich kann auf starkes Algenwachstum oder Verunreinigungen hinweisen. In nährstoffbelasteten Gewässern kann die Photosynthese den pH-Wert erhöhen, was das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht zugunsten des fischtoxischen Ammoniaks verschiebt und so Fischeier und Larven gefährdet. Die üblichen pH-Werte in Fließgewässern sind für Fische meist unproblematisch, jedoch stark saure oder alkalische Bedingungen wirken toxisch auf Wasserorganismen. Empfindliche Arten wie die Bachforelle reagieren bei pH-Werten unter 5,5 mit hoher Sterblichkeit. Im Frühjahr können stark alkalische Werte die Eier und Embryonen der Äsche schädigen und den Reproduktionserfolg beeinträchtigen (NLWKN 2021).

Eine Belastung von organischen Stoffen ist in Bezug auf den pH-Wert problematisch, da organische Säuren bei der Zersetzung organischer Stoffe entstehen (Eshleman and Hemond 1985). Niederschlag kann den pH-Wert auch senken, da Kohlenstoffdioxid mit Regenwasser zu Kohlensäure reagiert (Wisotzky et al. 2018). Eine Versauerung begünstigt die Remobilisierung von Schwermetallen, die oft in den Sedimenten gebunden sind (Bourg and Loch 1995). Ein weiterer Einflussfaktor ist der Abfluss von anthropogenen Quellen, wie industrielle Einleitungen, landwirtschaftliche Düngung oder die Ablagerung von saurem Regen, die den pH-Wert auch verschieben können (Schneider et al. 2002).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit misst die Fähigkeit des Wassers, elektrischen Strom zu leiten. Sie ist ein Indikator für die Gesamtkonzentration der im Wasser gelösten Ionen, insbesondere von Kationen und Anionen. Je höher die Konzentration dieser gelösten Stoffe, desto höher ist die Leitfähigkeit des Wassers (Schneider et al. 2002).

Natürliche Faktoren wie die geologische Beschaffenheit des Einzugsgebiets und die Mineralisierung des Grundwassers beeinflussen die Leitfähigkeit eines Gewässers. Allerdings spielen auch anthropogene Einflüsse eine entscheidende Rolle. Durch menschliche Aktivitäten wie landwirtschaftliche Düngung, industrielle Abwässer, Sickerwasser aus Deponien oder den Eintrag von Streusalz im Winter kann sich die Salzkonzentration im Wasser stark erhöhen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2024). Eine dauerhaft erhöhte Leitfähigkeit kann negative Auswirkungen auf Süßwasserorganismen haben. Werte ab 70 mS/m können bereits zu physiologischen Einschränkungen oder sogar zum Absterben sehr empfindlicher Arten führen (Schneider et al. 2002).

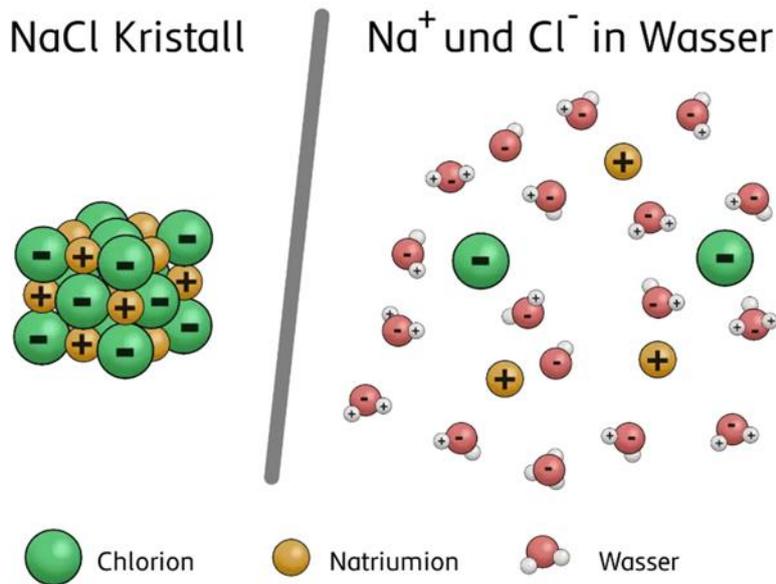


Abb. 7: Bei Trennung eines Salzkristalls lösen sich Ionen auf. Grün: negativ geladene Chlorid-Ionen, Orange: positiv geladene Natrium-Ionen, Rot und Weiß: Wassermoleküle (SchuBu Systems GmbH 2024).

3.4.3 Material und Probennahme

Die Probenentnahme in Fließgewässern erfolgt gemäß der Norm DIN EN ISO 5667-6, welche die Grundsätze für die Entnahme von Wasserproben aus Flüssen und Bächen definiert. Die Probenahme wird in flachen Gewässern direkt durch das Abfüllen der Wasserproben in geeignete Gefäße durchgeführt. Dabei ist eine repräsentative Probenentnahme sicherzustellen, indem mögliche Einflüsse wie Strömungsverhältnisse und eventuelle Verunreinigungen berücksichtigt werden. Zum Beispiel wäre es wichtig, Stellen nach dem Zusammenfluss von Zuflüssen zu beproben (LANUV NRW 2025a, 2025b).

Zusätzlich erfolgt eine Beschreibung der Umgebungsbedingungen des Gewässers. Dazu gehören Wetterverhältnisse, Fließgeschwindigkeit, Wasserstand, Beschattung und Schaumbildung, die ins Protokoll aufgezeichnet werden können (LANUV NRW 2025a).

Da sich Wasserproben durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse zwischen Probenahme und Analyse verändern können, ist eine geeignete Konservierung erforderlich. Je nach Parameter werden die Proben entweder mit Konservierungsmittel stabilisiert oder unmittelbar gekühlt, um unerwünschte Veränderungen zu minimieren. Die Proben werden in einer Kühlbox mit Kühllakus transportiert und anschließend für den Weitertransport an die Labore vorbereitet (LANUV NRW 2025b).

Für eine erfolgreiche Probenahme sind verschiedene Materialien und Geräte erforderlich. Dazu gehören:

- Probenflaschen: Kunststoff und/oder Glas, je nach Parameter
- Konservierungsmittel
- Messgeräte: Multimeter (pH, Leitfähigkeit, Temperatur), Sauerstoffmessgerät
- Kühlbox mit Kühllakkus für den Transport der Proben
- Beschriftungsmaterial: wasserfester Stift, Etiketten
- Probenahmeprotokoll und Schreibmaterial
- Schöpfgerät für die Probenentnahme

(LANUV NRW 2025a, 2025b)



Abb. 8: Konservierung nach der Probenentnahme im Gelände (LANUV NRW 2025b).



Abb. 9: Beispiel des diversen Flaschenumfangs für die Probennahme (LANUV NRW 2025b).



Abb. 10: Geräte für die Messung von pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt vor dem Abfüllen von Proben (LANUV NRW 2025a).

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Güterklassifikation der Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen (LAWA 1998).	50
Abbildung 2: Güterklassifikation der Nährstoffe „Gesamtphosphor“, „Ammonium-Stickstoff“ und „Nitrat-Stickstoff“ mit Einstufung für Gewässertypen (LAWA 1998).	51
Abbildung 3: Wege und Umsetzung von Stickstoff: (1) Stickstofffixierung, (2) Ammonifikation, (3) Nitrifikation, (4) Assimilation und (5) Denitrifikation. Stickstoff in organischen Verbindungen: „org.-N“. Rot gekennzeichnet: Zusätzliche Stickstoff-Einträge durch menschliche Einflüsse (Matthes 2021).	52
Abbildung 4: Gelöster Sauerstoff (mg/l) in Abhängigkeit von der Temperatur (Bützer 2016).	58
Abbildung. 5: Sauerstoffaufnahme durch die Wasseroberfläche in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit v und der Wassertiefe bei 20 °C und 100 % Defizit (Maniak 2016).	58
Abbildung 6: Messungsverfahren des biologischen Sauerstoffbedarfs nach 5 Tagen (Wasser-Wissen 2024).	60
Abbildung 7: Bei Trennung eines Salzkristalls lösen sich Ionen auf. Grün: negativ geladene Chlorid-Ionen, Orange: positiv geladene Natrium-Ionen, Rot und Weiß: Wassermoleküle (SchuBu Systems GmbH 2024).	66
Abbildung 8: Konservierung nach der Probenentnahme im Gelände (LANUV NRW 2025b).	67
Abbildung. 9: Beispiel des diversen Flaschenumfangs für die Probennahme (LANUV NRW 2025b).	67
Abbildung 10: Geräte für die Messung von pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt vor dem Abfüllen von Proben (LANUV NRW 2025a).	68

Literaturverzeichnis

Bernhard, A. (2010): The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. In: Nature Education. Department of Biology, Connecticut College. <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-nitrogen-cycle-processes-players-and-human-15644632/> [21.02,2025]

Bourg, A. C. M.; Loch, J. P. G. (1995): Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions. In: Wim Salomons, William M. Stigliani (Hg.): Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Berlin, Heidelberg: 87–102.

Caissie, D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. In: Freshwater Biology 51 (8): 1389–1406.

Eshleman, K. N.; Hemond, H. F. (1985): The Role of Organic Acids in the Acid-Base Status of Surface Waters at Bickford Watershed, Massachusetts. In: Water Resources Research 21 (10): 1503–1510.

FGG Weser (2022): Ausgewählte Ergebnisse 2020. Gesamtstickstoff, Ammonium, Gesamtphosphor, Orthophosphat, Wassertemperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit. <https://www.fgg-weser.de/weser-datenbank/ausgewaehlte-aktuelle-ergebnisse>. [21.02.2025].

LANUV NRW (2025a): Oberflächengewässer. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. <https://www.lanuv.nrw.de/themen/themenuebergreifende-aufgaben/probenahme-von-wasser-und-feststoffen/probenahme-von-wasser/oberflaechenwasser>. [23.02.2025].

LANUV NRW (2025b): Probenahme von Wasser. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. [https://www.lanuv.nrw.de/themen/themenuebergreifende-aufgaben/probenahme-von-wasser#:~:text=Die%20Seite%20beschreibt%20die%20Anl%C3%A4sse%20zur%20Probenahme%20von,im%20Rahmen%20von%20Routine-%20und%20Sondermessprogrammen%20realisiert%20werden](https://www.lanuv.nrw.de/themen/themenuebergreifende-aufgaben/probenahme-von-wasser-und-feststoffen/probenahme-von-wasser#:~:text=Die%20Seite%20beschreibt%20die%20Anl%C3%A4sse%20zur%20Probenahme%20von,im%20Rahmen%20von%20Routine-%20und%20Sondermessprogrammen%20realisiert%20werden). [27.02.2025].

LAWA (1990): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Available online at https://www.lawa.de/documents/gewaesserguetekarte_der_brd_1991_text_b36_copy_1552305807.pdf.

LAWA (Hg.)(1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - chemische Gewässergüteklassifikation. 1. Aufl. Berlin.

Madden, N.; Lewis, A.; Davis, M. (2013): Thermal effluent from the power sector: an analysis of once-through cooling system impacts on surface water temperature. In: *Environ. Res. Lett.* 8 (3): 35006.

Maniak, Ulrich (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 7. Aufl. Berlin: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-49087-7_11#Sec17 [26.02.2025].

Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2024): Grundprogramm des NLWKN. https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/wasser/grundwasser/grundwasserbericht_niedersachsen/grundwasserbeschaffenheit/guteparameter/grundprogramm_des_nlwkn/.

NLWKN (2021): Oberirdische Gewässer. Parameterblatt pH-Wert. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Norden.

Rasmussen, J. J.; Baattrup-Pedersen, A.; Riis, T.; Friberg, N. (2011): Stream ecosystem properties and processes along a temperature gradient. In: *Aquat Ecol* 45 (2): 231–242.

Schneider, P.; Nietzel, P. L.; Schaffrath, M.; Schulmprecht, H. (2002): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2244.pdf>. [25.02.2025]

Wisotzky, F.; Cremer, N.; Lenk, S. (2018): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Berlin, Heidelberg

3.5 Bewertung des Sediments und Schwebstoffqualität (Nicolas)

Autor: Nicolas Wawrzyniak

3.5.1 Sediment als Umweltfaktor

Sedimente sind Lockergesteine, die als Zwischenprodukte im exogenen Teil des geologischen Stoffkreislaufs, durch Erosion und spätere Sedimentation entstehen. Sie bilden die oberste Schicht der Lithosphäre und den Übergang zum Boden (Hilberg 2022: 107). Sedimente werden in drei Gruppen unterteilt: Chemische Sedimente (Mineralausfällung durch hydrochemische Ungleichgewichte), Biogene Sedimente (aus abgelagerten Organismenreste) und Klastische Sedimente (über Erosion vom Festgesteinen abgelöst und anschließend, bspw. Durch Wasser transportiert) (Hilberg 2022: 107). Sie bilden die Brücke zwischen Biosphäre und Lithosphäre. Hier kann Stoffaustausch und -umwandlung zwischen langfristigen, endogenen und kurzfristigen, exogenen Kreisläufen stattfinden. Vor allem klastische Sedimente können aufgrund ihrer hohen Mobilität anthropogene Einflüsse verbreiten (Hilberg 2022: 107). Anthropogene, schwer lösliche Schadstoffe werden an das Sediment adsorbiert, transportiert, abgelagert und angereichert (Hilberg 2022: 111). Aufgrund dieser Anreicherung hydrophober Schadstoffe ist es wichtig, die Belastung von Fließgewässern unter Berücksichtigung des klastischen Sediments zu bewerten (vgl. Hilberg 2022: 111). Abbildung 1 verdeutlicht diesen Zusammenhang kurz.

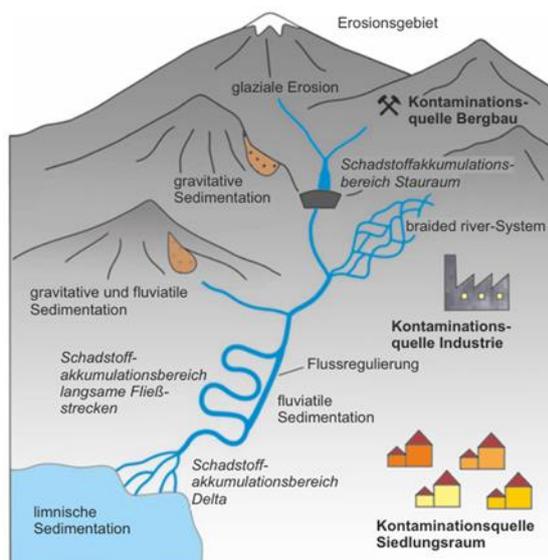
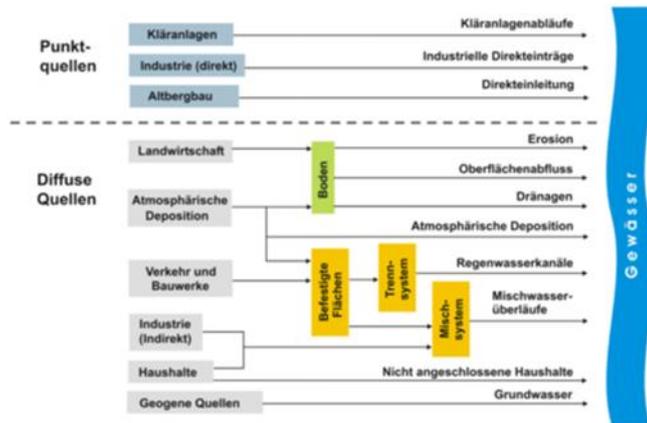


Abbildung 1: Anthropogene Kontaminationsquellen und Ablagerungs- sowie Erosionsgebiete – Der Einfluss auf das Sediment von Fließgewässern (Hilberg 2022: 109).

3.5.2 Bindung und Transport von Stoffen – Hydrochemie und Hydrophysik

Um eine Sedimentbewertung vornehmen zu können sollen hier zuerst einige Grundlagen zur Bindung im Sediment und zur Transportmechanik besprochen werden. Verschiedene Stoffe werden über in Abbildung 2 gezeigte Wege in die Gewässer eingeleitet (Karlsruher Institut für Technologie o.J.).



Schematische Darstellung der in MoRE berücksichtigten Pfade für die Modellierung von Stoffeinträgen

Abbildung 2: Mögliche Eintragungspfade von Stoffen in Gewässer (Karlsruher Institut für Technologie o.J.).

Manche der Stoffe gelangen in das Sediment über den Prozess der Adsorption (Hilberg 2022: 111). Adsorption beschreibt die Anlagerung gelöster Stoffe an eine feste Oberfläche und bildet damit einen wichtigen Transfermechanismus zwischen der festen und der flüssigen Phase in wässrigen Systemen (Worch 2023: 229). Das Flusssediment bildet den festen Sorbent (= Aufnahme der Stoffe) und das Oberflächenwasser die flüssige Phase (Worch 2023: 229, 230 – Tabelle 12.1).

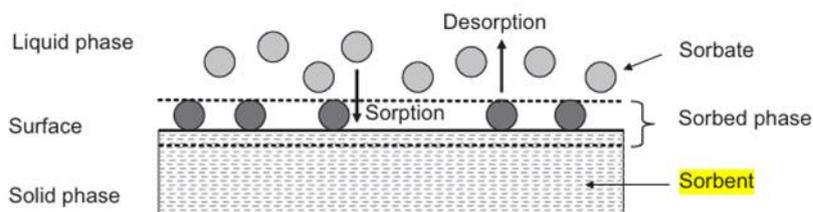


Abbildung 3: Ablauf einer Sorption (Worch 2023: 229, verändert nach Worch 2023: 237).

Bei den meisten anorganischen Sorbenten (Bspw. Tonminerale) spielt die Oberflächenladung eine wichtige Rolle im Sorptionsprozess (Worch 2023: 237).

Es gibt zwei Arten von Oberflächenladung, eine permanente, nicht vom pH-Wert abhängende Ladung und eine pH-variable Ladung. Permanent negative Oberflächenladung kommt in Schichtsilicaten vor und entstehen durch isomorphen Ersatz: Tetraederpositionen im Silikat sind gelegentlich anstatt mit Si^{4+} durch Al^{3+} besetzt, was bei gleichbleibender Anzahl und Anordnung der Sauerstoffatome einen negativen Ladungsüberschuss innerhalb des Kristallgitters entstehen lässt (Amelung et al. 2018: 170). Die negativen Ladungen werden durch positiv geladene Ionen aus der wässrigen Lösung ausgeglichen (Worch 2023: 237). Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 3 verdeutlicht. Oxidische Materialien weisen variable Ladungen auf (Worch 2023: 237). Die variable Oberflächenladung entsteht durch an der Oberfläche von Mineralen vorkommende OH-Gruppen, an welchen Protonen aufgenommen oder abgegeben werden. Ist der pH-Wert niedriger, so werden Protonen adsorbiert und die Oberflächenladung wird positiver, bei höheren pH-Werten wird sie negativer. Auch die Ionenstärke spielt eine Rolle bei der Ladung der Oberfläche. Daher wird diese Ladung variabel genannt (Amelung et al. 2018: 170, 171).

Nach der Adsorption von Stoffen an das Sediment erfolgt der Transport (Hilberg 2022: 111). Insgesamt wird in folgende Frachtarten unterschieden: Die Suspensionsfracht (Material, das Schwebstoff transportiert wird), die Geröllfracht (am Grund über Rollen transportiertes Material) und die Lösungsfracht (im Wasser gelöste Stoffe) (Grotzinger & Jordan 2017: 515). Ab welchen Strömungsgeschwindigkeiten und Korngrößen Sedimentation und Erosion erfolgen zeigt Abbildung 4 aus Grotzinger & Jordan (2017: 517).

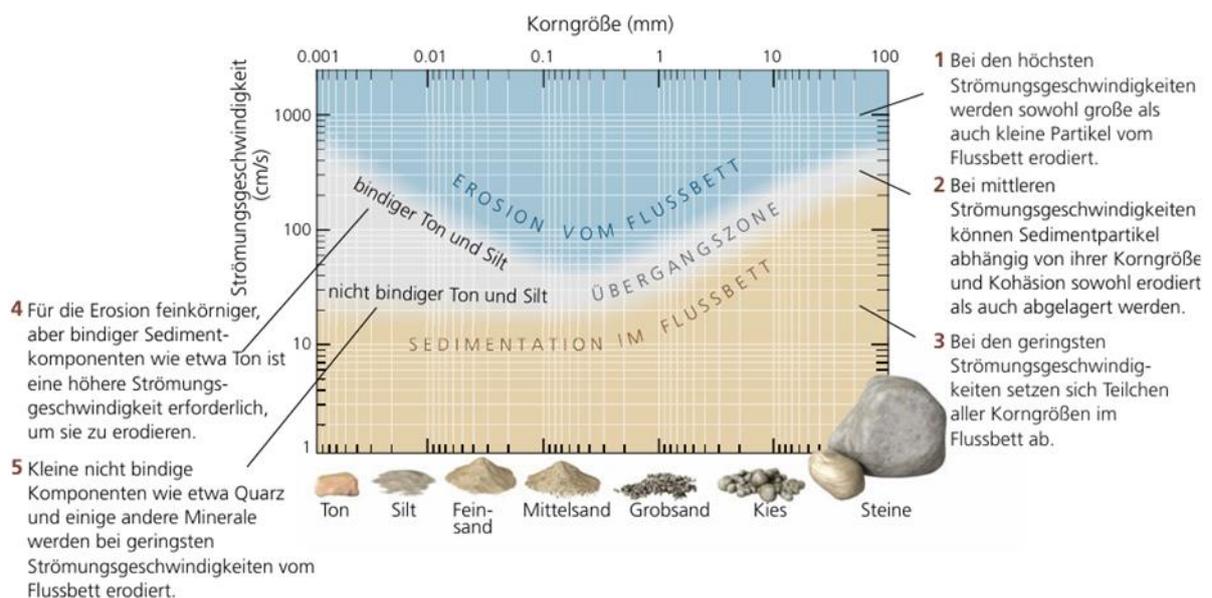


Abbildung 4: Korngröße und Fließgeschwindigkeit als Einfluss auf Sedimentation und Erosion von Sedimenten (Grotzinger & Jordan 2017: 517 nach: F. Hjulström (1956), modifiziert von A. Sundborg: *The River Klarälven*. – *Geografisk Annaler*).

Zuletzt erfolgt die Ablagerung (Hilberg 2022: 111). Nach Martin (2000: 55, 56) sollten in breiten Flussabschnitten mit geringeren Fließgeschwindigkeiten mehr Sedimentation stattfinden und Metalle angesammelt werden. Daher bieten sich in dieser Studie solche Standorte für eine Sedimentbewertung an.

3.5.3 Schwermetalle

Die Bewertung der Sedimentqualität soll sich in dieser Studie vor allem auf Schwermetalle beziehen. Abbildung 5 zeigt zusammenfassend die ablaufenden Prozesse zwischen verschiedenen Metallspezies und Schwebstoffen, bzw. Sedimenten. Die gezeigten Prozesse wurden bereits in Abschnitt 3.5.2 besprochen.

Der Begriff „Schwermetall“ wurde in der Vergangenheit sehr unterschiedlich definiert (vgl. Duffus 2001: 163, 164), oft aber als eine Bezeichnung für potenziell toxische Metalle und Semimetalle verwendet (Duffus 2001: 163). Im Folgenden wird für Schwermetalle die Definition -Dichte $> 5,0 \text{ g/cm}^3$ - verwendet (Gey 2023: 130). Wie bereits in Abschnitt 3.5.1 beschrieben werden schwer wasserlösliche Schadstoffe an das Sediment adsorbiert (Hilberg 2022: 111). Verbindungen mit Schwermetallen sind schwerer löslich als Nicht-Schwermetall Verbindungen, was Tabelle 1 über die Löslichkeit verschiedener anorganischer Verbindungen in Wasser bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$ zu entnehmen ist (nach Internetchemie ChemLin 2024).

Tabelle 1: Schwermetallverbindungen und normale Metallverbindungen und ihre Löslichkeiten im Vergleich (nach Internetchemie ChemLin 2024).

Schwermetall- verbindung	Löslichkeit	Keine Schwermetall- verbindung	Löslichkeit
Cadmiumcarbonat (CdCO_3)	0,00003932	Bariumcarbonat (BaCO_3)	0,001409
Cadmiumhydroxid ($\text{Cd}(\text{OH})_2$)	0,0002697	Bariumhydroxid ($\text{Ba}(\text{OH})_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$)	3,89
Blei(II)-Carbonat (PbCO_3)	0,00007269	Calciumcarbonat (CaCO_3) (Calcit)	0,0006170
Blei(II)-hydroxid ($\text{Pb}(\text{OH})_2$)	0,0001615	Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)	0,173

(Schulze 2001: 7). Nach Probennahme wird zunächst die Gesamtfraktion ($< 2000 \mu\text{m}$) durch Sieben gewonnen. Beträgt der Anteil der Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ 80% oder mehr muss nicht weiter ausgesiebt werden. Bei $> 50\text{-}80\%$ muss zur Analyse von Schwermetallen die $< 63 \mu\text{m}$ ausgesiebt werden (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2023: 8). Auch zu beachten ist, dass es europäische Vorgaben zur „Untersuchung von partikulärem Material“ gibt, weshalb es wichtig ist bestimmte Korngrößen vergleichbar zu gewinnen (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2023: 2 - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2023: Anlage 6, Fußnote 3 der OGeWV). Des Weiteren kann die Sedimentbeschaffenheit auf kleinen Abschnitten variabel sein, weshalb Kenntnisse über lokale diffuse und punktförmige Einleitungen eingeholt werden sollten (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 3).

3.5.4.2 Material und Probennahme

Zur Vorbereitung der Probennahme sollten folgende Dinge (nicht erschöpfend) bereitgestellt werden (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 4):

- Probennahmegeräte (1)
- Gereinigte Probenbehältnisse mit Verschluss (Menge nach Kenngröße)
- Material zur Kennzeichnung der Behältnisse (2)
- Probennahmeprotokoll (3)
- (Kühlakkus)
- Geräte für die Probenvorbehandlung
- Schutzmittel (Desinfektionsmittel, Einmalhandschuhe, Gummistiefel, Warnweste etc.)

(1) Um aktuelle Belastungen festzustellen, muss möglichst feinkörniges, oberflächennahes Sediment gesammelt werden, welches in strömungsberuhigten Bereichen gefunden werden kann (Bspw. unterhalb von Brückenpfeilern). Um repräsentative Sedimentproben für Gewässerabschnitte zu sammeln, werden in einem Raster Teilproben gesammelt, in einem Sammelbehälter zu einer Mischprobe gemischt und in das Probenbehältnis gegeben. In flachen Gewässern werden Schöpfbecher und Edelstahlöffel (Abbildung 6) zur Probennahme verwendet, in tieferen Gewässern wird ein Greifer benötigt (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 5) (Abbildung 7). Für die Bestimmung zeitlicher Entwicklungen werden Tiefenprofile mittels Saugbohrer (bis 1 Meter Tiefe) genommen (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 6).

(2) Die Probenbehälter werden mit Probennummer, Probenahmestelle, Angabe zum Umfang von Kenngrößengruppen, Datum und Uhrzeit gekennzeichnet (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 5).

(3) Vor allem für die spätere Auswertung ist die Führung eines Probenahmeprotokolls hilfreich (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 8).

Weitere Informationen, bspw. zur Beprobung von Schwebstoffen, sowie ein Muster eines Probenahmeprotokolls sind dem AQS-Merkblatt P-8/4 von 2002 zu entnehmen (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002). Informationen zur Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen können dem AQS – Merkblatt P-15 von 2023 entnommen werden (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2023).



Abbildung 6: Schöpfkelle zur Sedimentprobenahme (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2012, aktualisiert 2021, veränderte Darstellung).

Abbildung 7: Greifer zur Sedimentprobenahme (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2012, aktualisiert 2021, veränderte Darstellung).

3.5.5 Zielvorgaben LAWA

Der Hintergrundwert bezeichnet Stoffkonzentrationen, welche den natürlichen Zustand (Schulze 2001: 7), welcher zustande kommt durch die Verwitterung und Auswaschung von Schwermetallen aus Gesteinen in Fließgewässer (die sogenannte Geogene Belastung) darstellt (Müller 1979/1981, zitiert in Schulze 2001: 9). Dieser Wert sollte frei von anthropogenen Beeinflussungen, wie beispielsweise Einträgen aus der Luft, aus Abwasserleitungen und aus

bestehenden oder stillgelegten Bergbauten sein. Schwermetallbelastungen in Schwebstoffen variieren je nach Tonmineralgehalt und organischer Substanz, sollten aber mit Gehalten im Sediment (Fraktion < 20 µm) vergleichbar sein (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8). Tabelle 2 zeigt die Hintergrundbelastung für ausgewählte Schwermetalle.

Tabelle 2: In feinkörnigen Sedimenten (< 20 µm) zu erwartende Hintergrundwerte für verschiedene Schwermetalle, sowie der jeweilige geschätzte Schwankungsbereich in mg/kg (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8, Daten aus Turekian & Wedepohl 1961; Müller 1979; Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheinzugsgebiet o. J.; Händler 1987; Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe 1988; Wachs 1991; Gemeinsames Bund/Länder-Messprogramm für die Nordsee 1984).

Metall	Hintergrundwert	Geschätzter Schwankungsbereich
Blei	25	12,5-50
Cadmium	0,3	0,15-0,6
Chrom	80	40-160
Kupfer	20	10-40
Nickel	30	10-60
Quecksilber	0,2	0,1-0,4
Zink	100	50-200

Schwermetalle können essenziell für manche Wasserorganismen sein, bei erhöhten Konzentrationen jedoch schädlich werden (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 10). Für die Ableitung der Zielvorgaben werden Wirkungsdaten der Vertreter der vier zentralen Trophiestufen (Bakterien – Algen – Krebse – Fische) genutzt (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 10 nach Schudoma 1994). Zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften wurden Zielvorgaben festgelegt, welche die doppelte Menge des oberen Hintergrundwertes betragen (vgl. Tabelle 3) (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 10, 11).

Tabelle 3: Zielvorgaben in µg/l und mg/kg für verschiedene Schwermetalle bezüglich verschiedener Schutzgüter (Oberflächengewässer) (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 12, nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993 und Schudoma 1994).

	Schwebstoff		Wasser		
	Aquatische ¹⁾ Lebensgemeinschaften	Boden Schwebstoffe/ Sedimente ³⁾	Berufs- und Sportfischerei ²⁾	Bewässerungswasser	Trinkwasserversorgung
	mg/kg (TS)	mg/kg (TS)	µg/l	µg/l	µg/l
Blei	100	100	5,0	50	50
Cadmium	1,2	1,5	1,0	5	1
Chrom	320	100	nr	50	50
Kupfer	80	60	nr	50	20
Nickel	120	50	nr	50	50
Quecksilber	0,8	1	0,1	1	0,5
Zink	400	200	nr	1.000	500

Die folgenden Bewertungsverfahren für die Schwermetallbelastung in Sedimenten stützen sich teilweise auf diese Zielvorgaben (vgl. Martin 2000; Schulze 2001).

3.5.6 Der chemische Sedimentqualitätsindex (SQI) nach Hellmann 1993

Die Proben zu analysieren, reicht heute oft nicht aus. Es sollten auch die Bedeutung der Zahlen bestimmt und eine mögliche Bewertung durchgeführt werden (Hellmann 1993: 327). Zur Bewertung der Belastung von Sedimenten hat Hellmann (1993: 327) den Sedimentqualitätsindex entwickelt. Als Schutzziel wird „der für die menschliche Ernährung geeignete Boden“ herangezogen, da Sedimente gelegentlich auch an Land verwendet werden. Der Bodengrenzwert als Ziel-Kriterium wird neben dem Tonstandard zur Bewertung von Sedimenten genutzt (Hellmann 1993: 328). Tabelle 4 listet beide für verschiedene Schwermetalle auf.

Tabelle 4: Tonstandard und Bodengrenzwert nach Klärschlammverordnung [mg/kg] (Hellmann 1993: 328, nach Lindner 1991).

Element	Tonstandard (T)	Bodengrenzwert (B)	Toleranzfaktor (T _F)
Blei	20	100	5,0
Cadmium	0,3	1,5	5,0
Chrom	90	100	1,1
Kupfer	45	60	1,3
Nickel	68 (30)	50	0,7 (1,7)
Quecksilber	0,4	1,0	2,5
Zink	95	200	2,1
Arsen	9	20	2,2

Toleranzfaktor (T_F)

Im nächsten Schritt wird den einzelnen Elementen jeweils eine von fünf Wertstufen zugewiesen (Hellmann 1993: 328, 329, nach Bewertungsverfahren in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung - BfG 1992) (Tabelle 5). Dazu werden Tonsteinstandard (= Wertstufe 5) und Bodengrenzwert (= Wertstufe 3) in ein kartesisches Koordinatensystem eingetragen (Hellmann 1993: 328 nach Bewertungsverfahren in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung - BfG 1992; 329 - Abb. 2.), und durch eine Kurve ergänzt (Vgl. Hellmann 1993 – Abb. 2). Der Verlauf dieser Kurve kann entweder dem Prinzip Verdopplung der Konzentration = niedrigere Wertstufe (Hellmann 1993: 328 nach Rocker

1993) oder einer Exponentialfunktion ($y = y_0 * e^{-a*x}$) folgen (Hellmann 1993: 328, 329) (vgl. Abb. 8).

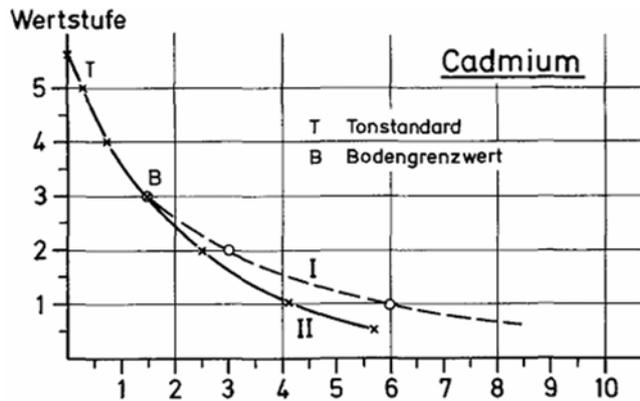


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen Wertstufen und Sedimentbelastung durch Cadmium (Hellmann 1993: 329, veränderte Darstellung, mit Informationen aus Rocker 1993 (Kurve I)).

Aus diesen Kurven lassen sich nun die Wertstufen (Tabelle 5) für jedes Schwermetall ablesen (vgl. Hellmann 1993: 329 – Abb. 2).

Tabelle 5: Wertstufen nach Bewertungsverfahren in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung - BfG 1992 (zitiert in Hellmann 1993: 328)

Spanne	Stufe	Wert	chemische Bewertung
≤1 1,7	1	sehr gering	sehr stark belastet
1,8 2,7	2	gering	stark belastet
2,8 3,7	3	mittel	mäßig belastet
3,8 4,4	4	hoch	schwach belastet
>4,5	5	sehr hoch	unbelastet

Nach Ermittlung der Wertstufe aus den gebildeten Kurven müssen diese, je nach Schwermetall gewichtet werden (Hellmann 1993: 329, 330 – Tabelle 3, nach Bach 1980) – Formel 1. Die Wichtung ist Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: Wichtung der Wertstufe (Tab. 5) nach Schwermetall/Arsen (Hellmann 1993: 330, nach Bach 1980, veränderte Darstellung)

	B
Blei	0,08
Cadmium	0,25
Chrom	0,06
Kupfer	0,13
Nickel	0,08
Quecksilber	0,25
Zink	0,10
Arsen	0,05
Σ	1,0

Abschließend werden die einzelnen Werte für jedes der ermittelten Schwermetalle multipliziert, um den Gesamt-Sedimentqualitätsindex zu errechnen (vgl. Hellmann 1993: 330 – Tabelle 3).

Formel 1: Berechnung des SQI: Jede ermittelte Wertstufe für jedes Schwermetall (A) wird gewichtet (B). Durch Multiplikation aller partiellen Indizes wird der gesamte Sedimentqualitätsindex ermittelt (Hellmann 1993: 330 – Tabelle 3, nach Bach 1980, veränderte Darstellung).

$$SQI = A^B (\text{Blei}) \cdot A^B (\text{Cadmium}) \dots$$

$$\text{Es gilt: } \sum_1^n \text{Wichtung (Zahl 0 - 1,0)} = 1,0$$

In analoger Form kann dieses Schema auch für Schwebstoffe angewendet werden (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“; LAWA-Arbeitskreis „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“ 1998b: 11).

3.5.7 Der Geoakkumulations-Index – Schwermetallbelastung

Der Geoakkumulationsindex (Igeo) wird verwendet, um die aktuelle Belastung von aquatischen Sedimenten mit Schwermetallen mit dem Vorzivilisationszeitlichen Hintergrundwert zu vergleichen (Förstner & Müller 1981: 426 nach Müller 1979).

Um den Igeo zu berechnen, benötigt man den geochemischen Hintergrund (Bn) im Studiengebiet (Förstner & Müller 1981: 426 nach Müller 1979). Dieser kann beispielsweise durch die Entnahme von mehreren Proben aus größerer Tiefe (bspw. 50 – 100 Zentimeter) und anschließender Untersuchung auf verschiedene Schwermetalle im Labor ermittelt werden (Martin 2000: 57). Zur Einbeziehung natürlicher Schwankungen und geringer anthropogener

Belastungen wird dieser Wert mit 1,5 multipliziert (Müller 1979, zitiert in Schulze 2001: 9). Tabelle 2 zeigt typische Hintergrundwerte für ausgewählte Schwermetalle.

Des Weiteren wird die Konzentration von Element n in der pelitischen Fraktion (< 2 µm) (C_n) gemessen (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426). Vor allem an Standorten mit breiteren Flussabschnitten und geringeren Fließgeschwindigkeiten kommt es potenziell zu Sedimentation und Metalle werden angesammelt (Martin 2000: 55, 56).

Aus diesen Werten ergibt sich folgende Formel zur Berechnung des Geoakkumulations-Index:

Formel 2: Berechnung des Geoakkumulations-Index (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426).

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 \cdot B_n}$$

Daraus ergeben sich insgesamt 7 Klassen des Igeo von 0 bis 6. Diese sind in Abb. 9 zusammengefasst. Jede höhere Klasse beschreibt eine Verdopplung der Konzentration der vorherigen Klasse (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426).

index of geoaccumulation, I _{geo}	I _{geo} -class	designation of sediment quality
> 5	6	extremely contaminated
4 – 5	5	strongly/extremely contaminated
3 – 4	4	strongly contaminated
2 – 3	3	moderately/strongly contaminated
1 – 2	2	moderately contaminated
0 – 1	1	un-contaminated/ moderately contaminated
< 0 – 0	0	un-contaminated

Abbildung 9: Klassen des Geoakkumulations-Index und Sedimentqualität (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426).

In der Beispielstudie von Schulze (2001: 10) wurden typische Konzentrationen einiger Metalle für verschiedene Klassen des Igeo zusammengefasst. Dies ist in Tabelle 7 visualisiert.

Tabelle 7: Klassen des I_{geo} nach verschiedenen Metallkonzentrationen [mg/kg] bezogen auf die natürlichen Gehalte in der < 20 µm-Fraktion (Schulze 2001: 10, bezogen auf Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8 [Weitere Quellenangaben siehe Tabelle 2, 3])

I_{geo}-Klassen von 7 Schwermetallen und Arsen bezogen auf natürliche Metall- und Arsengehalte der <20 µm-Fraktion

I _{geo}	Stoffbezogene chemische Güteklasse						
	0	1	2	3	4	5	6
	< 0-0	> 0-1	> 1-2	> 2-3	> 3-4	> 4-5	> 5-6
Anreicherung gegenüber geogenem Hintergrund	1,5-fach	>1,5 - 3-fach	>3 - 6-fach	>6 - 12-fach	>12 - 24-fach	>24 - 48-fach	>48-fach
Belastungsgrad	Praktisch unbelastet	Unbelastet bis mäßig belastet	Mäßig belastet	Mäßig bis stark belastet	Stark belastet	Stark bis übermäßig belastet	Übermäßig belastet
Blei	≤ 37,5	≤ 75	≤ 150	≤ 300	≤ 600	≤ 1200	> 1200
Cadmium	≤ 0,45	≤ 0,9	≤ 1,8	≤ 3,6	≤ 7,2	≤ 14,4	> 14,4
Chrom	≤ 120	≤ 240	≤ 480	≤ 960	≤ 1920	≤ 3840	> 3840
Kupfer	≤ 30	≤ 60	≤ 120	≤ 240	≤ 480	≤ 960	> 960
Nickel	≤ 45	≤ 90	≤ 180	≤ 360	≤ 720	≤ 1440	> 1440
Quecksilber	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	≤ 9,6	> 9,6
Zink	≤ 150	≤ 300	≤ 600	≤ 1200	≤ 2400	≤ 3200	> 3200

Konzentrationsangaben in mg/kg

3.5.8 Chemische Gewässergüteklassifikation für Schwebstoffe [LAWA-Güteklassifikation]

Eine Möglichkeit der Schwebstoffbewertung bietet die Chemische Gewässergüteklassifikation (vgl. Irmer et al. 1997: 69). Sie nutzt Zielvorgaben (vgl. Tabelle 3) als Grundlage für die Bewertung der Schadstoffbelastung (Rocker 1993 zitiert in Irmer et al. 1997: 66, Schulze 2001: 9, Tabelle 5.3). Durch Multiplikation der Zielvorgaben (vgl. Tabelle 3) mit dem Faktor 2 ab Stufe zwei ergibt sich ein siebenstufiges System (Irmer et al. 1997: 66, 67 nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993). Stufe II entspricht der Zielvorgabe für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“, Güteklasse I dem Zustand ohne anthropogene Einflüsse (Irmer et al. 1997: 66 nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993; vgl. Schulze 2001: 9, Tabelle 5.3). Die Klassen sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Klasse und Bewertung der Belastung in Oberflächengewässern (eigene Tabelle nach Irmer et al. 1997: 66, 67 (nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993); Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 12 (nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993 und Schudoma 1994) und Schulze 2001: 9, Tabelle 5.3).

Klasse	Belastung	Verhältnis zur Zielvorgabe
I	Anthropogen unbelastet	= Hintergrundbelastung (vgl. Tabelle 2)
I-II	Sehr geringe Belastung	½ x Zielvorgabe
II	Mäßige Belastung	= Zielvorgabe
II-III	Deutliche Belastung	2 x Zielvorgabe
III	Erhöhte Belastung	4 x Zielvorgabe
III-IV	Hohe Belastung	8 x Zielvorgabe
IV	Sehr hohe Belastung	> 8 x Zielvorgabe

Nachdem gemessen wurde können die Schwermetalle nach Tabelle 9 bewertet werden (Irmer et al. 1997: 69, Tab. 4).

Tabelle 9: Chemische Güteklassen für verschiedene Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff [mg/kg] (Irmer et al. 1997: 69).

Symbol	Güte- klasse	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Queck- silber	Zink
	I	≤ 25	≤ 0.3	≤ 80	≤ 20	≤ 30	≤ 0.2	≤ 100
	I-II	≤ 50	≤ 0.6	≤ 160	≤ 40	≤ 60	≤ 0.4	≤ 200
leerer Kreis	II	≤ 100	≤ 1.2	≤ 320	≤ 80	≤ 120	≤ 0.8	≤ 400
Viertelkreis	II-III	≤ 200	≤ 2.4	≤ 640	≤ 160	≤ 240	≤ 1.6	≤ 800
Halbkreis	III	≤ 400	≤ 4.8	≤ 1280	≤ 320	≤ 480	≤ 3.2	≤ 1600
Dreiviertelkreis	III-IV	≤ 800	≤ 9.6	≤ 2560	≤ 640	≤ 960	≤ 6.4	≤ 3200
Vollkreis	IV	> 800	> 9.6	> 2560	> 640	> 960	> 6.4	> 3200

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anthropogene Kontaminationsquellen und Ablagerungs- sowie Erosionsgebiete – Der Einfluss auf das Sediment von Fließgewässern (Hilberg 2022: 109).	72
Abbildung 2: Mögliche Eintragspfade von Stoffen in Gewässer (Karlsruher Institut für Technologie o.J.).	73
Abbildung 3: Ablauf einer Sorption (Worch 2023: 229, verändert nach Worch 2023: 237).	73
Abbildung 4: Korngröße und Fließgeschwindigkeit als Einfluss auf Sedimentation und Erosion von Sedimenten (Grotzinger & Jordan 2017: 517 nach: F. Hjulström (1956), modifiziert von A. Sundborg: The River Klarälven. – Geografisk Annaler)	74
Abbildung 5: Prozesse zwischen verschiedenen Metallspezies und Schwebstoffen, bzw. Sedimenten in Oberflächengewässern (Salomons & Förstner 1984: 43) (Bildunterschrift angepasst nach Grotzinger & Jordan 2017: 515).	76
Abbildung 6: Schöpfkelle zur Sedimentprobenahme (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2012, aktualisiert 2021, veränderte Darstellung).	78
Abbildung 7: Greifer zur Sedimentprobenahme (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2012, aktualisiert 2021, veränderte Darstellung).	78
Abbildung 8: Zusammenhang zwischen Wertstufen und Sedimentbelastung durch Cadmium (Hellmann 1993: 329, veränderte Darstellung, mit Informationen aus Rocker 1993 (Kurve I)).	81
Abbildung 9: Klassen des Geoakkumulations-Index und Sedimentqualität (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426).	83

Formelverzeichnis

- Formel 1: Berechnung des SQI: Jede ermittelte Wertstufe für jedes Schwermetall (A) wird gewichtet (B). Durch Multiplikation aller partiellen Indizes wird der gesamte Sedimentqualitätsindex ermittelt (Hellmann 1993: 330 – Tabelle 3, nach Bach 1980, veränderte Darstellung). 82
- Formel 2: Berechnung des Geoakkumulations-Index (Müller 1979, zitiert in Förstner & Müller 1981: 426). 83

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schwermetallverbindungen und normale Metallverbindungen und ihre Löslichkeiten im Vergleich (nach Internetchemie ChemLin 2024).	75
Tabelle 2: In feinkörnigen Sedimenten (< 20 µm) zu erwartende Hintergrundwerte für verschiedene Schwermetalle, sowie der jeweilige geschätzte Schwankungsbereich in mg/kg (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8, Daten aus Turekian & Wedepohl 1961; Müller 1979; Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheinzugsgebiet o. J.; Händler 1987; Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe 1988; Wachs 1991; Gemeinsames Bund/Länder-Messprogramm für die Nordsee 1984).	79
Tabelle 3: Zielvorgaben in µg/l und mg/kg für verschiedene Schwermetalle bezüglich verschiedener Schutzgüter (Oberflächengewässer) (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 12, nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993 und Schudoma 1994).	79
Tabelle 4: Tonstandard und Bodengrenzwert nach Klärschlammverordnung [mg/kg] (Hellmann 1993: 328, nach Lindner 1991).	80
Tabelle 5: Wertstufen nach Bewertungsverfahren in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung - BfG 1992 (zitiert in Hellmann 1993: 328)	81
Tabelle 6: Wichtung der Wertstufe (Tab. #) nach Schwermetall/Arsen (Hellmann 1993: 330, nach Bach 1980, veränderte Darstellung)	82
Tabelle 7: Klassen des Igeo nach verschiedenen Metallkonzentrationen [mg/kg] bezogen auf die natürlichen Gehalte in der < 20 µm-Fraktion (Schulze 2001: 10, bezogen auf Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8 [Weitere Quellenangaben siehe Tabelle #])	84
Tabelle 8: Klasse und Bewertung der Belastung in Oberflächengewässern (eigene Tabelle nach Irmer et al. 1997: 66, 67 (nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993); Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 12 (nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1993 und Schudoma 1994) und Schulze 2001: 9, Tabelle 5.3).	85

Tabelle 9: Chemische Güteklassen für verschiedene 85
Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff [mg/kg] (Irmer et al. 1997: 69).

Literaturverzeichnis

Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 17. überarbeitete und ergänzte Aufl., Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-55871-3>

Duffus, J.H. (2001): "Heavy Metals"—A Meaningless Term. In: Chemistry International -- Newsmagazine for IUPAC 23 (6): 163-167. DOI: <https://doi.org/10.1515/ci.2001.23.6.163>

Förstner, U.; Müller, G. (1981): Concentrations of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in River Sediments: Geochemical Background, Man's Influence and Environmental Impact. In: GeoJournal 5 (5): 417-432. Stable-URL: <https://www.jstor.org/stable/41142608>

Gey, M. H. (2023): Toxikologie – querbeet. Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-67650-9>

Grotzinger, J.; Jordan, T. (2017): Press/Siever Allgemeine Geologie. 7. Aufl., Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-48342-8>

Hellmann, H. (1993): Der chemische Sediment-Qualitätsindex - Vorschlag zu einer vorläufigen Bewertung der Schwermetalle. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung/UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (6): 327-335. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02937982>

Hilberg, S. (2022): Umweltgeologie. Eine Einführung in Grundlagen und Praxis. 2. Aufl., Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-65365-4>

Internetchemie ChemLin (Hg.) (2024): Löslichkeit chemischer Verbindungen. Daten und Werte der Löslichkeiten verschiedener anorganischer Verbindungen in Wasser. <https://www.internetchemie.info/chemie-lexikon/daten/l/loeslichkeitsprodukte.php> [08.01.2025].

Irmer, U.; Rocker, W.; Blondzik, K. (1997): Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung. In: Acta hydrochimica et hydrobiologica 25 (2): 62-70. DOI: <https://doi.org/10.1002/ahch.19970250203>

Karlsruher Institut für Technologie (Hg.) (o.J.): MoRE (Modeling of Regionalized Emissions). <https://www.iwu.kit.edu/wg/MoRE.php> [08.01.2024], Bild URL: https://www.iwu.kit.edu/wg/img/content/Schematische%20Dar_more.png

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (1998a): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. (Bericht) Berlin (= Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer 2) ISBN: 3889612164 [Graue Literatur + Schriftenreihe]

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“; LAWA-Arbeitskreis „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“ (Hg.) (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. (Konzept) Berlin (= Konzepte und Strategien Oberirdische Gewässer 17). https://www.lawa.de/documents/beurteilung_der_wasserbeschaffenheit_von_fliessgewaessern_in_der_brd_1552305559.pdf [09.01.2025]. ISBN: 3-88961-224-5 [Graue Literatur, Schriftenreihe, Webseite]. Weitere Informationen hier: https://www.wasserblick.net/servlet/is/211146/#Kapitel_2.1

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (2002): AQS - Merkblatt P-8/4 zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten. (Merkblatt) Berlin (=AQS-Merkblätter P-8/4). https://www.lawa.de/documents/p-08-4_probenahme-schwebstoff-sedimente_weissdruck_2020-05_2_1568279102.pdf [09.01.2025]. [Graue Literatur, Schriftenreihe, Webseite]. Weitere Informationen hier: https://www.lawa.de/documents/uebersicht-der-gueltigen-aqs-merkblaetter-stand-nov-2024_2_3_4_1732174815.pdf

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (2023): AQS - Merkblatt P-15 zu den Rahmenempfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Schwebstoff- und Sedimentuntersuchung. (Merkblatt) Berlin (=AQS-Merkblätter P-15). https://www.lawa.de/documents/p15-schwebstoff-und-sediment_1675931927.pdf [09.01.2025]. [Graue Literatur, Schriftenreihe, Webseite]. Weitere Informationen hier: https://www.lawa.de/documents/uebersicht-der-gueltigen-aqs-merkblaetter-stand-nov-2024_2_3_4_1732174815.pdf

Martin, C. W. (2000): Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. In: Catena 39 (1): 53-68. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00080-6](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00080-6)

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hg.) (2012, aktualisiert 2021): Untersuchungen von Sedimenten. Eine allgemeine Einführung. https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/flusse_bache_seen/sedimente/untersuchungen-von-sedimenten-104826.html [09.01.2025].

Schulze, M.; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (Hg.) (2001): Schwermetalle im Sediment der niedersächsischen Elbe und ihrer Nebenflüsse oberhalb Hamburgs. Lüneburg (= NLWK-Schriftenreihe 1). URL: https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/70022/Band_1_Schwermetalle_im_Sediment_der_Niedersaechsischen_Elbe_und_ihrer_Nebenfluesse_oberhalb_Hamburgs.pdf

Salomons, W.; Förstner, U. (1984): Metals in the Hydrocycle. With 149 Figures. Berlin. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-69325-0_3

Worch, E. (2023): Hydrochemistry. Basic Concepts and Exercises. 2., überarbeitete u. erweiterte Aufl., o.O.. DOI: <https://doi.org/10.1515/9783110758788>

3.6 Gewässergüte Bestimmung mithilfe des Makrozoobenthos

Autorin: Sophia Dorgathen

Makrozoobenthos umfasst mit dem Auge erkennbare, wirbellose Fauna, die sich in der Gewässersohle von Fließgewässern ansiedeln. Die Organismen fungieren als Primärkonsumenten im Ökosystem Fließgewässer. Sie verarbeiten anfallendes organisches Material und fungieren als Nahrungsgrundlage für Sekundärkonsumenten.

Die Zusammensetzung des Artenbestandes des in einem Gewässer vorkommenden Makrozoobenthos gibt Auskunft über den Zustand eines Fließgewässers. Deshalb ist das Makrozoobenthos ein wichtiger Bioindikator und wird in der Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern herangezogen. Durch die Analyse verschiedener Stressoren, die die Artenzusammensetzung eines Fließgewässers beeinflussen, lassen sich sowohl die organische Belastung als auch strukturelle Defizite bewerten. Zur Bewertung wird im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) das computergestützte Verfahren PERLODES angewendet, das auf dem Bewertungsverfahren des Saprobien-Index basiert (Meier et al. 2006: 61-ff).

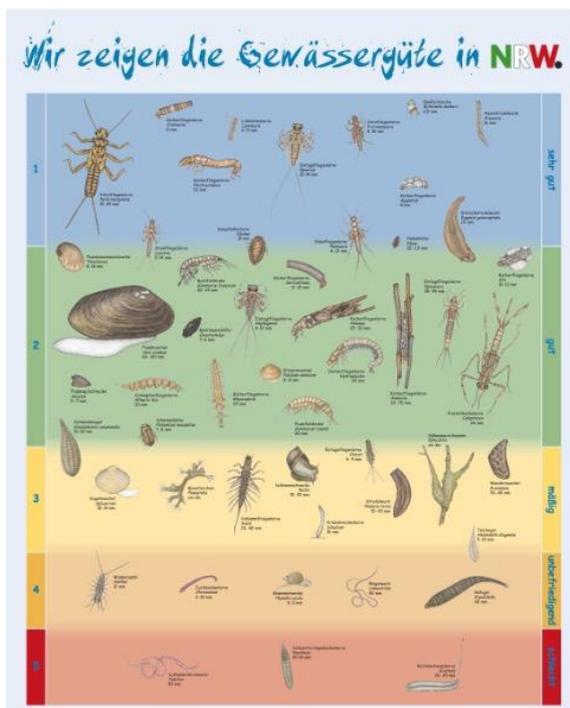


Abb. 1: Makrozoobenthos zur Bestimmung von Wasserqualität (Dömer 2018:16).

3.6.1 Vorbereitung der Probenahmen im Gelände

Die Vorbereitung der Probenahme basiert auf einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie, bei der dem Gewässer ein Typus zugeordnet wird. Die Probestelle

sollte dabei repräsentativ für einen längeren Gewässerabschnitt sein. Drei Aspekte sind dabei grundlegend zu beachten: die Morphologie und Habitatzusammensetzung, der Aufbau der Ufervegetation inklusive des Beschattungsgrades sowie die Anteile der Schnellen und Stillen. Außerdem ist zu beachten, dass Probenahmen im Tiefland und Mittelgebirge bevorzugt zwischen Februar und August möglich sind. Zeiträume mit starken hydrologischen Veränderungen sind für eine Probenahme ungeeignet.

Dazu zählen andauernde oder kürzlich aufgetretene Hochwasser und Trockenperioden sowie Zeitpunkte kurz nach Eingriffen, z. B. durch Unterhaltungsmaßnahmen (Meier et al. 2006: 5).

3.6.2 Habitat Kartierung

Um bei den Probenahmen im Freiland relevante Strukturen innerhalb des Untersuchungsabschnitts zu erfassen, wird zuerst eine Habitat Kartierung vollzogen.

Die Gewässerstruktur variiert oft erheblich auf kurzen Distanzen, sodass verschiedene Habitate unterschieden werden müssen.

Die Verteilung der Substrate und Strukturen werden dann anhand von Karten oder Skizzen dokumentiert. Aspekte der Habitat Kartierung umfassen die Identifikation von Substraten wie Kies, Sand, Schlamm, Wasserpflanzen und weiters. Die Strömungsbedingungen werden berücksichtigt. Die Bereiche der Probestelle werden in 5 % Stufen abgeschätzt. Nach der Kartierung der Habitate erfolgt die Festlegung der Teilproben. Ausgewählt werden Untersuchungsabschnitte proportional zur Verteilung der Habitate und diese werden in repräsentative Teilbereiche unterteilt.

Die prozentuale Verteilung der Habitate im Untersuchungsabschnitt wird bestimmt und die Anzahl der Proben pro Habitat wird entsprechend ihrem Anteil ausgewählt. (Meier et al. 200: .9-ff.).

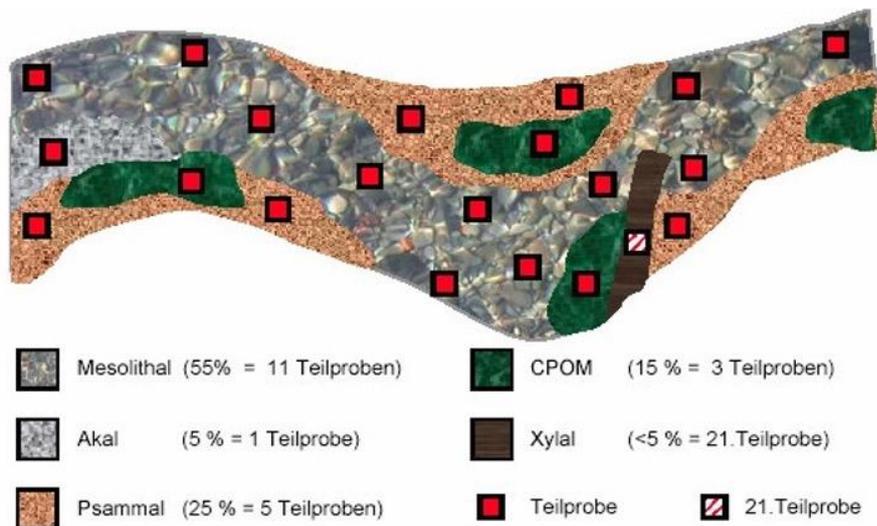


Abb. 2: Beispiel der Probennahme anhand der Abschätzung der Sohlsubstraten (Meier et al. 2006: 16).

3.6.3 Probennahme im Gelände

Die Beprobung hängt von der Begehrbarkeit des Gewässers an der ausgewählten Probestelle ab. Dabei wird zwischen durchwatbaren, teilweise durchwatbaren sowie nicht begehrbaren und/oder dauerhaft trüben Gewässern unterschieden. Auch seltene Habitate werden gesondert berücksichtigt.

Insgesamt werden 20 Proben entgegen der Fließrichtung entnommen, beginnend am unteren Ende der Probestelle. Falls ein seltenes Habitat kartiert wird, erfolgt dort zusätzlich eine 21. Probe.

Zur Probennahme wird der Kescher in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern senkrecht zum Boden geführt. Durch Kick-Sampling wird das Substrat aufgewirbelt, sodass es mit der Strömung in den Kescher gespült wird.

Organismen, die sich auf großen Steinen, Holz oder Wasserpflanzen befinden, werden manuell gesammelt.

Seltene Habitate werden anschließend mit der gleichen Methode untersucht.

Zusätzlich erfolgt eine Makrophytenbeprobung (Meier et al. 2006: 19-ff.).

3.6.4 Aufbereitung der Proben im Gelände

Die Benthosprobe kann im Gelände aufgearbeitet werden, um das Probenvolumen zu reduzieren. Dieser Schritt ist optional. Dabei werden stark getrübe Proben zunächst gesiebt und anschließend mithilfe der Schälmmethode von mineralischen Bestandteilen getrennt.

Zunächst werden grobe Materialien auf Organismen untersucht. Anschließend wird das Probenmaterial mit Wasser aufgewirbelt, sodass sich organische Bestandteile von den mineralischen trennen lassen. Dieser Vorgang wird so lange wiederholt, bis nur noch organisches Material übrigbleibt. Das verbleibende mineralische Substrat wird entsorgt. Danach wird das gleiche Verfahren für Makrophyten angewendet.

Für die weitere Probebehandlung gibt es zwei Möglichkeiten, die Proben können direkt im Gelände lebend sortiert werden. Alternativ werden sie gemäß den Vorgaben (Ort, Datum, Name) beschriftet und im Labor weiterbearbeitet. Dafür werden sie mit 98% Ethanol konserviert (Meier et al. 2006: 27-ff.).

3.6 5 Bestimmung der Organismen aus den Gewässerproben im Labor

Die verschiedenen identifizierten Arten dienen im weiteren Verlauf der Analyse als Indikator für die Bestimmung der Gewässergüte. Die korrekte Identifikation und Zählung der Organismen ist essenziell für eine zuverlässige ökologische Bewertung. Um Fehler zu vermeiden und eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wird ein standardisiertes Verfahren angewendet. Im Labor werden die Proben weiter aufgearbeitet: Überschüssiges Sediment wird entfernt, und falls erforderlich, werden Organismen zur besseren Sichtbarkeit gefärbt. Die Bestimmung erfolgt anhand einer Stichprobe von 50 zufällig ausgewählten Individuen. Der Anteil der restlichen gesammelten Organismen wird dokumentiert und entsprechend den Taxa zugeordnet. Die Identifikation der Organismen erfolgt anhand der in der Operationellen Taxaliste aufgeführten Bestimmungsliteratur und festgelegten Kriterien.

Zuerst werden die Organismen in Großgruppen vorsortiert (z.B: Insektenlarven, Krebstiere). Anschließend erfolgt eine Bestimmung bis zur taxonomischen Ebene, in der Regel auf Familien- oder Gattungsstufe. Die gezählten Individuen jeder Gruppe werden in eine Tabelle, die sogenannte Taxaliste, eingetragen.

Die Operationelle Taxaliste ist standardisiert, um den tatsächlichen ökologischen Zustand des Gewässers abzubilden und ein übergeordnetes Bewertungsniveau zu schaffen.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Listen je nach Probebehandlung im Labor oder im Gelände unterscheiden. Eine detaillierte Anleitung zur Erstellung einer Taxaliste unter den

jeweiligen Bedingungen findet sich ab Seite 55 im Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Einen Überblick bietet die beigefügte Grafik, die einen Ausschnitt der Taxaliste zeigt und eine Erläuterung der Spalten liefert (Meier et al. 2006: 49-ff.).

1 ↓	2 ↓	3 ↓	4 ↓	5 ↓	6 ↓	7 ↓	8 ↓
Systemat. Einheit	DV-Nr.	Taxonname (LfU)	ID-Art	Taxonname	Autor / Jahreszahl	Bestimmungsliteratur	Anmerkungen
Apataniidae	161	<i>Apatania</i>	4334	<i>Apatania</i> sp.		Pitsch (1993), Wallace et al. (1990)	
Uenoidae	967	<i>Thremma gallicum</i>	14405	<i>Thremma gallicum</i>	McLACHLAN, 1880		nur im Hochschwarzwald
Goeridae	990	<i>Goeridae</i>	9981	<i>Goeridae</i> Gen. sp.		Wallace et al. (1990); Grenier et al. (1969)	nur für Junglarven
	190	<i>Goera pilosa</i>	5329	<i>Goera pilosa</i>	(FABRICIUS, 1775)		

Erläuterungen:

- 1. Spalte: Systematische Einheit zur schnelleren Orientierung.
- 2. Spalte: Derzeit gültige EDV-Nr. des Bayerischen Landesamtes für Umwelt zur eindeutigen Kennzeichnung des Taxons nach Mauch et al. (2003).
- 3. Spalte: Zu bestimmendes Taxon, Schreibweise nach Mauch (2003): Die hier aufgeführten Taxa-Bezeichnungen können alternativ zu denen in Spalte 5 verwendet werden.
- 4. Spalte: ID_Art des Taxons zur eindeutigen Kennzeichnung des Taxons.
- 5. Spalte: Zu bestimmendes Taxon, klassische Schreibweise: Die hier aufgeführten Taxa-Bezeichnungen sind zur Verwendung empfohlen.
- 6. Spalte: Autor des Taxons und Jahr der Beschreibung.
- 7. Spalte: Zu verwendende Bestimmungsliteratur*).
- 8. Spalte: Hinweise zur Bestimmung des Taxons sowie weitere Angaben (Verbreitung, Ökologie, etc.).

Abb. 3. Taxaliste Auszug und Erklärung (Meier et al. 2006: 53).

3.6.6 Bewertung und Interpretation

Nach der Probenaufarbeitung werden die gesammelten Daten in eine spezialisierte Software oder ein Tabellenprogramm übertragen. Häufig verwendete Programme wie AQEM/STAR-

Software, Excel, Access oder spezielle Makrozoobenthos-Bewertungstools genutzt. Bevor die Daten für die Bewertung genutzt werden können, müssen sie erneut auf Fehler überprüft werden.

Die Analyse dient der ökologischen Bewertung eines begehbaren Bachs anhand des Makrozoobenthos. Die Bewertung erfolgt gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Nutzung des PERLODES-Systems zur Berechnung der Gewässergüte.

Das Bewertungssystem PERLODES ist modular aufgebaut und berücksichtigt den Einfluss verschiedener Stressoren. Die Module „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ werden aus den zuvor erstellten Artenlisten abgeleitet und ermöglichen eine Bewertung auf vier unterschiedlichen Ebenen.

Das Modul „Saprobien“ erfasst die organische Belastung eines Gewässers anhand der Makrozoobenthos-Zusammensetzung. Dabei wird der gewässertypspezifischen, leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 verwendet. Das Ergebnis wird unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in fünf Qualitätsklassen eingeteilt.

Das Modul „Allgemeine Degradation“ bewertet den Einfluss verschiedener Stressoren, darunter die Veränderung der Gewässermorphologie, Landnutzung im Einzugsgebiet, Pestizide und hormonaktive Stoffe. Zur Berechnung der Qualitätsklassen wird ein multimetrischer Index herangezogen, der sich aus der Verrechnung einzelner gruppenspezifischer Einzelindices zusammensetzt. Zunächst werden die Einzelindices (auch „Core Metrics“ genannt) berechnet, anschließend werden die Werte in eine Skala von 0 bis 1 umgewandelt. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnung und Zusammensetzung des Wertes für die „Allgemeine Degradation“ findet sich im Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Stand Mai 2006, auf Seite 63.

Stark Versauerte Gewässertypen werden mit Hilfe des Moduls „Versauerung“ in Säurezustandsklassen nach Braukmann & Biss (2004) erfasst. Dies ordnet die Gewässer einer der fünf Säurezustandsklassen zu.

Das Bewertungssystem PERLODES berechnet die Ökologischen Zustandsklassen für deutsche Fließgewässertypen. Die vier Ebenen des Bewertungssystem umfassen auf der Ersten Ebene die Ökologischen Zustandsklassen, die ein Gesamtergebnis der in die Bewertung eingeflossenen Stressoren abbildet. Auf zweiter Ebene sind die Ursachen der Degradation

(organische Verschmutzung, Versauerung, allgemeine Degradation) erkennbar. Die Ergebnisse der einzelnen Indices, die in den multimetrischen Index einfließen werden aufgeschlüsselt und mit Interpretationsansätzen auf der dritten Ebene dargelegt.

Auf letzter Ebenen werden Ergebnisse aller Metrics, auch der, die nicht für den Multimetrischen Index verwendet werden, gesichtet. Dies trägt zu einer umfassenden Interpretation der Ergebnisse bei. Vom rechnerischen Ergebnis darf abgewichen werden, wenn Expertenurteile dies aufgrund spezifischer Gegebenheiten an der Probestelle oder zusätzlichen relevanten Daten erfordern. Das PC-Programm ASTERICS ermöglicht die praktische Anwendung des Bewertungssystems PERLODES (Meier et al. 2006: 58-ff.).

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Makrozoobenthos zur Bestimmung von Wasserqualität (Dömer: 2018).	92
Abbildung 2: Beispiel der Probennahme anhand der Abschätzung der Sohlsubstraten (Meier et al. 2006: 16).	94
Abbildung 3. Taxaliste Auszug und Erklärung (Meier et al. 2006: 53).	96

Literaturverzeichnis

Drömer, Eva-Maria (2018): Der gute ökologische Zustand aus Sicht des MZB. Ökologische Zusammenhänge im Fließgewässer. Gewässerkonferenz Weser, 11/28/2018. https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/eva-maria_droemer_der_gute_oekologische_zustand_aus_sicht_des_mzb.pdf [03.11.24]

Carolin Meier, Peter Haase, Peter Rolauffs, Karin Schindehütte, Franz Schöll, Andrea Sundermann, Daniel Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie: https://www.gewaesser-bewertung.de/media/meier_handbuch_mzb_2006.pdf [25.02.2025]

4. Die Bachprojekte

Das folgende Kapitel soll einen Überblick über die einzelnen Bachprojekte geben. Dabei werden die zu untersuchenden Bäche vorgestellt, wie auch die Idee zur Umsetzung der angedachten Untersuchungsmethoden.

4.1 Deilbach

Autorin: Lisann Borchers

Der Deilbach ist ein ca. 21 km langer Nebenfluss der Ruhr und trägt die Gewässerkennzahl DE: 27696. Er entspringt nördlich von Wuppertal-Barmen und fließt nach Süd-Osten unter anderem durch das Deilbachtal, bis er schließlich in Essen-Kupferdreh in der Ruhr mündet (Elwas-Web). In den ersten Abschnitten in Wuppertal fließt der Deilbach umringt von Gärten, Grünflächen, Wäldern und durch ein Naturschutzgebiet, später in Essen wird er direkt an Wohnhäusern, dessen Fassaden auch als Rinnen für den Bach dienen, durch die Altstadt geleitet. Bei dem schweren Hochwasser im Jahre 2021 überschwemmte der Deilbach große Teile von Essen (Stadt Essen 2021). Eine Fußgängerzone entlang des Deilbachs in der Altstadt zeigt den damaligen Pegelstand bei 170 cm an.

Viele Mühlen finden sich entlang des Deilbachs, die sein Wasser zum Antrieb in der frühen Industriekultur nutzte.

2021 legte die Stadt Velbert eine Auenlandschaft zur Aufwertung auf einem rund 10 Hektar großen Gebiet an (Ruhrverband 2020).

4.1.1 Untersuchungsziel

Der Deilbach weist eine neu angelegte Auenlandschaft im Oberlauf kurz vor Eintritt ins Essener Stadtgebiet auf. Die Qualität jener Aue soll auf die Vegetationsvielfalt der Flora mittels einer Vegetationskartierung überprüft werden. Mit Hilfe des Detailverfahrens der Auenzustandskartierung wird die Aue in 100m lange Abschnitte eingeteilt und kartiert (siehe Abbildung 1). Das ermöglicht eine vertiefende Analyse der Abschnitte, auf dessen Grundlage qualitative Einschätzungen ermöglicht werden. Es soll die Frage geklärt werden, ob sich die Auenlandschaft des Deilbachs gut entwickelt und um mögliche Verbesserungsvorschläge die Pflege der Auen betreffend zu formulieren.

Auch der Stickstoffeintrag durch Hunde soll punktuell entlang der Wege mittels Bodenprobenentnahme untersucht werden, da die Aue größtenteils frei zugänglich als gern genutztes Freizeitziel gilt, obwohl die Stadt Essen darum bittet, die Wege nicht zu verlassen

(Stadt Essen 2021). Die Entnahme erfolgt einmal in jedem Abschnitt entlang des Radwegs im Norden. Das ergibt fünf Bodenproben.

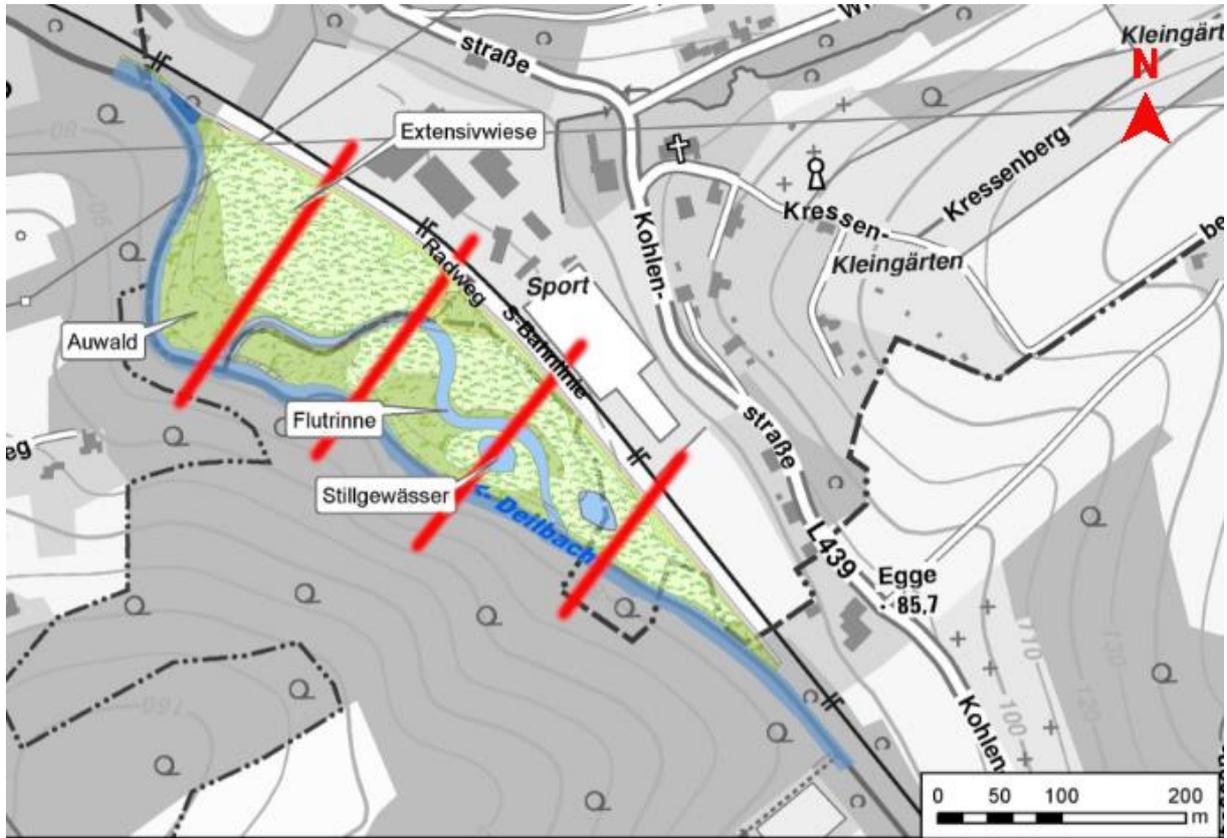


Abb. 1: Neu angelegte Aue (Ruhrverband 2020. Verändert).

4.1.2 Zeitplan

Auenkartierung bis Ende April. Bodenprobenentnahme und Auswertung bis Ende Mai.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung. 1: Neu angelegte Aue (Ruhrverband 2020. Verändert).

101

Literaturverzeichnis

Elwas-Web <https://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/index.xhtml?jsessionid=C9843BD5692147C8109D84F7E9BDA145> [12.02.2025]

Stadt Essen (Hg.) 2021: Stadt Essen zieht Bilanz drei Wochen nach dem Hochwasser. https://www.essen.de/meldungen/pressemeldung_1447525.de.html#:~:text=bis%2015.%20Juli%202021%2C%20sorgte,%2C%20Kupferdreh%2C%20Steele%20und%20Werden. [12.02.2025]

Ruhrverband (Hg.) 2020: Mehr Naturnähe für Deilbachaue im Städtedreieck Essen/Velbert/Hattingen. <https://ruhrverband.de/presse/pressemitteilungen/detail/mehr-naturnaehe-fuer-deilbachaue-im-staedtedreieck-essen-velbert-hattingen> [12.02.2025]

Abbildungsquelle

Ruhrverband (Hrsg.) 2020: Mehr Naturnähe für Deilbachaue im Städtedreieck Essen/Velbert/Hattingen. Online Abrufbar: <https://ruhrverband.de/presse/pressemitteilungen/detail/mehr-naturnaehe-fuer-deilbachaue-im-staedtedreieck-essen-velbert-hattingen> [24.02.2025]

4.2 Harpener Bach

4.2.1 Vorstellung des Harpener Bachs

Autorin: Erin Mahon

Der Harpener Bach entspringt als Bövinghauser Bach im Dortmunder Stadtteil Bövinghausen und fließt durch das Naturschutzgebiet „Oberes Ölbachtal“. Nach dem Harpener Teich und dem Ümminger See vereinigt sich der Harpener Bach mit dem Langendreer Bach, bevor er in den Kemnader See und schließlich in die Ruhr mündet. Der Bach hat die Gewässerkennzahl 27692 und eine Länge von 4,1 km, wobei das gesamte Ölbachsystem 13,4 km umfasst. Der chemische Zustand des Harpener Bachs wird als nicht gut eingestuft, während die Gesamtbewertung der Struktur eine mäßige Veränderung zeigt. Der ökologische Zustand des Gewässers ist schlecht. Es handelt sich um einen feinmaterialreichen, karbonatischen Mittelgebirgsbach (Typ 6), der eine durchschnittliche Niederschlagsmenge von 880 mm pro Jahr aufweist (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025).



Abb. 1: Flussverlauf des Harpener Bachs (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025).

4.2.1.1 Geschichte des Harpener Bachs vor der Renaturierung

Ursprünglich speiste der Harpener Bach allein die Harpener Teiche, die lange Zeit als Klärbecken für die Abwässer der Zeche Robert Müsers dienten. Hier setzte sich unter anderem Kohlschlamm aus der Kohlenwäsche ab. Nach der Stilllegung der Zeche wurde die Grubenwasser-Pumpstation zu einer der zentralen Pumpstationen für das Einzugsgebiet der Ruhr ausgebaut. Das abgepumpte Grubenwasser hatte eine hohe Temperatur von 28 Grad Celsius und war stark chemisch belastet. Es enthielt mehr als 1 Gramm Chlorid pro Liter sowie Schwefelsauerstoff, was zu erheblichen Umweltbelastungen führte (GeoPark Ruhrgebiet o.J.).



Abb. 2: Luftbild der Grubenwasser-Pumpstation am Harpener Teich (GeoPark Ruhrgebiet o.J.).

4.2.1.2 Renaturierung und Umsetzung

Ziel der Renaturierung war es, das Bachwasser vom Grubenwasser zu trennen. Dazu wurde ein neues Bachbett am Rande der Teiche angelegt und der Auslauf der Harpener Teiche durch einen Damm vom Harpener Bach getrennt. Die Maßnahmen wurden mit Mitteln des Bundes und der Europäischen Union im Rahmen des Projekts „Grüne Infrastruktur“ gefördert. Die Gesamtkosten beliefen sich auf 8,8 Millionen Euro, wobei 3,8 Millionen Euro für die Freianlagen und die Grubenwasserleitung bereitgestellt wurden. Der verbleibende Betrag wurde aus Mitteln der Stadt Bochum finanziert (Stadt Bochum 2023, 2024).

Das Grubenwasser wird nun über eine unterirdische Rohrleitung direkt in den Ümminger See geleitet. Der Harpener Bach erhielt auch ein neues Bachbett entlang des Ümminger Sees und fließt seit 2024 wieder offen (Stadt Bochum 2024).

4.2.2 Gewässerstrukturgütekartierung

Autor: Sven Wiegold

Ein zentraler Punkt unserer Analyse wird eine Strukturgütekartierung sein. Für die Durchführung dieser haben wir uns für einen Abschnitt des Baches oberhalb der A40 bis in den Dortmunder Stadtteil Bövinghausen, in welchem auch die Quelle liegt, entschieden. Diesen Abschnitt haben wir einerseits gewählt, da der Bach dort durch ein Gebiet fließt, auf welchem momentan ein Golfplatz entsteht. An dieser Stelle wollen wir den Einfluss der aktuellen Baustelle auf die Beschaffenheit des Bachs näher betrachten und gegebenenfalls die zukünftigen Pläne der Fließgewässerlandschaft betrachten. Des Weiteren durchfließt der Bach innerhalb des ausgesuchten Abschnitts ein Naturschutzgebiet, das Ölbachtal, in welchem wir uns eine möglichst naturnahe Gestaltung des Bachs erhoffen. Oberhalb des Naturschutzgebiets durchfließt der Bach landwirtschaftlich, bis urban genutzte Flächen. Innerhalb des Untersuchungsgebiets erwarten wir dementsprechend eine möglichst hohe morphologische Diversität.

Wir kartieren den Bach von der Kreuzung mit der Autobahn A40 an stromaufwärts und werden ihn dabei in Teilabschnitten von 100 m. untersuchen. Für die Untersuchung orientieren wir uns an dem Arbeitsblatt 18 des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, in welchem die in Deutschland offizielle Gewässerstrukturgütekartierung beschrieben wird.

Der zugeordnete LAWA-Fließgewässertyp des Harpener Bachs ist der Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebrigsbach (Typ 6) und der zugehörige NRW-Typ ist der kleine Talauenbach des Deckgebirges.

4.2.3 Chemische Gewässergüte

Autorin: Erin Mahon

Die chemische Beschaffenheit eines Gewässers spielt eine wesentliche Rolle bei der Beurteilung seiner Wasserqualität und wird durch verschiedene Parameter bestimmt. Dazu zählen Nährstoffe, Salze sowie physikochemische Parameter wie Temperatur, pH-Wert und

elektrische Leitfähigkeit. Diese Faktoren beeinflussen den ökologischen Zustand des Gewässers und geben Aufschluss über mögliche Belastungsquellen.

Der Harpener Bach verläuft im südlichen Abschnitt am Harpener Teich vorbei. Bis vor Kurzem wurden dort Grubenwässer eingeleitet, die jedoch mittlerweile angeblich getrennt werden. Weiter südlich, zwischen dem Harpener Teich und dem Ümminger See, könnte es jedoch weiterhin direkte Einleitungen von Grubenwasser geben (Stadt Bochum 2024). Neben Schwermetallbelastungen kann Grubenwasser eine Quelle für hohe Chlorid-, Sulfat- und Ammoniumgehalte sein (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz 2017). Aufgrund der historischen Relevanz des Bergbaus zielt diese Untersuchung darauf ab, diese Belastungen zu bewerten und zu ermitteln, inwiefern die verschiedenen Abschnitte des Bachs durch Grubenwasser beeinflusst sind.

Weitere potenzielle Belastungsquellen für die Wasserchemie sind diffuse und punktuelle Einträge aus der Landwirtschaft, kommunale Abwässer sowie Einträge von Verkehrsflächen, die das Einzugsgebiet unmittelbar durchqueren. Besonders die Zuflüsse in das Gewässer können eine erhebliche Rolle in der chemischen Zusammensetzung des Wassers spielen, was durch die gezielte Probennahme analysiert wird.

Die chemische Analyse des Bachs erfolgt an drei ausgewählten Abschnitten: im Naturschutzgebiet Ölbachtal, am Harpener Teich sowie auf der Strecke vor dem Ümminger See. Insgesamt werden 8 bis 10 Wasserproben entnommen, um eine repräsentative Datengrundlage zu schaffen.

Um unterschiedliche hydrologische Bedingungen zu berücksichtigen, werden Proben unter verschiedenen Abflussverhältnissen genommen: bei Normalabfluss, nach Starkregenereignissen sowie in Trockenperioden. Dies erlaubt eine umfassende Beurteilung der chemischen Dynamik des Gewässers. Zur Untersuchung der chemischen Gewässergüte werden standardisierte Verfahren eingesetzt, die eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleisten. Die Bestimmung der chemischen Parameter erfolgt nach DIN- und ISO-Normen. Dabei kommen Verfahren für Spektroskopie und Chromatographie zum Einsatz.

Ziel dieser Untersuchung ist es, den aktuellen chemischen Zustand des Harpener Bachs zu erfassen, mögliche Belastungsquellen zu identifizieren und den Einfluss der Zuflüsse auf die Wasserchemie zu bewerten. Dabei wird insbesondere untersucht, inwiefern die Wasserchemie durch anthropogene Einflüsse wie Grubenwassereinleitungen und landwirtschaftliche Nutzung

sowie durch natürliche Prozesse beeinflusst wird. Die gewonnenen Daten sollen eine fundierte Grundlage für mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität liefern.

Ziel dieser Untersuchung ist es, den aktuellen chemischen Zustand des Harpener Bachs zu erfassen, mögliche Belastungsquellen zu identifizieren und den Einfluss der Zuflüsse auf die Wasserchemie zu bewerten. Dabei wird insbesondere untersucht, inwiefern die Wasserchemie durch anthropogene Einflüsse wie Grubenwassereinleitungen und landwirtschaftliche Nutzung sowie durch natürliche Prozesse beeinflusst wird.

4.3.4 Geplante Untersuchung und Zeitrahmen

Die erste ausführliche Bachbegehung soll am 21.03. 2025 stattfinden. Dort werden auch erste Fotos für die Strukturgütekartierung gemacht und gegebenenfalls erste Proben entnommen. Die restlichen Proben werden sich an den Pegelständen des Gewässers orientieren.

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Flussverlauf des Harpener Bachs (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025). 103
- Abbildung 2: Luftbild der Grubenwasser-Pumpstation am Harpener Teich (GeoPark Ruhrgebiet o.J.). 104

Literaturverzeichnis

GeoPark Ruhrgebiet (o.J.): Harpener Teiche. <https://www.geopark.ruhr/standorte/geotope/harpener-teiche/> [25.02.2025].

Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (2017): Hintergrundpapier Bergbau. zum 2. Bewirtschaftungsplan 2016-2021 zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) im Saarland. https://www.saarland.de/SharedDocs/Downloads/DE/mukmav/wasser/WRRL/2bewirtschaftungsplan/dl_hintergrundpapierbergbau_muv.pdf?__blob=publicationFile&v=2 [25.02.2025].

Stadt Bochum (2023): Gestaltung der Promenade Ümminger See und Renaturierung Harpener Bach. <https://www.bochum.de/Pressemeldungen/16-Maerz-2023/Gestaltung-der-Promenade-Uemminger-See-und-Renaturierung-Harpener-Bach> [24.02.2025].

Stadt Bochum (2024): Die neue Uferpromenade am Ümminger See ist fertig. <https://www.bochum.de/Pressemeldungen/18-April-2024/Die-neue-Uferpromenade-am-Uemminger-See-ist-fertig> [24.02.2025].

4.3 Sprockhöveler Bach

4.3.1 Vorstellung des Sprockhöveler Bachs

Autor: Lukas Kroner

Der Sprockhöveler Bach trägt die Gewässerkennzahl 276942 und bemisst sich auf eine Gesamtlänge von 11,29 km, wodurch er nach deutscher Vorgabe zu den mittleren Fließgewässern zu zählen ist. Sein Einzugsgebiet beträgt 13,769863 km². Der Bach entspringt in Halloh, einem Ortsteil im Süden Sprockhövels. Von dort aus fließt der Bach nach Norden, bis er schließlich bei Hattingen in die Ruhr mündet. Flussabwärts bei Bredenscheid mündet der Passbach in den Sprockhöveler Bach. Des Weiteren münden sowohl oberhalb des Baches bei Obersprockhövel als auch unterhalb des Baches bei Oberbredenscheid zahlreiche namenlose Gewässer und Rohrleitungen in den Bach (Land NRW; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 20.11.2024).

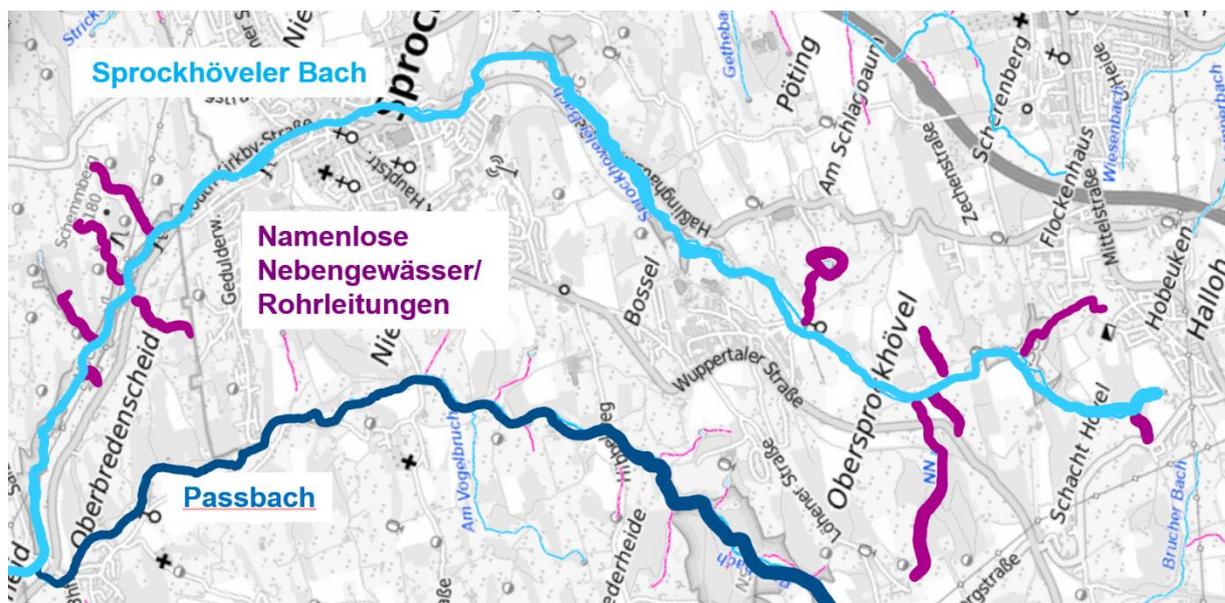


Abb. 1: Sprockhöveler Bach – Zuflüsse (Land NRW; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 20.11.2024, veränderte Darstellung)

Der Bach durchläuft dabei drei Naturschutzgebiete, die sich folgendermaßen unterteilen lassen: Südliches Sprockhöveler Bachtal, Oberes Sprockhöveler Bachtal sowie Unteres Sprockhöveler Bachtal. Ebenso durchquert der Bach dabei städtische bis innerstädtische Siedlungsstrukturen (Ruhrverband o. J. B). Insbesondere in diesen Fließabschnitten ist die Gewässerstruktur durch anthropogene Eingriffe stark bis vollständig verändert. Wiederum ist der Bachlauf insbesondere unmittelbar nach der Quelle unverändert bis gering verändert (LANUV 2020 in Land NRW;

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 20.11.2024)

Nach der Karte der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens lässt sich der zu untersuchende Bach dem Gewässertyp 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ zuordnen. Der Bach besitzt darüber hinaus folgende ausschlaggebende Charakteristika: einen Materialtransport von Schotter und Kies bis zu feinkörnigem Material, einen pH-Wert von 7–8, einen Strömungswechsel von strömend-schnell zu tief und ruhig sowie ein Gefälle von 10–50 % (Pottgiesser 2018: Anhang (57, 58)). Dem zuvor erwähnten Gewässertyp 5 sind demnach ein artenreiches Makrozoobenthos zuzuschreiben sowie das Vorhandensein anspruchsvoller Arten wie der Köcherfliege. Parallel dazu sind strömungsliebende Fischarten im Bach vorzufinden (Pottgiesser 2018: (Anhang: 60, 61)).

4.3.1.1 Nutzungsformen

Im Jahre 1858 erfolgte der Bau der Edeltraut-Erbstolle zum Zwecke des Bergbaus. Das vorhandene Grubenwasser der Zeche Alte Haase wurde ab 1861 über den Sprockhöveler Bach in die Ruhr und abschließend über den Rhein in die Nordsee abgeleitet. Trotz der Stilllegung im Jahr 1965 erfolgt weiterhin eine Einleitung des Grubenwassers in den Sprockhöveler Bach oberhalb Hattingens (Schöpel 2019: 21). Dadurch wird der Bach hinsichtlich seiner chemischen Gewässergüte nach der Wasserrahmenrichtlinie als „nicht gut“ klassifiziert (WRRL, zitiert in Land NRW; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 21.11.2024). Ähnlich verhält es sich mit der ökologischen Gewässergüte, die für den gesamten Bach als mäßig eingestuft wurde (WRRL zitiert in Land NRW; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 21.11.2024)

4.3.1.2 Bereits durchgeführte Maßnahmen

Der Ruhrverband beauftragte 2009 unter anderem die Renaturierung eines siedlungsnahen Bachabschnitts, der zuvor durch anthropogene Eingriffe stark in seiner Form beeinflusst wurde. Infolgedessen erfolgte 2012 die Beseitigung eines zwei Meter hohen Querbauwerks. Ebenso wurden 2016 weitere Wanderungshindernisse für Fische entfernt. Abschließend erfolgte 2018 eine weitere naturnahe Umgestaltung des Baches (Ruhrverband o.J.)

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Sprockhöveler Bach – Zuflüsse (Land NRW; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr; Elwas.web 20.11.2024, veränderte Darstellung) 109

Quellenverzeichnis:

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr (Hg.) (2020, 2019-2021, 2024): Elwas-Web. <https://www.elwasweb.nrw.de> [20.11.2024].

Land NRW, dl-de/by-2-0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0).

<https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.xhtml?sessionId=33DDDB683FE3AD554CFFCC9E682901DB#> [20.11.2024].

<https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.xhtml?sessionId=36F95F51CC757B2387E9174139CDDCA5#> [21.11.2024].

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (Hg.) (2024): Datenquellen: https://sgx.geodatenzentrum.de/web_public/gdz/datenquellen/Datenquellen_ToPPlusOpen.html [20.11.2024]; [21.11.2024].

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hg.) (2019): Neuauflage der Gewässerstationierungskarte GSK3E, Auflage 30.11.2019. (Metadaten zur Karte der Einzugsgebiete Elwas.web) o.O. URL: https://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/GSK3E_Metadaten.pdf [21.11.2024].

Ruhrverband (Hg.) (o.J.): Gewässer und Auen. <https://www.ruhrverband.de/de/fluesse-seen/oekologie/gewaesser-und-auen/> [21.11.2024].

Ruhrverband (Hg.) (o.J.): Renaturierungsmaßnahmen am Sprockhöveler Bach – Verbesserung des ökologischen Potentials unter schwierigen Randbedingungen. <https://www.ruhrverband.de/fluesse-seen/oekologie/gewaesser-und-auen/renaturierungsmassnahmen-am-sprockhoeveler-bach/> [21.11.2024].

Pottgiesser, T. (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie. Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Steckbriefe). Essen. URL: https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf [22.11.2024].

4.3.2 Gewässerstrukturgütekartierung

Autorin: Jolina Otto

Für die Gesamtbewertung des Sprockhöveler Bachs ist eine Strukturgütekartierung unabdingbar. Sie ermöglicht eine systematische Erfassung der strukturellen Merkmale eines Fließgewässers und dessen Umgebung. Am Sprockhöveler Bach ist diese Methode insofern relevant, da er als Gewässer im urbanen und ländlichen Raum verschiedenen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt ist (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr NRW 2025). Ziel der Untersuchung ist es, den aktuellen strukturellen Zustand des Baches zu erfassen, Abweichungen vom natürlichen Leitbild zu identifizieren und potenzielle Renaturierungsmaßnahmen abzuleiten. Für die Strukturgütekartierung am Sprockhöveler Bach werden die standardisierten Verfahren des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) angewendet. Der Bachverlauf wird von der Mündung bis zur Quelle kartiert und in Abschnitte von jeweils circa 100 Metern eingeteilt. Nach den in Nordrhein-Westfalen definierten Fließgewässertypen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) handelt es sich bei dem Sprockhöveler Bach um den Gewässertyp 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“. Die Bewertung des Baches erfolgt anschließend nach dem für diesen Gewässertyp definierten Idealzustand (Umweltbundesamt 2014: 85).

4.3.3 Chemische Gewässergüte

Autorin: Jolina Otto

Die chemische Gewässergütekartierung ist ein zentraler Bestandteil der Bewertung der Wasserqualität und ermöglicht Rückschlüsse auf anthropogene Einflüsse sowie natürliche Prozesse in Fließgewässern. Dabei werden die verschiedenen gemessenen Stoffe und Parameter in drei Hauptgruppen eingeteilt: "Industriechemikalien", "Schwermetalle" und "Nährstoffe, Salze und Summengrößen" (vgl. Kapitel 3.4.1).

Der Sprockhöveler Bach ist aufgrund seiner Lage im urbanen und ländlichen Raum potenziell verschiedenen Belastungsquellen ausgesetzt (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr NRW 2025). Der Bach fließt zwischen den beiden Naturschutzgebieten Unteres und Oberes Sprockhöveler Bachtal unter anderem durch Siedlungsgebiete in Sprockhövel, wo wir bereits bei einer ersten Begehung kleine Regenwasser- und Abwassereinleitungen in den Bach ausmachen konnten. Hier vermuten wir erhöhte Werte für Gesamtphosphor und Chlorid. Zudem verläuft der Bach sehr nah an der L651 und der L551, weswegen wir ebenfalls an diesen Probestellen erhöhte Sulfatwerte erwarten. Wir vermuten, dass ebenfalls diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft hinzukommen, sowie kleinere Zuflüsse aus Nebengewässern und Grubengewässern (vgl. Kapitel 3.4.2: 40; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr NRW 2025).

Die Wasserproben werden jeweils bei Normalabfluss, Starkregen und Trockenheit an 15 Abnahmestellen nach der vorgegebenen DIN EN ISO 5667-6 entnommen. Diese sind vorraussichtlich in die vier Abschnitte Naturschutzgebiet 1, Siedlungsgebiet Sprockhövel, aufgeteilt und befinden sich vor und nach Nebengewässer-, Abwasser- oder Grubenwassereinleitungen. Anschließend werden die Proben zeitnah im Labor analysiert (vgl. Kapitel 3.4.3).

Übergeordnet soll der aktuelle chemische Zustand des Baches erfasst und mögliche Belastungsquellen identifiziert werden. Der Fokus soll ebenfalls auf insgesamt 15 Abschnitten vor, in und nach den zwei Naturschutzgebieten liegen. Ziel der Untersuchung ist es, festzustellen, inwiefern die Naturschutzgebiete die chemische Gewässergüte beeinflussen.

Literaturverzeichnis

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr NRW (2025): ELWAS-WEB Kartenansicht zum Gewässer mit der Gewässerkennzahl 276942. (<https://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/index.xhtml?jsessionid=8F11DE2E073C43F276D2833AD2902700#>) [25.02.25]

Umweltbundesamt (Hg.) 2014: Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“. (85-96) ISSN 1862-4804

4.3.4 Bewertung des Sediments und Schwebstoffqualität am Sprockhöveler Bach

Autor: Nicolas Wawrzyniak

Im Vordergrund unserer Messungen stehen die Ermittlung der chemischen Gewässergüte und der im Sprockhöveler Bach vorkommenden Makrozoobenthos. Um unsere Messungen und Ergebnisse zu unterstützen werden zusätzlich Gehalte an Schwermetallen gemessen. Schwermetallverbindungen sind schwerer wasserlöslich als Nicht-schwermetall-Verbindungen (vgl. Internetchemie ChemLin 2024, Kapitel 3.5.3, Tabelle 1). Schwer lösliche Schadstoffe werden an das Sediment adsorbiert (Hilberg 2022: 111). Daher wird in dieser Studie zur Ermittlung der Schwermetallbelastung primär das Sediment untersucht. Prozesse der Adsorption können Kapitel 3.5.2 entnommen werden (vgl. Worch 2023: 229, 230 – Tabelle 12.1, 237; Amelung et al. 2018: 170). Da es sich bei dem Sprockhöveler Bach um ein kleines, flaches Gewässer handelt, welches leicht zugänglich ist (Ergebnisse der ersten Geländebegehung), werden Schöpfbecher und Edelstahlöffel zur Probennahme verwendet (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 5). Die Probennahme erfolgt an drei verschiedenen Standorten entlang des Sprockhöveler Baches, vorwiegend an strömungsberuhigten Stellen mit feinkörnigem Sediment, um möglichst aktuelle Belastungen ermitteln zu können (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 5). Der **erste Standort** liegt oberhalb von Niedersprockhövel im Naturschutzgebiet oberes sprockhöveler Bachtal. **Standort zwei** liegt in der Stadt an einem leicht zugänglichen Gewässerabschnitt entlang eines Radweges. Der **letzte Standort** liegt unterhalb der Stadt im Naturschutzgebiet unteres Sprockhöveler Bachtal.

Die Standorte sind in Abbildung 1 grob skizziert (vgl. Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2025; Land NRW 2025; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2022/ aufgerufen: 2025; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025; Elwas.web 17.02.2025).

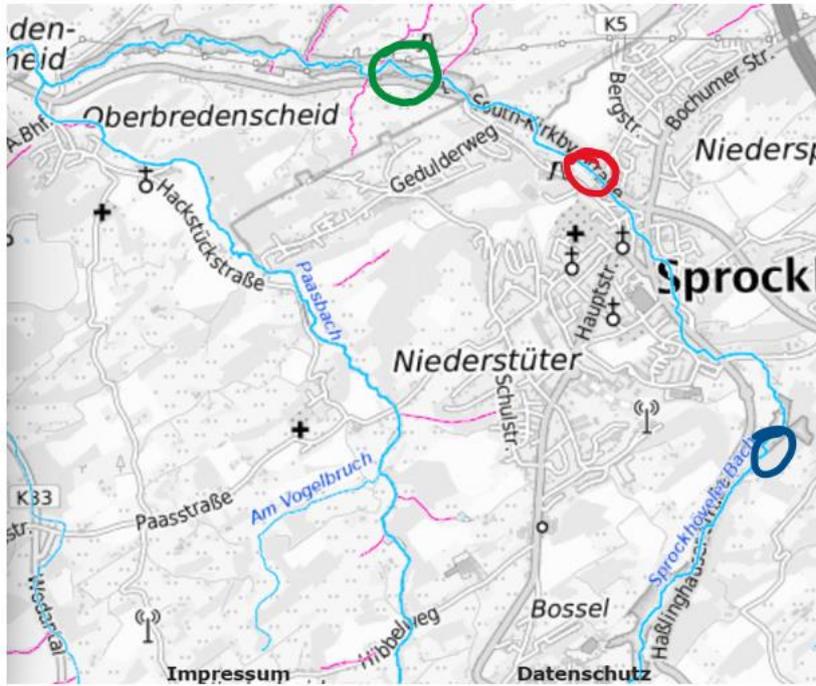


Abbildung 1: Karte der Standorte für die Sedimententnahme (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2025; Land NRW 2025; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2022/ aufgerufen: 2025; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025; Elwas.web 17.02.2025, veränderte Darstellung).

Nach der Probennahme werden die Probenbehältnisse nach Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 5 gekennzeichnet (siehe Kapitel 3.5.4.2) und zur Analyse in das Labor gebracht. Auch ein Probennahmeprotokoll gemäß Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 8 (zu entnehmen aus Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2002: 17) kann geführt werden, ist aber aufgrund der wenigen Probenahmestellen voraussichtlich kaum erforderlich. Nach Ermittlung der Schwermetallgehalte werden diese über den Geoakkumulations-Index bewertet (siehe Kapitel 3.5.7, Tabelle 7 nach Schulze 2001: 10, bezogen auf Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998a: 8 [Weitere Quellenangaben siehe Tabelle 2, 3]). Die Ergebnisse fließen mit in die Beantwortung der Fragestellung ein, welchen Einfluss städtische Gebiete auf die Gewässergüte haben und ob die ausgewiesenen Naturschutzgebiete eine reinigende Wirkung auf das Gewässer besitzen. Eine zusätzliche Messung kann an der Einleitstelle der Bergbauwässer aus der ehemaligen

Zeche alte Haase (1965 stillgelegt) unterhalb von Niedersprockhövel (Schöpel 2019: 21) durchgeführt werden, um weitere Belastungen für das Gewässer zu ermitteln.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte der Standorte für die Sedimententnahme (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2025; Land NRW 2025; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2022/ aufgerufen: 2025; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2025; Elwas.web 17.02.2025, veränderte Darstellung). 115

Literaturverzeichnis

Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 17. überarbeitete und ergänzte Aufl., Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-55871-3>

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (Hg.) (2022/aufgerufen: 2025): TopPlusOpen. Aufstellung der Datenurheber / Bereitsteller. Datenquellen: https://sgx.geodatenzentrum.de/web_public/gdz/datenquellen/Datenquellen_TopPlusOpen.html [17.02.2025].

Förstner, U.; Müller, G. (1981): Concentrations of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in River Sediments: Geochemical Background, Man's Influence and Environmental Impact. In: *GeoJournal* 5 (5): 417-432. Stable-URL: <https://www.jstor.org/stable/41142608>

Hilberg, S. (2022): Umweltgeologie. Eine Einführung in Grundlagen und Praxis. 2. Aufl., Berlin. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-65365-4>

Internetchemie ChemLin (Hg.) (2024): Löslichkeit chemischer Verbindungen. Daten und Werte der Löslichkeiten verschiedener anorganischer Verbindungen in Wasser. <https://www.internetchemie.info/chemie-lexikon/daten/l/loeslichkeitsprodukte.php> [08.01.2025].

Irmer, U.; Rocker, W.; Blondzik, K. (1997): Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 25 (2): 62–70. DOI: <https://doi.org/10.1002/aheh.19970250203>

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (1998a): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. (Bericht) Berlin (= Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer 2) ISBN: 3889612164 [Graue Literatur + Schriftenreihe]

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (2002): AQS - Merkblatt P-8/4 zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Probenahme von

Schwebstoffen und Sedimenten. (Merkblatt) Berlin (=AQS-Merkblätter P-8/4).
https://www.lawa.de/documents/p-08-4_probenahme-schwebstoff-sedimente_weissdruck_2020-05_2_1568279102.pdf [09.01.2025]. [Graue Literatur, Schriftenreihe, Webseite]. Weitere Informationen hier: https://www.lawa.de/documents/uebersicht-der-gueltigen-aqs-merkblaetter-stand-nov-2024_2_3_4_1732174815.pdf

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (Hg.) (2025): Elvas-Web. Wasserdaten NRW. <https://www.elwasweb.nrw.de> [17.02.2025]. Land NRW, dl-de/by-2-0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0). <https://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/index.xhtml;jsessionid=33DDDB683FE3AD554CFFCC9E682901DB#> [17.02.2025].

Schöpel, M. (2019): Erbstollen des Altbergbaus auf Steinkohle und deren Auswirkungen auf die Wasserqualität der unteren Ruhr unter Berücksichtigung der Grubenwassereinleitungen der Ruhrkohle AG. (Reprint) Bochum. https://www.researchgate.net/publication/338431720_Erbstollen_des_Altbergbaus_auf_Steinkohle_und_deren_Auswirkungen_auf_die_Wasserqualitaet_der_unteren_Ruhr_unter_Beruecksichtigung_der_Grubenwassereinleitungen_der_Ruhrkohle_AG_Hinweisschild_in_Bochum?enrichId=rgreq-a1f5515a292dc87a09075e145d7cefb-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzMzODQzMTCyMDtBUzo4NDQ3MTkzMjQxNTE4MDhAMTU3ODQwODE4OTY2OQ%3D%3D&el=1_x_2&_esc=publicationCoverPdf [21.11.2024]. [Graue Literatur + Webseite]

Schulze, M.; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (Hg.) (2001): Schwermetalle im Sediment der niedersächsischen Elbe und ihrer Nebenflüsse oberhalb Hamburgs. Lüneburg (= NLWK-Schriftenreihe 1). URL: https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/70022/Band_1_Schwermetalle_im_Sediment_der_Niedersaechsischen_Elbe_und_ihrer_Nebenfluesse_oberhalb_Hamburgs.pdf

Worch, E. (2023): Hydrochemistry. Basic Concepts and Exercises. 2., überarbeitete u. erweiterte Aufl., o.O.. DOI: <https://doi.org/10.1515/9783110758788>

Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (Hg.) (2025): Elwas-web. Wasserdaten NRW. <https://www.elwasweb.nrw.de/elwasweb/index.xhtml;jsessionid=33DDDB683FE3AD554CFFCC9E682901DB#> [17.02.2025].

4.3.5 Bestimmung der Gewässergüte mithilfe des Makrozoobenthos am Sprockhöveler Bach

Autorin: Sophia Dorgathen

Ziel dieser Untersuchung ist die ökologische Bewertung des Sprockhöveler Bachs anhand des Makrozoobenthos. Die Bewertung erfolgt gemäß den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter Anwendung des PERLODES-Systems. Durch die Untersuchung sollen Unterschiede in der Gewässergüte zwischen den drei Standorten ermitteln, insbesondere in Bezug auf natürliche und anthropogene Einflussfaktoren.

Es werden drei Standorte entlang des Sprockhöveler Bachs werden beprobt: einer Nahe der Quelle in Halo im Naturschutzgebiet. Es wird erwartet dort eine Art Ausgangszustand für das Fließgewässer ermitteln zu können. Der Zweite befindet sich in einem urban geprägten Bereich. Die Untersuchung soll mögliche Belastungen durch anthropogene Einflüsse (z. B. Abwasser, Versiegelung, Einleitungen) darlegen.

Ein weiterer möglicher Standort ist das Naturschutzgebiet flussabwärts. Bewertung wird hier die Selbstreinigungskraft des Gewässers zum vorherigen urbanen Standort und ein qualitativer Vergleich dieser ausgehend vom ersten Standort.

Die Probenahme erfolgt gemäß dem standardisierten Verfahren nach Meier et al. (2006).

Die zentralen methodischen Schritte sind dabei die Probenahme im Gelände, Bestimmung des Makrozoobenthos im Labor oder ggf. bereits im Gelände. Erstellen einer Taxaliste und Berechnen der Gewässergüte nach dem PERLODES-System.

Anschließend findet eine vergleichende Analyse der Standorte hinsichtlich Artenzusammensetzung, Diversität und Gewässergüte statt. Dieses Verfahren wird in enger Kooperation mit dem Labor durchgeführt. Eine Absprache der Terminierung und ggf. Änderungen in der Standortwahl sind deshalb vorbehalten.

4.3.6 Zeitrahmen der Untersuchungen

Im Rahmen des Projekts ist für den 06.03.2025 eine ganztägige Bachbegehung vorgesehen. Da dies der einzige mögliche Termin ist, wird die Teilnahme aller Gruppenmitglieder vorausgesetzt. Anschließend wird die Strukturgütekartierung durchgeführt, die über verschiedene Termine hinweg innerhalb des Monats März stattfindet. Diese Arbeiten erfolgen in Gruppen zu vier. Die chemische Untersuchung umfasst 15 Abschnitte und wird unter drei verschiedenen Bedingungen – Normalbedingungen, Starkregen und Trockenheit –

durchgeführt. Beim ersten Labortermin wird die gesamte Gruppe teilnehmen, um eine einheitliche Vorgehensweise sicherzustellen. Für die Makrozoobenthos-Untersuchung muss noch geklärt werden, in welcher Häufigkeit und zu welchen Zeitpunkten die Probenahmen erfolgen sollen. Darüber hinaus sind Sedimentanalysen an drei bis vier Standorten geplant, wobei jeweils ein bis zwei Untersuchungen stattfinden werden. Diese Standorte umfassen sowohl städtische Gebiete als auch Naturschutzgebiete.