MINT-EC-Schriftenreihe

MINT-EC-T3-Themencluster

Chemisch-physikalische Gewässeranalyse in der Schule

Bestimmung der Wasserqualität mit digitalen Werkzeugen

MINTec
Das nationale Excellence-Schulnetzwerk

UNTERRICHT GESTALTEN

Willkommen beim nationalen Excellence-Schulnetzwerk MINT-EC!

MINT-EC ist das nationale Excellence-Netzwerk von Schulen mit Sekundarstufe II und ausgeprägtem Profil in Mathematik, Informatik, Naturwissenschaften und Technik (MINT). Es wurde im Jahr 2000 von den Arbeitgebern gegründet und arbeitet eng mit deren regionalen Bildungsinitiativen zusammen. MINT-EC bietet ein breites Veranstaltungs- und Förderangebot für Schülerinnen und Schüler sowie Fortbildungen und fachlichen Austausch für Lehrkräfte und Schulleitungen. Das MINT-EC-Netzwerk steht seit 2009 unter der Schirmherrschaft der Kultusministerkonferenz der Länder (KMK).

Der Zugang zum MINT-EC-Netzwerk ist über ein bundesweit einmaliges Auswahlverfahren möglich, das Qualität und Quantität der MINT-Angebote der Schulen prüft und dabei höchste Standards ansetzt.

Die Ziele von MINT-EC sind

— Vernetzung exzellenter MINT-Schulen untereinander sowie mit Wirtschaft und Wissenschaft
— Aktive Förderung des MINT-Nachwuchses, Studien- und Berufsorientierung
— Förderung der qualitativen Schulentwicklung und die Anbindung des Fachunterrichts an den aktuellen Stand der Forschung
— Verdeutlichung der gesellschaftlichen Relevanz von MINT

In Kooperation mit Partnern aus Schule, Wirtschaft und Wissenschaft entwickeln wir innovative und bedarfsgerechte Maßnahmen und Angebote für unsere MINT-EC-Schulen.

Zur MINT-EC-Schriftenreihe:

Beiträge und Resultate aus den vielfältigen Aktivitäten des nationalen Excellence-Netzwerks MINT-EC und der Netzwerkschulen werden in dieser Schriftenreihe zusammengeführt und veröffentlicht.

In verschiedenen Themenclustern erarbeiten MINT-EC-Lehrkräfte und -Schulleitungen Schul- und Unterrichtskonzepte, entwickeln diese weiter und nehmen dabei Impulse aus Wissenschaft und Forschung sowie aus aktuellen Herausforderungen der schulischen Praxis auf.

Die MINT-EC-Schriftenreihe nimmt drei wesentliche Aktionsfelder in den Blick, denen die einzelnen Publikationen zugeordnet werden:

— Schule entwickeln
— Unterricht gestalten
— Talente fördern

Kommentare und Anregungen senden Sie gern an: schriftenreihe@mint-ec.de

UNTERRICHT GESTALTEN

Chemisch-physikalische Gewässeranalyse in der Schule

Bestimmung der Wasserqualität mit digitalen Werkzeugen

ZUKUNFTSSCHULNETZWERK DIGITAL SCIENCE

T³ DEUTSCHLAND
Teachers Teaching with Technology™

BioCity

Zukunftsschulen NRW
Netzwerk Lernkultur
Individuelle Förderung

MINTec
Das nationale
Excellence-Schulnetzwerk

Vorwort

Die Wasserqualität unserer Bäche und Flüsse verbessert sich stetig. Sauberes Wasser mindestens der Güteklasse II ist dabei für alle Fließgewässer erstrebenswert und wird in den meisten Fällen auch erreicht. Aber die Wasserqualität allein betrachtet ist noch kein entscheidendes Kriterium für ein funktionsfähiges Ökosystem „Fließgewässer“ und schützt dieses auch nicht nachhaltig. Viele Bäche und Flüsse wurden in ihrem natürlichen Verlauf durch Baumaßnahmen, zum Beispiel durch Begradigungen oder Verrohrungen, nachhaltig verändert. Diese haben so zu einer Störung der Ökosysteme beigetragen. Durch Renaturierungen versucht man eben diesen ursprünglichen, natürlichen Verlauf der Gewässer wiederherzustellen (**vgl. Ökologische Bewertung von Fließgewässern - Schriftenreihe Bd. 64**).
Auch der Baumbach, ein entlang des Schulgeländes des Franz-Stock-Gymnasiums Arnsberg verlaufender Bach im Sauerland, soll in den kommenden Jahren schrittweise renaturiert werden. „Zugleich wird der Baumbach ein prägendes Element des neuen Bildungscampus Berliner Platz und ein neuer Lernort, an dem die Schüler*innen Natur und Gewässer als Lebensräume für Pflanzen, Fische und Insekten erfahren können“, so Regierungspräsident Hans-Josef Vogel. Der Renaturierungsprozess soll am Franz-Stock-Gymnasium fortlaufend wissenschaftlich begleitet werden. Es stellen sich die zentralen Fragen, ob die Renaturierungsmaßnahme am Baumbach zu einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässergüte führt und wie sich die Gewässergüte während der Maßnahme verhält. So sollen zum Beispiel lokale Einflüsse miteinander verglichen werden. Das könnte eine biologisch-chemische Analyse eingeleiteter Abwässer oder ein Vergleich eines natürlichen Bachlaufs mit einem kanalisierten Bereich sein.

Genau hier setzt dieses Themenheft an und legt eine Anleitung zur Bestimmung der chemisch-physikalischen Gewässergüte vor. Schwerpunkte liegen hierbei klar auf der Zuhilfenahme digitaler Messwerterfassung, mit deren Hilfe benötigte Daten erfasst und im biologisch-chemischen Zusammenhang ausgewertet und interpretiert werden können.

Entwickelt wurde dieses Themenheft in enger Zusammenarbeit mit den beteiligten T^3-Arbeitsgruppen Biologie und Chemie (T^3 steht für „Teachers Teaching with Technology“), dem Zukunftsschulnetzwerk “Digital Science“ und MINT-EC. Einige der Versuche wurden im Vorfeld bereits von unserem Kooperationspartner “BioCity“ im Allwetterzoo Münster seit einigen Jahren durchgeführt, getestet und auf diesem Weg stetig kooperativ in der Netzwerkstruktur verbessert. Zudem steht das Baumbach-Projekt zur Gewässeranalytik am Franz-Stock-Gymnasium in Kooperation mit der Stadt Arnsberg sowie dem Ruhrverband. Ein besonderer Dank gilt der Arconic Foundation und T^3-Deutschland, die maßgeblich zur Finanzierung dieses Projektes beigetragen haben. Mehr Informationen über unser Netzwerk finden Sie auf unserer Homepage:
www.fsg-arnsberg.de/zukunftsschulen-nrw.

Wir wünschen viel Spaß bei der Arbeit mit diesem Themenheft.

Einleitung

Es gibt viele Möglichkeiten zur Bestimmung der Wasserqualität. Sie könnten die Wasserqualität stromaufwärts und stromabwärts bestimmen, um mögliche Quellen für Umweltverschmutzung entlang eines Flusses zu lokalisieren. Eine weitere Möglichkeit könnte sein, die Wasserqualität eines Fließgewässers durch periodische Messungen über einen bestimmten Zeitraum zu überwachen. Wenn Sie die Wasserqualität eines Fließgewässers zu verschiedenen Zeitpunkten vergleichen möchten, ist es wichtig, dass die Messungen am gleichen Ort und zur gleichen Tageszeit vorgenommen werden.

Dieses Heft richtet sich an Projektarbeiten im MINT-Bereich mit den Schwerpunkten Biologie und Chemie. Die Fließgewässeranalyse ist bei entsprechender Vorbereitung experimentell an einem Projekttag möglich. Digital affine Lerngruppen (z. B. Leistungskurse Biologie und Chemie) mit entsprechenden Grundkenntnissen im Umgang mit digitalen Mathematikwerkzeugen und Messwerterfassungssystemen in herkömmlicher Klassengröße bzw. Kursstärke benötigen für die experimentellen Untersuchungen ungefähr drei Zeitstunden, inklusive Dokumentation und Auswertung der gemessenen Parameter. Die Gewässergütebestimmung ist unter gewissen Lernvoraussetzungen der Schüler*innen bereits ab der frühen Mittelstufe durchführbar. Empfohlen ist die Durchführung ab Klasse 9 und eine inhaltliche Verankerung zu den fachspezifischen Kernlehrplänen der Länder findet sich sicherlich in der Oberstufe.

Die Gewässeranalyse besteht aus acht verbindlichen Untersuchungen zur Bestimmung der Wasserqualität nach BACH. Die für die Gewässergütebestimmung notwendigen Versuche sind die Bestimmung von: Temperatur, pH-Wert, totaler gelöster Salzgehalt (Leitfähigkeit), gelöster Sauerstoff, Nitrat (NO_3^-), Phosphat (PO_4^{3-}), Ammonium (NH_4^+) und der Bedarf an biochemischem Sauerstoff (BSB5).

Im Themenheft sind drei weitere, optionale Experimente dargestellt, die sich sinnvoll in den Gesamtzusammenhang einbinden und hinsichtlich weiterer Fragestellungen interpretieren lassen. Zu diesen gehören Untersuchungen zur Fließgeschwindigkeit, zum Trübungsgrad und die Bestimmung des CSB-Werts. Letzterer ist sicherlich für die Untersuchung eines Fließgewässers unbedeutend, dennoch wird der CSB-Wert u.a. in Kläranlagen bestimmt und ist insgesamt ein sehr wichtiger Parameter für die Gewässerbelastung, sodass die Schüler*innen bei den drei Werten zudem eine Menge Biologie und Chemie lernen und verstehen können.

Es sei erwähnt, dass die chemisch-physikalische Klassifikation des Gewässers (Bestimmung der Gewässergüte) klar im Fokus liegt. Bioindikatoren, der Saprobienindex und die Gewässerstruktur werden inhaltlich nicht berücksichtigt.

Hinweise zum Umgang mit diesem Themenheft

Wie bereits erwähnt, liegt der Fokus in der chemisch-physikalischen Klassifikation des Gewässers, also in der Bestimmung der Gewässergüte.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass folgend mit Nitrat-Wert, Phosphat-Wert und Ammonium-Wert immer die jeweiligen Ionen-Konzentrationen gemeint sind. Sie sind nicht für die Bewertung der Gewässergüte relevant, lohnen sich aber im gesamtthematischen Zusammenhang zu erheben und zu diskutieren.

Viele Versuche bzw. Messungen bedürfen gewisser Vorbereitungsprozesse. So muss zum Beispiel zur Erhebung des BSB5-Wertes am Projekttag bereits fünf Tage zuvor eine Gewässerprobe genommen werden. Auch ist es teilweise erforderlich, die Sensoren vor Gebrauch einer Kalibrierung (Eichung) zu unterziehen.

Eine Material- und Versuchsübersicht mit besonderen Hinweisen und den benötigten Geräten und Chemikalien finden Sie in Kapitel A, Lernvoraussetzungen, die Experimente und Arbeitsblätter in Kapitel B und die Auswertungshilfen in Kapitel C.

Haftungsausschluss

Für den Inhalt externer Links übernehmen Autor*innen und Herausgeber keinerlei Haftung.

Screenshots, Quellen- und Urheberangaben

Viele Abbildungen in der Veröffentlichung zeigen **Screenshots** von Taschenrechnern, die die Graphen einer digitalen Messwerterfassung zeigen. Diese werden im Sinne des Zitatrechts genutzt oder erfüllen die für einen urheberrechtlichen Schutz notwendige Schöpfungshöhe nicht. Dort abgebildete Inhalte sind unter Umständen urheberrechtlich geschützt. Die freie Creative Commons Lizenz der Veröffentlichung erstreckt sich nicht auf diese.

Screenshots sind unter dem Bild als solche gekennzeichnet und in **Anhang 2 – Abbildungsverzeichnis** mit Quellen- und Urheberangaben gelistet.

Unter den Bildunterschriften der Screenshots finden Sie Quellenangaben zum Lizenzeigentümer und zu der verwendeten Technik. Diese sind über den hinterlegten Link (fett gedruckt und unterstrichen) zu erreichen.

Legende
(Quelle: Lizenzeigentümer, **Link zu der entsprechenden Webseite**, s. **Screenshot**)

Für alle übrigen Abbildungen finden sich die Angaben zu Quelle und Urheber ebenso in **Anhang 2 – Abbildungsverzeichnis**.

Inhaltsverzeichnis

3 Einleitung
4 Hinweise zum Umgang mit diesem Themenheft

7 A. LERNVORAUSSETZUNGEN
von Michael Deittert, Ulrike Jeske, Kai Jonas und Nora Simon

8 A1. Didaktischer Rahmen und Lernvoraussetzungen aus biologischer Sicht

12 A2. Umgang mit dem TI-Nspire – Datenerfassung mit Data Quest

19 A3. Hinweise zur Probenentnahme

20 A4. Material- und Versuchsübersicht

24 B. EXPERIMENTE
von Michael Deittert, Ulrike Jeske, Kai Jonas und Nora Simon

25 B1. Messung der Wassertemperatur

27 B2. Messung der elektrischen Leitfähigkeit

31 B3. Messung des pH-Wertes

35 B4. Messung des gelösten Sauerstoffs

43 B5. Messung des Nitratgehaltes

53 B6. Messung des Phosphatgehaltes

58 B7. Messung des Ammoniumgehaltes

65 B8. Messung des BSB5-Wertes

70 B9. Messung des CSB-Wertes

72 B10. Messung der Fließgeschwindigkeit

78 B11. Messung des Trübungsgrads

81 C. AUSWERTUNG
von Michael Deittert, Ulrike Jeske, Kai Jonas und Nora Simon

82 C1. Physikalische Fließgewässeruntersuchung und Bestimmung des Sauerstoffgehaltes

84 C2. Chemisch-physikalische Gewässergütebestimmung nach BACH

87 Anhang 1 – Literaturverzeichnis

89 Anhang 2 – Abbildungsverzeichnis

92 Anhang 3 – Tabellenverzeichnis

93 Impressum – Autor*innen, weitere Mitwirkende

94 Copyright – Creative Commons (CC)

A. LERNVORAUSSETZUNGEN

Autoren*innen

Michael Deittert – Annette-von-Droste-Hülshoff-Gymnasium, Münster

Ulrike Jeske – BioCity

Kai Jonas – Gymnasium Hammonense, Hamm

Nora Simon – Städtisches Gymnasium an der Hönne, Menden

A1. Didaktischer Rahmen und Lernvoraussetzungen

Lernvoraussetzungen aus biologischer Sicht

Die Behandlung von Ökosystemen ist integraler Bestandteil des Oberstufenunterrichtes im Fach Biologie. Den Zustand und die Beeinflussung durch anthropogene Faktoren zu messen, ermöglicht den Lernenden, zu einer begründeten Gesamtbeurteilung des Ökosystems zu kommen. Vor diesem Hintergrund bieten sich aquatische Ökosysteme durch ihre relativ klare Abgrenzbarkeit und die für die Beurteilung gut zu erfassenden biotischen und abiotischen Faktoren für Messwerterfassung an. Für Fließgewässer lassen sich nach BACH die in diesem Heft dargestellten Faktoren eingrenzen. Gleichwohl sind die Versuche auch auf stehende Gewässer übertragbar.

Lerngruppen, die die vorliegenden Materialien nutzen wollen, sollten ein grundlegendes Konzept von abiotischen Einflussgrößen (pH, Temperatur, Salzgehalt...) auf Lebewesen bereits entwickelt haben. Darüber hinaus ist es für die Interpretation der Daten sehr hilfreich, wenn die Lernenden bereits die Parameter des Stickstoffkreislaufes und ihre biologische Bedeutung kennen.

Im Hinblick auf den Phosphatkreislauf reichen aus unserer Sicht Grundkenntnisse. Gleichwohl ist auch hier anzuraten, den Lernenden die stoffwechselphysiologische Bedeutung von Phosphat (z. B. im Bereich des Energiestoffwechsels und der Speicherung und Expression von Erbinformationen) bei der Interpretation der Daten noch einmal zu verdeutlichen.

Zusammenfassend sind die hier dargestellten Versuche für Oberstufenkurse optimiert, gleichwohl können sie aber auch im Rahmen eines Differenzierungskurses der Mittelstufe sinnvolle Anwendung finden.

Anregen möchten wir, die Versuche im Rahmen eines fächerübergreifenden Projekttages oder einer fächerübergreifenden Projektwoche anzuwenden. Aus unserer Sicht bietet sich hier eine idealtypische Kooperationsmöglichkeit der Fächer Biologie und Chemie an. Die Methoden und Ergebnisse geben nachfolgend in beiden Fächern vielfältige Gelegenheit, an unterschiedlichen Stellen des Oberstufenunterrichts fachlich aufgegriffen und vertieft zu werden.

Lernvoraussetzungen aus chemischer Sicht

Voraussetzung für diese Unterrichtsreihe sind Kenntnisse der Schüler*innen z. B. in den Bereichen wässriger Lösungen, elektrischer Leitfähigkeit, Säuren und Basen (pH-Wert) und der stufenweisen Oxidation von Stoffen (Kreisläufen).

Für eine vertiefte Interpretation der Daten sind Kenntnisse über Elektronenübergänge hilfreich. Besonders gilt dies bei einer maßanalytischen Vertiefung des BSB und CSB.

Der Einsatz digitaler Messwerterfassung in der Biologie und Chemie

Aufgrund der Rahmenvorgabe der KMK zum Einsatz digitaler Werkzeuge erübrigt sich jede Diskussion, ob der Einsatz digitaler Werkzeuge in einem zeitgemäßen Biologie- und Chemieunterricht überhaupt geboten ist. Gleichwohl ist natürlich die Frage zu beantworten, ob der Kontext den Einsatz an dieser Stelle des Unterrichts sinnvoll macht.

Auch ist die Frage zu beantworten, ob die vorgeschlagene technische Lösung an jeder Schule umsetzbar ist und ob sie im besten Fall eine wünschenswerte Arbeitserleichterung für die Fachkollegien darstellt.

Aufgrund der langjährigen Erfahrungen im Zukunftsschulnetzwerk NRW haben die beteiligten Fachkolleg*innen und Bereichskoordinator*innen, die die Fächer Mathematik, Biologie, Chemie, Physik vertreten, an ihren Schulen immer wieder die Erfahrung gemacht, dass eine gemeinsame und ohne weiteren administrativen Aufwand nutzbare Technik die Voraussetzung dafür ist, dass Digitalisierung an einer Schule gelingt.

Sicherlich gibt es hier mehrere Lösungen, ebenso ist die digitale Welt im schnellen Wandel, aber dennoch können folgende Rahmenbedingungen formuliert werden:

1. Die Werkzeugplattform sollte in allen MINT-Fächern einsetzbar sein.
2. Sie sollte keiner Pflege durch das Lehrerkollegium bedürfen.
3. Die Sensoren sollten via „plug and play“ von der Werkzeugplattform erkannt werden.
4. Die Bedienung der Werkzeugplattform sollte möglichst intuitiv sein.
5. Die Werkzeugplattform sollte an keine infrastrukturelle Randbedingung der Schulen gebunden sein, denn hier wäre man vom Schulträger zu sehr abhängig.
6. Die Werkzeugplattform sollte mit den gängigen Infrastrukturen (iOS, Windows, Android) kompatibel sein.
7. Die einzusetzenden Sensoren sollten erfahrungsgemäß langjährig und aus heutiger Sicht zukunftssicher und an diverse Endgeräte anschließbar sein.
8. Alle Lernenden sollten über die Werkzeugplattform verfügen und sie in möglichst allen Fächern nutzen.
9. Die Werkzeugplattform muss prüfungssicher sein und somit den gesetzlichen Vorgaben für Abiturprüfungen entsprechen.

Unsere Antwort auf diese Frage ist aktuell der GTR (graphikfähiger Taschenrechner), denn alle Lernenden haben an unseren Schulen diese Geräte ab der Mittelstufe im persönlichen Besitz und die Geräte erfüllen alle genannten Anforderungen. Natürlich sind ebenfalls die Vernier-App für die Aufnahme und Verarbeitung der Messungen aller Bluetooth-Sensoren oder das Computerprogramm TI-Nspire möglich. Die hier entstandenen Screenshots beziehen sich jedoch auf das Handheld TI-Nspire.

Selbstverständlich sind uns die Schwächen und Grenzen dieser Werkzeugplattform voll bewusst. Auch ist uns klar, dass es aus der isolierten Perspektive der einzelnen Fächer andere und ggf. fachlich bessere Lösungen gibt, aber keine Alternative erfüllt in NRW aktuell alle formulierten Randbedingungen. Insbesondere die Prüfungssicherheit stellt aktuell den größten Hemmschuh für denkbare Alternativen dar.

Im Hinblick auf die komplexen Anforderungen die die Digitalisierung an Schulen stellt, rechtfertigen mögliche fachspezifische Alternativen aus unserer Sicht in keiner Weise auf die Chance zu verzichten, mit einer gemeinsamen Werkzeugplattform zu einem fächerverbindenden Schulkonzept für den Einsatz digitaler Werkzeuge zu kommen. Insellösungen erschweren und verhindern diesen Prozess.

Die hier dargestellten Experimente beziehen sich einzig aufgrund der Tatsache, dass sich unsere Schulen für diese Produktlinie entschieden haben, auf die Geräte von Texas Instruments und die Sensoren von Vernier. Sie lassen sich aber auch mit anderen digitalen Werkzeugen und Sensorlinien umsetzten. Selbstverständlich sind die Versuche auch für diverse andere technische Insellösungen nutzbar.

A2. Umgang mit dem TI-Nspire – Datenerfassung mit DataQuest

Auswahl der Datendarstellung

Der TI-Nspire ist ein grafikfähiger Taschenrechner aus dem Hause Texas Instruments. Er beinhaltet ein Datenerfassungsprogramm in Zusammenarbeit mit Vernier, wodurch die Vernier-Sensorik direkt über den Taschenrechner angeschlossen und auf unterschiedliche Varianten (Graph, Tabelle, aktueller Messwert) verarbeitet werden kann.

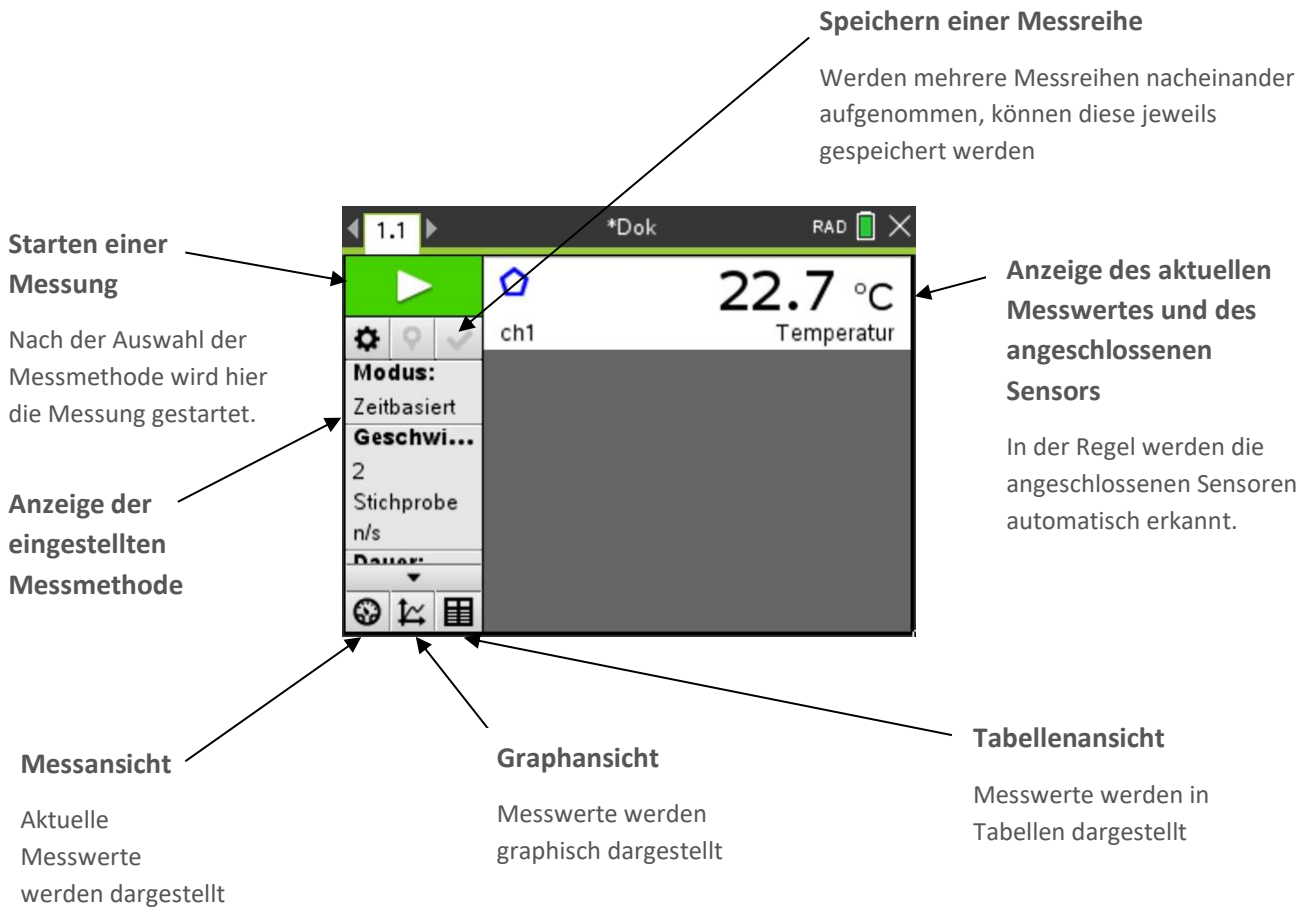


Abbildung A2.01 Auswahl der Datendarstellung
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Durch mehrmaliges Betätigen der Taste **tab** bzw. unter Nutzung des Touchpads kann die Ansicht innerhalb des Bildschirms gewechselt werden.

Die Aktivierung der Icons erfolgt mittels **Enter**.

Spezielle Einstellungen vornehmen

Die Software ermöglicht u. a., den Erfassungsmodus einzustellen, Sensoren zu kalibrieren, Einheiten zu ändern und einen Nullpunkt zu definieren.

Alle Einstellungen können unter **menu – 1 Experiment →** und der Wahl der gewünschten Option vorgenommen werden.

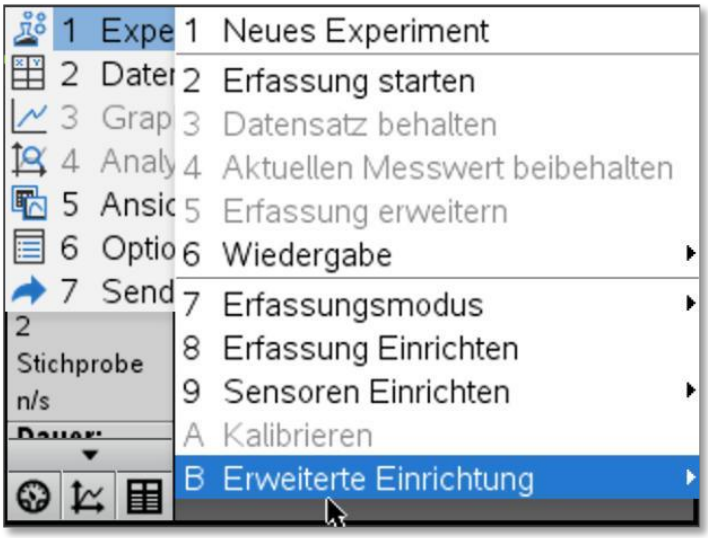


Abbildung A2.02 Spezielle Einstellungen vornehmen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Speichern von Dokumenten

Dokumente mit z. B. mehreren Versuchsreihen können als Datei auf dem Rechner gespeichert werden: **doc – Datei - 5 Speichern unter...** oder mit **ctrl+save**.

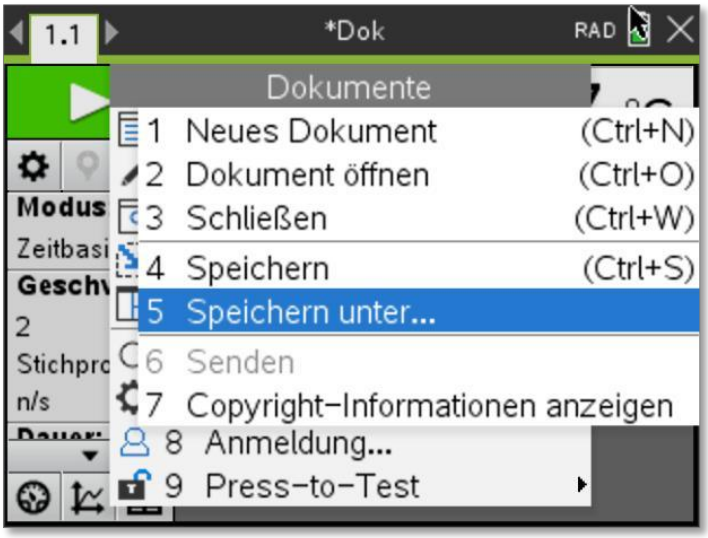


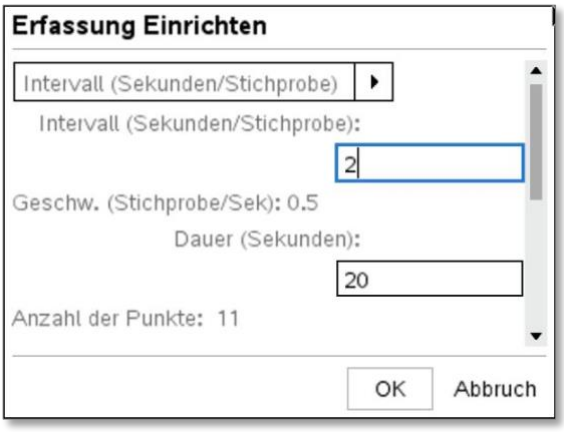
Abbildung A2.03 Speichern von Dokumenten
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Datenerfassung „Zeitbasiert“

Mit diesem Erfassungsmodus können automatisch Messwerte über einen festgelegten Zeitraum erfasst werden.

Beispiel

Es sollen alle 2 Sekunden Messwerte über einen Zeitraum von 20 Sekunden aufgenommen werden.



Menu – 1 Experiment – 7 Erfassungsmodus – 2 Zeitbasiert

Abbildung A2.04 Zeiterfassung festlegen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Einstellungen

- alle wie viel Sekunden soll ein Messwert aufgenommen werden
- wie viele Messwerte sollen pro Sekunde aufgenommen werden

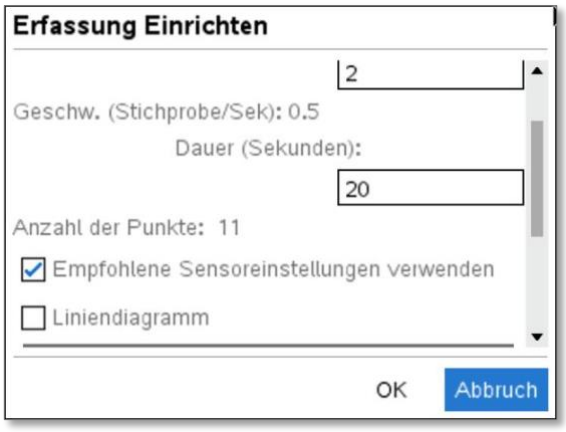


Abbildung A2.05 Anzahl der Messpunkte festlegen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Das Experiment kann jederzeit auch manuell beendet werden. Bei einigen Sensoren kann es zu alternativen Ansichten kommen. Diese Besonderheiten sind bei den Experimenten in Teil B beschrieben.

Datenerfassung starten

Der weiße Pfeil auf grünem Grund zeigt an, dass der Rechner zur Datenerfassung bereit ist. Nach Aktivierung des Icons startet die Messwerterfassung und es erscheint ein weißes Quadrat auf rotem Hintergrund. Nach dem Beenden der Messwerterfassung ist wieder der weiße Pfeil sichtbar.

Datensatz speichern

Aufgenommene Daten werden durch Aktivierung des Icons (nur "Haken") gespeichert.

Die Versuchsdurchführung erhält die Bezeichnung “run1“ (siehe linker, oberer Bildschirmrand).

Nach dem Speichern des Datensatzes kann mit einer neuen Messung begonnen werden, dies ist automatisch “run2“.

Beispiel

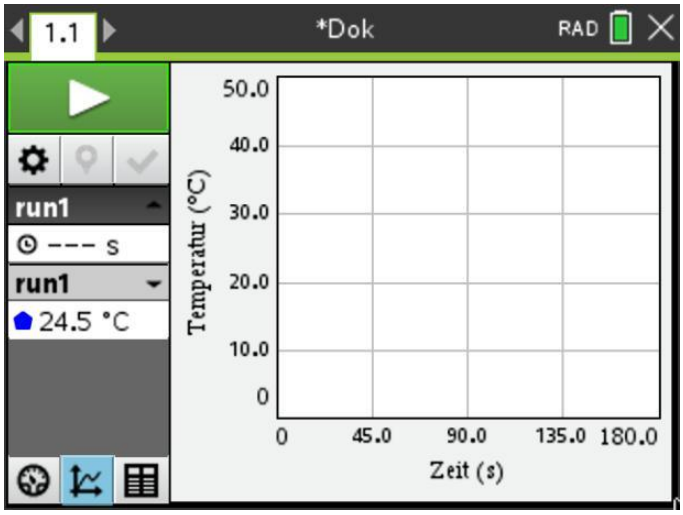
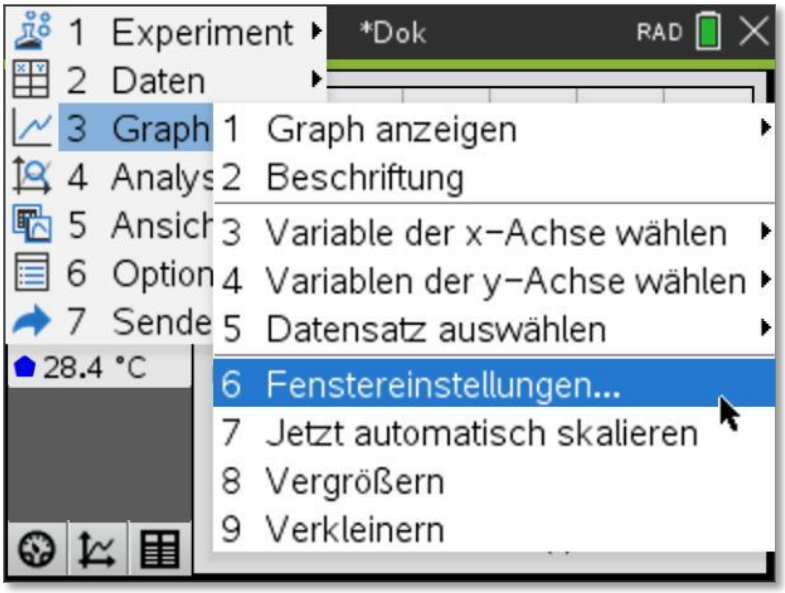


Abbildung A2.06 Startbildschirm vor einem Experiment
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Koordinatensystem anpassen

Zur optimalen Darstellung der aufgenommenen Messwerte kann das Koordinatensystem angepasst werden. Die Koordinatendarstellungen werden nach Beendigung eines Experiments zunächst automatisch optimiert.



Einstellungen – 3 Graph – 6 Fenstereinstellungen – Bereiche festlegen für x- und y-Achse

Abbildung A2.07 Anpassung des Koordinatensystems
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

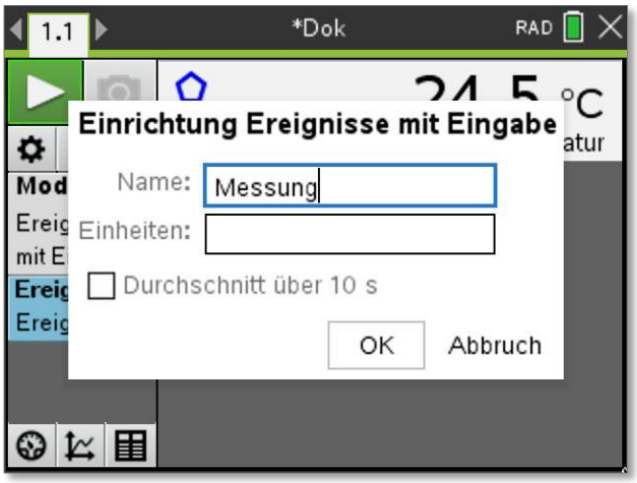
Abbildung A2.08 Koordinatensystem anpassen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Datenerfassung „Ereignisse mit Eintrag“

Mit diesem Erfassungsmodus werden ausgewählte Messwerte aufgenommen. Diesen wird dann jeweils ein numerischer Wert durch den Nutzer zugeordnet.

Beispiel

Es sollen 5 verschiedene Temperaturen nacheinander aufgenommen werden.



Menu – 1 Experiment –
7 Erfassungsmodus –
2 Ereignisse mit Eingabe

Abbildung A2.09 Ereignisse mit Eingabe erstellen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Die “Ereignisse“ werden auf der x- und die aufgenommenen Messwerte auf der y- Achse abgetragen.

Messung starten

Durch Betätigung des grünen Pfeils (Start) wird die Messung gestartet. Solange das weiße Quadrat auf dem roten Untergrund sichtbar ist, läuft eine Messung.

Messung beenden

Die Erfassung wird durch Betätigung des Icons (weißes Quadrat auf rotem Untergrund) gestoppt. Es erscheint der weiße Pfeil auf grünem Grund für eine neue Messung.

Messung durchführen

Nach dem Starten der Messung wird ein erster Messpunkt angezeigt. Durch das Betätigen des Icons (Kamera) (aktuellen Messwert beibehalten), wird dieser Messwert gespeichert.

Es öffnet sich ein Fenster, sodass von Experimentator*innen ein „Wert“ eingegeben werden kann. Die erste Messung ist abgeschlossen.

Ein zweiter, dritter, ... Messwert wird durch Betätigen der Taste **Enter** aufgenommen. Das Fenster zur Eingabe des „Ereignisses“ öffnet sich jeweils automatisch.

Datensatz speichern

Aufgenommene Daten werden durch Aktivierung des Icons (Haken) gespeichert.

Die Versuchsdurchführung erhält die Bezeichnung “run1“ (siehe linker, oberer Bildschirmrand).

Nach dem Speichern des Datensatzes kann mit einer neuen Messung begonnen werden, “run2“.

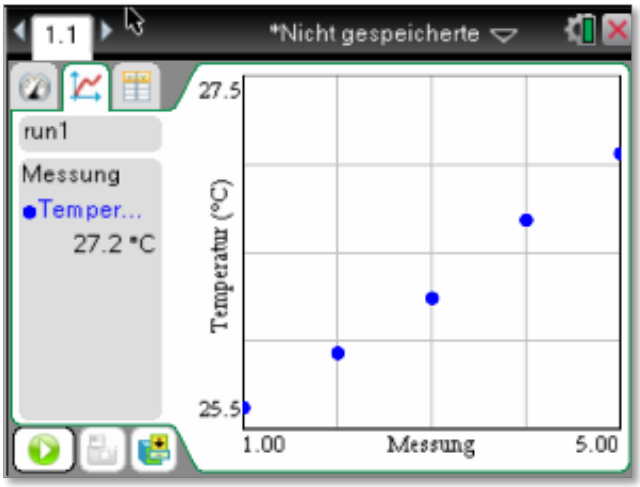


Abbildung A2.10 Beispiel einer Messreihe mit Ereignissen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

A3. Hinweise zur Probenentnahme

Auswahl der Entnahmestelle

Damit die Messungen der Gewässerparameter in der Probe auch die tatsächlichen Werte an der Entnahmestelle widerspiegeln und nicht verfälscht werden, sollte die Probenentnahme grundsätzlich aus dem strömenden Bereich des Gewässers erfolgen. Dieser Bereich sollte nicht in der Nähe eines Zulaufs, eines Wehres oder einer Schleuse liegen, da besonders hier die Konzentrationen der verschiedenen Parameter deutliche Unterschiede zeigen können. So kann zum Beispiel der Sauerstoffgehalt an diesen Stellen im Wasser stark angereichert sein.

Probenentnahme

Die Wasserproben sollten in verschließbaren Glasschliffflaschen, nach Möglichkeit aus Braunglas, luftblasenfrei abgefüllt werden. Hierzu wird die Flasche entgegen der Fließrichtung ca. 10 cm unter die Wasseroberfläche gebracht, vollständig gefüllt und unter Wasser verschlossen. Es ist darauf zu achten, dass das Wasser in die Glasflasche langsam hineinströmt und nicht „schwappt“ bzw. blubbert. Luftblasen sind dabei zu vermeiden, weil dadurch zum Beispiel der Sauerstoffgehalt verändert wird.

Es bietet sich an, einige Parameter direkt an der Entnahmestelle zu ermitteln, da der Transport der Wasserprobe ins Labor die Werte verfälschen kann. Messen Sie die Wassertemperatur, Ammonium- und Nitratgehalt, pH-Wert und die Sauerstoffsättigung gleich an der Entnahmestelle.

Können die Parameter nicht direkt vor Ort ermittelt werden, sollten die Wasserproben möglichst kühl und dunkel zum Labor transportiert werden. Alufolie und isolierte Thermoboxen sind dabei hilfreich. Vorsorglich ist zu empfehlen, zwei Probenflaschen zu füllen, um Messungen gegebenenfalls wiederholen zu können.

A4. Material- und Versuchsübersicht

Experiment 1 – Temperatur

Benötigte Sensoren:	Temperatursensor Vernier TMP-BTA
Geräte und Chemikalien:	Ggf. Zellstofftücher
Alternativen:	Thermometer
Besondere Hinweise:	Die Temperatur kann direkt an der Entnahmestelle gemessen werden.

Experiment 2 – Leitfähigkeit

Benötigte Sensoren:	Leitfähigkeitssensor (Vernier GDX-CON)
Geräte und Chemikalien:	Natriumchlorid-Standardlösung [500 mg/L, 1000 µS/cm]
	Waschflasche mit destilliertem Wasser, ggf. Zellstofftücher
Alternativen:	-
Besondere Hinweise:	Um einen möglichst genauen Leitfähigkeitswert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld mit einer Einpunkt-Kalibrierung geeicht werden. Die Leitfähigkeit kann danach direkt an der Entnahmestelle gemessen werden.

Experiment 3 – pH-Wert

Benötigte Sensoren:	pH-Sensor (Vernier FPH-BTA)
Geräte und Chemikalien:	Pufferlösung pH = 4
	Pufferlösung pH = 7 (optional)
	Waschflasche mit destilliertem Wasser
	Feines Zellstofftuch
Alternativen:	pH-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	Der pH-Wert sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden. Um einen möglichst genauen pH-Wert ermitteln zu können, sollten der Sensor unbedingt kalibriert werden.

Experiment 4 – Sauerstoffgehalt

Benötigte Sensoren:	Sensor für gelösten Sauerstoff (Vernier DO-BTA)
Geräte und Chemikalien:	Waschflasche mit destilliertem Wasser
	Feines Zellstofftuch
Alternativen:	O_2-Teststreifen für Aquarianer*innen
	Sauerstoff-Bestimmung nach WINKLER (0,1 – 12 mg/L O_2)
Besondere Hinweise:	Der Sauerstoffgehalt sollte aufgrund der hohen Anfälligkeit des Parameters nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden.

Experiment 5 – Nitrat

Benötigte Sensoren:	Ionenselektiver Nitrat-Sensor (Vernier NO_3-BTA)
Geräte und Chemikalien:	Nitrat-Lösung Low Standard [100 mg/L NO_3^-]
	Nitrat-Lösung High Standard [1 mg/L NO_3^-]
	Long-term-storage Behälter
	Waschflasche mit destilliertem Wasser
	Feines Zellstofftuch
	Verschließbare Probenflasche (optional)
Alternativen:	Nitrat-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	Der Nitrat-Wert sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden, da dieser in einer Wasserprobe durch bakterielle Vorgänge eine rasche Veränderung erfahren kann. Um einen möglichst genauen Nitrat-Wert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld mit einer Zweipunkt-Kalibrierung geeicht werden.

Experiment 6 – Phosphat

Benötigte Sensoren:	-
Geräte und Chemikalien:	-
Alternativen:	Phosphat-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	-

Experiment 7 – Ammonium

Benötigte Sensoren:	Ionenselektiver Ammonium-Sensor (Vernier NH_4-BTA)
Geräte und Chemikalien:	Ammonium-Lösung Low Standard [100 mg/L NH_4^+]
	Ammonium-Lösung High Standard [1 mg/L NH_4^+]
	Long-term-storage Behälter
	Waschflasche mit destilliertem Wasser
	Feines Zellstofftuch
	Verschließbare Probenflasche (optional)
Alternativen:	Ammonium-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	Der Ammoniumgehalt sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden, da dieser in einer Wasserprobe durch bakterielle Vorgänge eine rasche Veränderung erfahren kann. Um einen möglichst genauen Ammonium-Wert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld über eine Zweipunkt-Kalibrierung geeicht werden.

Experiment 8 – BSB5

Benötigte Sensoren:	Sensor für gelösten Sauerstoff (Vernier DO-BTA)
Geräte und Chemikalien:	Waschflasche mit destilliertem Wasser
	Feines Zellstofftuch
	Verschließbare Probenflasche
	Aluminiumfolie (optional)
Alternativen:	O_2-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	Zur Bestimmung des BSB5 nimmt man eine Gewässerprobe und bestimmt zu Beginn der Untersuchung und nach fünf Tagen den Sauerstoffgehalt bei 20°C.

Experiment 9 – CSB

Benötigte Sensoren:	Sensor für gelösten Sauerstoff (Vernier DO-BTA)
Geräte und Chemikalien:	-
Alternativen:	O_2-Teststreifen für Aquarianer*innen
Besondere Hinweise:	-

Experiment 10 – Fließgeschwindigkeit

Benötigte Sensoren:	Fließgeschwindigkeitssensor (Vernier FLO-BTA)
Geräte und Chemikalien:	-
Alternativen:	-
Besondere Hinweise:	-

Experiment 11 – Trübungsgrad

Benötigte Sensoren:	Trübungssensor (Vernier TRB-BTA)
Geräte und Chemikalien:	-
Alternativen:	-
Besondere Hinweise:	-

B. EXPERIMENTE

Autoren*innen

Michael Deittert – Annette-von-Droste-Hülshoff-Gymnasium, Münster

Ulrike Jeske – BioCity

Kai Jonas – Gymnasium Hammonense, Hamm

Nora Simon – Städtisches Gymnasium an der Hönne, Menden

B1. Messung der Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wird maßgeblich durch die Jahreszeit, die zum Untersuchungszeitraum herrschenden Witterungsbedingungen, die Höhenlage, die geographische Lage sowie die Beschattung des Gewässerabschnittes durch Bäume und Sträucher beeinflusst.

Anthropogene Faktoren, die zu einer Erhöhung der Wassertemperatur führen, sind der Klimawandel und z. B. die Einleitung von Kühlwasser aus Kraftwerken und das Entfernen des Baumbestandes im Uferbereich. Die Wassertemperatur ist eine bedeutsame Größe für alle physikalischen, chemischen und biochemischen Vorgänge in Oberflächengewässern, da sie massiv die Geschwindigkeit der im Wasser ablaufenden Vorgänge sowie die Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen der poikilothermen Wasserorganismen beeinflusst. Nach der RGT-Regel nehmen die Abbauvorgänge im Wasser mit steigender Temperatur exponentiell (Verdopplung bis Vervierfachung bei einer Temperatursteigerung um 10°C) zu. Die Zunahme der Stoffwechselaktivitäten hat zur Folge, dass die Lebewesen viel Sauerstoff verbrauchen und es in Verbindung mit der Abnahme der Löslichkeit des Sauerstoffs zu einer ausgeprägten Sauerstoffzehrung kommen kann. Temperaturen ≤ 18°C stellen kein Problem für die Sauerstoffversorgung der Lebewesen dar und werden einer hohen Indexzahl von 90 bis 100 zugeordnet, während Messwerten von > 23°C nur Indexzahlen von < 33 zugeordnet werden und diese somit in der Summe die Güteklasse des Fließgewässers signifikant abwerten.

Die dem jeweils gemessenen Temperaturwert zugeordneten Indexzahlen fließen mit einer Gewichtung von 0,08 in den Chemischen Index nach BACH ein (siehe C. Auswertung, **Tabelle C2.01**).

Arbeitsblatt – B1. Messwerte Wassertemperatur

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Temperature Probe
- Zellstofftücher (optional)

Experiment

Die Wassertemperatur sollte aufgrund der hohen Anfälligkeit des Parameters direkt an der Entnahmestelle gemessen werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Temperatur [in °C]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

B2. Messung der elektrischen Leitfähigkeit

Reines Wasser leitet nahezu keinen Strom, da erst im Wasser gelöste Anionen und Kationen das Wasser leitfähig machen. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit dient folglich der summarischen Erfassung der im Wasser gelösten Ionen, sie lässt aber keine Aussage darüber zu, *welche* Stoffe und Teilchen im Wasser gelöst sind. Der natürliche Ionengehalt des Wassers ist u.a. von den geologischen Faktoren und den darauf basierenden Bodentypen des Gebietes abhängig. Eine erhöhte Leitfähigkeit deutet auf Verunreinigungen und Belastungen des Wassers aus häuslichen und industriellen Abwässern hin. Messwerte zwischen 100 bis 300 µS/cm sind optimal und zeigen eine geringe Belastung des Gewässers an (Indexzahl > 90), während Messwerte > 700 µS/cm (Index < 39) in stark bis übermäßig stark verschmutzten Gewässern zu messen sind, aber auch naturgemäß in Kalkbächen. In die Bestimmung des Chemischen Indexes nach BACH fließt der Leitfähigkeitsmesswert nur mit einer Gewichtung von 0,07 ein.

Arbeitsblatt – B2. Messwerte elektrische Leitfähigkeit

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Conductivity Leitfähigkeitssensor
- Mitgelieferte Natriumchlorid-Standardlösung [500 mg/L, 1.000 µS/cm]
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Zellstofftücher

Experiment

Die elektrische Leitfähigkeit kann nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden. Um einen möglichst genauen Leitfähigkeitswert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld mit einer Einpunkt-Kalibrierung geeicht werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Messwerte [in µS/cm]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Vorbereitung des Experiments – Vorbereitung zur Nutzung (Kalibrierung)

1. Tauchen Sie den Leitfähigkeits-Sensor zur Kalibrierung in die mitgelieferte Natriumchlorid- Standardlösung ein (sodium chloride solution conductivity standard 500 mg/L, 1.000 µS/cm). Stellen Sie am Sensor die „Range“ auf 0 bis 20.000 µS ein.

   Schließen Sie den Leitfähigkeitssensor-Sensor mit Hilfe eines Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an und drücken Sie nach der automatischen Erkennung des Sensors auf Menü.

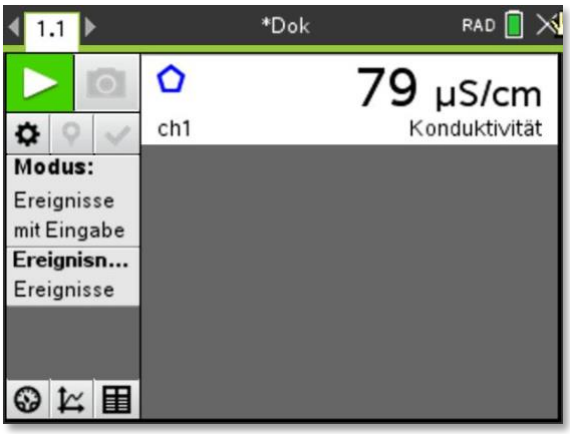


Abbildung B2.01 Anzeige nach Anschluss des Leitfähigkeits-Sensors
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire,** s. **Screenshot**)

2. Es öffnet sich ein Untermenü. Wählen Sie in diesem Fenster zunächst **1: Experiment** und klicken Sie im zweiten Fenster des Menüs auf **A: Kalibrieren**. Wählen Sie die Leitfähigkeits-Elektrode aus und klicken Sie auf die Option **3: Einzelner Punkt**.

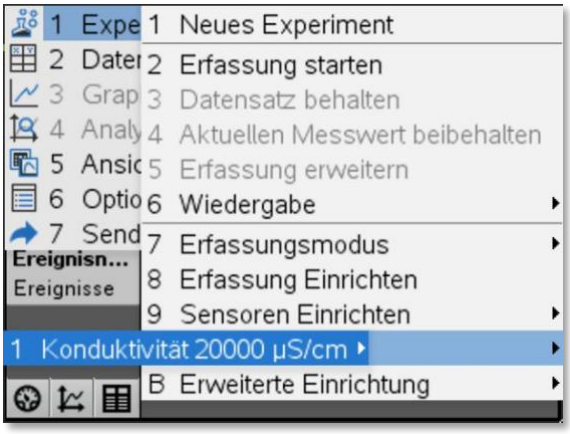


Abbildung B2.02a Sensor kalibrieren
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

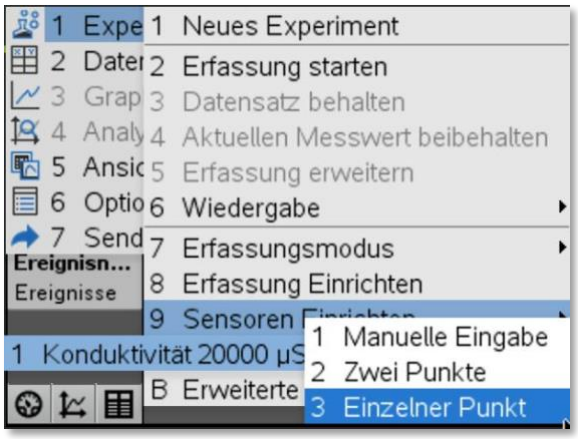


Abbildung B2.02b Sensor kalibrieren
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

3. Geben Sie als Referenzwert für die Standardlösung den Zahlenwert 1.000 an und klicken Sie auf **Behalten**.
   Aktivieren Sie den Reiter “Kalibrierung mit Dokument abspeichern“ und bestätigen Sie die Eingabe mit **OK**.

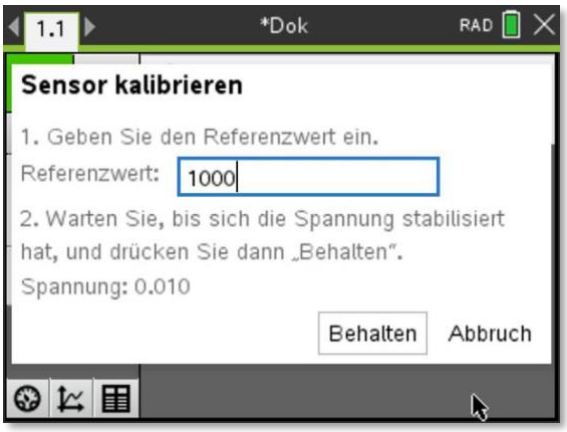


Abbildung B2.03 Sensor kalibrieren
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

4. Entfernen Sie den Sensor aus der Standard-Leitfähigkeitslösung. Reinigen Sie den Sensor im nächsten Schritt mit destilliertem Wasser. Es ist wichtig, die Reste der Maßlösung vollständig vom Sensor zu waschen. Trocknen Sie den Sensor im Anschluss vorsichtig mit einem trockenen, feinen Zellstofftuch ab.

   Die Kalibrierung ist nun abgeschlossen und der Sensor einsatzbereit.

   Tauchen Sie den Sensor in die zu untersuchende Wasserprobe ein und warten Sie mindestens 60 Sekunden bis zur Stabilisierung des Messwertes, danach können Sie den Wert bestimmen.

Abbildung B2.04 Wert des Sensors bestimmen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Abbildung B2.05 Messwerterfassung mit Leitfähigkeits-Sensor

B3. Messung des pH-Wertes

Der pH-Wert ist ein Maß für die Acidität bzw. Basizität des Gewässers. Wasser ohne Fremdstoffe ist neutral und hat einen pH-Wert von 7. Das bedeutet, dass die Konzentration der Hydroxid-Ionen der der Oxonium-Ionen (Hydronium) entspricht. Überwiegt die Konzentration der Oxonium (H_3O^+) ist das Medium sauer (pH < 7), gibt es mehr Hydroxid-Ionen ist das Wasser basisch (pH > 7).
Da die pH-Skala logarithmiert ($pH = -\log_c(H_3O^+)$) ist, entspricht eine Änderung um eine Einheit einer zehnfachen Veränderung der Konzentration an H_3O^+-Ionen.

Der pH-Wert ist eine entscheidende Größe für die Existenz von Lebewesen im Wasser, da Proteine durch hohe oder niedrige pH-Werte mehr oder weniger reversibel denaturiert werden. Weiterhin wirkt sich ein hoher pH-Wert (≥ 10) beim Abbau von Proteinen negativ auf die Endprodukte aus, da bei diesen pH-Werten 80% des aus dem Proteinabbau stammenden Ammoniums (NH_4^+) in den für Fische giftigen Ammoniak (NH_3) umgewandelt werden. Der pH-Wert eines Gewässers wird zum einen durch den sauren Regen beeinflusst und zum anderen durch die das Gewässer umgebende Festphase und biochemische Abbauprozesse. So lassen sich in den Hochmooren pH-Werte von pH = 6 messen, während in den Kalkalpen aufgrund der Pufferwirkung durch die gebirgsbildenden Carbonate pH-Werte von ca. 8 gängig sind.

Weitere auf den pH-Wert einwirkende Faktoren sind im Uferbereich stehende Nadelgehölze, da beim Abbau von Nadeln Huminsäuren freigesetzt und in das Gewässer eingespült werden. Auch das örtliche Einbringen von Schadstoffen kann zu pH-Wertveränderungen führen. Für eine gute Gewässergüteklasse sollte der pH-Wert zwischen 6 bis 6,4 oder 8,1 bis 8,5 liegen (saure bzw. basische Gewässer). Diese Werte entsprechen einer Indexzahl von ca. 56 bis 78 nach BACH. Ein stark verschmutztes Gewässer weist pH-Werte von 5 bis 5,4 bzw. 8,6 bis 9 auf. Die entsprechenden Indexzahlen für diese Messwerte liegen zwischen 22 und 50. Der pH-Wert geht mit einer Gewichtung von 0,1 in die Gesamtbilanz des chemischen Index nach BACH ein.

Arbeitsblatt – B3. Messwerte pH-Wert

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier pH-Sensor
- Pufferlösung pH = 4
- Pufferlösung pH = 7 (optional)
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- feines Zellstofftuch

Experiment

Der pH-Wert sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden. Um einen möglichst genauen pH-Wert ermitteln zu können, sollte der Sensor unbedingt kalibriert werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	pH-Wert
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Vorbereitung des Experiments – Vorbereitung zur Nutzung (Kalibrierung)

1. Tauchen Sie den pH-Sensor zur Kalibrierung in eine Pufferlösung mit dem pH = 4 ein. Schließen Sie den pH-Sensor mit Hilfe eines Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an und drücken Sie nach der automatischen Erkennung des Sensors auf Menü.

Abbildung B3.01a
Startbild nach Anschluss des Sensors
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

Abbildung B3.01b
Menu-Taste
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

2. Es öffnet sich ein Untermenü. Wählen Sie in diesem Fenster zunächst **1: Experiment** und klicken Sie im zweiten Fenster des Menüs auf **A: Kalibrieren**. Wählen Sie die pH-Elektrode aus und klicken Sie auf die Option **3: Einzelner Punkt**.

Abbildung B3.02a Kalibrierung
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

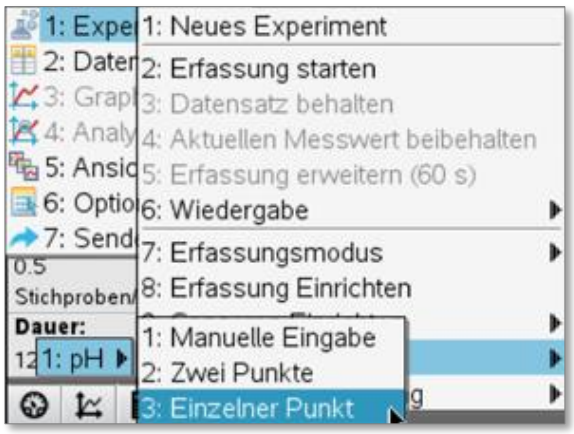


Abbildung B3.02b Kalibrierung
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

3. Geben Sie als Referenzwert für die Pufferlösung den Zahlenwert 7 ein und klicken Sie auf **Behalten**.
   Aktivieren Sie den Reiter **Kalibrierung mit Dokument abspeichern** und bestätigen Sie die Eingabe mit **OK**.

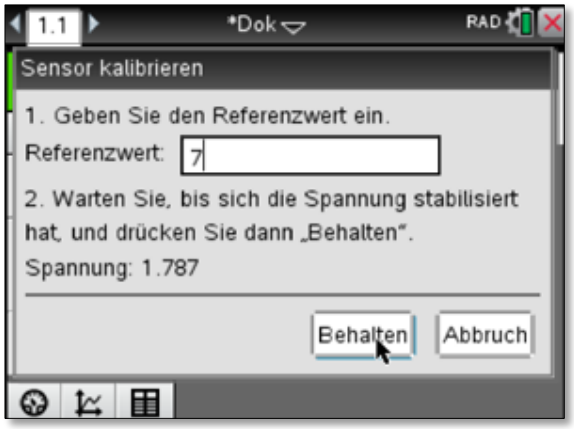


Abbildung B3.03a Referenzwert eingeben
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

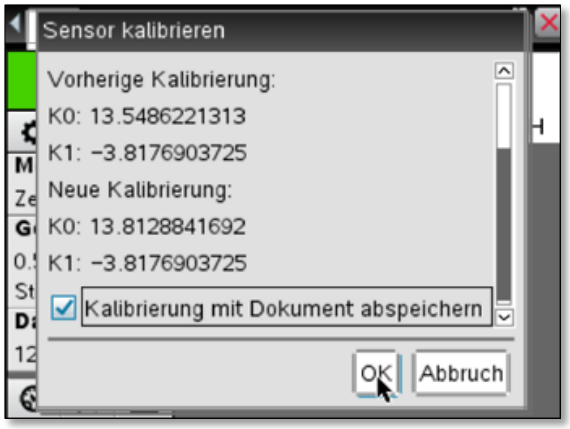


Abbildung B3.03b Kalibrierung speichern
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, TI-Nspire, s. Screenshot)

Entfernen Sie den Sensor aus der Pufferlösung. Reinigen Sie den Sensor im nächsten Schritt mit destilliertem Wasser, indem Sie diesen im Stativ hängend mit einer Spritzflasche umspülen. Es ist wichtig die Reste der Pufferlösung vollständig vom Sensor zu waschen. Trocknen Sie den Sensor im Anschluss vorsichtig mit einem trockenen, feinen Zellstofftuch ab. Der Sensor ist nun einsatzbereit.
Tauchen Sie den Sensor in die zu untersuchende Wasserprobe ein und warten Sie mindestens 60 Sekunden bis zur Stabilisierung eines Messwertes, danach können Sie den Wert bestimmen.

Abbildung B3.04 Messwerterfassung mit pH-Sensor

B4. Messung des gelösten Sauerstoffs

Gelösten Sauerstoff messen

Aerob lebende Wasserorganismen benötigen Sauerstoff zur Energiegewinnung bei der Zellatmung. Der Sauerstoff liegt in gelöster Form im Gewässer vor und wird in mg/L (absoluter Wert) oder % (relativer Wert) angegeben. Atmosphärischer Sauerstoff gelangt über die Grenzflächen Wasser/Luft in den Wasserkörper und zwar besonders gehäuft an den Stellen, an denen Turbulenzen herrschen. Dabei gilt die Regel: Je mehr Turbulenzen ein Gewässerabschnitt zeigt, desto mehr Sauerstoff wird aus der Atmosphäre eingetragen. Gebirgsbäche werden demzufolge immer einen höheren Sauerstoffgehalt aufweisen als Flachlandbäche. Zusätzlich wird Sauerstoff über die Fotosynthese der im Wasser befindlichen Grünalgen produziert. Ist die maximale Sättigung eines Gewässers erreicht, wird der überschüssige Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben.

Der optimale Sauerstoffgehalt liegt im Bereich des Maximalwertes an gelöstem Sauerstoff im Gewässer, der sogenannten Sättigungsgrenze (in mg/L). Die prozentuale Sättigung erlaubt es, die Sauerstoffsituation zu bewerten, da hierbei der gemessene Sauerstoffgehalt (in mg/L) mit dem Sättigungswert (in mg/L) verglichen wird. Die Berechnung erfolgt nach der Formel:

$$\frac{\boldsymbol{Messwert}\ (\frac{mg}{L})}{\boldsymbol{Sättigungswert}\ \left(\frac{mg}{L}\right) x\ 100} = \boldsymbol{relative\ (prozentuale)\ Sättigung}$$

Ist man aufgrund der zur Verfügung stehenden Geräte zur Messwerterfassung nur in der Lage, den absoluten gelösten Sauerstoffgehalt (in mg/L) zu bestimmen, so lassen sich mit Hilfe der untenstehenden **Tabelle B4.01** die Sättigungswerte (mg/L) von Sauerstoff bei verschiedenen Wassertemperaturen bestimmen. Mit den erhaltenen Messwerten kann anschließend mit der obigen Formel der relative Sauerstoffgehalt berechnet werden.

Da Sauerstoff physikalisch im Wasser gelöst ist, hängt der Sättigungswert vor allem vom Partialdruck des Sauerstoffs(p_{02}) in der Luft und der Wassertemperatur ab. Er beträgt bei einem Luftdruck von p = 1013 mbar p_{02} = 212,2 mbar. Der Sättigungszustand ist erreicht, wenn der Partialdruck von Sauerstoff im Wasser gleich dem der Luft ist.

Wie aus der **Tabelle B4.01** ersichtlich ist, sinkt die maximale Sauerstoffsättigung mit der Temperaturerhöhung des Wassers. Beschattete Bereiche des Gewässers erwärmen sich nicht so stark und sind aufgrund ihres höheren Sauerstoffgehaltes ein Habitat für besonders sauerstoffbedürftige Organismen, wie Eintagsfliegen-, Köcherfliegen- und Steinfliegenlarven (s. Saprobienindex). Besonders in Flachlandbächen ist dies zu beobachten, da diese aufgrund des geringen Gefälles weniger atmosphärischen Sauerstoff durch Turbulenzen aufnehmen können.

Die Zerstörung der natürlichen Auenvegetation durch anthropogene Einflüsse sowie das Einleiten von Kühlwasser aus Kraftwerken führen neben der Erderwärmung zu einer Temperaturerhöhung des Wassers und beeinflussen die Artenvielfalt des Fließgewässers negativ, da nur noch die Tiere überleben, die an niedrige Sauerstoffgehalte des Wassers angepasst sind (z. B. rote Zuckmückenlarven). Eine zusätzliche Sauerstoffzehrung erfolgt natürlicherweise durch den Abbau organischen Abfalls (Detritus) durch Destruenten.

Die Einleitung ungeklärter Abwässer aus Land- und Viehwirtschaft wie auch aus privaten Haushalten führt zu einer Zunahme der Belastung mit organischen Stoffen und daraus resultierend zu einer massenhaften Vermehrung der Destruenten, die für den Abbau der organischen Abfälle (Selbstreinigung) sehr viel Sauerstoff verbrauchen, der den sauerstoffliebenden Wasserorganismen nun nicht mehr zur Verfügung steht und zum Massensterben dieser Spezies führt.

Als Resultat dieses Abbaus reichern sich freigesetzte Mineralstoffe an, die zu einem stärkeren Pflanzenwachstum in den langsam fließenden Bereichen des Unterlaufs von Fließgewässern oder bei Abtransport schließlich in Seen führen. Die daraus resultierende Vermehrung von Detritus führt zu einer Verstärkung der Sauerstoffzehrung durch Mikroorganismen, besonders in den Sommermonaten mit erhöhter Wassertemperatur, und demzufolge zum Sterben von Fischen und anderen Lebewesen auch in diesen Ökosystemen (s. Fischsterben im Aasee bei Münster in Verbindung mit den hohen Temperaturen im Sommer 2018). Rein optische Hinweise auf einen Sauerstoffmangel in einem Fließgewässer sind schwarze Flecken auf Steinen und schwarzer Schlamm durch Sulfidbildung. Da dies keine eindeutigen Nachweise für einen Sauerstoffmangel sind, empfiehlt es sich, Messungen mittels Messsensoren oder titrimetrisch nach WINKLER durchzuführen.

t (°C)	,0	,1	,2	,3	,4	,5	,6	,7	,8	,9
0	14,16	14,12	14,08	14,04	14,00	13,97	13,93	13,89	13,85	13,81
1	13,77	13,74	13,70	13,66	13,63	13,59	13,55	13,51	13,48	13,44
2	13,40	13,37	13,33	13,30	13,26	13,22	13,19	13,15	13,12	13,08
3	13,05	13,01	12,98	12,94	12,91	12.87	12,84	12,81	12,77	12,74
4	12,70	12,67	12,64	12,60	12,57	12,54	12,51	12,47	12,44	12,41
5	12,37	12,34	12,31	12,28	12,25	12,22	12,18	12,15	12.12	12,09
6	12,06	12,03	12,00	11,97	11,94	11,91	11,88	11,85	11,82	11,79
7	11,76	11,73	11,70	11,67	11,64	11,61	11,58	11,55	11,52	11,50
8	11,47	11,44	11,41	11,38	11,36	11,33	11,30	11,27	11,25	11,22
9	11,19	11,16	11,14	11,11	11,08	11,06	11,03	11,00	10,98	10,95
10	10,92	10,90	10,87	10,85	10,82	10,80	10,77	10,75	10,72	10,70
11	10,67	10,65	10,62	10,60	10,57	10,55	10,53	10,50	10,48	10,45
12	10,43	10,40	10,38	10,36	10,34	10,31	10,29	10,27	10,24	10,22
13	10,20	10,17	10,15	10,13	10,11	10,09	10,06	10,04	10,02	10,00
14	9,98	9,95	9,93	9,91	9,89	9,87	9,85	9,83	9,81	9,78
15	9,76	9,74	0,72	9,70	9,68	9,66	9,64	9,62	9,60	9,58
16	9,56	9,54	9,52	9,50	9,48	9,46	9,45	9,43	9,41	9,39
17	9,37	9,35	9,33	9,31	9,30	9,28	9,26	9,24	9,22	9,20
18	9,18	9,17	9,15	9,13	9,12	9,10	9,08	9,06	9,04	9,03
19	9,01	8,99	8,98	8,96	8,94	8,93	8,91	8,89	8,88	8,86
20	8,84	8,83	8,81	8,79	8,78	8,76	8,75	8,73	8,71	8,70
21	8,68	8,67	8,65	8,64	8,62	8,61	8,59	8,58	8,56	8,55
22	8,53	8,52	8,50	8,49	8,47	8,46	8,44	8,43	8,41	8,40
23	8,38	8,37	8,36	8,34	8,33	8,32	8,30	8,29	8,27	8,26
24	8,25	8,23	8,22	8,21	8,19	8,18	8,17	8,15	8,14	8,13
25	8,11	8,10	8,09	8,07	8,06	8,05	8,04	8,02	8,01	8,00
26	7,99	7.97	7,96	7,95	7,94	7,92	7,91	7,90	7,89	7,88
27	7,86	7,85	7,84	7,83	7,82	7,81	7,79	7,78	7,77	7,76
28	7,75	7,74	7,72	7,71	7,70	7,69	7,68	7,67	7,66	7,65
29	7,64	7,62	7,61	7,60	7,59	7,58	7,57	7,56	7,55	7,54
30	7,53	7,52	7,51	7,50	7,48	7,47	7,46	7,45	7,44	7,43

Tabelle B4.01 Temperaturabhängige Sättigungswerte von Sauerstoff im Wasser (mg/L) bei einem Luftdruck von p = 1.013 mbar

Eine Orientierung zur Bewertung des Sauerstoffgehalts geben folgende Messwerte:

Ein relativer Sauerstoffgehalt von > 95% weist auf eine sehr gute Sauerstoffversorgung des Gewässers hin (Indexzahl 100), Werte von 65% sind einer befriedigenden (Indexzahl 53) und Werte < 25% einer schlechten Sauerstoffversorgung (Indexzahl < 9) zuzuordnen.

Arbeitsblatt – B4. Messwerte gelöster Sauerstoff

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Sensor für gelösten Sauerstoff (Vernier Optical DO Probe)
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Feines Zellstofftuch

Experiment

Der Sauerstoffgehalt sollte aufgrund der hohen Anfälligkeit des Parameters nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Gelöster Sauerstoff [in %]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Durchführung des Experiments

1. Wählen Sie einen geeigneten Ort für Ihre Untersuchungen aus. Proben werden am besten soweit wie möglich vom Rand des Ufers entfernt entnommen. Der von Ihnen gewählte Ort sollte für das Fließgewässer als Ganzes repräsentativ sein.
2. Spülen Sie die Flasche für die Probe ein paar Mal mit Flusswasser aus. Füllen Sie anschließend die Flasche vollständig mit Flusswasser.
3. Schalten Sie den Rechner ein. Wählen Sie am Sensor für gelösten Sauerstoff die Einstellung %. Schließen Sie den Sensor mit Hilfe des Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an.
4. Auf dem Display erscheint daraufhin die Anzeige „Rechner wärmt auf“. Warten Sie, bis der Aufwärmprozess abgeschlossen ist. Dann werden die Werte für den gelösten Sauerstoff in % korrekt angezeigt. Bleibt der Wert annähernd konstant, übertragen Sie ihn in Ihre Ergebnistabelle.
5. Verfahren Sie in der gleichen Weise an verschiedenen Messorten des Fließgewässers.
6. Spülen Sie nach Abschluss jeder Messung den Sensor mit destilliertem Wasser ab und trocknen Sie ihn vorsichtig mit dem feinen Zellstofftuch.
7. Achten Sie darauf, dass das Schwämmchen in der Spitze der Verschlusskappe immer durch destilliertes Wasser angefeuchtet bleibt.

Hinweis

Wenn Sie mit dem preiswerteren Sensortyp „Dissolved Oxygen Probe“ arbeiten, müssen Sie den Sensor laut Herstellerangaben zunächst umfangreich kalibrieren. Wenn Sie die Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffsättigung thematisieren wollen, ist es erheblich einfacher und vor allem zeitsparender, mit dem sich selber kalibrierenden Sensor „Vernier Optical DO Probe“ zu arbeiten und ihn einfach auf den Messbereich mg/L umzustellen.

Alternativ bietet sich die chemische Bestimmung der Sauerstoffkonzentration nach WINKLER an, die weiter unten beschrieben ist.

Auswertung des Experiments

Der Sauerstoffgehalt im Wasser, der sich durch den Austausch mit der Luft einstellt, hängt von der Temperatur, dem Druck, dem Salzgehalt und dem Verschmutzungsgrad ab. Die gemessene Sauerstoffkonzentration (aktueller Sauerstoffgehalt) muss man mit dem theoretisch möglichen Sauerstoffsättigungswert vergleichen. Der theoretisch zu erwartende Sättigungswert lässt sich folgendem Diagramm entnehmen:

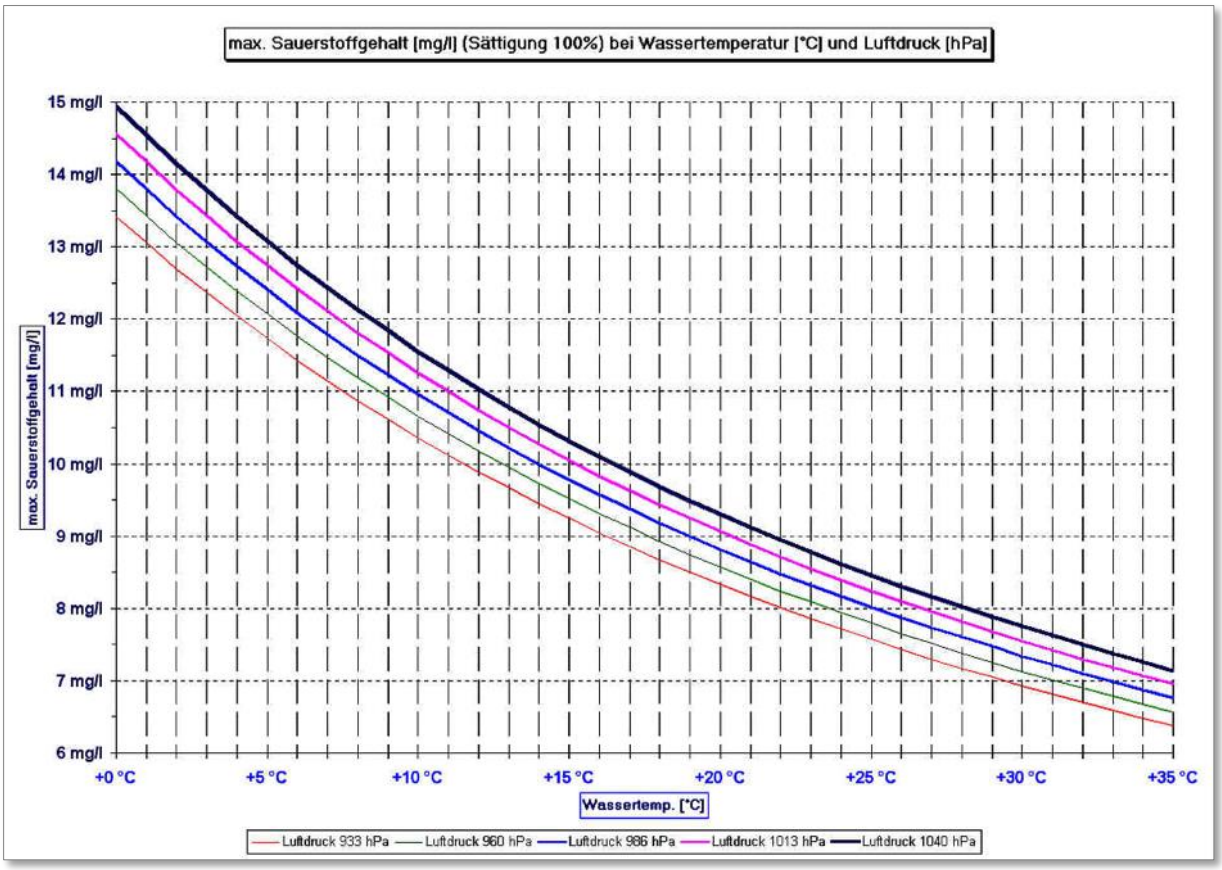


Abbildung B4.01 Abhängigkeit der maximalen Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von der Temperatur und vom Luftdruck
(Quelle: Alfons Baier, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Geozentrum Nordbayern, Online unter: **http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/para_10.jpg**)

Aus dem Vergleich ergibt sich das sogenannte Sauerstoffdefizit oder Sauerstoffsättigungs-defizit. Darunter versteht man die Fehlmenge an Sauerstoff gegenüber dem Sättigungswert des Wassers. Zahlenmäßig können die Verhältnisse durch den Sättigungsindex, das in Prozenten ausgedrückte Verhältnis der aktuellen Sauerstoffkonzentration und der Sauerstoffsättigungskonzentration verdeutlicht werden. Durch Fotosyntheseaktivität kann der Sättigungspunkt kurzzeitig bis zum 4-fachen überschritten werden.

Alternative zum Sensor

Sauerstoff-Bestimmung nach WINKLER (0,1 – 12 mg/L O_2)

Chemikalien

- Mangan(II)-chloridlösung der Stoffmengenkonzentration c = 2 mol/L
- Natronlauge der Stoffmengenkonzentration c = 10 mol/L
- Natriumthiosulfatlösung der Stoffmengenkonzentration c = 0,01 mol/L
- Salzsäure 25%ig
- Amylose-Lösung 1%ig
- Kaliumiodid

Materialien

- Pipetten V = 2 mL
- Bürette V = 50 mL
- Thermometer
- Magnetrührer
- Winklerflasche (Winklerflaschen sind Glasflaschen mit abgeschrägtem Schliffstopfen. Das Volumen der Winklerflaschen ist im geschlossenen Zustand exakt bekannt.)

Probennahme

Beim Einfüllen der Wasserprobe darf kein zusätzlicher Sauerstoff ins Probengefäß gelangen. Die Sauerstoffflasche unter Wasser langsam ohne starke Verwirbelungen füllen. Die Flasche muss blasenfrei verschlossen werden (Stopfen unter Wasser aufsetzen).

Fixierung

Um den im Wasser gelösten Sauerstoff zu fixieren, gibt man nun 2 mL der Mangan(II)-chloridlösung zu, anschließend 4 mL der Natronlauge. **Die jeweilige Pipette dabei tief in die Lösung halten.**

Hinweis

Es wird eine geringe Menge Flüssigkeit überlaufen. Die Zugabe dieser 6 mL wird zur Berechnung der Massenkonzentration des Sauerstoffs vom Volumen der Winklerflasche subtrahiert.

Der vorhandene Sauerstoff oxidiert das Mangan(II) zu Mangan(III), das einen schwerlöslichen Niederschlag als Mangan(III)-hydroxid (MnO(OH)) bildet.

Nun wird die Winklerflasche wiederum blasenfrei und luftdicht verschlossen und mehrfach geschüttelt. Der Sauerstoffgehalt lässt sich nun durch die Trübung grob optisch abschätzen. Der Niederschlag sollte Zeit bekommen sich abzusetzen.

Die Winklerflaschen werden nun geöffnet und ein Drittel der über dem Niederschlag befindlichen klaren Lösung vorsichtig abgesaugt. Jetzt werden zunächst 10 mL der 25%igen Salzsäure, dann 2 g Kaliumiodid hinzugefügt. Der Niederschlag sollte sich komplett aufgelöst und die Proben eine gelblich-braune Farbe angenommen haben. Die Intensität dieser Farbe zeigt deutliche Unterschiede. Je mehr Iod (gelbe Farbe) oxidativ entstanden ist, desto mehr Sauerstoff enthielt die Wasserprobe.

Anschließend gibt man einige Tropfen Stärkelösung hinzu, bis eine intensive Blaufärbung eintritt. Dabei bildet die Amylose der Stärke mit dem Iod eine blaue-violette Einschlussverbindung. Solange die Lösung Iod enthält, bleibt diese blau-violette Farbe erhalten.

Die anschließende Redoxtitration mit Natriumthiosulfatlösung hat zur Aufgabe, das Iod zu Iodid zu reduzieren. Die Entfärbung bis zur Farblosigkeit gilt somit als Zeichen dafür, dass alle Iodmoleküle reduziert wurden.

Über die Stoffmenge des bis zur Entfärbung verbrauchten Reduktionsmittels (Natriumthiosulfatlösung) kann man auf die Stoffmenge des Iods zurückschließen und von dieser auf die Menge des Mangans(III), letzteres gibt wiederum Auskunft über die Menge an Sauerstoff. Der Verbrauch an Natriumthiosulfatlösung wird daher notiert.

B5. Messung des Nitratgehaltes

Hinweis

Die Ursprünge der Nitrat- und Ammonium-Einträge in Gewässer über Stickstoffverbindungen sind sehr ähnlich. Daher ist der Einstiegstext zum Experiment in beiden Fällen identisch.

Nitrat-Wert

Stickstoffverbindungen gelangen in erster Linie über den bakteriellen Abbau von im Wasser befindlichen Polypeptiden und Nukleinsäuren, sowie direkt aus dem Aueboden oder dem Grundwasser in das Fließgewässer. Weitere Stickstoffquellen stellen der Oberflächenabfluss von mit Gülle gedüngten Feldern in unmittelbarer Nachbarschaft des Fließgewässers sowie die Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer dar. Nicht zu vernachlässigen sind die Stickstofffixierung über die Wurzelknöllchen ufernaher Schwarzerlen und deren Blatteintrag sowie über die im Wasser lebenden Blaualgen.

Beim Abbau der Eiweißstoffe wird im Zuge der Ammonifikation Ammonium freigesetzt. Bei Ammonium handelt es sich um einen ungiftigen Pflanzennährstoff, welcher in Fließgewässern von Bakterien der Gattung Nitrosomas bei Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrit (NO_2^-) und schließlich durch Bakterien der Gattung Nitrobacter zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert wird (Nitrifikation). Neben Ammonium wird beim Eiweißabbau Ammoniak (NH_3), ein stechend riechendes giftiges Gas gebildet, wobei das Mengenverhältnis beider Verbindungen vom pH-Wert des Wassers abhängig ist (s. **B3. Messung des pH-Wertes**). Um den Neutralwert (pH = 7) herum liegt ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Ammonium-Ionen und Ammoniak vor. Verschiebt sich der Wert ins basische Milieu, so wird aus den Ammonium-Ionen das Ammoniak freigesetzt, welches in höheren Konzentrationen für jegliches Leben im Gewässer tödliche Folgen hat.

In anaeroben Bereichen wie z. B. im Sediment oder langsam fließenden Abschnitten setzt die Nitratammonifikation bzw. Denitrifikation ein, in deren Folge fakultativ anaerob lebende Bakterien den Sauerstoff aus den Nitraten und Nitriten zur Oxidation von organischen Stoffen verwenden und auf diese Weise Ammonium oder atmosphärischen Stickstoff (N_2) freisetzen, welcher als Gas in die Atmosphäre entweicht. Auf diese Weise kann es in belasteten Gewässern aufgrund hoher bakterieller Stoffwechselaktivitäten zu Sauerstoffmangel und somit zu größeren Stickstoffverlusten in die Atmosphäre oder zu einer Anreicherung von Nitrit und Ammoniak kommen, die aufgrund der Toxizität beider Verbindungen zu einem starken Rückgang der Artenvielfalt (Biodiversität) führt.

Steigende pH-Werte und steigende Temperaturen führen hierbei zu einer Verschiebung des Gleichgewichtes zwischen Ammonium (NH_4^+) und Ammoniak (NH_3) zugunsten des toxischen Ammoniaks (NH_3) und verstärken diesen Effekt. Ammonium-Messwerte bis ca. 0,3 mg/L zeigen eine geringe Belastung des Gewässers (Indexzahl 72, Gewässergüteklasse 2) an. Werte > 0,7 mg/L sind als kritisch anzusehen (Indexzahl 44, Gewässergüteklasse 4 bzw. 5). Ammonium geht mit einer Gewichtung von 0,15 in die Berechnung des chemischen Index nach BACH ein.

In natürlichen Oberflächengewässern mit einem guten Sauerstoffgehalt stellt Nitrat die quantitativ bedeutendste Stickstoffverbindung und damit den wichtigsten Pflanzennährstoff dar. Messwerte ≤ 4,4 mg/L zeigen unbelastete Gewässer der Güteklasse 1 an (Indexzahl 86). Messwerte zwischen 4,5 und 11,1 mg/L treten in gering bis mäßig belastetem Wasser auf, welches der Güteklasse 2 (Indexzahl 67) zuzuordnen ist. Nitrat-Ionen-Messwerte fließen mit einer Gewichtung von 0,10 in die Berechnung des chemischen Index nach BACH ein.

Nitrat-Bestimmung – Theoretische Grundlagen

Der natürliche Stickstoffkreislauf

Nitrat-Ionen sind für das Pflanzenwachstum essenziell. Heterotrophe Lebewesen decken ihren Stickstoffbedarf aus ihrer Nahrung.

Größtes Stickstoffreservoir auf der Erde ist die Atmosphäre. Über den Stickstoffkreislauf wird der atmosphärische Stickstoff in biologisch verfügbare Formen umgewandelt. Das erfolgt im Wesentlichen über die Stickstofffixierung von symbiontischen Bakterien. Beispiele sind die Knöllchenbakterien (Rhizobium) der Schmetterlingsblütler (Leguminosen) und Bakterien der Gattung Frankia bei der Erle (Alnus glutinosa), in Gewässern Cyanobakterien. Auf diesem Weg (Mz. zu Ez) entsteht zunächst Ammonium (NH_4^+), das von Pflanzen bereits genutzt werden kann. Das meiste Ammonium wird jedoch durch sogenannte nitrifizierende Bakterien in einem mehrstufigen Stoffwechselweg zunächst in Nitrit (NO_2^-) und dann in Nitrat (NO_3^-) umgewandelt (**Nitrifikation**).

Das Nitrat ist die Hauptstickstoffquelle der Pflanzen. Die Nitrat-Fixierer unter den Bakterien schleusen in großem Stil auf diese Weise Stickstoff in die biologischen Kreisläufe und sind damit ökologisch ebenso wichtig wie die fotosynthesebetreibenden Pflanzen.

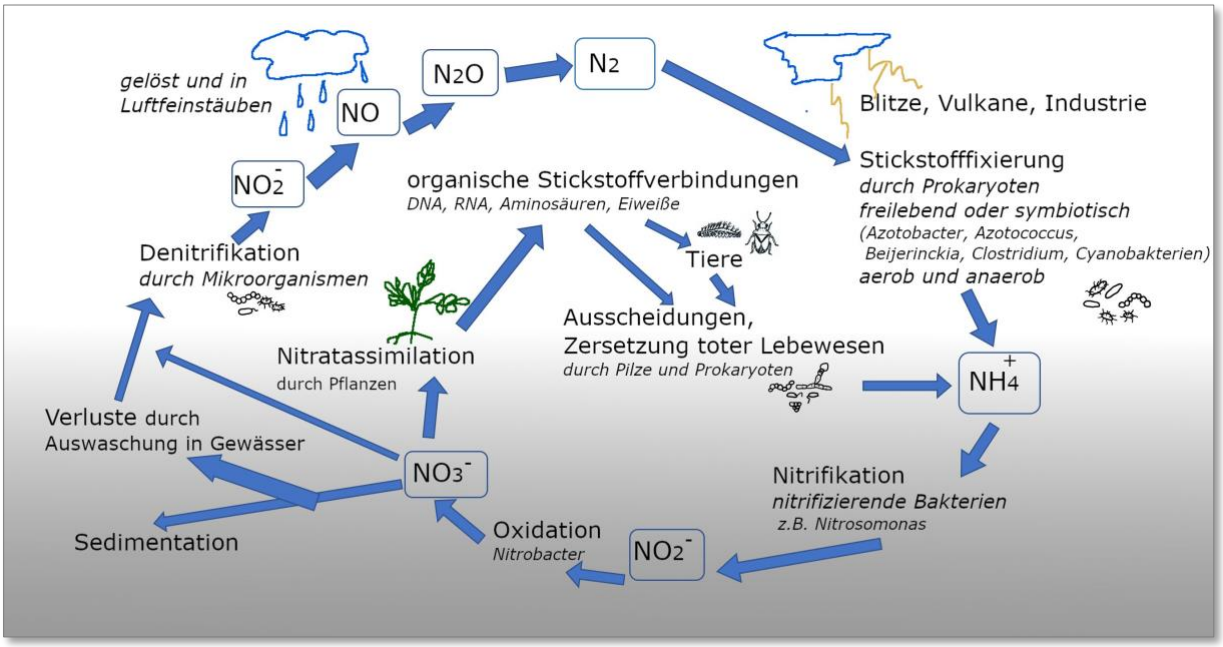


Abbildung B5.01 Schematische und stark vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufes

Einige Zahlen: Frei lebende nitrifizierende Bodenbakterien fixieren pro Jahr und Hektar 10 kg Stickstoff. Die in Symbiose mit den Wurzeln von Leguminosen (Schmetterlingsblütlern) lebenden Knöllchenbakterien erreichen Rekordwerte von bis zu 300 kg Stickstoff pro Jahr und Hektar. Aufgrund dieser symbiontischen Beziehung ist diese Pflanzenfamilie eine der stammesgeschichtlich erfolgreichsten und artenreichsten Pflanzenfamilien. Viele wichtige Nutzpflanzen sind Schmetterlingsblütler, z. B. Bohnen, Erbsen, Linsen, Erdnüsse, Kichererbsen, Sojabohnen, Klee, Lupinen.

Bestimmte bodenlebende Bakterien sind auch für den gegenläufigen Prozess verantwortlich, die Denitrifikation. Auf diese Weise gelangt wieder gasförmiger Stickstoff in die Atmosphäre. Das bedeutet, dass sich im Boden Nitrate nicht dauerhaft anreichern können. Der Stickstoffgehalt des Bodens befindet sich also in einem Fließgleichgewicht.

Anthropogener Einfluss auf den Stickstoffkreislauf

Menschen düngen schon seit dem Altertum mit stickstoffhaltigem Schlamm und Stallmist. Die technische Nitrat-Fixierung ist aber erst seit 1910 möglich (Haber-Bosch-Verfahren). Die Stickstoffmenge, die über die künstliche Düngung in die Böden gelangt, entspricht bereits mehr als dem natürlichen Eintrag. Rechnet man auch noch alle weiteren anthropogenen Stickstoffeinträge durch Verkehr etc. hinzu, so entsprach dies bereits in den 1990er Jahren der vierfachen Menge des natürlichen Eintrags. Auf diese Weise ist eine beeindruckende Steigerung der Nahrungsmittelproduktion möglich geworden. Allerdings geht mit dieser Form der Nahrungsmittelproduktion eine permanente Überdüngung (Eutrophierung) einher.

Dabei kommt es vor allem in Regionen mit intensiver Landwirtschaft und ungünstigen Bodenverhältnissen zu erheblichen Belastungen des Grundwassers. Ein durch landwirtschaftliche Nutzung unbeeinflusstes Grundwasser weist Nitratgehalte meist deutlich unter 25 mg/L auf. Die langjährige, intensive Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft führt zu einer höheren Auswaschung aus dem Boden und damit zu einem Anstieg des Nitratgehaltes im Grundwasser. Dies macht sich zunehmend bei der Trinkwasserversorgung (Überschreitung der Grenzwerte) bemerkbar. In intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen können Konzentrationen weit über 50 mg/L (= Grenzwert der Trinkwasser Verordnung, 2013) auftreten.

Nitrat als solches hat keine toxikologisch relevante Wirkung. Problematisch ist eine übermäßige Nitrataufnahme über Nahrung und Trinkwasser insofern, als Nitrat im Verdauungstrakt zu Nitrit umgewandelt werden kann. Nitrit bildet mit Aminen aus eiweißhaltigen Lebensmitteln krebserregende Nitrosamine. Bei Säuglingen kann Nitrit zur Bildung von Methämoglobinämie (Blausucht, d.h. Hemmung des Sauerstofftransportes im Blut) führen.

Die wichtigste Wirkung von Nitrat in der Umwelt ist seine Düngewirkung. Nitrat trägt neben Phosphat zur Eutrophierung von Oberflächengewässern sowie der Küstengewässer und Meere bei. Dies macht sich zum Beispiel durch vermehrte Algenblüten bemerkbar. In diesem Zusammenhang ist das sogenannte „Umkippen“ eines Gewässers zu nennen. Dabei führen anaerobe Prozesse zu lebensfeindlichen Bedingungen in solchen Ökosystemen.

Nitrat gehört zu den problematischen Stoffen im Trink- und Oberflächenwasser, dessen Gefährdungspotenzial für die Gesundheit nur in Ansätzen bekannt ist. Eine regelmäßige Kontrolle ist daher unerlässlich. Da mineralische Nitrate in der Regel leicht löslich sind, ist Nitrat auch bei der Trinkwasser-Gewinnung aus Uferfiltrat ein Problem, wenn das Fließgewässer bereits hohe Werte aufweist.

Eine wirksame Kontrolle des auf landwirtschaftliche Flächen ausgebrachten Nitrats und die Untersuchung der in der Nähe von Ackerflächen liegenden Gewässer sind notwendige Aufgaben zur Erhaltung des ökologischen Gleichgewichtes.

Richtlinien	Wert
Trinkwasserverordnung (TVO)	max. 50 mg/L
EG- Trinkwasserrichtlinie	max. 50 mg/L
Richtwert	25 mg/L
Mineral- und Tafelwasserverordnung	max. 50 mg/L
Geeignet für Säuglingsnahrung	max. 10 mg/L
Fischgewässer	max. 20 mg/L

Tabelle B5.01 Grenzwerte für Stickstoff, Richtlinien und Empfehlungen

Arbeitsblatt – B5. Messwerte Nitratgehalt

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Nitrate Ion-Selective-Electrode
- Nitrat-Lösung low-standard [100 mg/L NO_3^-]
- Nitrat-Lösung high-standard [1 mg/L NO_3^-]
- Long-term-storage-Behälter
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Feines Zellstofftuch
- Verschließbare Probenflasche (optional)

Experiment

Der Nitrat-Wert sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden, da dieser in einer Wasserprobe durch bakterielle Vorgänge eine rasche Veränderung erfahren kann. Um einen möglichst genauen Nitrat-Wert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld mit einer Zweipunkt-Kalibrierung geeicht werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Nitrat-Wert [in mg/L]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Vorbereitungen des Experiments

1. Zur Kalibrierung des ionenselektiven Nitrat-Sensors ist es wichtig, den Sensor zunächst für eine Dauer von 30 Minuten in die mitgelieferte high-standard Maßlösung (100 mg/L) einzutauchen. Um die Kalibrierung des Sensors praktikabel zu halten, empfehlen wir, während des gesamten Prozesses Stativmaterial zu verwenden. Beachten Sie beim Eintauchen des Sensors in die Maßlösung das auf dem Sensor angegebene Wasserlevel. Schließen Sie den Sensor anschließend mit Hilfe eines Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an und drücken Sie nach der automatischen Erkennung des Sensors auf Menü.

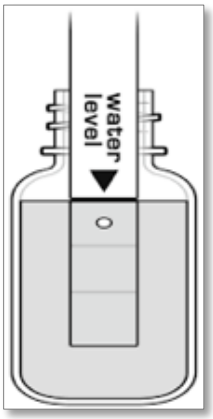


Abbildung B5.02a Nitratgehalt messen zur Bestimmung der Wasserqualität.

Abbildung B5.02b
Startbild nach Anschluss des Sensors
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Abbildung B5.02c
Menu Taste für Einstellungen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

2. Es öffnet sich ein Untermenü. Wählen Sie in diesem Fenster zunächst **1: Experiment** und klicken Sie im zweiten Fenster des Menüs auf **A: Kalibrieren**. Wählen Sie anschließend die Option der Kalibrierung an zwei Punkten (**2: Zwei Punkte**) aus.

Abbildung B5.03a Kalibrierung
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Abbildung B5.03b Kalibrierung
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

3. Geben Sie als Referenzwert für die high-standard Maßlösung den Zahlenwert 100 ein und klicken Sie auf **Behalten**.

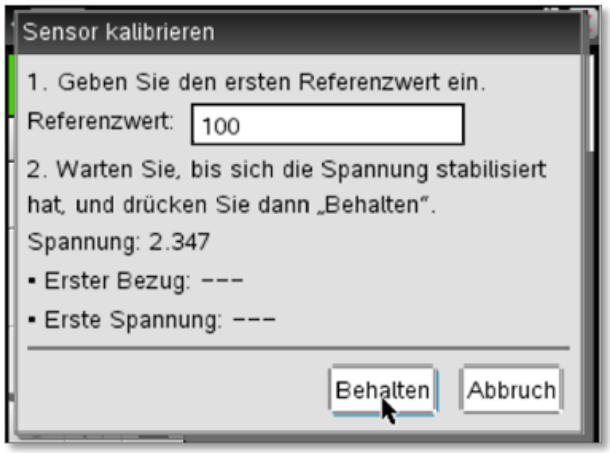


Abbildung B5.04 Referenzwert speichern
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

4. Entfernen Sie den Sensor aus der high-standard Maßlösung. Reinigen Sie den Sensor im nächsten Schritt mit destilliertem Wasser, indem Sie diesen im Stativ hängend mit einer Spritzflasche umspülen. Es ist wichtig, die Reste der high-standard Maßlösung vollständig vom Sensor zu waschen. Trocknen Sie den Sensor im Anschluss vorsichtig mit einem trockenen, feinen Zellstofftuch ab.

Abbildung B5.05 Messwerterfassung mit Nitrat-Sensor

5. Platzieren Sie den Sensor in die low-standard (1 mg/L) Maßlösung und warten Sie mindestens 60 Sekunden.
   Geben Sie im Untermenü den Referenzwert “1“ ein und klicken Sie auf **Behalten**.

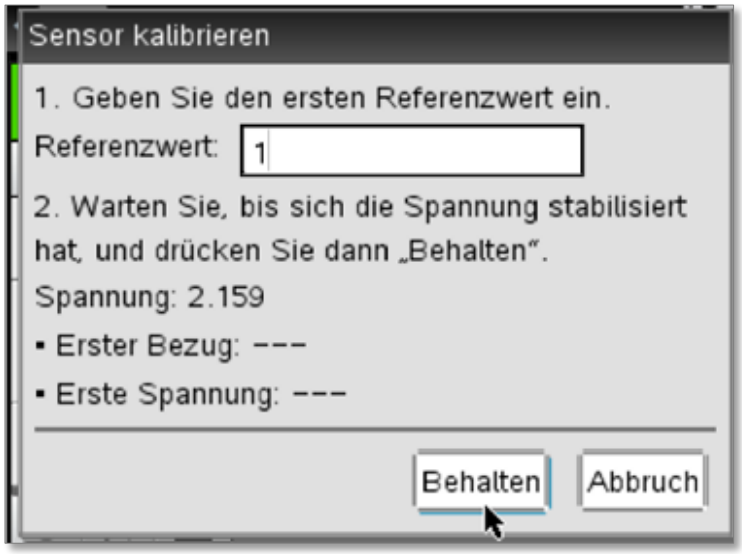


Abbildung B5.06 Referenzwert speichern
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

6. Die Kalibrierung an zwei Punkten ist nun abgeschlossen und hält für einige Stunden. Entfernen Sie den Sensor aus der low-standard Maßlösung, umspülen Sie diesen erneut mit destilliertem Wasser und trocknen Sie den Sensor vorsichtig mit einem weichen Zellstofftuch ab. Der Sensor ist nun einsatzbereit.

   Tauchen Sie den Sensor in die zu untersuchende Wasserprobe ein und achten Sie dabei wieder auf das angegebe Wasserlevel. Warten Sie mindestens 60 Sekunden, danach können Sie den Wert ablesen.

   Zur Aufbewahrung und Einlagerung des Sensors ist es wichtig, diesen im Anschluss an die Messung erneut mit destilliertem Wasser zu reinigen und vorsichtig abzutrocknen.

   Abschließend kann der Sensor im mitgelieferten long-term-storage Behälter eingelagert werden.

B6. Messung des Phosphatgehaltes

Phosphat-Wert

Das Phosphat (PO_4^{3-}) leitet sich von der Ortho-Phosphorsäure (H_3PO_4) ab. Im Stoffkreislauf innerhalb eines Gewässers werden Phosphorverbindungen durch den Abbau der organischen Substanz (tote Organismen oder Pflanzenreste z. B. durch Laubfall) freigesetzt. In Quellgewässern wie auch unbelasteten Gewässern ist der Gehalt an Phosphat mit 10 bis 60 µg/L sehr gering und stellt somit den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar. Damit nimmt dieser Parameter eine sehr bedeutende Stellung in vielen Gewässern ein. Da alle anderen Pflanzennährstoffe meist ausreichend vorhanden sind, führt jegliche Zunahme des Phosphatgehaltes sofort zu einer starken Förderung des Pflanzenwachstums. Daher kann Orthophosphat als Leitkennwert für Abwassereinleitungen aus der Landwirtschaft, der Industrie und Siedlungen herangezogen werden. Weiterhin können Abschwemmungen an phosphathaltigen Düngemitteln von Feldern das Level von Orthophosphat in den Gewässern saisonal bedingt erhöhen. Die Zunahme des Phophatgehaltes führt schlussendlich zur Eutrophierung, wodurch ein übermäßiges Pflanzenwachstum einsetzt. Als Folge müssen beim Absterben der Pflanzen durch Mikroorganismen große Massen organischer Substanz abgebaut werden, wodurch eine starke Sauerstoffzehrung eintritt. Der Sauerstoffmangel bedingt eine Verschiebung des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichts (s.o.) zu Gunsten des giftigen Ammoniaks und zur Produktion von hochgiftigem Schwefelwasserstoff. Dies führt zu einer enormen Verschlechterung der Lebensbedingungen für die im Wasser lebenden Organismen.

Phosphatwerte bis 0,1 mg/L sind als gut zu bewerten (Indexzahl 84). Bei Werten über 2 mg/L ist die Situation sehr kritisch (Indexzahl 5, Gewässergüteklasse 5). Phosphat-Ionen-Messwerte gehen mit einer Gewichtung von 0,1 in die Berechnung des chemischen Index nach BACH ein.

Phosphatkreislauf in einem Fließgewässer

Phosphate, die in Form von Mineralien an vielen Orten der Erde vorkommen, sind wichtige Nährstoffe für Mensch, Tier und Pflanzen. Als Bestandteile der Nucleotide sind sie für den Energiestoffwechsel, die Regulation der Zellfunktionen (z. B. cAMP) und insbesondere für die Speicherung und Verarbeitung der genetischen Information für alle Lebewesen unerlässlich. Leben ohne Phosphat ist nach heutigem Wissensstand nicht möglich!

Historisch gesehen begrenzte die Verfügbarkeit von Phosphat und anderer Düngesalze häufig das Pflanzenwachstum in den gemäßigten Breiten und war ein entscheidender Faktor für die Bevölkerungsdichte in Europa. Erst durch die Einführung von Kunstdünger (Haber-Bosch- und Ostwald-Verfahren und den industriellen Phosphatabbau) wurde dies hinfällig.

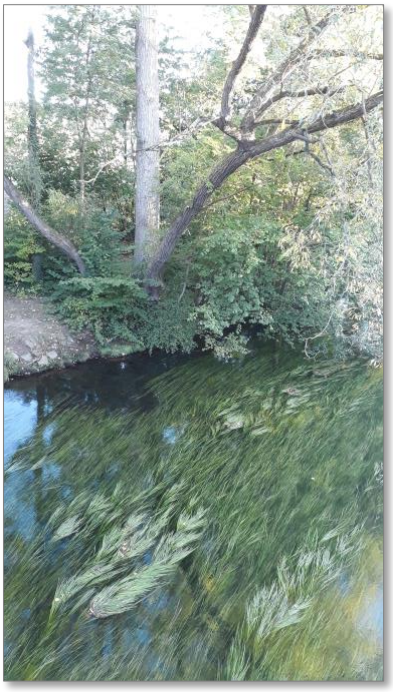


Abbildung B6.01 Algenblüte in der Möhne, Ense

Neben den Einträgen durch die zunehmend intensivere Landwirtschaft verursachte der Einsatz von phosphathaltigen Waschmitteln (Wasserenthärtung) in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts massive Probleme in unseren Gewässern. Es kam zu einer starken Überdüngung (Eutrophierung), die sich bis in die Nord- und Ostsee fortsetzte. Die Folge waren massive Veränderungen der aquatischen Ökosysteme, die zu Artenschwund und Fischsterben führten.

Um diesem Problem zu begegnen, wurde die Verwendung von Phosphat in Waschmitteln durch die **Phosphathöchstmengenverordnung** am 4. Juni 1980 massiv eingeschränkt (BGBI. 1980 I S. 646). In zwei Stufen wurde die Höchstmenge an Phosphat bis zum 1. Januar 1984 auf ungefähr die Hälfte des Ausgangswertes vermindert. Die Industrie ersetzte die Phosphate daraufhin weitgehend durch alternative Wasserenthärter. Phosphate wurden am 6. November 1990 in den Katalog der Schadstoffe des **Abwasserabgabengesetzes** übernommen.

Des Weiteren reagierte die Politik mit dem flächendeckenden Ausbau der Kläranlagen für alle kommunalen und industriellen Abwässer. Phosphate werden heute durch die in den 1980er und 90er Jahren entstandenen Kläranlagen auf biologischem und/oder auf chemischem Weg aus dem Abwasser entfernt.

Chemisch

Durch **Fällung** mit **Eisen(III)-chlorid**, **Aluminiumchlorid** oder **Calciumhydroxid** können übermäßige Phosphatgehalte aus dem Wasser entfernt werden.

Biologisch

Bei der biologischen **Phosphatelimination** wird die Aufnahme von Phosphat über den eigentlichen Bedarf der Mikroorganismen hinaus angeregt. Das aufgenommene Phosphat wird in der Regel in Form von Polyphosphat-Granulaten zellintern abgespeichert und so aus dem Abwasser entfernt.

Durch Düngemittelverluste (Auswaschung) sorgt heute die immer intensivere Landwirtschaft für den Großteil der Phosphatbelastung. Neben den verbleibenden Resteinträgen aus den kommunalen Abwässern ist sie die Hauptquelle für die Phosphatbelastung unserer Gewässer.

Phosphatwerte bis 0,1 mg/L sind als gut zu bewerten (Indexzahl 84). Bei Werten über 2 mg/L ist die Situation sehr kritisch (Indexzahl 5, Gewässergüteklasse 5). Phosphat-Messwerte gehen mit einer Gewichtung von 0,1 in die Berechnung des chemischen Index nach BACH ein.

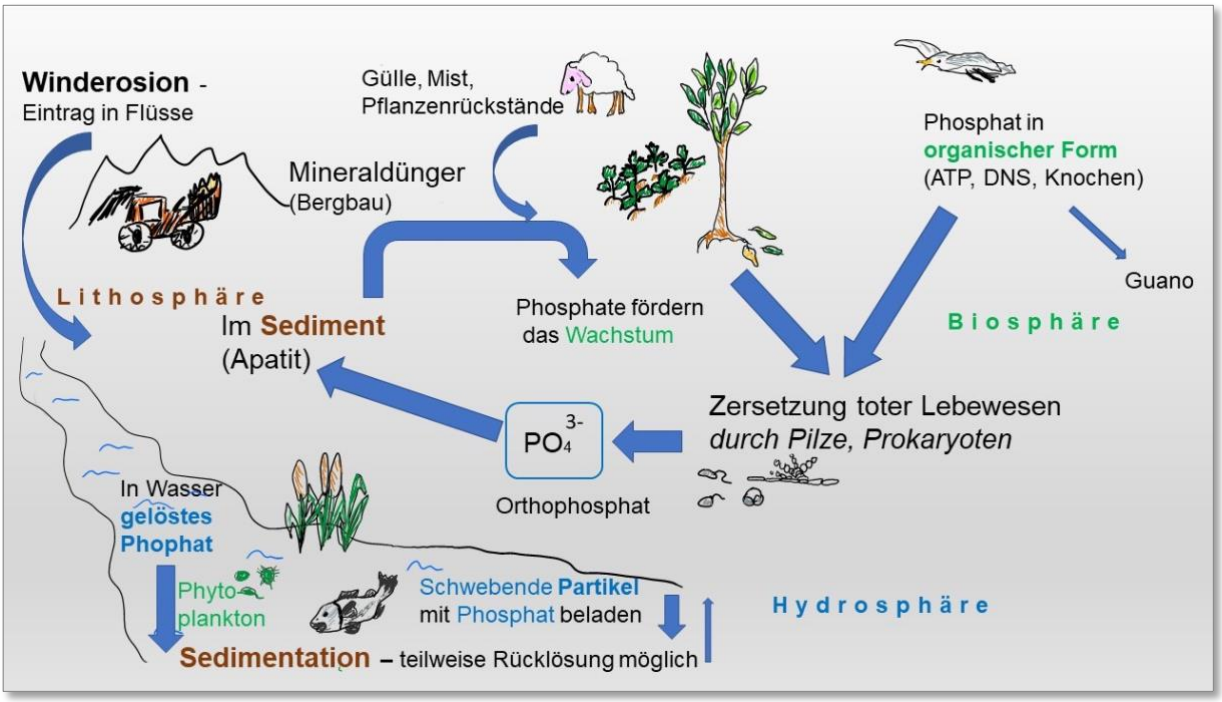


Abbildung B6.02 Schematische und stark vereinfachte Darstellung des Phosphorkreislaufes

Grenzwerte und Richtlinien – EU-Trinkwasserrichtlinie für gelöstes PO_4^{3-}

- Richtwert: 0,56 mg/L, maximal: 6,95 mg/L
- *Trinkwasser-Aufbereitungs-Verordnung: (Entwurf vom Januar 1985):* maximal 4,7 mg/L

Arbeitsblatt – B6. Messwerte Phosphatgehalt

Material

- Phosphat-Teststreifen für Aquarianer

Experiment

Die Bestimmung des Phosphatgehaltes einer Gewässerprobe erfolgt in der Regel als Farbreaktion über die Bildung von blauen Polymolybdaten (Molybdänblau, $PMo^{V}_{4}Mo^{VI}_{8}O_{40}^{7-}$). Der fachliche Hintergrund und die Durchführung der Bestimmung werden z. B. von der Universität Rostock ausführlich beschrieben:
https://www.bsz.uni-rostock.de/storages/uni-rostock/Alle_MNF/Bio_Zingt/Dokumente/SOPs/An_Phosp.pdf

Leider konnte, anders als in der Chemgapedia angegeben, in eigenen Kalibrierkurven bislang keine brauchbare Proportionalität der Extinktion von der Phosphatkonzentration gezeigt werden. Die Erfahrung, dass sich die Phosphatbestimmung über Molybdänblau dem Lambert-Beersches Gesetz entzieht, deckt sich auch mit Ergebnissen von Hilgers, Prante und Sommerfeld, KT- Chemie (Bielefeld, Gütersloh, Höxter).

Als Erklärungsansatz für dieses Phänomen wäre zunächst denkbar, dass sich – je nach Phosphatkonzentration der Probe – unterschiedlich komplex aufgebaute Polymolybdate bilden können, die aufgrund des grundsätzlich gleich aufgebauten Ligandenfeldes jeweils blau gefärbt sind. Vermutlich kommt es bei höherer Phosphatkonzentration aber neben der Bildung von Molybdänblau vermehrt auch zur Bildung von annährend farblosen Formen wie $PMo_{12}O_{40}^{3-}$.

Vgl. z. B. auch: **https://en.wikipedia.org/wiki/Molybdenum_blue**

In jedem Fall wäre eine intensive weitere Optimierung des Versuches nötig, um ihn für den Einsatz über Spektralphotometer zu nutzen und dann hier empfehlen zu können.
Aus unserer Sicht rechtfertigt der Aufwand an dieser Stelle nicht den möglichen Nutzen. Wir raten bis zur Klärung des Problems daher dazu, für die Bestimmung des Phosphatgehaltes käufliche Testkits, z. B. aus der Aquaristik, zu verwenden. Diese ermöglichen ohne viel Aufwand eine recht genaue Bestimmung über Farbvergleichstafeln. Alternativ ist auch die in der Quelle beschriebene rein optische Abschätzung über Vergleichsansätze mit bekannter Konzentration praktikabel.

Arbeitsblatt – B6. Messwerte Phosphatgehalt

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Phosphat-Wert [in mg/L]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

B7. Messung des Ammoniumgehaltes

Hinweis

Die Ursprünge der Nitrat- und Ammonium-Einträgen in Gewässer über Stickstoffverbindungen sind sehr ähnlich. Daher ist der Einstiegstext zum Experiment in beiden Fällen identisch.

Ammonium-Wert

Stickstoffverbindungen gelangen in erster Linie über den bakteriellen Abbau von im Wasserbefindlichen-Polypeptiden und Nukleinsäuren sowie direkt aus dem Aueboden oder dem Grundwasser in das Fließgewässer. Eine weitere Stickstoffquelle stellen der Oberflächenabfluss von mit Gülle gedüngten Feldern in unmittelbarer Nachbarschaft des Fließgewässers sowie die Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer dar. Nicht zu vernachlässigen sind die Stickstofffixierung über die Wurzelknöllchen ufernaher Schwarzerlen und deren Blatteintrag sowie der im Wasser lebenden Blaualgen.

Beim Abbau der Eiweißstoffe wird im Zuge der Ammonifikation Ammonium freigesetzt. Bei Ammonium handelt es sich um einen ungiftigen Pflanzennährstoff, welcher in Fließgewässern von Bakterien der Gattung Nitrosomas bei Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrit (NO_2^-) und schließlich durch Bakterien der Gattung Nitrobacter zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert wird (Nitrifikation). Neben Ammonium wird beim Eiweißabbau Ammoniak (NH_3), ein stechend riechendes, giftiges Gas gebildet, wobei das Mengenverhältnis beider Verbindungen vom pH-Wert des Wassers abhängig ist (s. **B3. Messung des pH-Wertes**). Um den Neutralwert (pH = 7) herum liegt ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Ammonium und Ammoniak vor. Verschiebt sich der Wert ins basische Milieu, so wird aus Ammonium das Ammoniak freigesetzt, welches in höheren Konzentrationen für jegliches Leben im Gewässer tödliche Folgen hat.

In anaeroben Bereichen wie z. B. im Sediment oder langsam fließenden Abschnitten setzt die Nitratammonifikation bzw. Denitrifikation ein, in deren Folge fakultativ anaerob lebende Bakterien den Sauerstoff aus den Nitraten und Nitriten zur Oxidation von organischen Stoffen verwenden und auf diese Weise Ammonium oder atmosphärischen Stickstoff (N_2) freisetzen, welcher als Gas in die Atmosphäre entweicht. Auf diese Weise kann es in belasteten Gewässern aufgrund hoher bakterieller Stoffwechselaktivitäten zu Sauerstoffmangel und somit zu größeren Stickstoffverlusten in die Atmosphäre oder zu einer Anreicherung von Nitrit und Ammoniak kommen, die aufgrund der Toxizität beider Verbindungen zu einem starken Rückgang der Artenvielfalt (Biodiversität) führt.

Sinkende pH-Werte und steigende Temperaturen führen hierbei zu einer Verschiebung des Gleichgewichtes zwischen Ammonium und Ammoniak zugunsten der Ammonium-Ionen und verstärken diesen Effekt. Ammonium-Messwerte bis ca. 0,3 mg/L zeigen eine geringe Belastung des Gewässers (Indexzahl 72, Gewässergüteklasse 2) an. Werte > 0,7 mg/L sind als kritisch anzusehen (Indexzahl 44, Gewässergüteklasse 4 bzw. 5). Ammonium-Ionen geht mit einer Gewichtung von 0,15 in die Berechnung des chemischen Index nach BACH ein.

Arbeitsblatt – B7. Messwerte Ammoniumgehalt

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Ammonium Ion-Selective-Electrode
- Ammonium-Lösung Low Standard [100 mg/L NH_4^+]
- Ammonium-Lösung High Standard [1 mg/L NH_4^+]
- Long-term-storage-Behälter
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Feines Zellstofftuch
- Verschließbare Probenflasche (optional)

Experiment

Der Ammoniumgehalt sollte nach Möglichkeit direkt an der Entnahmestelle gemessen werden, da dieser in einer Wasserprobe durch bakterielle Vorgänge eine rasche Veränderung erfahren kann. Um einen möglichst genauen Ammonium-Wert ermitteln zu können, sollte der Sensor im Vorfeld über eine Zweipunkt-Kalibrierung geeicht werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Ammonium-Wert [in mg/L]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Vorbereitungen des Experiments

1. Bei der Kalibrierung des ionenselektiven Ammonium-Sensors ist es wichtig, den Sensor zunächst für eine Dauer von 30 Minuten in die high-standard Maßlösung (100 mg/L) einzutauchen. Um die Kalibrierung des Sensors praktikabel zu halten, empfehlen wir, während des gesamten Prozesses Stativmaterial zu verwenden. Beachten Sie beim Eintauchen des Sensors in die Maßlösung das auf dem Sensor angegebene Wasserlevel. Schließen Sie den Sensor anschließend mit Hilfe eines Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an und drücken Sie nach der automatischen Erkennung des Sensors auf Menü.

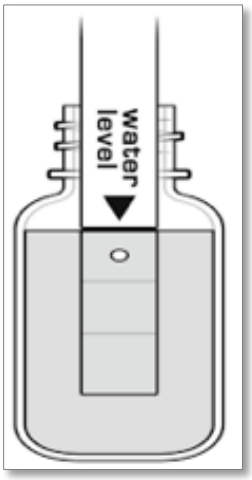


Abbildung B7.01a Nitratgehalt messen zur Bestimmung der Wasserqualität.

Abbildung B7.01b
Startbild nach Sensoranschluss
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

Abbildung B7.01c
Menu-Taste
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

2. Es öffnet sich ein Untermenü. Wählen Sie in diesem Fenster zunächst **1: Experiment** und klicken Sie im zweiten Fenster des Menüs auf **A: Kalibrieren**. Wählen Sie anschließend die Option der Kalibrierung an zwei Punkten (**2: Zwei Punkte**) aus.

Abbildung B7.02a
Sensor kalibrieren
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

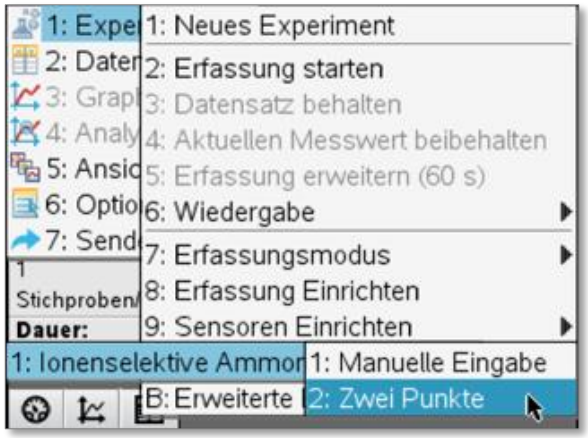


Abbildung B7.02b
Sensor kalibrieren
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

3. Geben Sie als Referenzwert für die high-standard Maßlösung den Zahlenwert 100 ein und klicken Sie auf **Behalten**.

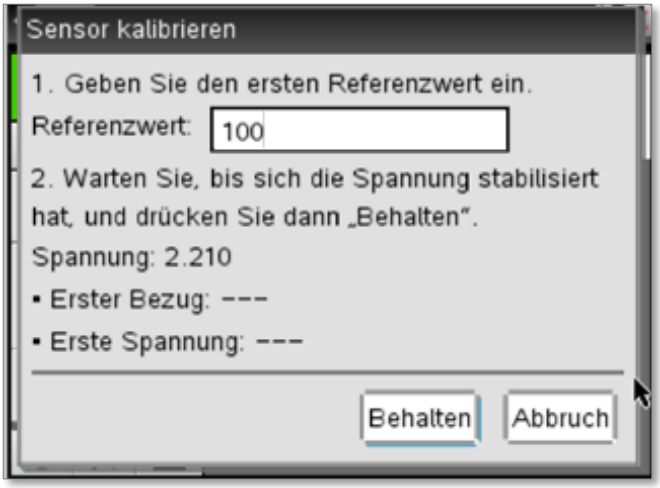


Abbildung B7.03 Referenzwert speichern
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

4. Entfernen Sie den Sensor aus der high-standard Maßlösung. Reinigen Sie den Sensor im nächsten Schritt mit destilliertem Wasser, indem Sie diesen im Stativ hängend mit einer Spritzflasche umspülen. Es ist wichtig, die Reste des high-standard Maßlösung vollständig vom Sensor zu waschen. Trocknen Sie den Sensor im Anschluss vorsichtig mit einem trockenen, feinen Zellstofftuch ab.

Abbildung B7.04 Messwerterfassung mit Ammonium-Sensor

5. Platzieren Sie den Sensor in die low-standard (1 mg/L) Maßlösung und warten Sie mindestens 60 Sekunden.
   Geben Sie im Untermenü den Referenzwert "1" ein und klicken Sie auf **Behalten**.

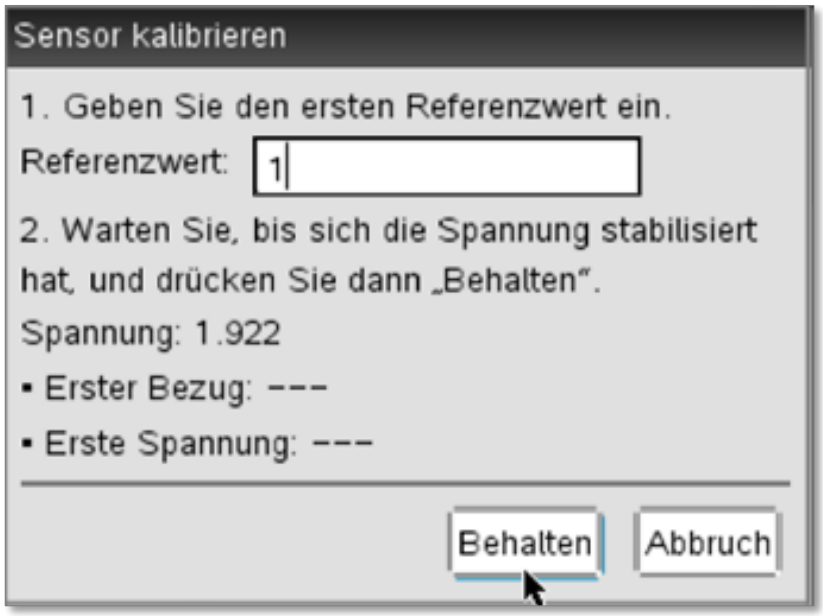


Abbildung B7.05 Referenzwert festlegen
(Quelle: Texas Instruments Education Technology GmbH, **TI-Nspire**, s. **Screenshot**)

6. Die Kalibrierung an zwei Punkten ist nun abgeschlossen und hält für einige Stunden. Entfernen Sie den Sensor aus der low-standard Maßlösung, umspülen Sie diesen erneut mit destilliertem Wasser und trocknen Sie den Sensor vorsichtig mit einem weichen Zellstofftuch ab. Der Sensor ist nun einsatzbereit.

   Tauchen Sie den Sensor in die zu untersuchende Wasserprobe ein und achten Sie dabei wieder auf das angegebene Wasserlevel. Warten Sie mindestens 60 Sekunden, danach können Sie den Wert ablesen.

   Zur Aufbewahrung und Einlagerung des Sensors ist es wichtig, diesen im Anschluss an die Messung erneut mit destilliertem Wasser zu reinigen und vorsichtig abzutrocknen.

   Abschließend kann der Sensor im mitgelieferten long-term-storage Behälter eingelagert werden.

B8. Messung des BSB5-Wertes

BSB5-Wert

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB), auch Biologischer Sauerstoffbedarf, gibt die Menge an Sauerstoff an, die zum Abbau der im Wasser vorhandenen organischen Stoffe benötigt wird. Wegen der relativ guten Reproduzierbarkeit verwendet man meist einen Versuchszeitraum von 5 Tagen, daher BSB5.

Daneben werden gelegentlich noch der BSB2 und der BSB∞ bestimmt, die den Sauerstoffbedarf innerhalb von zwei Tagen bzw. bis zum Erlöschen der Atmung, hypothetisch also bis zum Abbau aller biotisch abbaubaren organischen Stoffe, angeben.

Zur Bestimmung des BSB5 nimmt man eine Gewässerprobe und bestimmt zu Beginn und zum Ende der Messung den Sauerstoffgehalt bei 20°C. Die Probe wird in der Zwischenzeit unter Lichtabschluss (dunkle Flasche oder Hülle aus Aluminiumfolie) bei 20°C gelagert. Der Lichtabschluss ist nötig, um Störungen durch fotosynthetisch aktive Lebewesen zu verhindern. Die Differenz der beiden Werte entspricht hierbei der Menge an Sauerstoff in mg/L, die Bakterien und alle anderen im Wasser vorhandenen Mikroorganismen bei einer Temperatur von 20°C innerhalb von fünf Tagen verbrauchen, woraus man auf die Menge der dabei abgebauten organischen Stoffe schließt. Als Faustregel gilt: Der BSB5 beträgt etwa 70% des BSB∞.

Es ist äußerst wichtig, dass die Messungen bei der gleichen Temperatur erfolgen, denn die Löslichkeit und der Gehalt an Sauerstoff sind stark temperatur- und auch druckabhängig.

Die nötigen Bestimmungen der Sauerstoffkonzentration können auf unterschiedlichem Weg erfolgen:
Für die Schule bietet sich entweder die Sauerstoffbestimmung nach WINKLER oder die digitale Messwerterfassung an. Das WINKLER-Verfahren, das auch den Wasseruntersuchungskoffern zugrunde liegt, arbeitet mit Redoxreaktionen und einer iodometrischen Titration über eine definierte Natriumthiosulfatlösung. Diese Form der Bestimmung ist besonders zu empfehlen, wenn die Gewässeranalyse als Gemeinschaftsprojekt von Biologie- und Chemieoberstufenkursen erfolgt, da sie für beide Fächer didaktisch sehr ertragreich ist.

Aus rein biologischer Sicht ist der chemische Hintergrund der WINKLER-Methode zu komplex und (zeit)aufwändig, auch sind die Chemikalien der Wasseranalysekoffer in der Regel unvollständig oder oft abgelaufen. Hier empfiehlt sich die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes durch digitale Messwerterfassung, die in wenigen Sekunden und ohne komplexe Versuchsaufbauten zu validen Ergebnissen führt. Dazu gibt es grundsätzlich zwei verschiedene Sensortypen.

Die preiswerteren Sensoren bestimmen nur den Sauerstoffgehalt in mg/L und es ist immer nötig, die Temperatur und ggf. den Luftdruck mit zu bestimmen, um dann die relative Sauerstoffsättigung durch Tabellen (s. **Abbildung B4.01**) zu ermitteln. Die teureren Sensoren erledigen diese Arbeit von selbst und geben die Sättigung temperaturkorrigiert in % oder in mg/L an. Da in Schulen in der Regel Temperatur-Sensoren bereits vorhanden sind, ergibt sich an dieser Stelle eine gute Möglichkeit, Geld zu sparen und den Schülern*innen den biologisch eminent wichtigen Unterschied zwischen relativer Sauerstoffsättigung und absolutem Sauerstoffgehalt zu verdeutlichen.

Da der absolute Sauerstoffgehalt bei steigender Wassertemperatur stark abnimmt, können Schüler*innen an dieser Stelle erkennen, warum viele Wasserorganismen sensibel auf Schwankungen der Wassertemperatur reagieren und warum eutrophe Flachwasserseen mit Zuflüssen aus landwirtschaftlich genutzten Räumen bei hohen Wassertemperaturen zum Umkippen neigen. Das Beispiel des Münsteraner Aasees, der exakt dieser Problematik im Jahrhundertsommer 2018 zum Opfer fiel, bietet sich als idealtypisches Unterrichtsbeispiel an.

Abbildung B8.01 Mitarbeiter des Tiefbauamtes und Mitglieder des Angelvereins holten tote Fische aus dem Wasser des Aasees, Münster

Der BSB5 dient in Kombination mit dem CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) als Schmutzstoffparameter zur Beurteilung des Verschmutzungsgrads von Abwasser. Die Differenz aus BSB5 und CSB ergibt dabei den Anteil der biologisch nicht abbaubaren Schmutzstoffe. Das heißt, stimmen CSB und BSB5 überein, ist eine Verschmutzung zu 100% abbaubar.

Das Verhältnis zum Chemischen Sauerstoffbedarf liefert also eine Aussage über die Art der Abwasserinhaltsstoffe:

- Beträgt der BSB5 50 bis 100% des CSB, sind die Inhaltsstoffe gut biotisch abbaubar.
- Beträgt der BSB5 weniger als 50% des CSB, können die Inhaltsstoffe nur schlecht biotisch abgebaut werden und verbleiben deshalb lange in der Umwelt oder sie wirken auf Mikroorganismen giftig und können deshalb schlecht abgebaut werden.

Fachlich korrekt soll der BSB5 nur alle organischen Kohlenstoffverbindungen erfassen. Das Ergebnis kann leider durch die Nitrifikation verfälscht werden, was bei einer hohen Ammoniumbelastung der Probe zu einer relevanten Verfälschung führt. Die Nitrifikation müsste daher für eine exakte Bestimmung durch die Zugabe von Nitrifikationshemmstoffen (Allylthioharnstoff) unterdrückt werden. Gleichwohl empfehlen wir wegen seiner Giftigkeit im schulischen Zusammenhang auf den Zusatz von Allylthioharnstoff zu verzichten.

Arbeitsblatt – B8. Messwerte BSB5

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Sensor für gelösten Sauerstoff (Vernier Optical DO Probe)
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Feines Zellstofftuch
- Verschließbare Probenflasche
- Alufolie (optional)

Experiment

Zur Bestimmung des BSB5 nimmt man eine Gewässerprobe und bestimmt zu Beginn und zum Ende der Messung nach fünf Tagen den Sauerstoffgehalt bei 20°C. Es ist äußerst wichtig, dass die Messung bei der gleichen Temperatur erfolgt, denn die Löslichkeit und der Gehalt an Sauerstoff sind stark temperatur- und auch druckabhängig.

Die Probe wird in der Zwischenzeit unter Lichtabschluss (dunkle Flasche oder Hülle aus Aluminiumfolie) bei 20°C gelagert. Der Lichtabschluss ist nötig, um Störungen durch fotosynthetisch aktive Lebewesen zu verhindern.

Die Differenz der beiden Werte entspricht hierbei der Menge an Sauerstoff in mg/L, die Bakterien und alle anderen im Wasser vorhandenen Mikroorganismen bei einer Temperatur von 20°C innerhalb von fünf Tagen verbrauchen, woraus man auf die Menge der dabei abgebauten organischen Stoffe schließt.

Als Faustregel gilt: Der BSB5 beträgt etwa 70% des BSB∞.

Arbeitsblatt – B8. Messwerte BSB5 Seite 2 von 2

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Sauerstoffgehalt I [in mg/L bei 20˚C]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Versuch	Sauerstoffgehalt II [in mg/L bei 20˚C] nach 5 Tagen
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Differenz Sauerstoffgehalt I-II	BSB5-Wert

B9. Messung des CSB-Wertes

CSB-Wert

Trotz der schulisch schwer möglichen Durchführung ist die Besprechung des CSB aus Sicht der Biologie wichtig, denn erst CSB- und BSB5-Wert gemeinsam ermöglichen ein Verständnis für die Bestimmung und Bedeutung der biologischen Abbaubarkeit eines Produktes sowie der biologischen Abbaubarkeit in einem Gewässer generell.

Die ablaufenden Redoxreaktionen sind aus Sicht der Chemie hochinteressant. Daher ermöglicht eine fächerverbindende Herangehensweise von Biologie und Chemie eine idealtypische Chance, die Bedeutung von vernetztem naturwissenschaftlichem Wissen für die sachkompetente Diskussion gesellschaftlicher Fragen aufzugreifen. Ausweitungen in die Gesellschaftswissenschaften (z. B. die Diskussion von Umweltgesetzgebungen aus der Perspektive dieser Fächer) sind eine spannende weitergehende Perspektive.

Fachlicher Hintergrund

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist ein den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB5) ergänzender Parameter in der Gewässeranalytik. Bestimmt man den CSB, so misst man die Summe aller chemisch durch Sauerstoff oxidierbaren Verbindungen. Da die in Wasser lebenden Mikroorganismen nicht alle Stoffe vollständig oxidieren können, liegt der BSB5-Wert de facto immer unter dem CSB-Wert. Der CSB hat somit prinzipiell auch die gleichen Einheiten wie der BSB5-Wert, also mg/L oder g/m^3.

Bei häuslichen Abwässern liegt der Kaliumdichromat-CSB mit 600 mg/L in der Regel etwa doppelt so hoch wie der BSB5-Wert. Bei industriellen und gewerblichen Abwässern können die Werte zehnmal höher sein. Diese Werte sind wichtige Parameter bei der Bemessung, Dimensionierung und der betrieblichen Kontrolle von Abwasser-Kläranlagen.

Für die praktische Durchführung der Messung des CSB benutzt man in der Regel das starke, giftige und potentiell krebserregende Oxidationsmittel Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) in einer schwefelsauren Lösung. Das Kaliumdichromat wird bei der Reaktion mit den biologisch leicht, schwer und nicht abbaubaren Stoffen reduziert, während die Fremdstoffe oxidiert werden. Aus dem Kaliumdichromat-Verbrauch kann dann auf den CSB geschlossen werden.

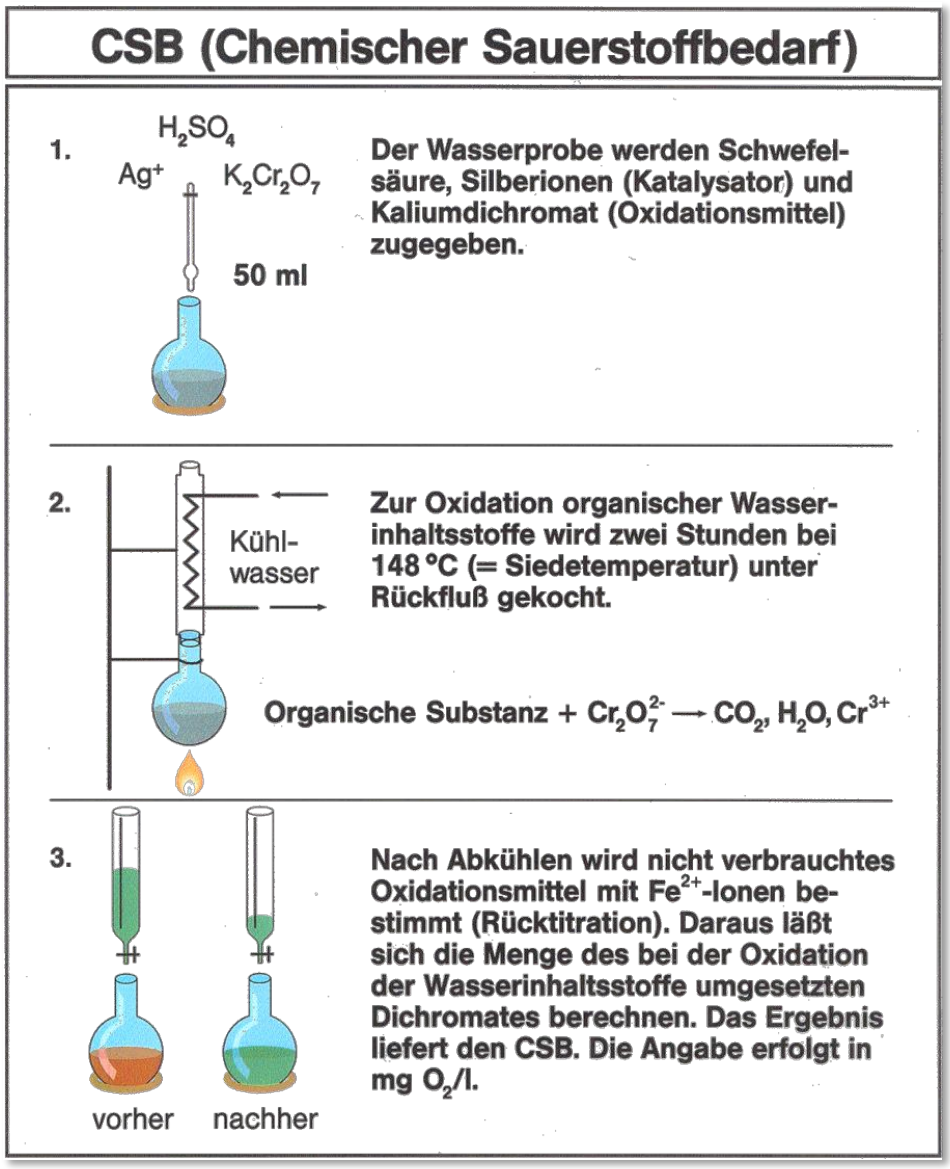


Abbildung B9.01 CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf), Folienserie des Fonds der Chemischen Industrie – Umweltbereich Wasser

Aufgrund des Gefahrenpotentials von Kaliumdichromat und der entstehenden Cr(III)-Abfälle verbietet sich der Einsatz des CSB für Schülerexperimente. Eine Durchführung als Lehrerexperiment ist eventuell noch vertretbar, wird aber aufgrund des Aufwandes und der komplexen Entsorgungsproblematik der Abfälle nicht angeraten. Insbesondere in der Schule sollte alternativ das schwächere Oxidationsmittel Kaliumpermanganat ($KMnO_4$) eingesetzt werden. Die mit $KMnO_4$ erhaltenen Werte der Sauerstoffzehrung sind allerdings aufgrund des geringeren Redoxpotentials des MnO_4^-/Mn^{2+}- Systems geringer und können nicht mit Literaturwerten zum Kaliumdichromat-CSB in Bezug gebracht werden.

B10. Messung der Fließgeschwindigkeit

Fließgeschwindigkeit

Ein natürlicher Bachverlauf zeigt in der Regel eine stetig wechselnde Fließgeschwindigkeit. Er ist gekennzeichnet durch Stromschnellen und langsam fließende Passagen. Die Gewässerstruktur zeigt sich im Idealfall kurvenreich, mit wechselnden Breiten, vielen Steinen und unterschiedlichen Strömungen. Langsam fließende Passagen im Bach sind ausgesprochen wichtig für die selbstreinigende Wirkung. Microorganismen, Tiere und Pflanzen können sich in solchen Bereichen besser ansiedeln und finden unter bzw. im Strömungsschatten hinter Steinen Halt. Fließt das Wasser, etwa durch einen künstlich begradigten Bachverlauf, zu schnell, finden Pflanzen, Tiere und Organismen keinen Halt und die reinigende Wirkung bleibt in dessen Folge aus. Sedimente können nicht zu Boden sinken und werden durch die starke Strömung mitgerissen.

Zudem kann die Gewässertiefe im Verlauf des Flusses oder Baches durchaus äußerst variabel sein, was verbunden mit der Gewässerstruktur letztlich wieder die Fließgeschwindigkeit stark beeinflusst. So können in der Regel nur punktuelle Fließgeschwindigkeiten an einer ausgewählten Stelle oder die Gesamtfließgeschwindigkeit über eine kleinere Strecke ermittelt werden.

Um die Fließgeschwindigkeit eines Flusses zu bestimmen, gibt es verschiedene Methoden. Man kann zum Beispiel einen Schwimmkörper (z. B. Flaschenkorken) einsetzen und die benötigte Zeit für eine definierte Strecke (10 m) stoppen. Bei sehr breiten Flüssen kann die Beobachtung des Schwimmkörpers jedoch schwierig werden oder bei besonders flachen Gewässerverlaufen kann der Schwimmkörper hängen bleiben und somit die Messung verfälschen.

Der Einsatz eines Fließgeschwindigkeitsmessers eignet sich insbesondere dafür, die punktuelle Fließgeschwindigkeit zu bestimmen, etwa in einer Stromschnelle. Der Sensor funktioniert nach der Flügelmethode. Er wird an geeigneter Stelle ins Wasser gehalten und je schneller sich das Wasser bewegt, desto schneller dreht sich der Flügel. Aus der Drehgeschwindigkeit des Flügels berechnet der Sensor dann final die Fließgeschwindigkeit des Gewässers an dieser Stelle.

Eine gute Alternative zum Schwimmkörper bietet die Salzmethode. Bei dieser gibt man eine Handmenge Kochsalz oder ein Glas gesättigte Kochsalzlösung in den Fluss und misst die Zeit, bis das Salz eine definierte Strecke (10 m) zurückgelegt hat. Die beim Lösevorgang im Wasser gebildeten Ionen kann man mit dem Leitfähigkeits-Sensor detektieren, da die elektrische Leitfähigkeit durch die ankommenden Ionen kurzzeitig ansteigt.

Arbeitsblatt – B10. Messwerte Fließgeschwindigkeit

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Fließgeschwindigkeitsmesser (Vernier FLO-BTA)
- Feines Zellstofftuch

Experiment

Verbinden Sie den Fließgeschwindigkeitsmesser mit Ihrem Interface und starten Sie das Programm zur Messwerterfassung. Tauchen Sie den Propeller ungefähr bis auf 40% der Wassertiefe ein. Wenn die Wassertiefe es zulässt, dann stützen Sie den Fließgeschwindigkeitsmesser mit den Abstandshaltern auf dem Boden des Flussbettes ab. So können Sie den Sensor leichter an derselben Stelle und in derselben Richtung halten. Der Propeller zeigt dabei flussaufwärts.

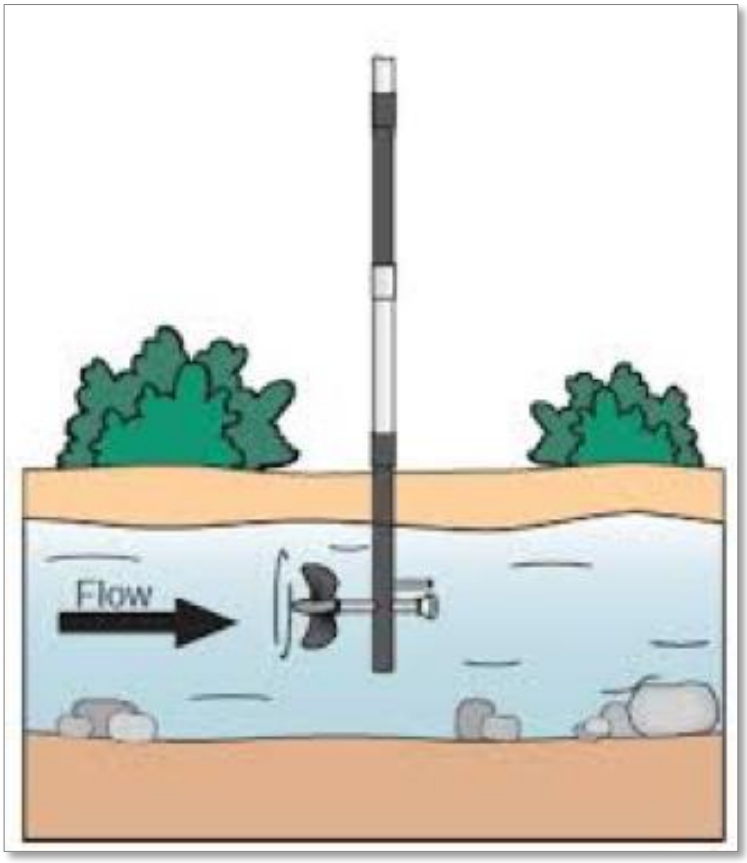


Abbildung B10.01 Fließgeschwindigkeitsmesser in der Strömung

Arbeitsblatt – B10. Messwerte Fließgeschwindigkeit

Zusätzliche Tipps für die Messung

1. Vermeiden Sie zur Messung Stellen in Kurven und Stromschnellen, die die Messung verfälschen können.
2. Vermeiden Sie zur Messung mit dem Fließgeschwindigkeitsmesser Stellen mit weniger als 10 cm Wassertiefe.
3. Der Fließgeschwindigkeitsmesser hat ein 5 m langes Kabel, Sie können bis zu 4 m entfernt vom Ufer Messungen durchführen, ohne das Interface in das Gewässer zu bringen.
4. Wenn das Gewässer breiter als 4 m ist, messen Sie von beiden Seiten.
5. Die Fließgeschwindigkeit von Gewässern kann sich mit den Wetterbedingungen schnell ändern, daher ist es sinnvoll, dass mit den Messwerten auch die Uhrzeit, Datum und Notizen zum Wetter mit aufgezeichnet werden.

Nach der Benutzung sollten Sie den Fließgeschwindigkeitsmessers mit klarem Wasser abspülen und mit einem Stoff- oder Papiertuch abtrocknen. Der Sensor kann dann zusammengelegt und gelagert werden. Die beweglichen Teile, insbesondere die Propellerwelle, sollten Sie nach mehrfacher Anwendung mit WD-40 oder einem ähnlichen Schmiermittel einölen. Beachten Sie, dass der Sensor beim Einsatz nicht beschädigt wird, wenn etwa die Propellerblätter verbogen sind, werden die Messungen nicht mehr genau sein.

Arbeitsblatt – B10. Messwerte Fließgeschwindigkeit

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Alternativen zum Fließgeschwindigkeits-Sensor

Versuch	**Fließgeschwindigkeit** [in m/s]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Arbeitsblatt – B10. Messwerte Fließgeschwindigkeit

Die Messsung mit Schwimmkörper

Material

- Schwimmkörper z. B. Korken oder Badewannenente
- Maßband, mindestens 10 m
- Stoppuhr
- Ggf. Markierungsstangen zum Abstecken der 10 m-Strecke

Experiment

Stecken Sie, ggf. unter Zuhilfenahme zweier Markierungsstangen, am Ufer eine 10 m lange Strecke ab. Bringen Sie den Schwimmkörper auf Höhe der ersten Stange ins Wasser ein und stoppen Sie die Zeit, bis der Schwimmkörper die zweite Stange erreicht.

Die Fließgeschwindigkeit ist der Quotient aus der definierten Strecke in m und der benötigten Zeit in s.

Messwerte

Bedingungen	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Alternativen zum Fließgeschwindigkeits-Sensor

Versuch	Weg [m]	Zeit [s]	Fließgeschwindigkeit [m/s]
1. Messung			
2. Messung			
3. Messung			
Mittelwert			

Arbeitsblatt – B10. Messwerte Fließgeschwindigkeit

Die Salzmethode mit dem Leitfähigkeits-Sensor

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Conductivity Leitfähigkeits-Sensor
- Handmenge Kochsalz (NaCl) oder gesättigte Kochsalzlösung
- Ggf. Markierungsstangen zum Abstecken der 10 m-Strecke
- Waschflasche mit destilliertem Wasser
- Zellstofftücher

Experiment

Verbinden Sie den Leitfähigkeits-Sensor mit Ihrem Interface und starten Sie das Programm zur Messwerterfassung. Bereiten Sie den Taschenrechner für eine zeitbasierte Messung vor, indem Sie in Abhängigkeit von der zu erwartenden Fließgeschwindigkeit eine Zeitdauer von mindestens 60 s und einer Geschwindigkeit von 2-3 Stichproben pro Sekunde messen. Sie können die Messung stoppen, sobald der Leitfähigkeitswert massiv ansteigt.

Der Sensor benötigt bei diesem Versuch keine vorherige Kalibrierung, da ein genauer Leitfähigkeitswert nicht nötig ist. Der Sensor muss lediglich die ankommenden Ionen detektieren.

Bedingungen	**Jahreszeit**	**Temperatur**	**Wetter**

Alternativen zum Fließgeschwindigkeitsmesser

Versuch	**Fließgeschwindigkeit** [in m/s]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

B11. Messung des Trübungsgrads

Trübungsgrad

Trübung ist die Verringerung der Durchsichtigkeit einer Flüssigkeit, verursacht durch die Gegenwart ungelöster Substanzen. Durch die ungelösten Partikel und Sedimente des Wassers wird eingestrahltes Licht gestreut, wodurch die Flüssigkeit ihre Transparenz verliert. Der Wert wird in NTU (Nephelometric Turbidity Unit), identisch mit FTU (Formazine Turbidity Unit) angegeben.

Die Messung des Trübungsgrads wird insbesondere in der Qualitätssicherung und Prozesskontrolle verwendet. Anwendung findet die Bestimmung des Trübungsgrads zum Beispiel in der Trinkwasserproduktion oder zur Schlammkonzentrationsmessung in Kläranlagen.

Arbeitsblatt – B11. Messwert des Trübungsgrads

Material

- TI-Nspire
- Vernier EasyLink
- Vernier Trübungs-Sensor (Vernier FLO-BTA)
- Küvetten
- Feines Zellstofftuch

Experiment

Verbinden Sie den Trübungs-Sensor mit Ihrem Interface und starten Sie das Programm zur Messwerterfassung.

Der Sensor sollte vor der Verwendung einer Kalibrierung an zwei Punkten unterzogen werden.

Messwerte

Bedingungen / Entnahmestelle	Jahreszeit	Temperatur	Wetter

Versuch	Trübungsgrad [NTU]
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Vorbereitungen des Experiments

1. Legen Sie zur Kalibrierung die Küvette mit der mitgelieferten Standardlösung (100 NTU) in den Trübungs-Sensor ein.

   Es ist wichtig, dass Sie die Trübungslösung nicht schütteln, da sonst kleine Gasbläschen entstehen und diese Messung verfälschen.

   Achten Sie auch darauf, dass die verwendeten Küvetten äußerlich stets sauber sein müssen.

   Schließen Sie den Trübungs-Sensor mit Hilfe eines Vernier EasyLinks an den Taschenrechner an. Lassen Sie das Gerät nach der automatischen Erkennung für ungefähr 5 Minuten aufwärmen und drücken Sie anschließend auf Menü.

2. Es öffnet sich ein Untermenü. Wählen Sie in diesem Fenster zunächst **1: Experiment** und klicken Sie im zweiten Fenster des Menüs auf **A: Kalibrieren**. Wählen Sie den Trübungs-Sensor aus und klicken Sie auf die Option **4: zwei Punkte**.

3. Geben Sie als Referenzwert für die Standardlösung den Zahlenwert 100 an und klicken Sie auf **Behalten**.

   Entfernen Sie die Küvette mit der Standard-Trübungslösung.

4. Der zweite Kalibrierungspunkt erfolgt mit destilliertem Wasser. Bereiten Sie dazu eine saubere Küvette vor und füllen Sie diese mit destilliertem Wasser bis zur Fülllinie. Legen Sie die Küvette anschließend in den Trübungs-Sensor ein und geben Sie als Referenzwert den Zahlenwert 0 an.

   Aktivieren Sie den Reiter **Kalibrierung mit Dokument abspeichern** und bestätigen Sie die Eingabe mit **OK**.

   Die Kalibrierung ist nun abgeschlossen und der Sensor einsatzbereit.

C. AUSWERTUNG

Autoren*innen

Michael Deittert – Annette-von-Droste-Hülshoff-Gymnasium, Münster

Ulrike Jeske – BioCity

Kai Jonas – Gymnasium Hammonense, Hamm

Nora Simon – Franz-Stock-Gymnasium, Arnsberg

C1. Physikalische Fließgewässeruntersuchung und Bestimmung des Sauerstoffgehaltes

Wichtig

Achten Sie darauf, dass die Wassertemperatur, die Leitfähigkeit und der Sauerstoffgehalt an der gleichen Bachstelle gemessen werden!

Wassertemperatur (siehe B1. Messung der Wassertemperatur)

Messen Sie mit einem Thermometer an einer Stelle des Baches 3-mal die Temperatur des Wassers und bilden Sie den Mittelwert.

Temperatur	**Messwerte in ˚C**
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Leitfähigkeitsmessung (siehe B2. Messung der elektrischen Leitfähigkeit)

Mit Hilfe eines Messgerätes wird die elektrische Leitfähigkeit des Gewässers bestimmt. Wiederholen Sie die Messung 3-mal und bilden Sie den Mittelwert. Je größer die elektrische Leitfähigkeit des Gewässers, desto höher ist die Konzentration an darin gelösten Salzen.

Leitfähigkeitsmessung	**Messwerte in µS**
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Sauerstoffgehalt (siehe **B4. Messung des gelösten Sauerstoffs**)

Mit Hilfe des Sauerstoffmessgerätes wird die O_2-Sättigung (in %) des Fließgewässers ermittelt. Wiederholen Sie die Messung 3-mal und bilden Sie den Mittelwert.

Temperatur	**Messwerte in %**
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

Fließgeschwindigkeit (siehe **B10. Messung der Fließgeschwindigkeit**)

Mit Hilfe des Fließgeschwindigkeitsmessers wird die Strömungsgeschwindigkeit des Gewässers ermittelt. Der Quotient aus Strecke und Zeit ergibt die Fließgeschwindigkeit. Wiederholen Sie die Messung an zwei verschiedenen Stellen jeweils 3-mal und bilden Sie jeweils den Mittelwert.

Fließgeschwindigkeit	**Messwerte in m/s**
1. Messung	
2. Messung	
3. Messung	
Mittelwert	

C2. Chemisch-physikalische Gewässergütebestimmung nach BACH

Zur Berechnung des *Chemischen Index* nach BACH werden acht Parameter herangezogen. Jedem Messwert wird dabei zunächst eine dimensionslose Indexzahl zwischen 0 und 100 zugeordnet. Die Indexzahl 0 steht dabei für den denkbar schlechtesten Wert, die Zahl 100 für den besten Wert. Weiterhin werden alle Parameter mit einer Gewichtung versehen, die ihrer Bedeutung im Ökosystem entspricht. Die Gewichtung ist eine Zahl zwischen 0 und 1, wobei die Gewichtungen aller Parameter zusammengerechnet genau 1 ergeben. Indexzahlen und die dazugehörigen Messwerte für die verschiedenen Parameter werden in Tabelle C2.01 angeben.

Temperatur Absolut (°C)		Leitfähigkeit (µS/cm)		pH-Wert		Akt. Sauerstoff-sättigung (%)		Nitrat-Ionen (mg/L)		Phosphat-Ionen (mg/L)		Ammonium-Ionen (mg/L)		BSB5 (mg/L)	
T	Index	LF	Index	pH	Index	O_2-Geh.	Index	NO_3^-	Index	PO_4^{3-}	Index	NH_4^+	Index	O_2-Zehrung	Index
≤	100,0	0	72,0	3,0	1,0	0	2,0	0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0
14	99,0	25	85,0	3,5	2,5	5	2,5	2	94,0	0,1	95,0	0,2	84,0	0,5	99,5
15	97,5	50	91,0	4,0	7,0	10	3,0	4	88,0	0,2	84,0	0,4	60,0	1,0	98,0
16	95,0	75	95,0	4,5	13,0	15	4,5	6	82,0	0,3	72,0	0,6	49,0	1,5	95,0
17	90,0	100	97,5	5,0	22,0	20	6,0	8	76,0	0,4	60,0	0,8	40,0	2,0	90,0
18	79,0	125	99,5	5,5	34,5	25	9,0	10	70,5	0,5	48,0	1,0	35,0	2,5	84,0
19	67,5	150	100,0	6,0	56,5	30	12,0	12	64,5	0,6	39,0	1,2	31,0	3,0	76,0
20	56,0	175	99,5	6,5	78,5	35	15,0	14	58,5	0,7	31,5	1,4	28,5	3,5	68,0
21	45,0	200	98,5	6,6	83,0	40	19,0	16	52,5	0,8	25,0	1,6	26,5	4,0	61,0
22	33,5	225	97,0	6,7	87,5	45	24,0	18	46,5	0,9	20,0	1,8	24,5	4,5	54,0
23	22,0	250	95,5	6,8	92,0	50	30,0	20	40,5	1,0	16,0	2,0	23,0	5,0	48,0
24	15,0	275	93,0	6,9	96,0	55	36,0	22	35,5	1,1	12,5	2,5	20,0	5,5	42,0
25	9,0	300	91,0	7,0	98,5	60	43,0	24	30,0	1,2	10,0	3,0	18,0	6,0	37,0
26	5,5	350	85,0	7,1	99,5	65	53,0	26	26,0	1,3	8,0	4,0	15,5	7,0	28,0
27	3,0	400	77,0	7,2	100,0	70	63,0	28	23,0	1,4	7,0	5,0	12,0	8,0	20,5
28	1,5	450	70,0	7,3	100,0	75	71,0	30	20,0	1,5	6,0	6,0	10,0	9,0	14,5
29	1,0	500	63,0	7,4	99,5	80	79,0	36	15,0	1,6	5,5	8,0	6,5	10,0	10,0
≥		550	56,0	7,5	98,5	85	86,0	≥40	10,0	1,8	5,0	10,0	4,5	15,0	4,0
30		600	50,0	7,6	96,0	90	93,0			2,0	5,0	13,0	3,5	>15,0	3,0
		700	39,0	7,7	92,0	95	99,0			2,5	4,0	>13,0	3,0		
		800	31,0	7,8	87,5	96	100,0			3,0	3,0				
		900	24,0	7,9	83,5	100	100,0			4,0	2,0				
		1000	19,0	8,0	78,5	105	100,0			5,0	1,0				
		1100	15,0	8,5	55,5	106	100,0								
		1200	13,0	9,0	33,0	110	97,0								
		1300	11,0	9,5	18,0	115	95,0								
		1400	10,0	10,0	10,5	120	90,5								
		1500	9,0			125	87,0								
		2000	8,0			130	83,0								
		3000	6,0												
		4000	4,0												
		5000	2,0												

Tabelle C2.01 Berechnung des *Chemischen Index* nach BACH

Multiplizieren Sie die Indexzahlen mit den zugehörigen Gewichtungen (Tabelle C2.02) und addieren Sie die Ergebnisse.

Die sich ergebende Summe ist der *Chemische Index*.

Anhand der Tabelle C2.03 können Sie die chemische Gewässergüte beurteilen.

Parameter	**Gewichtung**
Aktuelle Sauerstoffsättigung in %	0,20
BSB5 in mg/L	0,20
Ammonium-Ionen in mg/L	0,15
Nitrat-Ionen in mg/L	0,10
Phosphat-Ionen in mg/L	0,10
pH-Wert	0,10
Wassertemperatur in °C	0,08
Elektrische Leitfähigkeit in µS/cm	0,07
n = 8	$\sum = \mathbf{1,0}$

Tabelle C2.02 Indexzahlen mit den zugehörigen Gewichtungen nach BACH

Chemischer Index	100 – 83	82 – 73	72 – 56	55 – 44	43 – 27	26 – 17	16 – 0
Gewässer-güte (alt)	I	I – II	II	II – III	III	III – IV	IV
Gewässer-güte (neu)	1	2		3	4	5	

Tabelle C2.03 Die chemische Gewässergüte

Arbeitsblatt – C2. Auswertung Gewässergüte

Name des Gewässers: _____ Datum: _____

Chemisch-physikalische Gewässergütebestimmung nach BACH

Parameter	Mess-wert 1	Mess-wert 2	Mess-wert 3	Mittel-wert	Gewich-tung (G)	Index-zahl (I)	Pro-dukt (G x I)
Nitrat NO_3^- (mg/L)							
Ammonium NH_4^+ (mg/L)							
Phosphat PO_4^{3-} (mg/L)							
pH-Wert							
BSB5 (mg/L)	XXX	XXX	XXX				
Wassertempe-ratur (°C)							
Leitfähigkeit (µS)							
Aktuelle Sauerstoff-sättigung (%)							
				Summe (Chemischer Index)			
				Gewässergüte (WRRL)			

Tabelle C2.04 Tabelle zum Eintragen der Messergebnisse nach BACH

Anhang 1 – Literaturverzeichnis

Vorwort

vgl. Ökologische Bewertung von Fließgewässern - Schriftenreihe Bd. 64, Online unter: **https://shop.wvgw.de/OEkologische-Bewertung-von-Fliessgewaessern/308753**, abgerufen am 21.04.2018

Einleitung

Allgemein angelehnt an:
Bach, E.: Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 24, 1980

A3. Hinweise zur Probenentnahme

Flad Chemischer Index und Gewässergüte
Online unter: **https://www.chf.de/eduthek/chemischer-index/Chemischer_Index.pdf**, abgerufen am 21.04.2018

B4. Gelöster Sauerstoff

Erweitert nach „Köcherfliegen lügen nicht“ S.22, Hrsg: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes NRW (NUA), Ruhrverband und Universität Duisburg-Essen, Online unter: **https://www.wasserwissen.ruhr/hauptmenue/lernmaterial/lernmaterialsekundarstufe-2/download-koecherfliegen-luegen-nicht/**, abgerufen am 21.04.2018

http://www.fluvidat-saar.de/methodik/die-bestimmung-der-gewasserguete-nach-bach/, abgerufen am 21.04.2018

B5. Nitratgehalt Messung

Lammel G., Flessa H.: "Der gestörte Stickstoffkreislauf - die ökotoxikologische Perspektive", Umweltwiss. Schadstofforschung - Z. Umweltchem. Ökotoxikol. 10 (1998) 295 - 305

https://www.umwelt.niedersachsen.de/themen/wasser/grundwasser/grundwasserbericht/grundwasserbeschaffenheit/gueteparameter/grundprogramm/nitrat/Nitrat-137605.html, abgerufen am 21.04.2018

Gebrauchsanweisung zu Aquanal-Ökotest, Wasserlabor, Gebrauchsanweisung 37557, S. 13 ff.

B6. Phosphatgehalt Messung

http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/p/phosphate.htm, abgerufen am 21.04.2018

https://www.zum.de/Faecher/Ch/BW/chemischer-index/Chemischer_Index.pdf, abgerufen am 21.04.2018

Phosphathöchstmengenverordnung, BGBI. 1980 I S. 646

Photometrische Bestimmung von Phosphat - Universität Rostock, Online unter: **https://www.bsz.uni-rostock.de/storages/uni-rostock/Alle_MNF/Bio_Zingt/Dokumente/SOPs/An_Phosp.pdf**, abgerufen am 21.04.2018

Hilgers, Prante und Sommerfeld, KT- Chemie (Bielefeld, Gütersloh, Höxter)

https://en.wikipedia.org/wiki/Molybdenum_blue, abgerufen am 21.04.2018

B9. CSB Messung

Fonds der Chemischen Industrie (Hrsg.): Umweltbereich Wasser, Folienserie des Fonds der Chemischen Industrie, Fonds der Chemischen Industrie, Frankfurt, 1990

http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/c/csb.htm, abgerufen am 21.04.2018

W. Hosang: Abwassertechnik. Springer-Verlag, 2013, ISBN 978-3-322-89544-8, S.255 (eingeschränkte Vorschau in der Google-Buchsuche), Online unter: **https://books.google.de/books?id=QIucBgAAQBAJ&pg=PR3&dq=W.+Hosang:+Abwassertechnik.+Springer-Verlag,+2013,+ISBN+978-3-322-89544-8&hl=de&sa=X&ved=2ahUKEwj9p_Kss4z5AhVQjqQKHY2BA_EQ6AF6BAgGEAI#v=onepage&q&f=false**, abgerufen am 21.04.2018

B10. Fließgeschwindigkeit-Messung

Vgl. Dr. Astrid Wasman, Naturwissenschaften Heute Projekt Wasser S. 58

https://www.vernier.com/manuals/flo-bta/, abgerufen am 21.04.2018

Anhang 2 – Abbildungsverzeichnis

Legende

Kapitel

Abbildung **.xx**, **.xx**, .**xx**, ..., ...

Urheber **#** Lizenzeigentümer **#** Quellenangabe

Deckblatt

- **1.**
  Ulrike Jeske **#** Ulrike Jeske **#** -

A2. Umgang mit dem TI-Nspire – Datenerfassung mit Data Quest

- **.01, .02, .03**
  Nora Simon **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)
- **.04, .05, .06, .07, .08, .09, .10**
  Kai Jonas **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)

B2. Messung der elektrischen Leitfähigkeit

- **.01, .02a, .02b, .03, .04**
  Kai Jonas **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)
- **.05**
  Kai Jonas **#** Kai Jonas **#** -

B3. Messung des pH-Wertes

- **.01a, .01b, .02a, .02b, .03a, .03b**
  Kai Jonas **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)
- **.04**
  Kai Jonas **#** Kai Jonas **#** -

Legende

Kapitel

Abbildung **.xx**, **.xx**, **.xx**, ..., ...

Urheber **#** Lizenzeigentümer **#** Quellenangabe

B4. Messung des gelösten Sauerstoffs

- **.01**
  Alfons Baier **#** Alfons Baier **#** Online unter: **http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/para_10.jpg**, abgerufen am 21.04.2018

B5. Messung des Nitratgehaltes

- **.01**
  Susanne Kern **#** Susanne Kern **#** -
- **.02a**
  Texas Instruments Education Technology GmbH **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** -
- **.02b, .02c, .03a, .03b, .04, .06**
  Kai Jonas **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)
- **.05**
  Kai Jonas **#** Kai Jonas **#** -

B6. Messung des Phosphatgehaltes

- **.01**
  Nora Simon **#** Nora Simon **#** -
- **.02**
  Susanne Kern **#** Susanne Kern **#** -

Legende

Kapitel

Abbildung **.xx**, **.xx**, **.xx**, ..., ...

Urheber **#** Lizenzeigentümer **#** Quellenangabe

B7. Messung des Ammoniumgehaltes

- **.01a**
  Texas Instruments Education Technology GmbH **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** -
- **.01b, .01c, .02a, .02b, .03, .05**
  Kai Jonas **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#** TI-Nspire (s. **Screenshot**)
- **.04**
  Kai Jonas **#** Kai Jonas **#** -

B8. Messung des BSB5-Wertes

.01

Matthias Ahlke **#** Matthias Ahlke **#** -

B9. Messung des CSB-Wertes

- **.01**
  Fond der Chemischen Industrie **#** Fond der Chemischen Industrie **#** Folienserie des Fonds der Chemischen Industrie – Umweltbereich Wassererwähnen

B10. Messung der Fließgeschwindigkeit

- **.01**
  Texas Instruments Education Technology GmbH **#** Texas Instruments Education Technology GmbH **#**

Anhang 3 – Tabellenverzeichnis

Legende

Kapitel

Tabelle **.xx**, **.xx**, .**xx**, ..., ...

Urheber **#** Lizenzeigentümer **#** Quellenangabe

B4. Messung des gelösten Sauerstoffs

- **.01**
  Nora Simon **#** Nora Simon **#** erweitert nach „Köcherfliegen lügen nicht“ S.22, Hrsg: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes NRW (NUA), Ruhrverband und Universität Duisburg-Essen, Online unter: **https://www.wasserwissen.ruhr/hauptmenue/lernmaterial/lernmaterialsekundarstufe-2/download-koecherfliegen-luegen-nicht/**, abgerufen am 21.04.2018

B5. Messung des Nitratgehaltes

- **.01**
  Nora Simon **#** Nora Simon **#** -

C2. Chemisch-physikalische Gewässergütebestimmung nach BACH Sauerstoff

- **.01, .02, .03, .04**
  Nora Simon **#** Nora Simon **#** -

Autoren*innen

Die Unterrichtsmaterialien wurden von folgenden Personen erarbeitet:

Michael Deittert – Annette-von-Droste-Hülshoff-Gymnasium, Münster

Ulrike Jeske – BioCity im Allwetterzoo, Münster

Kai Jonas – Gymnasium Hammonense, Hamm

Nora Simon – Städtisches Gymnasium an der Hönne, Menden

Weitere Mitwirkende

Wir bedanken uns bei den folgenden Personen für Ihre Unterstützung:

Susanne Kern – Hanns-Seidel-Gymnasium, Hösbach

Frank Liebner – Geschwister-Scholl-Gymnasium Löbau, Löbau

Dr. Thomas Reiske – Primo-Levi-Gymnasium, Berlin

Dirk Schulze – Gymnasium Halepaghen-Schule, Buxtehude

Creative Commons (CC)

Die Informationen, die Sie in dieser Veröffentlichung vorfinden, wurden nach bestem Wissen und Gewissen sorgfältig zusammengestellt und geprüft.

Es wird jedoch keine Gewähr – weder ausdrücklich noch stillschweigend – für die Vollständigkeit, Richtigkeit und Aktualität übernommen.

Diese Publikation steht unter einer **Creative Commons Lizenz, Namensnennung – Nicht-kommerziell – Weitergabe unter gleichen Bedingungen 4.0 International**.

Hier die offizielle Konzessionsurkunde von Creative Commons für diese Online-PDF-Veröffentlichung:

Creative Commons Konzessionsurkunde

Namensnennung - Nicht-kommerziell - Weitergabe unter gleichen Bedingungen 4.0 International (CC BY-NC-SA 4.0)

Dies ist eine allgemeinverständliche Zusammenfassung der Lizenz (die diese nicht ersetzt).

Sie dürfen:

Teilen — das Material in jedwedem Format oder Medium vervielfältigen und weiterverbreiten

Bearbeiten — das Material remixen, verändern und darauf aufbauen

Der Lizenzgeber kann diese Freiheiten nicht widerrufen solange Sie sich an die Lizenzbedingungen halten.

Unter folgenden Bedingungen:

Namensnennung — Sie müssen angemessene Urheber- und Rechteangaben machen, einen Link zur Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden. Diese Angaben dürfen in jeder angemessenen Art und Weise gemacht werden, allerdings nicht so, dass der Eindruck entsteht, der Lizenzgeber unterstütze gerade Sie oder Ihre Nutzung besonders.

Nicht kommerziell — Sie dürfen das Material nicht für kommerzielle Zwecke nutzen.

Weitergabe unter gleichen Bedingungen — Wenn Sie das Material remixen, verändern oder anderweitig direkt darauf aufbauen, dürfen Sie Ihre Beiträge nur unter derselben Lizenz wie das Original verbreiten.

Keine weiteren Einschränkungen — Sie dürfen keine zusätzlichen Klauseln oder technische Verfahren einsetzen, die anderen rechtlich irgendetwas untersagen, was die Lizenz erlaubt.

Hinweise:

Sie müssen sich nicht an diese Lizenz halten hinsichtlich solcher Teile des Materials, die gemeinfrei sind, oder soweit Ihre Nutzungshandlungen durch Ausnahmen und Schranken des Urheberrechts gedeckt sind.

Es werden keine Garantien gegeben und auch keine Gewähr geleistet. Die Lizenz verschafft Ihnen möglicherweise nicht alle Erlaubnisse, die Sie für die jeweilige Nutzung brauchen. Es können beispielsweise andere Rechte wie Persönlichkeits- und Datenschutzrechte zu beachten sein, die Ihre Nutzung des Materials entsprechend beschränken.

Impressum

Herausgeber: Verein MINT-EC®
Verantwortlich: Dr. Niki Sarantidou
Koordination: Dr. Niki Sarantidou
Gestaltung Innenteil: Stefanos Papachristopoulos
Gestaltung Umschlag: www.rohloff-design.de
Bildnachweis Titel: BioCity

MINT-EC®, MINT-EC-Zertifikat®
und MINT-EC-SCHULE® sind
geschützte Marken des Vereins
mathematisch-naturwissenschaftlicher
Excellence-Center an Schulen e. V.

Stand: Berlin, März 2023

Bisher in der MINT-EC-Schriftenreihe erschienene Titel

IN DER RUBRIK TALENTE FÖRDERN

- Das MINT-EC-Zertifikat – Die Würdigung besonderer Leistungen im MINT-Bereich – 3. Auflage

IN DER RUBRIK UNTERRICHT GESTALTEN

- Materialien zur Informationstechnischen Grundbildung (ITG)
- Geometrische Ortslinien und Ortsbereiche auf dem Tablet – sketchometry im Unterricht
- Unterrichtsmodule zur Zerstörungsfreien Materialprüfung / Teil I
- Alles Chemie – Atombau und PSE Deutschlandweiter Unterrichtssupport für die Sek I
- Alles Chemie – Säuren und Basen Deutschlandweiter Unterrichtssupport für die Sek I
- ENERGY IN MOTION – Unterrichtsmodule zum Thema Energie – 2. Auflage
- MINT goes CLIL – Naturwissenschaften modular bilingual
- Digitaler Methodenkoffer – Lehren und Lernen mit digitalen Medien
- Chemisch-physikalische Gewässeranalyse in der Schule Bestimmung der Wasserqualität mit digitalen Werkzeugen

IN DER RUBRIK SCHULE ENTWICKELN

- Integration von geflüchteten Kindern und Jugendlichen in den Schulalltag – 2. Auflage
- Komm in die Cloud! So gelingt der Einstieg mit der HPI Schul-Cloud

MINTec

Das nationale Excellence-Schulnetzwerk

MINT-EC

Tel.: 030-4000 67 32
E-Mail: info@mint-ec.de

@MINTECnetzwerk
@mint_ec
@mint_ec_netzwerk
@mint-ec

www.mint-ec.de

CC BY NC SA

9 783945 452127

ISBN-Nummer: 9-783945-45212-7