

REBEN

Reed Belt Neusiedler See/Fertő

Interreg-Projekt AT-HU 2014-20

Angewandte hydrologische und
limnologische Basisuntersuchungen

Bericht 5

Online-Sonden und Freilandversuche



Titel: Online-Sonden und Freilandversuche. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)

Auftraggeber: Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Ansprechpartner: DI Christian Sailer

Auftragnehmer: ARGE „DWS Hydro-Ökologie - TU Wien“

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, 1050 Wien
Tel. 01 / 548 23 10, Fax DW 18
Email: office@dws-hydro-oekologie.at

TU Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13/222, 1040 Wien

Projektleitung: Mag. Dr. Georg Wolfram

Verfasser: Mag. Roland Hainz (Online Sonden, Windereignis), Mag. MAS Georg Kum MAS, DI Gerhard Lindner, Univ.Prof. Paul Blaschke (Tracer-Versuch, Drucksonden Windereignis), Mag. Dr. Georg Wolfram (Online-Sonden, Windereignis), Dr. Ottavia Zoboli & Univ.Prof. DI Dr. Matthias Zessner (Schadstoffe Windereignis)

Mitarbeiter: Mag. Elisabeth Sigmund, Ulrich Donabaum MSc (Freiland), Veronica Kasper MSc, Martin Kvarda MSc, Ing. Ruby Pieber, Ing. Silvia Hintermaier, Ing. Bernhard Weidinger (Analytik), Dr. Stefan Schuster (TBS WaterConsult – Datenerhebung Online-Sonden)

Auftrag: A5/GEW.EUF-10003-11-2017

Seitenanzahl: 132

Interne Berichts-Nr.: 15/078-B05

Zitierweise: Hainz, R., G. Kum, G. Lindner, P. Blaschke, G. Wolfram, O. Zoboli & M. Zessner (2020). Online-Sonden und Freilandversuche. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Wien, November 2020

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
Executive summary	7
1 Einleitung	13
2 Wasserqualitätsmessstationen	14
2.1 Einleitung	14
2.2 Untersuchungsstandorte	14
2.3 Bestandteile der Wasserqualitätsmessstationen	20
2.4 Technische Daten der Wasserqualitätsmessstationen	21
2.5 Organisation, Aufbau der Stationen und Betrieb	26
2.6 Datenverarbeitung	28
2.7 Ergebnisse Meteorologie	30
2.8 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Wulka	34
2.9 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Mörbisch	39
2.10 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Illmitz	44
2.11 Grafiken Gesamtzeitraum	54
2.12 Frachtenmodellierung Mörbisch	62
3 Windereignis 30.09.–01.10.2019	88
3.1 Einleitung	88
3.2 Untersuchungsstandorte	88
3.3 Untersuchungsprogramm und Methoden	91
3.4 Wind- und Pegelverhältnisse	95
3.5 Physikalisch-chemische Parameter und Hydrochemie	99
3.6 Schadstoffe	112
3.7 Strömungs- und Frachtenmodellierung	115
4 Tracer-Versuch	123
4.1 Einleitung	123
4.2 Methoden	123
4.3 Vorläufige Ergebnisse	127
5 Resümee	129
6 Literatur	132

ZUSAMMENFASSUNG

Zielsetzung

Im vorliegenden Teilbericht 5 “Online-Sonden und Freilandversuche” werden die Ergebnisse mehrerer Ansätze zur Erfassung der kurz- bis mittelfristigen Dynamik des Stoffaustausches und der Umsetzungsprozesse zwischen Schilfgürtel und offenem See des Neusiedler Sees vorgestellt. Gegenüber dem Schwerpunktprogramm der Kampagnen, bei welchem systematisch und punktuell mehrere Parameter erhoben wurden, lag der Schwerpunkt bei den hier vorgestellten Ansätzen bei wenigen, ausgewählten Parametern, die jedoch in einem zeitlich dichten Intervall gemessen wurden. Dies soll einen Blick ins Detail ermöglichen, um ablaufende Prozesse im System direkt nachweisen und besser verstehen zu können.

Wasserqualitätsmessstationen mit Online-Sonden

Am Neusiedler See und an der Wulka wurden in Zusammenarbeit mit TBS WaterConsult zwischen Juni 2018 und Dezember 2019 sieben Wasserqualitätsmessstationen mit Online-Sonden montiert. Sie verteilten sich über die drei Hauptuntersuchungsgebiete Wulka (2 Stationen), Mörbisch (2 Stationen) und Illmitz (3 Stationen) und ihr Standort orientierte sich an den ausgewählten Probenahmepunkten des Schwerpunktprogramms (isolierte und gut angebundene Stellen). Die Stationen zeichneten Datenreihen folgender Parameter im 10-Minuten Intervall auf: allgemeine physikalisch chemische Parameter (Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung) und Wasserstand. Zwei der Stationen (eine in Mörbisch und eine in Illmitz) zeichneten zusätzlich meteorologische Parameter auf (Lufttemperatur, Niederschlag, Taupunkt, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung). Diese Daten waren für die Projektlaufzeit in Echtzeit auf einer Homepage abrufbar.

Ergebnisse Wulka

Die Stationen an der Wulka waren so gewählt, dass die Probenahmestelle im Fluss sowie die eigentliche Mündung in den offenen See erfasst wurden. Die Leitfähigkeit erwies sich als guter Indikator für die Fließzeit zwischen den beiden Stationen. Im Falle von Hochwässern oder plötzlich erhöhtem Wasserstand nach Niederschlägen sank die Leitfähigkeit an der Wulka abrupt ab und stieg dann wieder langsam auf ein höheres Niveau an. Kurz vor dem See wurde dieselbe Ganglinie verzögert festgestellt, wobei das Leitfähigkeitsminimum

am See weniger tief sank als jenes in der Wulka. Daraus lassen sich Schlüsse auf die Fließzeit zwischen der Station an der Wulka und jener am See im Falle von kleineren und größeren Hochwassern ziehen. Kennpunkte der Leitfähigkeitsganglinie traten am See bei geringem Abfluss der Wulka meist mit 17 bis 27 Stunden Verzögerung auf. Bei Hochwassern beschleunigte sich der Abfluss und das Wasser erreichte den See in <10 Stunden. Beim stärksten Hochwasser des Beobachtungszeitraumes (am 11./12.05.2019 mit bis zu $20,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) traf das Wasser bereits nach 5 Stunden und 20 Minuten an der Kante zum offenen See ein. Die Leitfähigkeitsdaten lassen sich so interpretieren, dass sich bei erhöhtem Wasserstand im ersten Moment Wulkawasser und Schilfgürtelwasser vermischen. Je länger dies andauert, umso mehr dominiert das Wulkawasser die Leitfähigkeitswerte auch an der seenahen Station, was einer Vorstellung des „Spülens“ des Schilfgürtels nahekommt.

Die Trübungswerte in der Wulka waren fast immer wesentlich höher als an der Stelle im Kanal kurz vor dem See. Dies belegt eine hohe Deposition der Schwebstoffe im Schilfgürtel. Im Kanal war das Trübungsniveau im Frühjahr etwas höher als im Rest des Jahres. Maßnahmen wie Baggerungen zur Ertüchtigung des Wulkakanals im landseitigen Schilfgürtelbereich waren kurzzeitig als eine stark erhöhte Trübung nachweisbar.

Der Sauerstoffgehalt in der Wulka entsprach meist einem nahezu gesättigten Zustand. Dasselbe Wasser hatte beim Eintritt in den See häufig einen um mehrere mg L^{-1} verringerten Sauerstoffgehalt. Nach kleineren Hochwasserwellen im Mai 2019 wurde aber beim Eintritt in den See sogar ein höherer Sauerstoffgehalt festgestellt. Manchmal war der Sauerstoff hingegen an der Eintrittsstelle in den See vollständig aufgezehrt. Die Sauerstoffganglinie der Wulka wies typischerweise einen Tagesgang mit einem Maximum um 13 bis 14 Uhr auf. Beim Eintritt in den See trat das Tagesmaximum zwischen 16 und 18 Uhr auf. Die zeitliche Verschiebung lässt sich nicht mit der Fließzeit zwischen den Stationen erklären, sondern entspricht eher der erwartbaren Entfernung zum teilweise diffus durchströmten Schilfgürtel und lässt eine hohe biologische Aktivität (Sauerstoffrespiration, Photosynthese) im Schilfgürtelbereich annehmen.

Ergebnisse Mörbisch

Die beiden Stationen in Mörbisch lagen im Kanal einerseits nahe der Austrittsstelle zum See und andererseits auf der Schilfgürtelseite an der Stelle, wo sich das Wasser der hinteren Blänken aufzuweiten beginnt. Die Station am See wird als repräsentativ für die Verhältnisse im offenen See angesehen. Beide Stationen demonstrierten eine hohe Dynamik der Ein- und Ausströmung über den Kanal. Wasserstandsauftreibungen am See führten zu einer Einströmung in den Schilfgürtel, -abspiegelungen zu einer Ausströmung aus dem Schilfgürtel. Die Leitfähigkeit erwies sich als guter Indikator dieses Prozesses, da sie im hinteren Schilfgürtel höhere Werte erreichte als im See.

Anhand der Wasserstände beider Stationen wurde ein Strömungs- und Frachtmodell für den gesamten Datenzeitraum für die Parameter Wasser, Chlorid und Schwebstoffe berechnet. Das Modell zeigte, dass ein höherer Wasserstand über einen höheren Durchfluss im Kanal auch höhere Wasserfrachten begünstigt. Als entscheidend für die Stoffeinträge an partikulärem Material stellte sich die Windrichtung und Stärke heraus. Besonders hohe Windstärken aus nördlichen Richtungen begünstigen Schwebstoffeinträge über den Kanal in Mörbisch. Entgegen den bisherigen Vermutungen fand die höchste Eintragsrate an Schwebstoffen nicht ausschließlich bei den stärksten Windgeschwindigkeiten (aus den zwei Hauptwindrichtungen Norden/Nordwesten und Süden/Südosten) statt, sondern während den seltenen, vergleichsweise schwachen Windereignissen aus östlichen Richtungen. Der Nettoeintrag eines solchen Beispielergebnisses lag bei mindestens 9 200 kg Schwebstoffe binnen eines halben Tages. Als Erklärung wird vermutet, dass rechtwinkelig bei Mörbisch auf den Schilfrand auftreffender Wind- und Wellengang zu einer verstärkten Aufwühlung der Sedimentauflage führt und zusätzlich den Transport über den Kanal in den Schilfgürtel begünstigt. In der Gesamtbilanz überwiegen aber die Einträge bei N/NW-Wind.

Die Gesamtbilanz pro Monat und über das Jahr ergab für das vollständig erfasste Jahr 2019 und im Besonderen für die Frühjahrsmonate ein Nettoeintrag an Wasser in den Schilfgürtel, der mit einer höheren Evapotranspiration erklärt werden könnte. Im Spätsommer und Herbst war die Bilanz hingegen weitgehend ausgeglichen. Bei den Schwebstoffen wurde demgegenüber in fast allen Monaten eine Nettodeposition im Schilfgürtel festgestellt, somit auch, wenn über den gesamten Monat betrachtet eine Netto-Wasserfracht Richtung See gegeben war. Die Nettodeposition der Schwebstoffe war vor allem im Frühjahr 2019 sehr hoch. Es konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Wasserstand bzw. den im Frühjahr stärkeren Windereignissen und dem Netto-Eintrag in den Schilfgürtel nachgewiesen werden.

Mit den Abschätzungen der Frachten ist es nun erstmals möglich, das Ausmaß der Sedimentation im Schilfgürtel für einen bestimmten Zeitraum und Bereich zu quantifizieren. Die Online-Sonden lieferten somit einen wertvollen Beitrag zur Gesamtbetrachtung des Themenkomplexes Verlandung. Für die Schwebstoffe wurde über den *einen* untersuchten Kanal bei Mörbisch ein Netto-Eintrag (Sedimentation) von rund 330 t im Jahr 2019 ermittelt. Die Monats-Nettoeinträge erreichen Werte von >100 t, der höchste Tageseintrag lag bei 25 t. Zumeist treten aber deutlich niedrigere Netto-Frachten auf. Im Herbst bei niedrigem Wasserstand wurde (als Mittel der Tagesfrachten in den Monaten September und Oktober 2019) ein Netto-Eintrag über den untersuchten Kanal in den Schilfgürtel bei Mörbisch von <0,2 t kg pro Tag errechnet.

Ergebnisse Illmitz

Im Bereich von Illmitz waren drei Stationen installiert. Eine im sog. Kleinen Zug südlich des Stationskanals (IL20n), eine in den hinteren Blänken nördlich des Stationskanals (IL50n) und eine in einem isolierten, blind endenden Kanal auf der nördlichen Seite des Fahrweges zur Illmitzer Bucht (IL60n). Für die letzten drei Untersuchungsmonate war die Station IL50n von den hinteren Blänken zum Steg in der Illmitzer Bucht hin versetzt worden (IL10n).

Das Wasser im Kleinen Zug erwies sich als besser angebunden an den See als die beiden anderen Stellen und zeigte die stärksten Austauschprozesse an. Vor allem bei Wind aus N/NW (der in der Illmitzer Bucht zu einer Aufspiegelung führt) dringt Seewasser bis zur Station im Kleinen Zug vor. Strömt das Wasser wieder aus, kommt es über den Stationskanal am Steg vorbei. Es wurden Hinweise darauf gefunden, dass bei einer solchen Ausströmung das Wasser in der Illmitzer Bucht lokal sehr unterschiedliche Schwebstoffkonzentrationen enthalten kann. Im Kleinen Zug wurden bei Wind aus Süden Hinweise auf eine moderate autochthone Trübung gefunden, die als Zuströmen aus den südlich gelegenen, offenen Wasserflächen zu deuten sind.

Im hinteren Blänkenbereich von Illmitz waren die Schwankungen einiger Parameter am größten. Die Wassertemperatur und der Sauerstoffgehalt zeigten die höchste tägliche Schwankungsbreite aller Messstationen und spiegeln damit wesentliche abiotische bzw. biotische Einflüsse auf den Wasserkörper wider. Der sommerliche Anstieg der Leitfähigkeit weist auf die Aufkonzentrierung des Salzgehaltes infolge der Evapotranspiration hin. Bei Einströmereignissen erreichte sehr selten Seewasser die Station IL50n, die meist relativ geringe Trübung war dann bereits abgesetzt oder verdünnt.

Die Stelle IL60n war nur über den Kanal und nicht über diffuse Strömung mit dem nahen See verbunden. Sie zeigte oft nur verzögerte Reaktionen auf Wasserstandsveränderungen und wurde im Messzeitraum selten von Seewasser erreicht. Die geringe Wasserbewegung führte zu den geringsten Sauerstoffgehalten im Vergleich der Messstationen und zeitweise sogar zu völligem Sauerstoffschwund.

Freilandversuch Windereignis

Wasserfrachten, Schweb- und Nährstoffe

An zwei hintereinander folgenden Tagen (30.09. bis 01.10.2019), für welche starke Windbedingungen aus unterschiedlichen Richtungen prognostiziert wurden, erfolgten zeitlich dichte Probenahmen an vier Stellen im Hauptkanal zum Ruster Poschn (Teilgebiet Illmitz). Der untersuchte Parametersatz umfasste wichtige (PM, TP) sowie einfach zu erhebende

Parameter (allgemeine physikalisch-chemische Messgrößen) und ausgewählte Schadstoffe.

Am ersten Tag wurde eine Einströmsituation in den Schilfgürtel, am zweiten Tag eine Ausströmsituation aus dem Schilfgürtel dokumentiert. Bei der Einströmsituation verringerten sich im Kanal sukzessive die Leitfähigkeit und die Sichttiefe, während der Schwebstoffgehalt und Totalphosphor zunahm. Bei der Ausströmsituation war dies generell umgekehrt, es zeigten sich aber Hinweise auf eine autochthone Trübung durch einen leichten Anstieg der Schwebstoffe am Ende des zweiten Tages.

Ein Strömungsmodell wurde für eine Stelle im Kanal erstellt und Frachten der Parameter Chlorid, Totalphosphor und partikuläres Material berechnet. Das Modell zeigte am ersten Tag eine Einströmung von rund 8 000 m³ Wasser an, in der Nacht wechselnde Strömungsverhältnisse, und am zweiten Tag eine Ausströmung von rund 10 000 m³. Über den Beobachtungszeitraum beider Tage wurde anhand des Strömungsmodells ein Nettoaustrag an Wasser aus dem Schilfgürtel berechnet. Für Chlorid lag der Nettoaustrag aus dem Schilfgürtel geringfügig höher als für Wasser. Totalphosphor zeigte dagegen einen leichten, Schwebstoffe (PM) einen deutlichen Nettoeintrag in den Schilfgürtel von rund 300 kg zum Zeitpunkt des gleichen Wassertransports in beide Richtungen. Dieser Wert entspricht sehr gut der Abschätzung anhand der Online-Sonden.

Aus der wechselnden Korrelation zwischen Schwebstoffen und Gesamtphosphor kann auf eine Verschiebung der einzelnen Fraktionen geschlossen werden. Demnach dürfte einem deutlichen Eintrag von partikulärem Phosphor ein fast gleich großer Austrag der gelösten Fraktion gegenüberstehen; in Summe (als Gesamtphosphor) ergibt sich eine weitgehend ausgeglichene bis leicht zugunsten des Eintrags verschobene Bilanz.

Schadstoffe

Die Beprobung während des Windereignisses wurde auch dazu genutzt, um den Stoffaustausch zwischen Freiwasser und Schilfgürtel zu untersuchen. Dabei wurden polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC) und Metalle gewählt. Während PAK und PFC in den unfiltrierten Wasserproben bestimmt wurden, wurden die Metalle in der gelösten Phase nach Filtrierung der Proben analysiert, um den Austausch von Schadstoffen auch unabhängig vom Schwebstofftransport zu untersuchen. Obwohl die Analyse einer beschränkten Anzahl von Mischproben die Aussagekraft dieser Untersuchungen schwächt, deuten die Ergebnisse auf sehr interessante und unterschiedliche Ein- und Austragsprozesse für die betrachteten Stoffe hin.

Was die Metalle betrifft, ist es z.B. ersichtlich, dass es neben dem Eintrag von partikulär gebundenen Metallen über den Nettoeintrag von Schwebstoffen tendenziell auch eine

Verfrachtung von gelösten Metallen aus dem See in den Schilfgürtel gab. Für PAKs zeigen die Ergebnisse unterschiedliche Muster für die einzelnen Stoffe. Für den schwer adsorbierbaren PAK Naphthalin z.B. könnte man aufgrund dieser Untersuchungen einen netto Transport vom Schilfgürtel in den See annehmen. Für leicht adsorbierbare PAKs wie Benzo(a)pyren kann man umgekehrt generell einen vom Schwebstofftransfer getriebenen Netto-Transport in den Schilfgürtel annehmen, obwohl für diese Gruppe die Mehrheit von Messergebnissen unter der Bestimmungsgrenze eine klare Aussage erschwert. Ebenso unterschiedlich sind die Muster für die untersuchten PFC. Während für PFOS weder räumlich oder zeitlich eindeutige Unterschiede in den Konzentrationen zu erkennen sind, könnten die Ergebnisse auf einen Netto-Transport vom Schilfgürtel in den See für PFOA hindeuten. Hauptgrund dafür wäre, wie für Naphthalin, eine höhere Ausgangskonzentration im Schilfgürtel und der entsprechende Austrag in den See in der zweiten Phase des Ereignisses, als das höher konzentrierte Wasser aus den hinteren Bereichen in den See geströmt ist.

Diese Untersuchungen verdeutlichen, dass der Austausch von Schadstoffen zwischen offenem See und Schilfgürtel bei einem stärkeren Windereignis von mehreren Faktoren abhängt, wie z.B. von der Adsorptionsfähigkeit der spezifischen Stoffe, aber auch von der Verteilung ihrer Konzentrationen in den verschiedenen Bereichen vor Beginn des Ereignisses.

Tracerversuch

Zur Klärung des tatsächlichen Wulka-Verlaufs durch den Schilfgürtel wurde am 22.10.2019 ein Tracerversuch mit dem Tracer Tinopal durchgeführt. Als vorläufiges Ergebnis bestätigte sich die Annahme, dass Wasser der Wulka über den Nord-Süd verlaufenden Nebenkanal den West-Ost verlaufenden Hauptkanal erreicht, bevor sie über diesen in gerader Linie den See erreicht. Als Dauer zwischen der Injektionsstelle (dieselbe Stelle, an der auch die regulären Probenahmen im Fluss stattfanden) und der Stelle am See können vorläufig 12,5 Stunden angegeben werden. Es sind jedoch noch weitere Versuche mit höherer Tracerkonzentration geplant.

EXECUTIVE SUMMARY

Objectives

In the present report 5 “Online probes and field experiments” the results of several approaches to determine the short- to medium-term dynamics of mass transfer and the transformation processes between the reed belt and the open lake of Lake Neusiedl are presented. In contrast to the main program of the campaigns, in which several parameters were systematically and selectively collected, the focus of the approaches presented here was on a few selected parameters, which were measured in high frequency. This shall allow a detailed view into the system in order to be able to directly prove and better understand the processes taking place.

Water quality monitoring stations

Between June 2018 and December 2019, seven water quality measuring stations with online probes were installed at Lake Neusiedl and Wulka in cooperation with TBS Water-Consult. They were distributed over the three main test areas Wulka (2 stations), Mörbisch (2 stations) and Illmitz (3 stations) at locations based on the selected sampling points of the main programme (isolated and well-connected sites). The stations recorded data series of the following parameters in 10-minute intervals: general physico-chemical parameters (water temperature, pH, electrical conductivity, oxygen content, turbidity) and water level. Two of the stations (one in Mörbisch and one in Illmitz) additionally recorded meteorological parameters (air temperature, precipitation, dew point, humidity, wind speed and wind direction). These data were available in real-time on a homepage for the duration of the project.

Results Wulka

The stations at the river Wulka were selected to cover the sampling point in the river as well as the actual river mouth into the open lake. The conductivity proved to be a good indicator for the flow time between the two stations. In case of floods or suddenly increased water levels after precipitation, the conductivity at the river Wulka dropped abruptly and then slowly rose again to a higher level. Shortly before the lake, the same changes were observed with a delay, whereby the conductivity minimum at the lake sank less deeply than that in the river Wulka. From this, conclusions can be drawn about the flow time between the station at the river Wulka and the one at the lake in case of smaller and

larger floods. Characteristic points of the conductivity curve occurred at the lake with a delay of 17 to 27 hours when the river Wulka discharge was low. During floods the discharge accelerated, and the water reached the lake in <10 hours. During the strongest flood of the observation period (on 11/12 May 2019 with up to $20.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) the water reached the edge of the open lake after only 5 hours and 20 minutes. The conductivity data can be interpreted in such a way that when the water level is elevated, the water of the reed belt and the water of the Wulka will mix in the first moment. The longer this lasts, the more the conductivity values of both stations become similar, which comes close to an idea of “rinsing” the reed belt.

The turbidity values in the river Wulka were almost always much higher than at the point in the channel just before the lake. This proves a high deposition of suspended matter in the reed belt. In the channel the turbidity level in spring was slightly higher than in the rest of the year. Measures such as dredging for the improvement of the Wulka channel in the landside reed-belt area became visible by a strong though short-lasting increase of turbidity.

The oxygen content in the river Wulka usually corresponded to an almost saturated state. When entering the lake, the same water often had an oxygen content reduced by several mg L^{-1} . After smaller flood events in May 2019, however, even a higher oxygen content was detected when entering the lake. Sometimes, however, the oxygen was completely consumed at the point of entry into the lake. The oxygen curve of the river Wulka typically showed a diurnal cycle with a maximum between 13:00 and 14:00. At the lake inlet the daily maximum occurred between 16:00 and 18:00. The temporal shift cannot be explained by the flow time between the stations, but rather corresponds to the expected distance to reed belt areas, which are partially diffusely flowed through, and suggests a high biological activity (oxygen respiration, photosynthesis) in the reed belt area.

Results Mörbisch

The two stations in Mörbisch were located in the channel: on the one hand near the exit to the lake and on the other hand on the reed belt side at the point where the pool system of the inner reed belt starts to widen. The station at the lake is considered representative for the conditions in the open lake. Both stations demonstrated a high dynamic of inflow and outflow over the channel. A rise of water level at the lake caused an inflow into the reed belt, lowering of the water level led to an outflow from the reed belt. Conductivity proved to be a good indicator of this process, as it reached higher values in the inner parts of the reed belt than in the open lake.

Based on the water levels of both stations, a flow and load model for the entire data period was calculated for the parameters water, chloride and suspended solids. The model showed that a higher water level via a higher flow in the channel also favours higher water loads. Wind direction and strength were found to be decisive for the input of particulate matter. Especially high wind forces from northern directions favour suspended matter inputs via the channel in Mörbisch. Contrary to previous assumptions, the highest input rate of suspended matter did not occur exclusively during the strongest wind speeds (from the two main wind directions north/northwest and south/southeast), but during the rare, comparatively weak wind events from eastern directions. The net input of such an example event was at least 9 200 kg suspended solids within half a day. As an explanation, it is assumed that wind and waves hitting the reed edge at right angles to Mörbisch lead to an increased agitation of the sediment layer and additionally promote the transport via the channel into the reed belt. In the overall balance, however, the mass inputs from N/NW winds predominate.

The total balance per month and over the year showed for the fully covered year 2019 and especially for the spring months a net inflow of water into the reed belt, which could be explained by a higher evapotranspiration. In late summer and autumn, however, the balance was largely balanced. On the other hand, a net deposition of suspended matter in the reed belt was observed in almost all months, even if a net water load towards the sea was present over the entire month. The net deposition of suspended matter was very high especially in spring 2019. A significant correlation between the water level or the stronger wind events in spring and the net inflow into the reed belt could be demonstrated.

With the estimation of the loads it is now possible for the first time to quantify the extent of sedimentation in the reed belt for a certain period and area. The online probes thus made a valuable contribution to the overall view of the topic of sedimentation. A net input (sedimentation) of about 330 t in 2019 was determined for suspended matter via one of the investigated channels near Mörbisch. The monthly net input reaches values of >100 t, the highest daily input was 25 t. In most cases, however, significantly lower net loads occur. In autumn at low water levels (as an average of the daily loads in the months September and October 2019), a net inflow of 170 kg per day was calculated for the investigated canal into the reed belt near Mörbisch.

Results Illmitz

Three stations were installed in the Illmitz area: one in the so called “Kleiner Zug” south of the channel to the Biological Station (IL20n), one in the inner pool system north of the Station channel (IL50n) and one in an isolated, blind ending channel on the northern side

of the dam to the bay of Illmitz (IL6on). For the last three months the station IL5on had been moved from the inner pool system to the jetty in the bay of Illmitz.

The water in the “Kleiner Zug” proved to be better connected to the lake than the other two places and showed the strongest exchange processes. Especially with wind from N/NW (which leads to a rise of the water level in the bay of Illmitz), lake water penetrates to the station in the “Kleiner Zug”. When the water flows out again, it passes the Station Channel and the jetty. Evidence has been found that in such an outflow situation the water in the bay of Illmitz can contain locally very different concentrations of suspended matter. In the “Kleiner Zug”, indications of a moderate autochthonous turbidity were found during winds from the south, which can be interpreted as inflows from the open water areas located to the south.

The fluctuations of some parameters were greatest in the remote pool system of the reed belt of Illmitz. The water temperature and oxygen content showed the highest daily fluctuation of all measuring stations and thus reflect significant abiotic and biotic influences on the water body. The increase in conductivity during summer indicates the enhanced concentration of salinity due to evapotranspiration. During inflow events, lake water very rarely reached the station IL5on. The mostly relatively low turbidity was then already settled or diluted.

The isolated site IL6on was connected to the nearby lake only by the channel and not by diffuse flow. It often showed only delayed reactions to water level changes and was rarely reached by lake water during the measurement period. The low water movement led to the lowest oxygen contents in the comparison of the measuring stations and sometimes even to a complete loss of oxygen.

Field experiment wind event

Water loads, suspended matter, and nutrients

On two consecutive days (30.09. to 01.10.2019), for which strong wind conditions were forecast from different directions, high-frequency sampling was carried out at four locations in the main channel to Ruster Poschn (test area of Illmitz). The examined parameter set included important (PM, TP) as well as easy to collect parameters (general physical-chemical parameters) and selected pollutants.

On the first day an inflow situation into the reed belt was documented, on the second day an outflow situation from the reed belt. During the inflow situation, the conductivity and visibility depth in the channel decreased successively, while the suspended matter content and total phosphorus increased. In the outflow situation this was generally reversed, but

there were indications of autochthonous turbidity due to a slight increase in suspended matter at the end of the second day.

A flow model was developed for a point in the channel, and loads of the parameters chloride, total phosphorus and particulate material were calculated. The model showed an inflow of about 8,000 m³ of water on the first day, changing flow conditions during the night, and an outflow of about 10,000 m³ on the second day. Over the observation period of both days a net discharge of water from the reed belt was calculated using the flow model. For chloride, the net discharge from the reed belt was slightly higher than for water. Total phosphorus, on the other hand, showed a light, suspended matter (PM) a clear net discharge into the reed belt of about 300 kg at the time of the same water transport in both directions. This value corresponds very well to the estimation based on the online probes.

From the varying correlation between suspended solids and total phosphorus, a shift of the individual fractions can be concluded. Accordingly, a significant input of particulate phosphorus is likely to be counterbalanced by an almost equal discharge of the dissolved fraction; in total (as total phosphorus) the balance is largely balanced or slightly shifted in favour of the input.

Pollutants

Sampling during the wind event was also used to investigate the exchange of pollutants between open water and reed beds. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), poly- and perfluorinated chemicals (PFC) and metals were selected. While PAH and PFC were determined in the unfiltered water samples, the metals in the dissolved phase were analysed after filtration of the samples in order to investigate the exchange of pollutants independently of the transport of suspended matter. Although the limited number of analysed mixed samples weakens the significance of these investigations, the results indicate very interesting and different input and output processes for the substances under consideration.

As regards metals, it can be seen, for example, that in addition to the input of particulate bound metals via the net input of suspended matter, there was also a tendency for dissolved metals to be transported from the lake into the reed belt. For PAH the results show different patterns for the individual substances. For the PAH naphthalene, for example, which is difficult to adsorb, a net transport into the lake could be assumed on the basis of these investigations. Conversely, for the easily adsorbable PAH such as benzo(a)pyrene, generally a net transport into the reed belt driven by suspended matter transfer can be assumed, although a clear statement is difficult, since the majority of measurement for this group was below the limit of quantification. The patterns for the investigated PFC are

equally different. While no spatial or temporal differences in the concentrations of PFOS can be detected, the results could indicate a net transport into the lake for PFOA. The main reason for this would be, as for naphthalene, a higher initial concentration in the reed belt and the corresponding discharge into the lake in the second phase of the event, when the higher concentrated water from the remote inner reed belt areas flowed into the lake.

These investigations show that the exchange of pollutants between the lake and the reed belt during a strong wind event depends on several factors, e.g. on the adsorption capacity of the specific substances, but also on the distribution of their concentrations in the different areas before the event starts.

Tracer experiment

To clarify the actual pathway of the river Wulka through the reed belt, a tracer test with the tracer tinopal was carried out on 22.10.2019. The preliminary results confirmed the assumption that water from the river Wulka reaches the main channel running west-east via the north-south side channel before it reaches the lake in a straight line via the main channel. The duration between the injection site (the same site where the river was sampled) and the lake site can be provisionally estimated to be 12.5 hours. However, further experiments with higher tracer concentrations are planned.

1 EINLEITUNG

INTRODUCTION

Im vorliegenden Teilbericht 5 “Online-Sonden und Freilandversuche” werden die Ergebnisse mehrerer Ansätze zur Erfassung der kurz- bis mittelfristigen Dynamik des Stoffaustausches und der Umsetzungsprozesse zwischen Schilfgürtel und offenem See des Neusiedler Sees vorgestellt. Gegenüber dem Schwerpunktprogramm der Kampagnen, bei welchem systematisch und punktuell sehr viele Parameter erhoben wurden, lag der Schwerpunkt bei den hier vorgestellten Ansätzen eher bei wenigen, ausgewählten Parametern, die jedoch in einem zeitlich dichten Intervall erhoben wurden. Dies soll einen Blick ins Detail ermöglichen, um ablaufende Prozesse im System direkt nachweisen und besser verstehen zu können. In der Strategiestudie Neusiedler See (Wolfram *et al.* 2014) werden unter den bestehenden Forschungsdefiziten zwei Punkte genannt, die mit diesem Teilbericht teilweise behandelt werden können. Es sind dies

- Transportpfade, Deposition und Auf-/Rücklösung von partikulärem und gelöstem Material im Schilfgürtel
- Nährstoffaustausch zwischen dem Schilfgürtel und dem offenen See

In Kap. 2 werden die Ergebnisse der Wasserqualitätsmessstationen mit den Online-Sonden präsentiert. Sie zeichneten über einen längeren Zeitraum von mehreren Monaten im 10-Minuten-Intervall physikalisch-chemische Parameter auf. Das Ziel war, ablaufende Prozesse und Wasserveränderungen dokumentieren und interpretieren zu können. Mittels einer Strömungs- und Frachtenmodellierung sollten weitere Erkenntnisse zur Schwebstoffdeposition erlangt werden.

Kap. 3 behandelt einen Freilandversuch mit einem Sonderprobenahmeprogramm an zwei hintereinander folgenden Tagen, für welche an einem Kanal im Untersuchungsgebiet von Illmitz aufgrund der prognostizierten Windverhältnisse verstärkte Ein- und Ausströmprozesse zu erwarten waren. Die Zielsetzung lautete, vor Ort die Variabilität im Kanal anhand robuster Messwerte zu charakterisieren und daraus Schlüsse auf die Dynamik und Umsetzungsprozesse u.a. von Schwebstoffen, gelösten Stoffen und auch Schadstoffen ableiten zu können.

Im Rahmen eines Freilandversuches behandelt Kap. 4 als weiteren zu klärenden Teilaspekt den Fließweg und die Dauer der Wasserströmung von der Wulka in den Neusiedler See. Zu diesem Zweck wurde ein Tracer in der Wulka eingebracht und an mehreren Stellen gemessen. Das hier präsentierte Ergebnis soll als vorläufiges Ergebnis betrachtet werden, da weitere Tracer-Versuche geplant sind.

2 WASSERQUALITÄTSMESSSTATIONEN

WATER QUALITY MONITORING STATIONS

von Roland HAINZ & Georg WOLFRAM

2.1 Einleitung

Introduction

Wasserqualitätsmessstationen haben sich in den vergangenen Jahren zu einem nicht mehr wegzudenkenden Instrument der limnologischen Untersuchungspraxis entwickelt. Hydrochemische Parameter unterliegen häufig starken Schwankungen, ob im Jahres- oder Tagesverlauf. Wasserqualitätsmessstationen bieten gegenüber normalen Probenahmen den Vorteil, über einen langen Zeitraum eine nahezu kontinuierliche Datenreihe ausgewählter Parameter aufzuzeichnen. Sie können inzwischen verschiedenste physikalisch-chemische oder hydrochemische Parameter, meteorologische Kennwerte, hydrografische Parameter (z.B. Wasserstand) und vieles mehr nahezu in Echtzeit auf eine Homepage ins Internet übertragen (wegen dieser Eigenschaft werden sie oft auch kurz als „Online-Station“, die eingesetzten Multiparametersonden als „Online-Sonden“ bezeichnet). In einer der Fragestellung angepassten Ausstattung und Positionierung bieten die Stationen tiefergehende Einblicke in die Dynamik der Wasserqualitätsentwicklung in einem Gewässer. Dank autonomer Stromversorgung durch Solarmodule können die Stationen selbst an entlegenen Positionen wie im Schilfgürtel positioniert werden. Sie sind somit bestens geeignet, um Stoffaustauschprozesse wie jene im Schilfgürtel-Kanalsystem des Neusiedler Sees im Detail zu betrachten und bilden daher einen wichtigen Baustein für die Fragestellungen des Projekts REBEN.

2.2 Untersuchungsstandorte

Survey sites

Die Untersuchungsstandorte der sieben Wasserqualitätsmessstationen wurden in Abstimmung mit den Kampagnen des limnologischen Monitorings in den österreichischen Untersuchungsbereichen (Wulka, Mörbisch, Illmitz) des Projekts REBEN ausgewählt (Abb. 1). Ihre genaue Position in den jeweiligen Untersuchungsbereichen ist in **Abb. 2**, **Abb. 4** und **Abb. 6** dargestellt. Als Bezeichnung wurde ein Name gewählt, der die Online-Messstation unmittelbar mit der zugehörigen Probenahmestelle in Zusammenhang bringen lässt (Name der Probenahmestelle mit Zusatz „on“ für „online“). In Tabelle 1 wird die Lage der Untersuchungsstellen charakterisiert und im Folgenden beschrieben.

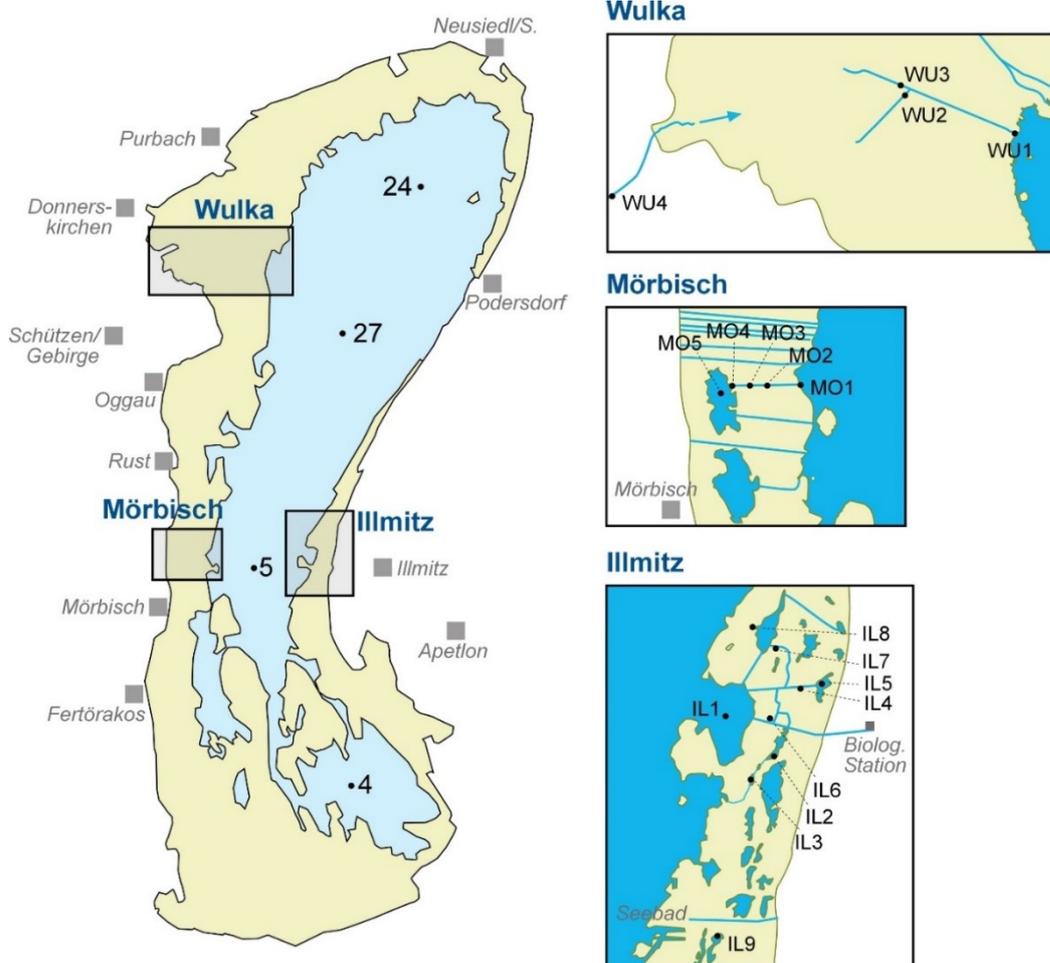


Abb. 1. Übersicht über die drei österreichischen Untersuchungsgebiete *Wulka*, *Mörbisch* und *Illmitz* (Details der Standorte siehe Tabelle 1) sowie die Standorte des limnologischen Monitorings der Biologischen Station Illmitz im offenen See (4, 5, 24, 27).

Figure 1. Overview of the three Austrian sampling areas *Wulka*, *Mörbisch* and *Illmitz* (details about the sampling sites see Table 1) as well as the sampling sites of the limnological monitoring of the Biological Station Illmitz in the open lake (4, 5, 24, 27).

Tabelle 1. Stellenbeschreibung und Koordinaten der Standorte in den Untersuchungsgebieten.

Table 1. Description and coordinates of survey sites for each sampling area.

Bereich	Gewässer	Mess-stelle	RW M34GK	HW M34GK	Anmerkungen
Wulka	Wulka	WU4on	24279	302744	Höhe Seehof
	See	WU1on	29594	303911	Schilfrand, im Kanal
Mörbisch	See	MO1on	27278	292356	Schilfrand, im Kanal
	Schilfgürtel	MO2on	26897	292379	Kanal
Illmitz	See	IL1on	31472	292465	Schilfrand, am Steg Illmitz
	Schilfgürtel	IL2on	31677	292097	Kleiner Zug (südlich Stationskanal)
	Schilfgürtel	IL5on	32081	292740	Offenes Blänkensystem nördlich Biol. Station
	Schilfgürtel	IL6on	31647	292422	Kleine Blänke nahe Dammweg zur Biol. Station

RW, HW = Rechtswert und Hochwert gemäß Österreichischem Bundesmeldenetz

Im Bereich der **Wulka** stellt WU4on die Ganglinien im wichtigsten Zubringer vor dem Eintritt in den Schilfgürtel dar. WU1on liegt als nächste Stelle zwar fast direkt am See, aber gerade noch im stetig strömenden Bereich aus dem Schilfgürtel und repräsentiert das Wasser der Wulka nach dem Schilfdurchtritt (**Abb. 2 & Abb. 3**).

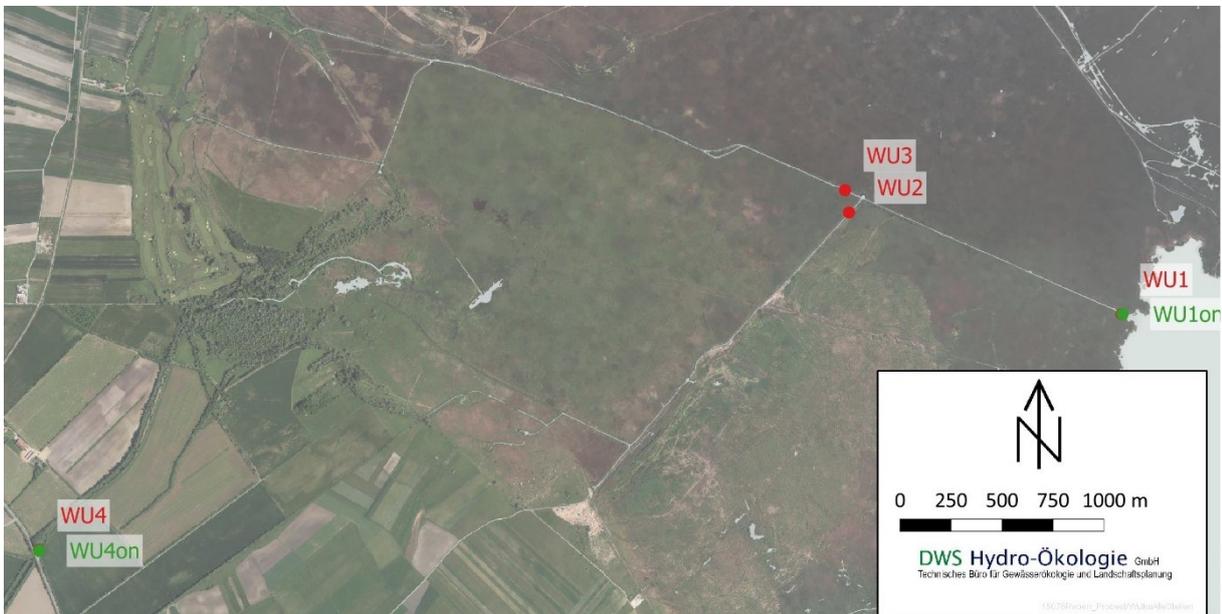


Abb. 2. Standorte der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungs-bereich Wulka (Bild oben: WU4on und WU1on) mit den Standorten der regulären REBEN Monitoring-punkte. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bglid.gv.at>)

Figure 2. Survey sites of water quality monitoring stations of the sampling area Wulka (WU4on and WU1on) with sampling sites of the regular REBEN monitoring program. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bglid.gv.at>)



Abb. 3. Fotos der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungs-bereich Wulka. Linkes Bild: WU4on stromauf der Brücke. Rechtes Bild: WU1on am Mündungsbereich des Kanals in Blickrichtung See.

Figure 3. Pictures of water quality monitoring stations of the sampling area Wulka. Left side: WU4on upstream of the bridge. Right side: WU1on in viewing direction towards the lake.

Im Bereich von **Mörbisch** wurden zwei Wasserqualitätsmessstationen installiert. MO1on liegt nahe MO1 am Schilfrand des Kanals von Mörbisch, aber noch genau in dem Bereich der Mündungsstelle des Kanals. Diese Station zeigt einerseits bei Einströmsituationen vor allem die Ganglinien im See an, bei Ausströmsituationen aus dem Kanal wird hingegen das ausströmende Wasser erfasst. Die Station MO2on liegt 375 m entfernt von MO1on im Kanal. Bis etwa 50 m vor der Station MO2on ist der Kanal als geschlossener Korridor anzusehen, erst dann beginnt sich der Kanal in das hintere Blänkensystem aufzuweiten. Die Anbindung der Stelle an den See ist demnach als sehr gut zu bezeichnen (**Abb. 4** & Abb. 5).

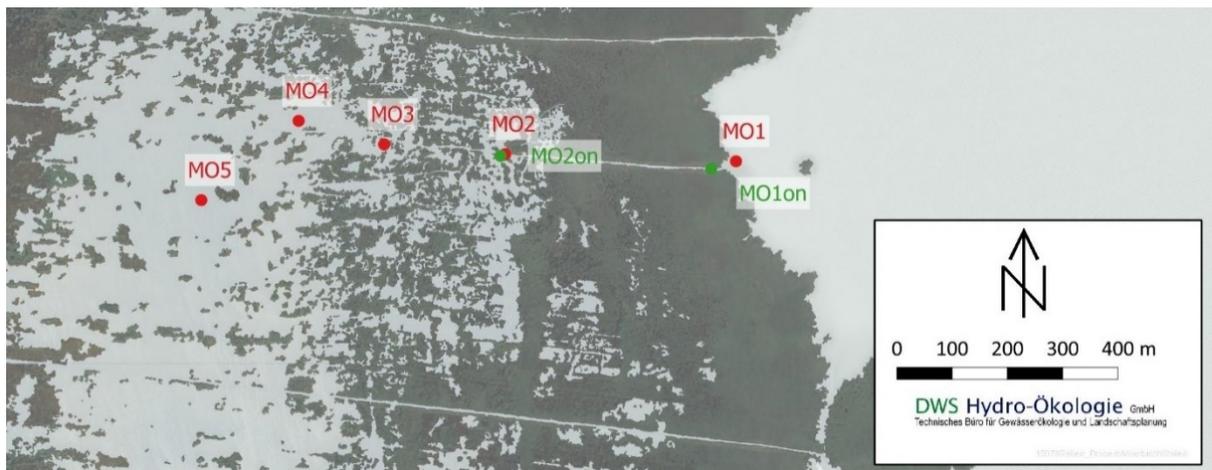


Abb. 4. Standorte der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungsbereich Mörbisch (MO1on und MO2on) mit den Standorten der regulären REBEN-Monitoringpunkte. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 4. Survey sites of water quality monitoring stations of the sampling area Mörbisch (MO1on and MO2on) with sampling sites of the regular REBEN monitoring program. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)



Abb. 5. Fotos der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungsbereich Mörbisch. Linkes Bild: MO2on Blickrichtung Norden (unmittelbar dahinter befindet sich der Kanal). Rechtes Bild: MO1on am Mündungsbereich des Kanals in Blickrichtung See (Osten).

Figure 5. Pictures of water quality monitoring stations of the sampling area Mörbisch. Left side: MO2on in viewing direction north (close behind the station crosses the channel). Right side: MO1on in viewing direction towards the lake.

Im Bereich von Illmitz wurden drei Wasserqualitätsmessstationen installiert, wobei durch die Versetzung einer Station hier vier Stellen genannt werden. IL2on liegt am Schilfrand nahe der Stelle IL2 des regulären Monitorings im Kleinen Zug südlich des Stationskanals und kann als gut an den See angebundene Stelle bezeichnet werden. Im Gegensatz dazu liegt IL5on im hinteren, offenen Teil des Blänkensystems nördlich der Biologischen Station Illmitz. Diese Station zeigt die Entwicklungen im Blänkensystem an und wird selten von Seewasser erreicht. IL5on wurde am 11.09.2019 an den Steg bei Illmitz hin versetzt und wird ab diesem Zeitpunkt daher als IL1on bezeichnet, da sie nun vor allem das Seewasser in der Illmitzer Bucht (reguläre Probenstelle IL1) charakterisiert. Mit IL6on wird eine relativ isolierte Stelle im Schilfgürtel beschrieben, die sich unmittelbar neben dem Fahrweg von der Biologischen Station zum Steg nahe dem regulären Monitoringpunkt IL6 befindet (Abb. 6 bis Abb. 8).

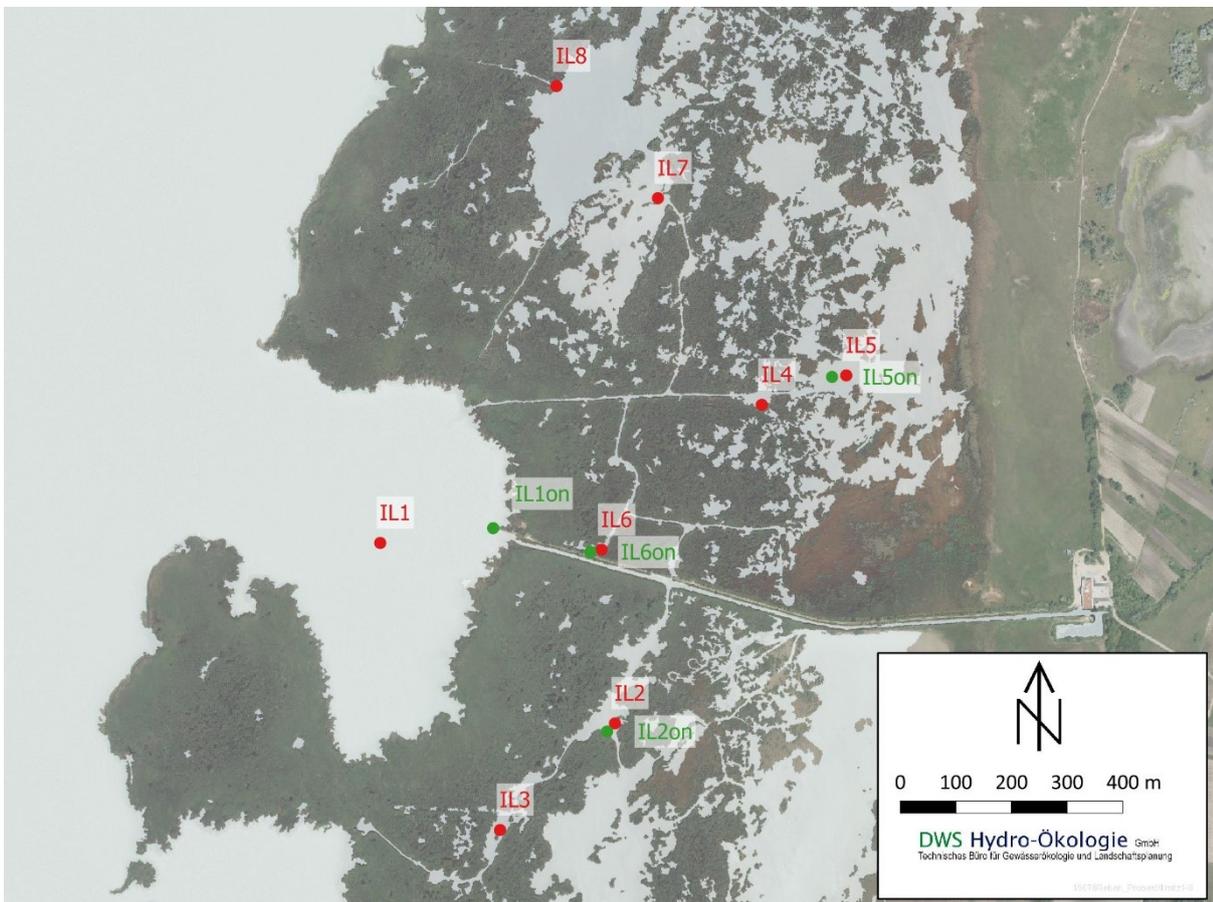


Abb. 6. Standorte der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungsbereich Illmitz (IL1on, IL2on, IL5on, IL6on) mit den Standorten der regulären REBEN-Monitoringpunkte. IL1on bezeichnet die Messstation IL5on, die am 11.09.2019 an den Steg Illmitz transferiert wurde. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 6. Survey sites of water quality monitoring stations of the sampling area Illmitz (IL1on, IL2on, IL5on and IL6on) with sampling sites of the regular REBEN monitoring program. IL1on represents the station IL5on, which was transferred to the jetty of Illmitz on 11.09.2019. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)



Abb. 7. Fotos der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungsbereich Illmitz. Linkes Bild: IL20n Blickrichtung Süden. Rechtes Bild: IL60n vom Fahrweg der Biologischen Station Illmitz in Blickrichtung Norden.

Figure 7. Pictures of water quality monitoring stations of the sampling area Illmitz. Left side: IL20n in viewing direction south. Right side: IL60n seen from the dam way in viewing direction north.



Abb. 8. Fotos der Wasserqualitätsmessstationen im Untersuchungsbereich Illmitz. Linkes Bild: IL50n Blickrichtung Nordosten. Rechtes Bild: IL10n am Steg der Biologischen Station Illmitz in Blickrichtung Westen.

Figure 8. Pictures of water quality monitoring stations of the sampling area Illmitz. Left side: IL50n in viewing direction northeast. Right side: IL10n at the jetty in viewing direction west.

2.3 Bestandteile der Wasserqualitätsmessstationen

Components of water quality monitoring stations

Die Messstationen bestehen in ihren wesentlichen Komponenten aus elektronischen Bestandteilen der Firma OTT Hydromet GmbH. Den Kern der Station (Abb. 9) bildet ein Schaltkasten mit Pufferbatterie, ein Solarmodulregler OTT PR1205 zur Stromversorgung, ein Überspannungsschutz und ein IP-Datenlogger OTT NetDL500 (inkl. Modem). Die Stromversorgung läuft über ein nach Süden ausgerichtetes Solarpanel. Als Sensoren werden jeweils eine Multiparametersonde (HYDROLAB HL7) sowie ein Wasserstandssensor (OTT PLS Relativ-Drucksonde mit keramischer Druckmesszelle) in einem PVC-Schutzrohr eingesetzt (Abb. 10). Die technischen Daten dieser Messgeräte sind in Tabelle 2 und Tabelle 3 dargelegt.

Zwei der Stationen (IL2on, MO2on) enthalten zusätzlich zum Solarpanel in der Höhe meteorologische Messgeräte der Firma ADCON (Niederschlagssammler und -messer: ADCON RG1, Luftfeuchte und – Temperaturmesser: ADCON TRH/TR2, Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsanzeige: ADCON Vento1) (Abb. 9). Deren technische Daten sind in Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6 dargelegt.



Abb. 9. Schaltkasten der Wasserqualitätsmessstationen für die Elektroinstallation (links) und Solarpanel mit den bei IL2on und MO2on eingebauten Meteorologie-Sensoren (rechts).

Figure 9. Housing for electrical installations of water quality monitoring stations (left) and solar panel with the meteorological sensors used for IL2on and MO2on (right).



Abb. 10. Multiparametersonde HYDROLAB HL7 (links) und Wasserstandssensor OTT PLS (rechts).
 Figure 10. Multiparameter probe HYDROLAB HL7 (left) and water level sensor OTT PLS (right).

2.4 Technische Daten der Wasserqualitätsmessstationen

Technical data for water quality monitoring stations

Tabelle 2. Technische Daten der Multiparametersonde HYDROLAB HL7.

Table 2. Technical data of the multiparameter probe HYDROLAB HL7.

Parameter <i>parameter</i>	Technische Daten <i>technical data</i>
Allgemein	
Durchmesser	8,9 cm ohne Gummi-Stoßschutz, 9,8 cm mit Gummi-Stoßschutz
Länge	66,4 cm
Gewicht	4,5 kg (10 lb) mit vier D-Batterien, Lagerungs-/Kalibrierkappe ohne Flüssigkeit
Betriebstemperatur	–5 bis 50 °C (23 bis 122 °F), frostfrei
Lagerungstemperatur	1 bis 50 °C (34 bis 122 °F)
Ausstattung Sensoren	Temperatur, pH-Wert, Spezifische Leitfähigkeit, Gelöster Sauerstoff, Trübung (selbstreinigend mit Wischeraufsatz)
Tiefe	max. 200 m
Datenspeicher	4GB
Kommunikation	Kommunikationsmodul: USB, SDI-12, RS232 Modbus, RS485 Modbus und RS232 TTY
Abtastrate	mind. 1 Hz, (einmal pro Sekunde)

Tabelle 3. Technische Daten der im Wasser exponierten Sensoren.

Table 3. Technical data of the sensors exposed in the water.

Sensor / Parameter <i>sensor / parameter</i>	Messbereich <i>range</i>	Genauigkeit <i>accuracy</i>	Auflösung <i>resolution</i>	Kommentar <i>comment</i>
Multiparametersonde HL7				
Temperatur	–5 bis 50 °C	±0,1 °C	0,01 °C	-
Spezifische Leitfähigkeit (Lf ₂₅)	0 bis 100 mS/cm	±0,5% des Messwerts +0,001 mS/cm	0,001 mS/cm	Parameter berechnet aus Leitfähigkeit und Temperatur
Gelöster Sauerstoff – mg/l, % Sat	0 bis 60 mg/L	±0,1 mg/l bei 0–8 mg/L ±0,2 mg/L bei >8 mg/L ±10% des Messwerts bei >20 mg/L	0,01 mg/L	Optischer Sensor HACH LDO® (gelöster Sauerstoff)
pH	0 bis 14 pH	±0,2 pH	0,01 pH	Glaskolben mit vom Anwender nachfüllbarer Referenz
Trübung	0 bis 3000 NTU	0 bis 100 NTU: ±1 NTU 100 bis 400 NTU: ±3% 400 bis 3000 NTU: ±5%	0 bis 400 NTU: 0,1 NTU 400 bis 3000 NTU: 1,0 NTU	Selbstreinigender Wischer und zentrale Reinigungsbürste
PLS Druck-sensor				
Messbereich Druck	0 ... 4 m, 10 m, 20 m, 40 m, 100 m Wassersäule	SDI-12: ≤±0,05 % vom Messbereichsendwert 4 ... 20 mA: ≤±0,1 % vom Messbereichsendwert	0,001 m; 0,1 cm; 0,01 ft; 0,1 mbar; 0,001 psi	Langzeitstabilität: ≤0,1 % /Jahr vom Messbereichs-Endwert Nullpunktdrift: ≤0,1% vom Messbereichs-Endwert Temperaturkompensierter Arbeitsbereich: –5°C ... +45 °C (eisfrei)
Messbereich Temperatur	–25 °C ... +70 °C (eisfrei)	±0,5 °C / ±0,9 °F	0,1 °C / 0,1 °F	–

Tabelle 4. Technische Daten der meteorologischen Sensoren von ADCON TR1/TRH.

Table 4. Technical data of the meteorological sensors of ADCON TR1/TRH.

Sensor / Parameter <i>sensor / parameter</i>	Kommentar <i>comment</i>
Lufttemperatur/-feuchte TR1/TRH allgemein	
Versorgungsspannung	4,5 ... 15 VDC
Stromaufnahme	<1,5 mA
Betriebstemperatur	-40 °C ... +60 °C / -40 °F ... +140 °F
Betriebsfeuchte	0 ... 100% rH
Material Strahlenschild	PolyCarbonat
Material Sensorgehäuse	Tecapet
Schutzklasse	IP-65
Abmessungen	Länge: 101 mm Durchmesser: 12 mm
Anschlussstecker am Sensor	8-poliger M12 Stecker
Kabel	7-polig Binder M9 Stecker, 3 m Länge
Relative Luftfeuchte	
Messbereich	0 ... 100%rH
Genauigkeit bei +20°C	±1% rF von 0 ... 90% rF ±2% rF von 90% ... 100% rF
Temperaturabhängigkeit	±0,03% rF/°C
Langzeitstabilität	<1% rF pro Jahr
Ausgangssignal	0 ... 2,5 V
Sensorelement	kapazitiv, mit Schutzlackierung
Temperatur	
Messbereich	-40 °C ... +60 °C
Genauigkeit bei +20°C	±0,1 °C
Wiederholgenauigkeit, Linearität	±0,1 °C
Ausgangssignal	0 ... 2,5 VDC
Sensorelement	pt1000

Tabelle 5. Technische Daten der meteorologischen Sensoren von ADCON Vento1.

Table 5. Technical data of the meteorological sensors of ADCON Vento1.

Sensor / Parameter <i>sensor / parameter</i>	Kommentar <i>comment</i>
Windgeschwindigkeit Vento1	
Messverfahren	magnetischer Hallsensor
Messelement	3-armiger Schalenstern, Aluminium
Messbereich	<0,4 ... 55,56 m/s (1,44 ... 200 km/h)
Linearität	± 0,3 m/s & ± 2% @ 20°C
Anlaufgeschwindigkeit	<0,4 m/s (1,44 km/h)
Ausgangssignal	0 ... 2,5V
Gehäuse	seewasserfestes Aluminium
Temperaturbereich	-40 °C ... +70 °C (nicht vereisend)
Aufnahme	Bohrung mit Durchmesser 30mm und max. 10mm Wandstärke
Gewicht	ca. 400 g
Standards	VDI 3786, Blatt 2 / WMO No.8
Windrichtung Vento1	
Messverfahren	magnetischer Hallsensor
Messelement	Alu und Stahl
Messbereich	0° ... 360°
Ausgangssignal	0 ... 2,5V
Linearität	±2%
Totwinkel	5° ±1°
Umschaltpunkt	Norden
Anlaufgeschwindigkeit	<0,4 m/s (1,44 km/h)
Gehäuse	seewasserfestes Aluminium
Temperaturbereich	-40 °C ... +70 °C (nicht vereisend)
Aufnahme	Bohrung mit Durchmesser 30mm und max. 10mm Wandstärke
Gewicht	ca. 450 g
Standards	VDI 3786, Blatt 2 / WMO No.8
Kabel	Binder Deutschland, 1m, geschirmt, PUR
Anschluss	Binder M9 m 7-polig

Tabelle 6. Technische Daten der meteorologischen Sensoren von ADCON RG1.

Table 6. Technical data of the meteorological sensors of ADCON RG1.

Sensor / Parameter <i>sensor / parameter</i>	Kommentar <i>comment</i>
Niederschlagsmesser RG1	
Auflösung in mm	0,1
Auffangfläche in cm ²	400
Messeinrichtung	Doppelwippe
Kapazität/Stunde ± Genauigkeit	bis zu 25 mm ±1% bis zu 50 mm ± 3% 50 ... 100 mm ±5% mit Intensitätskorrektur
Ausgangssignal	ein Impuls pro Tip
Reedkontakt	Potentialfreier Reedkontakt, voll gekapselt, hergestellt von Meder in Deutschland; Lebensdauer über 1 Million Betätigungen
Gewicht	0,75 kg
Material	Gehäuse: eloxiertes Aluminium Wippe: Kunststoff
Kabel	PUR, geschirmt, 1 m
Stecker	7-poliger Binderstecker M9
Betriebstemperatur	Gefrierpunkt bis +85 °C
Heizung	nicht verfügbar

2.5 Organisation, Aufbau der Stationen und Betrieb

Organisation, station construction and operation

Die Organisation, der Aufbau, die Wartung, der Betrieb einer Homepage, das Datenmanagement und vieles mehr rund um die Wasserqualitätsmessstationen lag in der professionellen Hand des Subauftragnehmers Dr. Stefan Schuster (TBS WaterConsult). Seine Erfahrung in diesem Bereich gewährleistete die Bereitstellung von Daten sehr guter Qualität über den Untersuchungszeitraum.

Die Sonden wurden neu und werkskalibriert von der Firma OTT übernommen bzw. durch Dr. Stefan Schuster bei Bedarf kalibriert. Wegen der Gefahr der Beschädigung durch Eis wurden die Sonden über die Wintermonate entfernt. Die Wasserstandsmesser sowie die meteorologischen Sensoren blieben jedoch in Betrieb. Nach dem Jahreswechsel von 2018 auf 2019 waren die Sonden bei der Firma OTT zur erneuten Wartung und Kalibrierung. Der Aufbau und die Wartung der Stationen wurde von Stefan Schuster und Mitarbeitern der DWS Hydro-Ökologie durchgeführt, eine Übersicht über die entsprechenden Termine gibt Tabelle 8. Um nicht trocken zu fallen, wurden die Sensoren der Sonden an den meisten Stationen so tief wie möglich platziert (Tabelle 7), möglichst ohne dabei vom Sediment beeinflusst zu werden – eine Gratwanderung in den hinteren Blänkenbereichen. Die Grundkonfiguration der Datenaufnahme lieferte einen übermittelten Wert pro 10 min Intervall, wobei dieser Wert als Mittelwert von 5 Einzelmessungen im Datenlogger berechnet wurde.

Tabelle 7. Beispiele für (ungefähre) Tiefen der Stellen und Expositionstiefen der Sensoren am 05.09.2018. *IL1on am 11.09.2019.

*Table 7. Examples for site depths and depths of sensors on 05.09.2018. *IL1on on 11.09.2019.*

Tiefen <i>depths</i>	WU4on	WU1on	MO1on	MO2on	IL1on*	IL2on	IL5on	IL6on
Wasserstand [müA]	64 cm	115,39	115,44	115,44	115,33	115,44	115,44	115,44
Expositionstiefe Sensoren [cm]	~ 50	~ 54	~ 45	~ 22	~ 70	~ 40	~ 23	~ 41
Tiefe der Stelle [cm]	~ 64	~ 68	~ 53	~ 34	~ 95	~ 47	~ 28	~ 55

Tabelle 8. Terminübersicht über Aufbau und Wartung der Stationen in den Jahren 2018 und 2019. M ... Montage, B ... Beginn Messungen, E ... Ende Messungen, W ... Wartung, D ... Demontage.

Table 8. Overview on construction and maintenance of the stations. M ... construction, B ... beginning of measurements, E ... end of measurements, W ... maintenance, D ... dismantling.

Jahr - Datum year - date	WU4on	WU1on	MO1on	MO2on	IL2on	IL5on / IL1on	IL6on
2018							
30.05.2018						M/B	M/B
06.06.2018					M/B		
08.06.2018	M			M/B			
11.06.2018	M/B						
20.06.2018	W		M/B	W			
25.06.2018		M/B			W		
18.07.2018						W	
31.07.2018	W	W	W	W	W	W	W
05.09.2018		W	W	W	W	W	W
13.11.2018		W	W	W	W	W	W
14.11.2018	W						
04.12.2018	E						
10.12.2018					E	E	E
12.12.2018		E	E	E			
2019							
31.03.2019	B						
08.04.2019					B	B	B
09.04.2019		B	B	B			
15.04.2019	W						
22.04.2019	W						
14.06.2019		W	W	W	W	W	W
03.07.2019	W						
11.09.2019		W	W	W	W	W E/D (IL5on) M/B (IL1on)	W
11.12.2019		E				E/D	E/D
15.12.2019	E/D						
17.12.2019			E	E	E		

2.6 Datenverarbeitung

Data manipulation

Die von den Sonden erhobenen Rohdaten wurden einer Nachbearbeitung unterzogen, welche sich an den allgemeinen Empfehlungen der United States Geological Survey (Wagner et al. 2006) orientierte. Die Nachbearbeitung umfasste z.T. Ausreißerbereinigung, Plausibilitätschecks und Drift-Korrekturen. Die unkorrigierten Rohdaten wurden anhand der Bewertungskriterien zur Genauigkeitsbewertung (Tabelle 9) der Daten bewertet (Tabelle 10). Schlussendlich wurden die Messwerte noch auf Vergleichbarkeit untereinander und auf Messnormale rückführbare Messwerte hin korrigiert. Dies erfolgte anhand der bei den Wartungen durchgeführten Parallelmessungen mit den Handmessgeräten der Firma WTW und Hach im akkreditierten Betrieb der DWS Hydro-Ökologie.

Im Labor der DWS Hydro-Ökologie wurden am Ende des Jahres 2018 und 2019 alle Sonden einer Vergleichsmessung mit einer PM-Kalibrierreihe unterzogen (Seewasser, versetzt mit zunehmendem Gehalt der obersten <1 cm Sedimentauflage der Stelle IL1). Damit konnten geringfügig unterschiedliche Kalibrierungen der Trübungssensoren kompensiert werden, um die Vergleichbarkeit dieser Werte zu maximieren. Anhand dieser Werte und der Datengrundlage aus den regulären REBEN-Kampagnen wurden lineare Regressionen berechnet, mittels derer von Trübungswerten [NTU] auf partikuläres Material PM [mg L^{-1}] gerechnet wurde.

Tabelle 9. Genauigkeitsbewertung von Wasserqualitätsdaten (Wagner et al. 2006).

Table 9. Accuracy ratings of continuous water quality records (Wagner et al. 2006).

Genauigkeitsbewertung <i>ratings of accuracy</i>	Kürzel <i>code</i>	Wasser Temperatur <i>Water temperature</i>	Elektr. Leitfähigkeit <i>Specific conductivity</i>	Gelöster Sauerstoff <i>Dissolved oxygen</i>	pH <i>pH</i>	Trübung <i>turbidity</i>
Ausgezeichnet <i>excellent</i>	A	$\leq \pm 0,2 \text{ } ^\circ\text{C}$	$\leq \pm 3\%$	$\leq \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}$	$\leq \pm 0.2 \text{ pH}$	$\leq \pm 5\%$
Gut <i>good</i>	B	$\pm 0,2\text{--}0,5 \text{ } ^\circ\text{C}$	$\pm 3\text{--}10\%$	$\pm 0,3\text{--}0,5 \text{ mg L}^{-1}$ oder $\pm 5\text{--}10\%$	$\pm 0,2\text{--}0,5 \text{ pH}$	$\pm 5\text{--}10\%$
Mäßig <i>fair</i>	C	$\pm 0,5\text{--}0,8 \text{ } ^\circ\text{C}$	$\pm 10\text{--}15\%$	$\pm 0,5\text{--}0,8 \text{ mg L}^{-1}$ oder $\pm 10\text{--}15\%$	$\pm 0,5\text{--}0,8 \text{ pH}$	$\pm 10\text{--}15\%$
Schlecht <i>poor</i>	D	$\pm 0,8\text{--}2,0 \text{ } ^\circ\text{C}$	$\pm 15\text{--}30\%$	$\pm 0,8\text{--}2,0 \text{ mg L}^{-1}$ oder $\pm 15\text{--}20\%$	$\pm 0,8\text{--}2,0 \text{ pH}$	$\pm 15\text{--}30\%$
Außerhalb der Grenzen <i>Out of limits</i>	-	$\geq \pm 2,0 \text{ } ^\circ\text{C}$	$\geq \pm 30\%$	$\geq \pm 2,0 \text{ mg L}^{-1}$ oder $\geq \pm 20\%$	$\geq \pm 2,0 \text{ pH}$	$\geq \pm 30\%$

Tabelle 10. Genauigkeitsbewertungen der noch unkorrigierten Rohdaten (entsp. Tabelle 9) im Format „Beginn der Messungen – Mitte des Messserie – Ende der Messungen“.

Table 10. Accuracy ratings of uncorrected raw data of continuous water quality records (according to Table 9) in the format “start of measurements – middle time of measurements – end of measurements”.

Bewertung rating	WU4on	WU1on	MO1on	MO2on	IL2on	IL5on / IL1on	IL6on
Temperatur							
2018	A-A-A	A-A-A	A-A-A	A-C-A	A-A-A	A-C-A	A-A-A
2019	A-A-A	A-A-A	A-A-A	A-C-A	A-A-A	A-C-A	A-A-A
pH							
2018	B-B-B	B-B-C	B-A-D	B-A-B	A-A-B	A-A-A	A-A-A
2019	A-B-C	D-B-D	A-A-D	A-A-D	A-A-C	A-B-B	A-A-B
El. Leitfähigkeit							
2018	A-A-B	A-B-C	A-B-A	B-B-B	A-B-A	A-B-A	A-B-A
2019	A-A-D	B-B-B	B-A-B	B-A-B	B-B-C	B-B-B	B-B-B
Gel. Sauerstoff							
2018	A-B-A	B-B-D	B-B-C	B-A-C	B-B-D	C-D-D	A-D-D
2019	B-B-B	B-C-D	B-A-B	B-B-C	B-B-D	B-D-B	B-C-D
Trübung							
2018	D-D-D	B-B-B	B-B-B	D-D-D	B-B-B	B-B-B	B-B-B
2019	C-B-B	B-B-B	B-B-B	B-B-B	C-B-B	D-B-B	B-C-B

2.7 Ergebnisse Meteorologie

Meteorological results

Über den gesamten Untersuchungszeitraum von Juni 2018 bis Dezember 2019 lieferten die Stationen IL2on und MO2on kontinuierliche meteorologische Daten. Von den beiden Stationen werden die Ergebnisse von IL2on in Abb. 12, die Werte von MO2on in Abb. 13 gezeigt.

Die **Temperatur** zeigte einen typischen Jahresverlauf mit über 30 °C in den Sommermonaten und kalten Temperaturen im Winter. Fallweise fiel die Temperatur unter 0°C, wobei sich z.T. eine Eisdecke v.a. in den Blänken und Kanälen bildete, immer wieder bis auf ca. 10°C steigende Temperaturen verhinderten jedoch eine massive, langanhaltende Eisdecke am See. Laut den Mitarbeitern der Biologischen Station Illmitz war der See zwischen 23.01. und 04.02.2019 von einer geschlossenen Eisdecke bedeckt. Die relative **Luftfeuchte** schwankte im Sommer stärker zwischen rund 40 und 80%, im Winter lag sie höher und meist zwischen 60% und 100%. Die **Niederschlagsaufzeichnungen** zeigen die in Tabelle 11 aufgelisteten Monatssummen. Sie unterschätzen teilweise die Niederschläge, da die Niederschlagssammler manchmal von Vogelkot verstopft angetroffen wurden. Die Situation besserte sich nach dem Anbringen von Vogelabwehrdraht. Die Auswertung der **Windgeschwindigkeiten und -richtungen** zeigte das am Neusiedler See typische Bild: vorherrschend hinsichtlich Stärke und Häufigkeit sind die Windrichtungen aus Norden/Nordwesten und Süden/Südosten. Die Windgeschwindigkeiten bewegten sich in einem Bereich von bis zu ca. 60 km h⁻¹. Abb. 11 zeigt die Zuordnung aller Messwerte zu den Windrichtungen in den Grafiken.

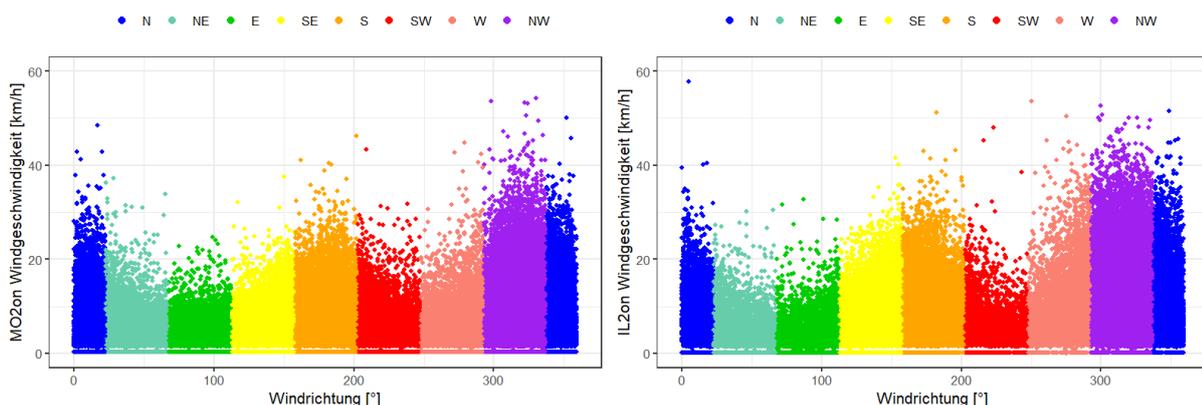


Abb. 11. Windgeschwindigkeiten [km h⁻¹] abhängig von der Windrichtung [°] mit farblich markierter Windrichtungsbezeichnung der MO2on Stationen (links) und IL2on (rechts).

Figure 11. Wind speeds [km h⁻¹] and Wind directions [°] with color coded wind direction names at the stations MO2on (left) and IL2on (right).

Tabelle 11. Niederschlagssummen [mm] der Stationen IL2on und MO2on. Die Werte sind vermutlich durch zeitweise verstopfte Niederschlagssammler unterschätzt. * Monat nicht vollständig

Table 11. Sums of precipitation [mm] from the stations IL2on and MI2on. Values are probably underestimated because of temporarily clogged rainfall collector. * not full month

Jahr <i>year</i>	Monat <i>month</i>	IL2on	MO2on
2018	<i>Juni*</i>	91,6	63,3
	<i>Juli</i>	41,6	0,9
	<i>August</i>	34,2	0,1
	<i>September</i>	58,4	7,6
	<i>Oktober</i>	26,5	19,1
	<i>November</i>	51,4	52,4
	<i>Dezember</i>	43,9	49,1
2019	<i>Jänner</i>	35,3	37,8
	<i>März</i>	8,5	4,2
	<i>April</i>	11,8	10,2
	<i>Mai</i>	19,2	19,6
	<i>Juni</i>	130,3	141,1
	<i>Juli</i>	38,5	35,5
	<i>August</i>	36,5	40,6
	<i>September</i>	55,5	39,9
	<i>Oktober</i>	56,0	9,4
	<i>November</i>	27,4	25,1
	<i>Dezember*</i>	62,5	61,9

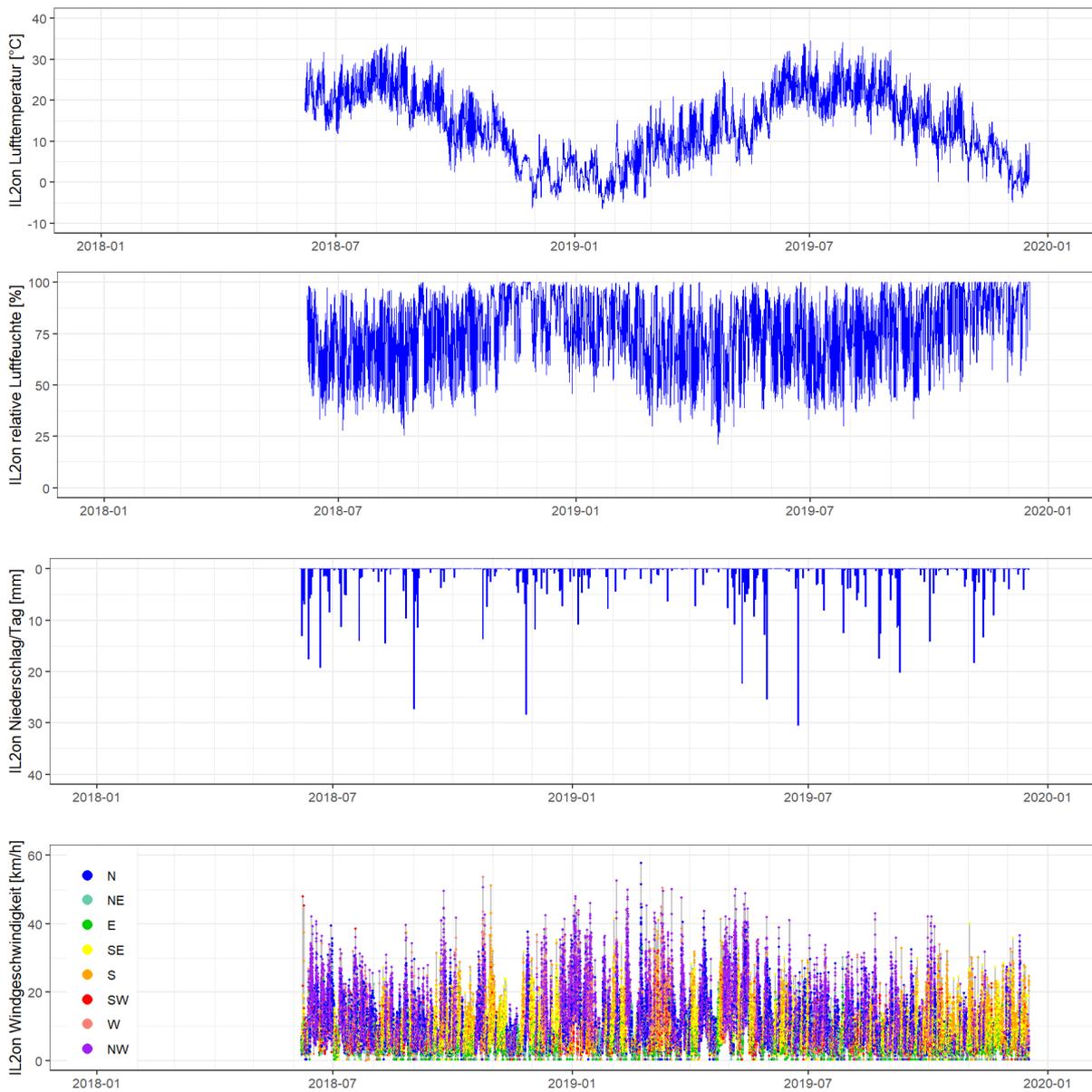


Abb. 12. Meteorologische Daten der Station IL2on. Lufttemperatur [°C], relative Luftfeuchte [%], Niederschlagssumme pro Tag [mm], Windgeschwindigkeit [km h⁻¹] mit farblich markierter Windrichtung.

Figure 12. Meteorological data of the station IL2on. Air temperature [°C], relative humidity [%], sum of rainfall per day [mm], wind speed [km h⁻¹] with color coded wind direction.

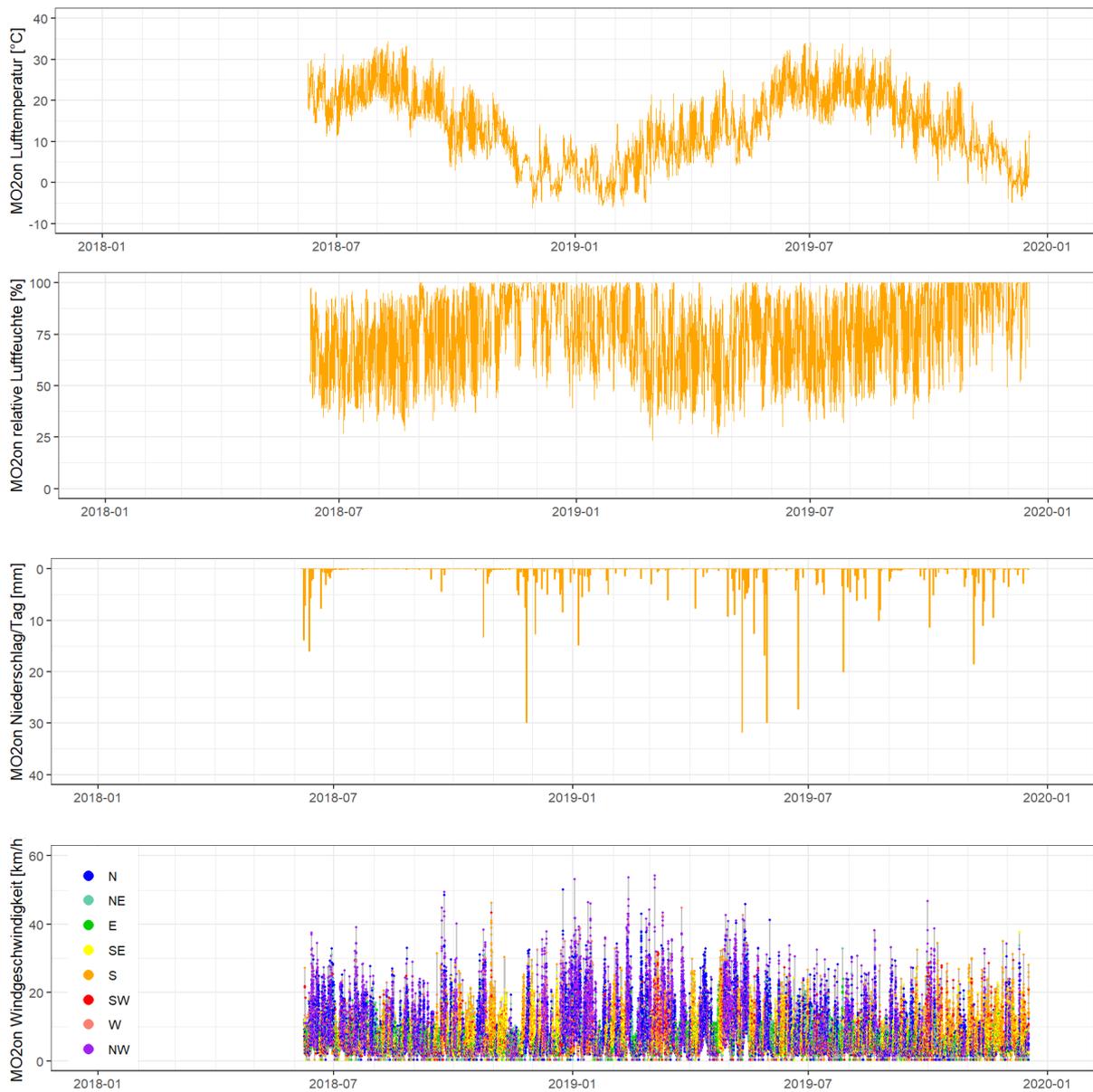


Abb. 13. Meteorologische Daten der Station MO2on. Lufttemperatur [°C], relative Luftfeuchte [%], Niederschlagssumme pro Tag [mm], Windgeschwindigkeit [km h⁻¹] mit farblich markierter Windrichtung.

Figure 13. Meteorological data of the station MO2on. Air temperature [°C], relative humidity [%], sum of rainfall per day [mm], wind speed [km h⁻¹] with color coded wind direction.

2.8 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Wulka

Results for the test area Wulka

Die Jahresgrafiken der Stationen WU10n und WU40n sind im folgenden Kap. 2.11 zu sehen. Hier wird beispielhaft der Zeitabschnitt zwischen August und September 2018 im Detail dargestellt (Abb. 15 & Abb. 16). Die Wulka stellt den Hauptzubringer in den Neusiedler See dar, entsprechend prägend für die Wasserqualität des Sees sind die über die Wulka eingebrachten Stoffe.

Eine **Charakterisierung der Stationen** WU10n und WU40n soll kurz vorgenommen werden. Beide Sonden der Stationen waren in der Regel in einer unidirektionalen Strömung positioniert und zeigten ein durchmischtes, für den Zufluss repräsentatives Wasser an. Ausnahmen waren hier nur kurzzeitige Einmischungen von Neusiedler-See-Wasser in den Kanal rund um WU10n. Die Station WU40n zeigte insbesondere im ersten Jahr häufig nur eine lückige Datenreihe. Dies liegt nicht etwa an bereinigten Ausreißern, sondern vor allem an einer Betriebsstörung des Equipments, die erst nach intensiver Fehlersuche von Herstellerseite und mithilfe des Einsatzes von Dr. Stefan Schuster behoben werden konnte.

Während der Wasserstand der Wulka bei WU40n von Regen und Hochwässern geprägt war, beeinflussten Windgeschwindigkeit und -richtung den **Wasserstand** an der Stelle WU10n. Wind aus NW führte zu einem Absinken des Wasserstandes an der Stelle WU10n, Wind aus SO hingegen zu einem Anstieg. Die Schwankungsbreite war hier, im größten offenen Beckenteil des Neusiedler Sees, höher als in den Bereichen Illmitz und Mörbisch. Bei dem stärksten Hochwasser im Untersuchungszeitraum, am 12.05.2019, stieg der Wasserstand bei WU40n auf bis zu 222cm. Im Vergleich dazu wurden beim Pegel Schützen am Gebirge knapp eine Stunde zuvor ein höchster Wasserstand von bis zu 357 cm und ein maximaler Abfluss von $20,7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ ermittelt. Dieses Hochwasser überschritt laut den Daten des hydrografischen Dienstes des Landes Burgenland (Quelle: <https://wasser.bgld.gv.at/hydrographie/die-fluesse/schuetzen-am-gebirge>) den Wert eines HQ1 von $9,9 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ deutlich, aber erreichte knapp nicht den Wert eines HQ5 ($22,7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$).

Bei Hochwässern, wie z.B. am 01.–02.09.2018, stieg an der Stelle WU40n die **Trübung** stark an, ausgehend von einem variablen Grundniveau (Winter $<10 \text{ NTU}$, Frühjahr $30\text{--}40 \text{ NTU}$, Sommer $10\text{--}15 \text{ NTU}$). Die höchsten Trübungswerte wurden bei dem Hochwasser am 12.05.2019 mit maximal knapp 2500 NTU erreicht.

An der Stelle WU10n am See kam in der Regel kaum eine annähernd so hohe Trübung an, es gab jedoch Ausnahmen. Insbesondere im Frühjahr und fallweise auch im Spätherbst traten höhere Trübungswerte an der Stelle WU10n auf. Einige Messungen dürften auf Baggerarbeiten zur Kanalertüchtigung zurückzuführen sein (z.B. Anfang November 2018, Abb. 14),

aber auch die durchschnittliche Trübungskonzentration war an der Stelle WU10n im Frühjahr und Spätherbst höher als im Sommer. Insgesamt lassen die Messergebnisse den Schluss zu, dass ein Großteil der Trübungsfracht der Wulka im Schilfgürtel deponiert wird. Der Sauerstoffverbrauch zwischen den beiden Stationen deutet auf einen (Teil)Abbau des eingetragenen organischen Materials hin.

Die **elektrische Leitfähigkeit** lag bei der Station WU40n meist bei etwa $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Im Falle von Hochwässern verdünnte sich die Konzentration an gelösten Ionen (Von der Emde *et al.* 1986) und die Leitfähigkeit sank bis auf unter $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Minimum: rund $260 \mu\text{S cm}^{-1}$ am 28.11.2018). Mit sehr ähnlicher Ganglinie, aber ab Beginn zunehmend verzögert, erreichte dieses Wasser die Messstation WU10n am See. Dabei war das Leitfähigkeitsminimum aber im Mittel um etwa $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ höher als in der Wulka. Die zeitliche Verzögerung von einander zuordenbaren Punkten der Lf-Ganglinie fiel dabei sehr unterschiedlich aus. Bei Niederwasserabfluss vergingen oft 17 bis 27 Stunden zwischen den beiden Stationen. Im Falle eines Hochwassers verringerte sich die Verzögerung auf <10 Stunden. Bei dem stärksten Hochwasserabfluss vom 11/12.05.2019 wurden 5 Stunden und 20 Minuten Verzögerung ermittelt. Aus den Ganglinien der Kurven lässt sich ableiten, dass im ersten Moment des erhöhten Durchflusses eine Durchmischung des Wulkawassers mit einem Retentionsbecken bzw. mit Schilfgürtelwasser stattgefunden haben muss. Je länger der erhöhte Wasserstand andauert, desto mehr gleichen sich WU40n-Leitfähigkeit und WU10n-Leitfähigkeit an. Man kann sich den Prozess also wie ein „Spülen“ des Schilfgürtels vorstellen.

Die Tatsache, dass die Leitfähigkeit an der Station WU10n (nur wenige Meter vom See entfernt) fast immer wesentlich unter der Leitfähigkeit des Neusiedler Sees (meist $>2400 \mu\text{S cm}^{-1}$) lag, bezeugt den beständigen starken Ausströmcharakter an dieser Stelle. Es gab aber auch Tage, an welchen eine starke Seichebewegung ausreichte, um Seewasser bis zur Station zu spülen. Beispiele dafür waren am 02.10. oder noch eindrucksvoller am 24.10.2018 zu sehen, als beim Wiederansteigen des Wasserstandes, binnen kurzer Zeit um über 20 cm, für etliche Minuten Wasser mit einer dem See ähnlichen Leitfähigkeit (bis zu $2316 \mu\text{S cm}^{-1}$) zu messen war.

Der **Sauerstoffgehalt** an der Stelle WU40n lag mit rund $7,5 \text{ mg L}^{-1}$ (warme Jahreszeit) bis $9,5 \text{ mg L}^{-1}$ (kalte Jahreszeit) meist im Bereich zwischen 80 und 90% der Sättigungskonzentration. Hier zeigte sich eine diurnale Schwankung mit einem Peak meist um die Zeit zwischen 13 und 14 Uhr. Die Schwankungsbreite des gelösten Sauerstoffs betrug beispielsweise Mitte September etwa 1 bis 2 mg L^{-1} . An der Stelle WU10n kam hingegen – um etwa 4,5 bis 5 Stunden verschoben – ein meist um mehrere mg L^{-1} verringerter Sauerstoffgehalt an. Der Tagespeak traf zwischen 16 und 18 Uhr, also deutlich später und breiter, ein. Die diurnale Amplitude war größer als in der Wulka – bei einer Schwankungsbreite von bis zu 5 mg L^{-1} pro Tag konnte der Sauerstoff in den frühen Morgenstunden (Minimumzeitpunkt meist zwischen 6 und 8 Uhr) völlig verschwinden. Die diurnale Phasenverschiebung von

etwa 4,5 Stunden kann nicht allein mit der Fließgeschwindigkeit des Wassers zwischen WU4on und WU1on erklärt werden. Wie die Analysen der Leitfähigkeit zeigen, braucht der größte Teil des Wassers wesentlich länger, um von WU4on zu WU1on zu gelangen. Es muss bei der Durchströmung des Schilfgürtels also nicht nur zu einer massiven Sauerstoffzehrung, sondern auch zu einer Sauerstoffproduktion, z.B. durch benthische und/oder planktische Algen im Schilfgürtelbereich, gekommen sein. In welchem Teil des Schilfgürtels sich die Prozesse vorrangig abspielen, ist mangels Daten noch unklar. Die Daten deuten jedenfalls auf eine hohe biologische Aktivität zwischen den beiden Stationen hin. Speziell nach erhöhten Wasserständen Anfang Mai 2019 wurden bei WU1on sogar höhere Sauerstoffkurven als bei WU4on gemessen.

Unter den **pH-Werten** beider Stationen waren zumeist geringe, diurnale Schwankungen zu beobachten. Über das Jahr lagen die pH-Werte in der Wulka rund um pH 8, an der Stelle WU1on am See lagen zumeist Werte zwischen 7 und 8 vor. Bei erhöhten Wasserständen in der Wulka zeigte sich an der Stelle WU4on durch den Verdünnungseffekt eine Abnahme der pH-Werte. Dieser Trend setzte sich jedoch nur in geringem Maße im bis zur Stelle WU1on am See weitertransportierten Wasser fort, wo ein höheres Puffervermögen gegenüber pH-Schwankungen festgestellt wurde (REBEN Bericht 3).

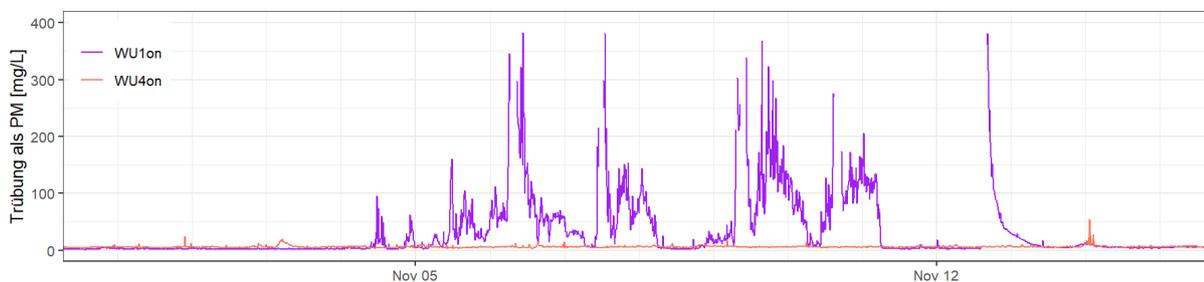


Abb. 14. Trübungswerte berechnet als partikuläres Material (PM) der Stationen WU1on und WU4on in der ersten Novemberhälfte 2018 zeigen Kanalertüchtigungen an.

Figure 14. Turbidity values calculated as particulate matter (PM) of the stations WU1on and WU4on in the first half of November 2018 showing channel restoration.

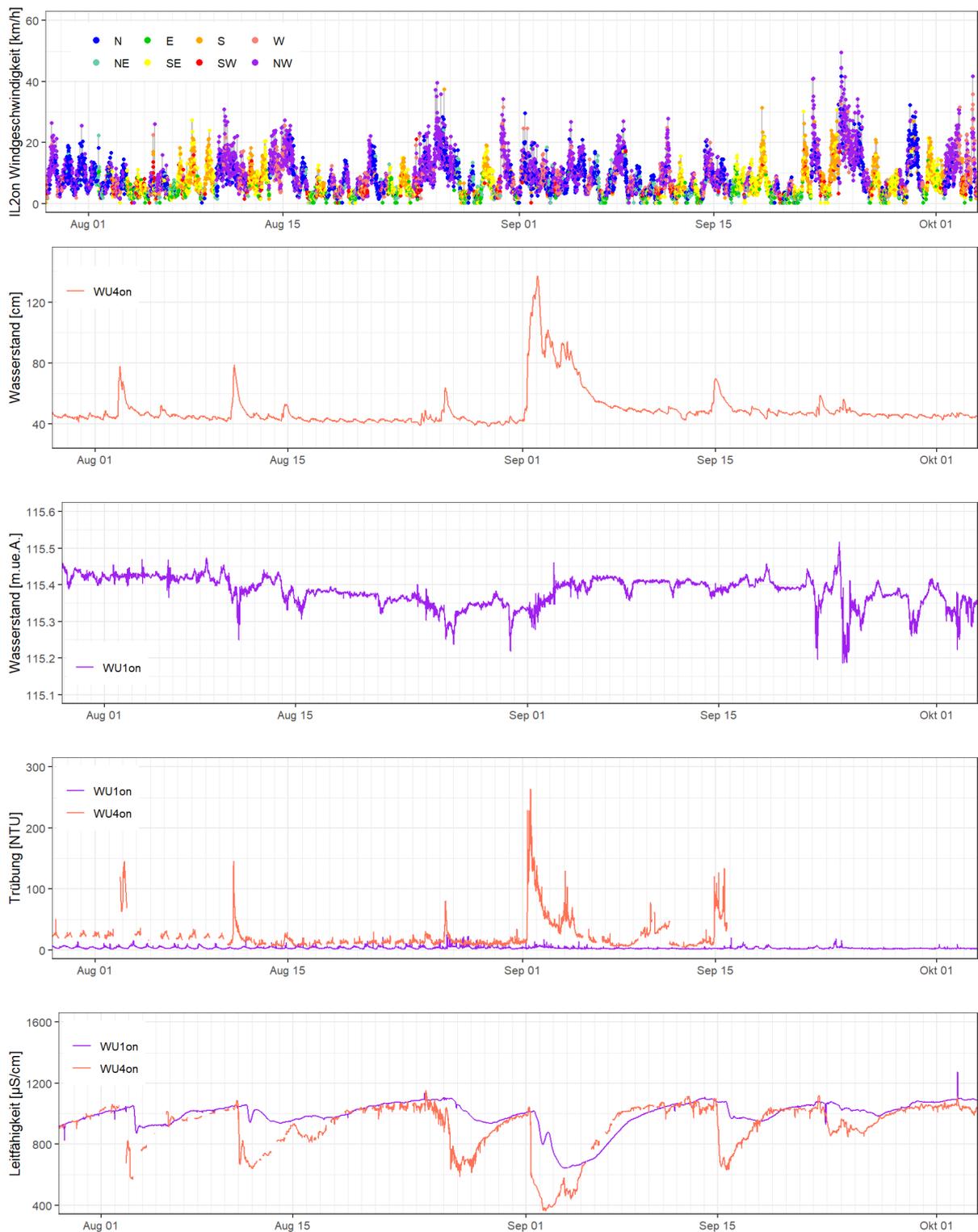


Abb. 15. Datenreihen der Stationen WU1on und WU4on zwischen August und September 2018. Windgeschwindigkeit IL2on [km h^{-1}] mit farblich markierter Windrichtung, Wasserstand [müA], Trübung [NTU], Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$].

Figure 15. Data series of the stations WU1on and WU4on from august to September 2018. Wind speed IL2on [km h^{-1}] with color coded wind direction, water level [m AA], turbidity [NTU], specific conductivity [$\mu\text{S cm}^{-1}$].

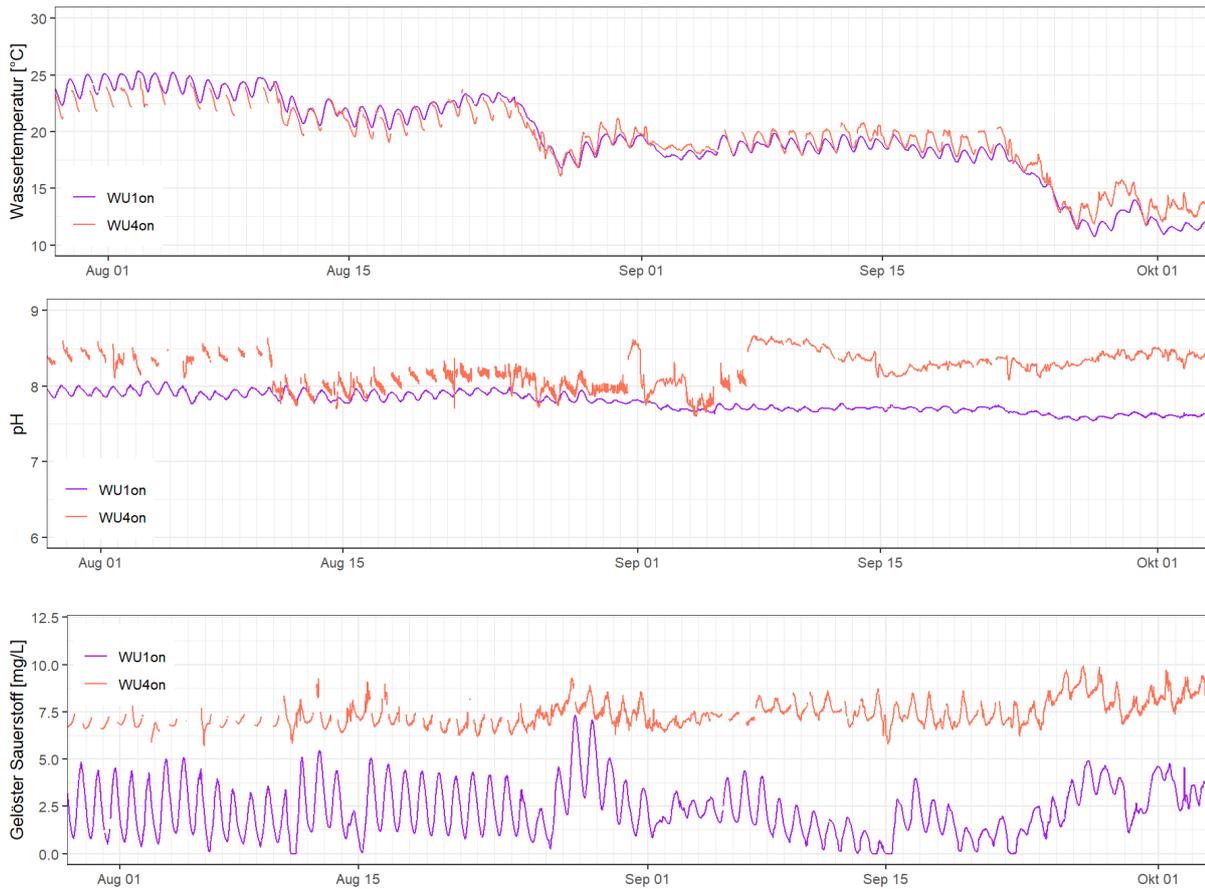


Abb. 16. Datenreihen der Stationen WU1on und WU4on zwischen August und September 2018. Wassertemperatur [°C], pH-Wert, gelöster Sauerstoff [mg L⁻¹].

Figure 16. Data series of the stations WU1on and WU4on from August to September 2018. Wind speed IL2on [km h⁻¹] with colour coded wind direction, water level [m AA], turbidity calculated as PM [mg L⁻¹], specific conductivity [$\mu\text{g cm}^{-1}$], dissolved oxygen [mg L⁻¹].

2.9 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Mörbisch

Results survey sites Mörbisch

Die Jahresgrafiken der Stationen MO10n und MO20n sind im folgenden Kap. 2.11 zu sehen, hier wird beispielhaft der Zeitabschnitt zwischen 22.08.2018 und 03.09.2019 im Detail dargestellt (Abb. 18 und Abb. 19).

Kurzzeitige Schwankungen des **Wasserstandes** an den Stellen nahe Mörbisch sind von den herrschenden Windverhältnissen und den damit verbundenen **Seiche-Bewegungen** geprägt. Starker Nord/Nordwestwind führt generell durch die Wasserverlagerung in den südlichen Seeteil zu einem Aufspiegeln des Sees, SSO-Wind durch die Wasserverlagerung in den nördlichen Seeteil zu einem Abspiegeln des Sees auf der Höhe von Mörbisch. Da Mörbisch westseitig gelegen ist, führt Ostwind zu einem Aufspiegeln und die Westwinde bewirken ebenfalls ein Abspiegeln. Das bedeutet, dass hier bereits bei den häufigen Windwechseln zwischen Nord und West starke Seiche-Schwankungen zu beobachten sind, so z.B. am 26.08.2018. Während die Station MO10n diese Schwankungen nun direkt an der Schilfkante aufzeichnete, dokumentierte die im Kanal landeinwärts gelegene MO20n die Aufspiegelung der hinteren Blänkenbereiche als Folge der Wasserstandsschwankungen am See. Ist der Wasserstand von MO20n am Steigen, zeigt dies das Einströmen in den Schilfgürtel, ist er am Fallen, das Ausströmen des Wassers aus dem Schilfgürtel an.

Die **Trübungswerte** der Station MO10n können (abgesehen von Ausströmsituationen aus dem Schilfgürtel) als Referenz für die **Seetrübe** herangezogen werden (Abb. 17). Die durchschnittliche Seetrübe bei ruhigem Seegang (also ohne windbedingte Spitzen) zeigte einen deutlichen Jahresgang mit hohen Werten im Frühjahr und niedrigen Werten im Sommer bis Spätherbst. Die höchsten Werte im ruhigen See wurden im April bis Mai 2019 gemessen, die Trübe lag dabei häufig bei etwa 120 NTU und darüber. Die Einheit NTU übersetzt sich laut den durchgeführten Vergleichsmessungen (mit Probenwasser genau dieser Stelle!) annähernd 1 : 1 in PM als mg L^{-1} . Im Verlauf des Juni sank die Trübe bei ruhigem Seegang stark ab und pendelte sich auf dem Niveau der Sommermonate (Juli bis September) etwa bei 25–50 NTU ein. Die niedrigsten Werte im See wurden im Oktober festgestellt mit etwa 15–25 NTU, dann folgte ein neuerlicher leichter Anstieg bis in den Dezember. Da MO10n die einzige Station ist, die über einen längeren Zeitraum das Seewasser anzeigte, und dieser Befund auch durch die PM-Messungen der Kampagnen bestätigt wurde, wird er vorläufig als allgemeiner Trend angesehen. Es fehlen in der Datenreihe jedoch die Monate Jänner bis März für ein vollständiges Bild (die Sonden wurden wegen Frostgefahr und zu Wartungszwecken entnommen). Des Weiteren waren die Windgeschwindigkeiten im Frühjahr 2019 höher als im Rest des Jahres und der See über einen längeren Zeitraum aufgewühlt.

Bei windinduzierten, starken Wellenbewegungen zeigte sich an der Seestelle MO10n eine erwartbare Eintrübung, aber nur dann, wenn nicht gleichzeitig eine starke Ausströmsituation vorlag, welche das klarere Schilfgürtelwasser diese Stelle passieren ließ. Etwas überraschend war das Ausmaß der Trübungswerte an dieser Stelle. Bei stärkeren Wasserbewegungen wurden häufig NTU-Werte von >500 NTU festgestellt, selbst bei Nordwestwind fast immer mehr als beispielsweise in der Illmitzer Bucht. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die Illmitzer Bucht trotz der Lage am windexponierten Ostufer einen etwas geschützteren Bereich bildet. Abhängig vom Basisniveau der Seetrübe wurden nun ebenfalls im Frühjahr besonderes hohe Werte bei Windereignissen festgestellt. Speziell hohe Trübungswerte wurden bei den selteneren höheren Windgeschwindigkeiten aus östlicher Richtung festgestellt (z.B. Mitte April und Ende Juli 2019, siehe dazu Kap. 2.12). In solchen Fällen dürfte die Aufwirbelung von Feinsediment und dessen Akkumulation an der Schilfkante besonders hoch sein. Man kann diese Werte also nicht als repräsentativ für die Seetrübe ansehen. Der Eintrag dieser Trübe in den (genau in dieser Richtung angelegten) Kanal ist dabei ebenfalls hoch.

Bei einer Einströmsituation passierte das Wasser des Sees zuerst MO10n, sodann – wenn die Einströmung lange genug anhielt – auch MO20n und führte dort zu einer vergleichbar hohen, aber meist doch etwas geringeren Trübungsmessung. Siehe hierzu auch die Grafiken im Kap. 2.12 Frachtenmodellierung Mörbisch.

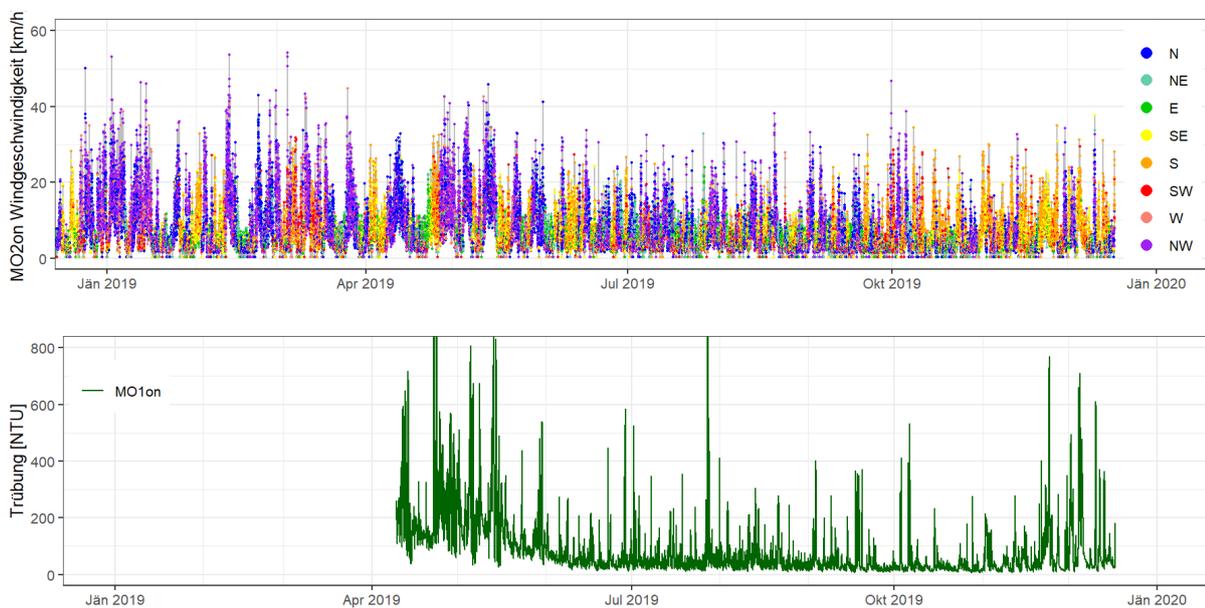


Abb. 17. Datenreihen der Station MO10n als Indikator für die Seetrübe (mit abgeschnittener Achse) am Beispiel des Jahres 2019, zusammen mit der Windgeschwindigkeit und -richtung an der Station MO20n.

Figure 17. Data series of the station MO10n as an indicator for the turbidity in the lake (axis cut) in 2019, together with wind speed and direction at the station MO20n.

Die Entwicklung der **Leitfähigkeitskurve** beider Stationen ist wesentlich von der Ein- und Ausströmdynamik geprägt und kann daher als ein guter Indikator hierfür gesehen werden. Die „Basislinie“ der Station MO10n kann als Wert für den See, die Oberkante der Ganglinie von MO20n hingegen als Werte des Blänkenwassers angesehen werden. Bei Ausströmsituationen aus dem Schilfgürtel steigt die Leitfähigkeit beider Stationen, bei Einströmung von Seewasser sinkt sie. Aufgrund von zeitweiligem Trockenfallen des Sensors rund um den Oktober 2019 fehlen Teile der Datenreihen im Jahresgang. Im Jahresverlauf ist ein Anstieg der Leitfähigkeitswerte zu erkennen, welcher mit der Aufkonzentrierung der gelösten Salze infolge der Verdunstung zusammenhängt.

Bei den **Sauerstoffgehalten** wurden im Jahresverlauf die niedrigsten Werte im Sommer gemessen (meist zwischen 5 und 8 mg L⁻¹), während zum Ende des Jahres hin die Werte rund um 10 mg L⁻¹ oder darüber lagen. Dies hängt einerseits mit dem temperatur- und druckbedingten Lösungsgleichgewicht zusammen, welches auch ohne biologische Prozesse zu einer solchen Kurve führt. Andererseits sind es gerade die Sauerstoffproduktion und Atmungsprozesse der Organismen, die starke diurnale Schwankungen des Sauerstoffgehaltes verursachen. Insbesondere in den Blänkenbereichen zwischen dem Schilf, wo wenig Wasserbewegung herrscht, kommt es in den Sommermonaten teilweise zu starken, manchmal sogar vollständigen Sauerstoffzehrungen. Wie am 02.09.2018 festgestellt, dürfte solches Wasser die Station MO10n passiert haben. Die vorangegangenen starken Wasserstandsschwankungen könnten zu einem Austrag dieses Wassers aus den Schilfbereichen geführt und dieses Wasser an der Schilfkante an MO10n vorbei transportiert haben. Während den Einströmungen beeinflusste es nun auch die Station MO20n.

Die **pH-Werte** der Stationen MO10n und MO20n blieben im Jahresverlauf zumeist zwischen 8,5 und pH 9,1. Sie zeigten diurnale Schwankungen, wie auch die Kanaldynamik an, doch sind die Unterschiede im pH-Wert zwischen See und Blänken weniger deutlich als bei der Leitfähigkeit. Dennoch sind gerade die stehenden, sauerstoffarmen Bereiche tendenziell von niedrigeren pH-Werten geprägt. Die pH-Werte vom 02.09.2018 deuten in diesem Licht auf die im vorigen Absatz genannten Prozesse hin, da im See plötzlich pH-Werte <8,5 zu messen waren.

Bei der **Wassertemperatur** spiegelte sich im Wesentlichen der Einfluss der Lufttemperatur auf den See wider. Die höchsten Werte wurden dementsprechend im Sommer, die tiefsten im Winter gemessen. Die Lufttemperatur beeinflusst kleinere Wasservolumina schneller als größere, daher ist die Schwankungsbreite bei der Station MO20n größer als bei MO10n, wo der Wasserkörper des Sees puffernd auf den Temperaturgang wirkt.

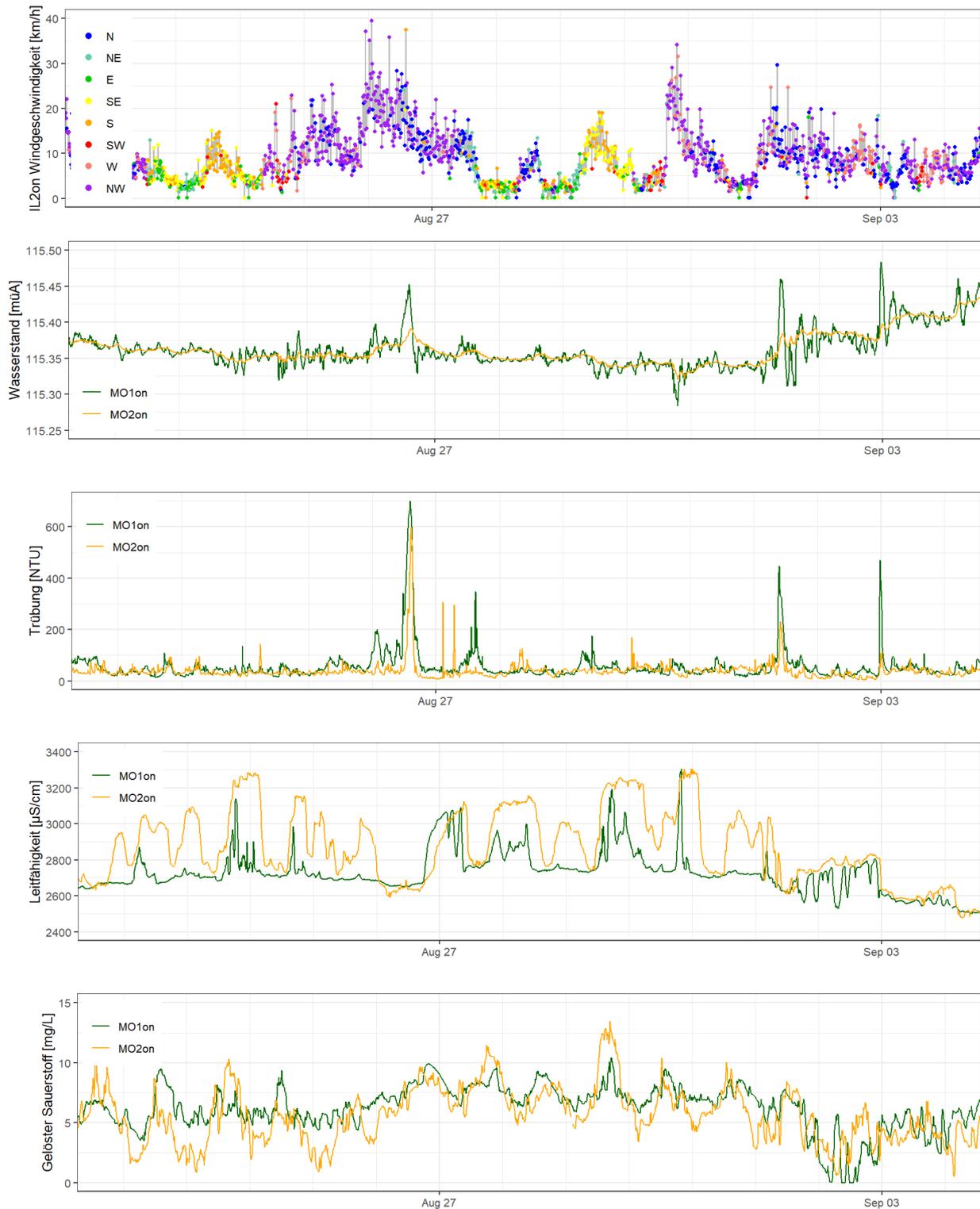


Abb. 18. Datenreihen der Stationen MO1on und MO2on von 22.08.2018 bis 03.09.2018. Windgeschwindigkeit IL2on [km h^{-1}] mit farblich markierter Windrichtung, Wasserstand [mAA], Trübung [NTU], Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$], gelöster Sauerstoff [mg L^{-1}].

Figure 18. Data series of the stations MO1on and MO2on from 22.08.2019 to 03.09.2019. Wind speed IL2on [km h^{-1}] with color coded wind direction, water level [m AA], turbidity [NTU], specific conductivity [$\mu\text{S cm}^{-1}$], dissolved oxygen [mg L^{-1}].

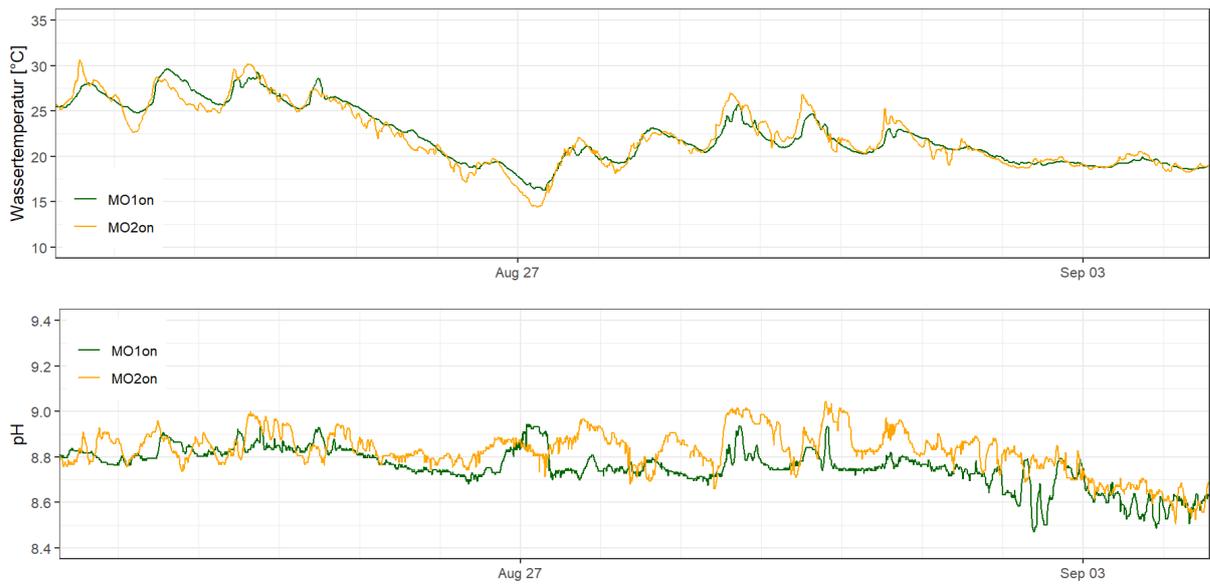


Abb. 19. Datenreihen der Stationen MO1on und MO2on von 22.08.2018 bis 03.09.2018. Wassertemperatur [°C], pH-Wert.

Figure 19. Data series of the stations MO1on and MO2on from 22.08.2019 to 03.09.2019. Water temperature [°C], pH value.

2.10 Ergebnisse im Untersuchungsbereich Illmitz

Results survey sites Illmitz

Die Jahresgrafiken der Stationen IL10n, IL20n, IL50n und IL60n sind im folgenden Kap. 2.11 zu sehen, hier wird beispielhaft der Zeitabschnitt zwischen 27.09.2019 und 10.10.2019 im Detail dargestellt (Abb. 21 & Abb. 22), weil in diesen Zeitabschnitt auch das in Kap. 3 besprochene Windereignis fällt. Um auch einen Detailzeitraum der Station IL50n zu veranschaulichen, wird zusätzlich der Zeitabschnitt von 22.11.2018 bis 07.12.2018 in Abb. 23 & Abb. 24 gezeigt.

Zur **besseren Interpretation der Messergebnisse** seien die Stationen vorab kurz charakterisiert:

- IL10n** kann generell als Referenz für die Illmitzener Bucht herangezogen werden. Eine Ausnahme bildet eine Ausströmsituation, da dann das Wasser des Stationskanals am Steg vorbeiströmt und in solchen Situationen gemessen wird.
- IL20n** liegt an einer sehr sedimentablagerungsträchtigen Stelle im flacheren Bereich einer Nebenbucht des Kanals zum sog. Kleinen Zug, relativ nahe am Schilfrand. Durch den Kanal strömendes Wasser wird zunächst vermutlich nur über Verwirbelungen an die Station geführt, das könnte eine in solchen Situationen oft stärker „rauschende“ Ganglinie erklären.
- IL50n** liegt inmitten einer offenen Blänke von geringer Tiefe. Durch die Platzierung der Sensoren nahe am Grund kam es vermutlich im Frühjahr 2019 zu einer teilweisen Beeinflussung des Trübungssensors und die Sonde wurde erst am 28.05.2019 um ganz wenig angehoben. Dennoch ist der größte Teil dieser Werte in den Grafiken belassen, um den Vergleich mit den anderen Stationen in diesem Zeitraum zu ermöglichen, die Werte sollten jedoch mit Vorbehalt gesehen und eher im Hinblick auf die Ganglinie interpretiert werden. Durch die geringe Wassertiefe zeigen die Daten von IL50n häufig stärkere Extremschwankungen als andere Stationen.
- IL60n** liegt – bei entsprechend niedrigem Wasserstand – am Ende einer „Sackgasse“ des Kanals, daher waren hier meist nur geringe Wasserbewegungen zu beobachten. Dies begünstigt auch die Erwärmung der Oberflächenschicht des Wassers in den Frühjahrs- und Sommermonaten, ähnlich einer Schichtung, sodass zwischen der Oberflächenschicht und den Sensoren der Sonde in etwa 40 bis 50 cm Tiefe bereits unterschiedliche Messwerte gemessen wurden. In der Mitte des Kanals neben der Station IL60n wurde am 14.06.2019 um 11 Uhr testweise ein Profil gemessen. In einer Tiefe von 0,2 m lag die Leitfähigkeit um $70 \mu\text{S cm}^{-1}$ niedriger, hingegen die Temperatur um $1,5 \text{ }^\circ\text{C}$, der pH um 0,3 und der Sauerstoffgehalt um $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ höher als in

der Tiefe von 0,6 m. Mischen sich die Werte infolge einer Abkühlung oder durch ausreichend Wind- bzw. Strömungseinfluss kommt es zu Sprüngen in den Wertereihen. Durch diese Charakteristik der Stelle wirken die Ganglinien der Parameter von IL60n verglichen mit den anderen Stationen oft gedämpft und stufenartig.

Für die Situation in Illmitz ist neben den windrichtungsbedingten **Seichebewegungen** die Morphologie des Schilfgürtelrandes in **Form der Illmitzer Bucht** entscheidend. Bei den zwei häufig vorkommenden Windrichtungen aus N/NW und S/SO ist die Reaktion des Wasserstandes ähnlich wie in Mörbisch. Auf der Höhe von Illmitz führt generell starker N/NW-Wind durch die Wasserverlagerung in den südlichen Seeteil zu einem Aufspiegeln des Sees, S/SO-Wind durch die Wasserverlagerung in den nördlichen Seeteil zu einem Abspiegeln des Sees. Die halbgeschlossene Form der Illmitzer Bucht und ihre Öffnung Richtung WNW begünstigen zusätzlich bei starken NW- und insbesondere W-Winden durch die direkte Wasserbewegung mit starkem Wellengang in die Bucht hinein einen sehr plötzlichen Wasserstandsanstieg. Bei S- oder SO-Wind hingegen wirkt die Bucht ähnlich einem geschützten Hafen und weist einen geringeren Wellengang als der See vor der Bucht auf.

Das Aufspiegeln des **Wasserstandes** in der Illmitzer Bucht (Station IL10n) führt zu einer Einströmung in den Schilfgürtel bzw. das Abspiegeln zu einer Ausströmung aus dem Schilfgürtel v.a. über die Kanäle. Der Hauptkanal Richtung Ruster Poschn (teilweise vermutlich auch bei der Brücke über den Dammweg zur Biologischen Station) bringt das Wasser der Bucht zu den Stationen IL50n und IL60n, welche aber beide eher isoliert liegen und die Wasserstandsänderungen nur verzögert und gedämpft wiedergeben. Die Stelle IL20n wird zwar über den Stationskanal als eher gut angebunden bezeichnet, liegt aber dennoch im Kanal rund 580 m von der Mündungsstelle zur Bucht entfernt. Daher zeigt sich auch hier die Wasserstandsänderung in der Bucht nur verzögert und gedämpft.

Die **Trübungswerte** zeigen in der Illmitzer Bucht am Stationssteg (**IL10n**) vor allem bei N- bis W-Wind einen Anstieg. Werte für die unter ruhigen Windverhältnissen gemessene Seetrübe lagen zwischen September und November 2019 bei etwa 25 bis 40 NTU. Im Vergleich dazu stiegen die Trübungswerte beispielsweise am 30.09.2019 bis auf rund 340 NTU. Dieser Wert entspricht laut der Berechnung als PM (particulate matter, Gesamtschwebstoffe) ebenfalls etwa 340 mg L^{-1} und stimmt gut mit den beim Windereignis (Kap. 3) gemessenen Werten von bis zu 321 mg L^{-1} überein. Im Gegensatz dazu blieb der berechnete PM-Wert am zweiten Tag deutlich geringer bei nur bis zu 75 mg L^{-1} , während die Messwerte beim Windereignis an der Mündungsstelle des Kanals zum Ruster Poschn (Stelle Wind1, siehe Abb. 49) auf 380 mg L^{-1} stiegen. Hier könnte eine komplexe Strömungssituation eine Erklärung für die unterschiedlichen Werte geben. Es lag eine Ausströmsituation aus dem Schilfgürtel vor, was bedeutet, dass Wasser aus dem Stationskanal wie auch aus dem Ruster-Poschn-Hauptkanal strömte. Das Wasser aus dem Stationskanal passierte die Station

IL1on und dürfte dort für eine relativ geringe Trübung gesorgt haben, die nicht für den aufgewühlten See repräsentativ war. Auf der anderen Seite könnte das Wasser aus dem Ruster-Poschn-Hauptkanal den näheren Bereich der Ausströmestelle durch eine zusätzliche Turbulenz beeinflusst und so den Trübewert lokal im Mündungsbereich angehoben haben. Als weitere Möglichkeit ist auch eine Kehrströmung der sich nordwärts bewegenden Wellen vom offenen See in den Nordteil der Illmitzer Bucht denkbar.

Die Station **IL2on** weist im Vergleich zur Trübung in der Illmitzer Bucht nur wesentlich kleinere Trübungsspitzen auf. Nur bei sehr starken Einströmereignissen wie jenem am 05.10.2019 zeigte die Station die Ankunft von Seetrübe an, nicht jedoch beispielsweise beim Windereignis am 30.09.2019. Die höchste Trübe wurde Ende April 2019 verzeichnet, als anhaltender NW-Wind die ohnehin schon hohe „Basistrübe“ in dieser Zeit von ca. 100 NTU auf maximal 500 NTU erhöhte. Auf der anderen Seite waren fallweise auch leichte Trübungserhöhungen zu messen, die auf eine autochthone Trübe hindeuten, so z.B. bei S-Wind am 08.10.2019. Wind aus Süden greift vermutlich die großen offenen Wasserflächen im Süden der Station an und schiebt das Wasser Richtung Norden zu IL2on. Speziell diese Flächen dürften aufgrund ihrer Größe und Offenheit das Potential haben, bei windbedingter Wasserbewegung eine Remobilisierung von Feinsediment und damit die Bildung autochthoner Trübe zu begünstigen.

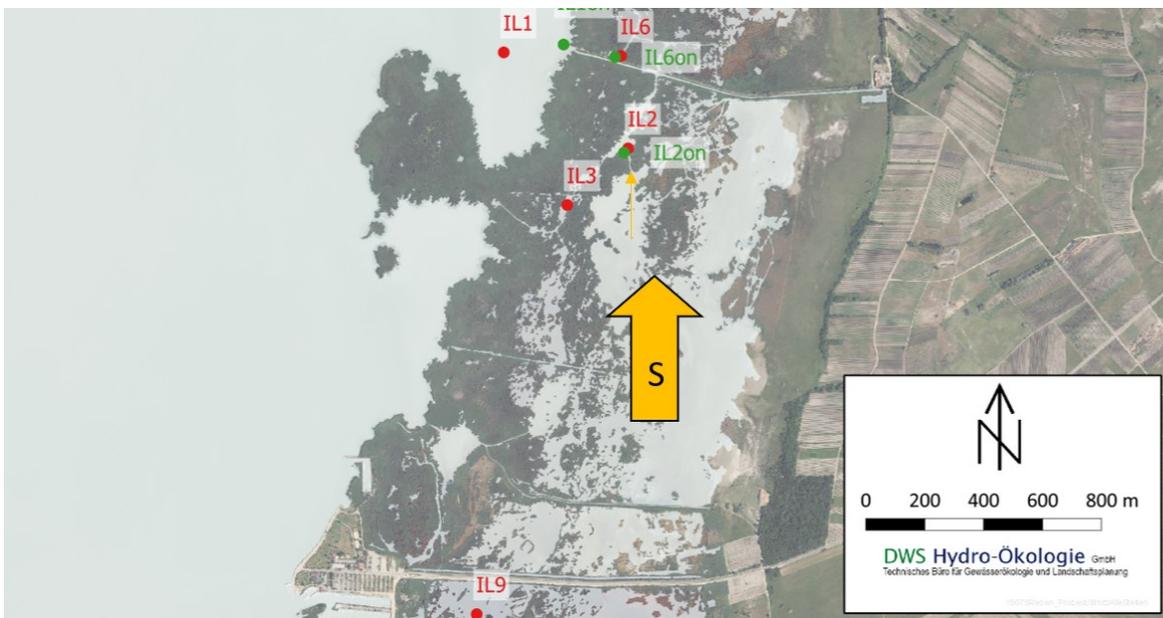


Abb. 20. Autochthone Trübungsentwicklung bei IL2on bei Wind aus Richtung Süden. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 20. Autochthonous turbidity development at IL2on by wind from south. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Die isolierte Station **IL6on** zeigte im Vergleich zu den anderen Stationen die niedrigsten Trübungswerte. Wegen der geringen Wasserbewegung, speziell in der Tiefe der Sensoren, sinken die meisten Schwebstoffe ab und erklären die vergleichsweise niedrigen Trübungswerte von meist <10 NTU (entsprechend <10 mg L⁻¹ PM berechnet). Im Zeitraum von Abb. 21 war so gut wie keine messbare Trübe vorhanden. Die höchsten mittleren Trübungswerte (Bereich 10 bis 30 NTU) bei IL6on wurden in der kalten Jahreszeit, aber nicht zu Zeiten des höchsten Wasserstandes gemessen. Anstiege der Trübung waren häufig dann zu verzeichnen, wenn es zu einem raschen Absinken des Wasserstandes kam. Vermutlich wird bei einer plötzlich wirkenden Ausströmung aus der Sackgasse einiges der sehr lockeren Sedimentauflage dieser Stelle abgelöst.

IL5on, die im hintersten Blänkenbereich gelegene Sonde, zeigte selbst bei sehr starken Einströmereignissen kaum eine stärkere Reaktion des Trübungssensors. Da sie aber eher in gerader Linie vom Hauptkanal zum Ruster Poschn zu den hinteren Blänken und damit in direkterer Strömungsrichtung liegt, wird sie öfter von seeähnlichem Mischwasser berührt als IL6on. Die Trübungsmessungen beider isolierten Stationen IL5on und IL6on sind in allen Fällen wesentlich geringer als jene von Seewasser, da sich der größte Teil der Schwebstoffe vermutlich bereits vorher absetzte bzw. der Rest sich mit dem Blänkenwasser vermischte und dadurch verdünnte. Trübungsausschläge bei IL5on sind (ähnlich wie bei IL2on) immer wieder auch als autochthone Trübung zu betrachten. Erhöhte Trübungswerte sind bei IL5on so wie bei den anderen Stationen in der kalten Jahreszeit zu erwarten, die Messungen geben jedoch nur einen Anhaltspunkt auf das Ausmaß der Werte (siehe oben zur Charakterisierung der Station).

Die Entwicklung der **Leitfähigkeit** in Abb. 21 zeigt in Illmitz auf kurzfristiger Zeitebene ähnliche Prozesse der Ein- und Ausströmdynamik an wie in Mörbisch. Die Reaktionszeit zwischen den Stationen ist jedoch deutlich verzögerter als in Mörbisch, da der Kanal zwischen IL1on und IL2on länger und von komplexerer Morphologie ist. Bei IL2on steht ein plötzliches Absinken der Leitfähigkeit mit dem Eintreffen von Seewasser in Verbindung, bei einem Ansteigen kann von einem Wassertransport aus den hinteren Blänken ausgegangen werden. IL6on wird hingegen meist gar nicht von Seewasser über den Hauptkanal zum Ruster Poschn erreicht. Die Daten geben jedoch Hinweise darauf, dass dies der Fall ist, wenn der Wasserspiegel in relativ kurzer Zeit sehr stark ansteigt, so z.B. Ende November 2018 (Abb. 23). Bei einem sehr hohen Wasserstand kann der See auch über die Schilfkante treten und strömt auf direktem Weg zu IL6on. IL5on, die im hintersten Blänkenbereich gelegene Sonde, zeigte ebenso nur bei sehr starken Einströmereignissen eine auf Seeniveau verringerte Leitfähigkeit an. Hierbei spielt ein Vermischungs- und Verdünnungseffekt vermutlich eine Rolle. Im Jahresverlauf zeigte sich an der Station IL5on, dass hier im flachen Blänkenwasser in den Monaten Juli und August starke Evapotranspirationsprozesse ablau-

fen. Im verbleibenden Wasser konzentrierte sich der Salzgehalt fast laufend auf, unterbrochen nur durch fallweise Seewassereinströmungen oder Regenfall, und erreichte zu Spitzenzeiten $>5000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Die Ganglinien des **gelösten Sauerstoffs** an den Stationen in Illmitz zeigten nicht nur den erwartbaren Jahresgang entsprechend der Sättigungskonzentration je nach Temperatur (niedrigere Werte im Sommer, höhere Werte im Winter), sondern waren häufig überlagert von biologischer Tätigkeit. Lediglich die Station am See IL10n zeigte im Herbst 2019 – und damit wohlgerne eher am Ende der Saison größerer Planktonaktivitäten – eine nur geringe Beeinflussung an, durch Sauerstoffgehalte, die gering rund um eine 100%-Sättigung schwankten. Bei den restlichen Stationen war eine andere Sauerstoffsituation die Regel:

An der Station IL20n wurde in den Sommermonaten eine stärkere diurnale Schwankung des O_2 -Gehaltes festgestellt, mit Übersättigungen am Nachmittag und Untersättigungen am frühen Morgen (Abb. 21). Für den O_2 -Eintrag bis zur Übersättigung ist die Sauerstoffproduktion durch planktische und benthische Algen verantwortlich, für die Zehrung bis zur Untersättigung die Atmung aller sauerstoffverbrauchenden Organismen.

Eine grundsätzlich ähnliche Ganglinie zeigte die Station IL60n im Beispiel von Abb. 21, allerdings um mehrere mg L^{-1} verringert. Zeitweise war an dieser Stelle kein Sauerstoff mehr festzustellen, selbst über Stunden und Tage hinweg. Sogar in der kälteren Jahreszeit (so weit gemessen) blieb der Sauerstoffgehalt hier gering. Das verdeutlicht die starken Zehrungsprozesse im isolierten stehenden Wasser der Blänken, selbst wenn dieses nicht zwischen Schilfhalmern, sondern in einem relativ offenen Kanal liegt.

Extreme Sauerstoffschwankungen wurden bei IL50n im Juli und August festgestellt. Der hier platzierte Sensor war allerdings teilweise (im Frühjahr 2019 und im Sommer beider Jahre) von Messstörungen betroffen, daher sei von einer Detailinterpretation dieser Messwerte abgesehen. Zweifelsfrei wurden aber Tagesschwankungen von $> 10 \text{ mg L}^{-1}$ dokumentiert. Hohe Sauerstoffgehalte und -übersättigungen am Nachmittag wechselten sich hier mit sehr niedrigen Sauerstoffgehalten in den frühen Morgenstunden ab. Da die Wasseroberfläche dieses Bereichs, im Vergleich zum Volumen relativ groß und regelmäßig leicht in Bewegung ist, könnte man von einem stärkeren Austausch und Ausgleich mit der Luft ausgehen. Dennoch scheinen die Auswirkungen der biologischen Prozesse der Atmung und Photosynthese weit bedeutender zu sein. Das Verhältnis zwischen Organismen und Wasser könnte hierbei die Erklärung liefern. Eine große Oberfläche voller benthischer Organismen wirkt neben dem Plankton auf einen speziell im Sommer relativ geringvolumigen Wasserkörper ein. Ebenso entzieht das Schilf dem Wasser über die Wurzelatmung Sauerstoff.

Die **Wassertemperaturen** der Stationen in Illmitz spiegelten im Jahresverlauf den Gang der Lufttemperatur wider, im Tagesverlauf ergaben sich jedoch deutliche Unterschiede zwischen den Stellen. IL10n zeigte aufgrund der thermischen Pufferung des relativ großen Seewasservolumens die geringsten Ausschläge. Etwas größere Schwankungen waren an der isolierten Stelle IL60n zu finden, sie fielen aufgrund der etwas geschützteren Stelle der Sensoren dennoch geringer aus als die diurnalen Schwankungen bei IL20n. Die größten Temperaturschwankungen wurden an der Station IL50n festgestellt. Hier war der Wärmeaustausch zwischen Wasser und Luft aufgrund der relativ geringen Wassertiefe am größten. Daher und wegen der geringeren Wasserbewegung kommt es im Zuge der ersten Temperaturen unter Null in den Blänken schnell zu einer ersten Eisschicht.

Die **pH-Werte** des Sees in der Illmitzener Bucht (IL10n) lagen im Winter bei pH 8,5, im Sommer bei pH 9, und wiesen nur eine geringe Schwankungsbreite auf. Geringfügig höher lag der pH-Wert in den etwas angebundeneren Schilfbereichen der Stationen IL50n und IL20n. Sie zeigten einen Jahresgang des pH-Wertes von etwa pH 8,6 in den kälteren Monaten, bis knapp über pH 9 in der warmen Jahreszeit (9,1 bei IL20n, 9,2 bei IL50n). Die Schwankungen waren zwar etwas höher als im See, aber aufgrund der hohen Pufferkapazität des Wassers gering. Dies zeigt sich angesichts der Ganglinie des Sauerstoffes bei IL50n im Sommer, wobei der pH-Wert sehr konstant blieb. Die Station IL20n zeigte in der zweiten Jahreshälfte jeweils stärkere Schwankungen als die anderen Stationen. Dafür dürfte eine leichte Messstörung des Sensors ursächlich sein, es ist nicht von realistischen Schwankungen auszugehen. Die Werte wurden dennoch in den Grafiken dargestellt, weil die grundsätzliche Ganglinie stimmt und, sieht man vom erhöhten Rauschen ab, auch interpretierbar bleibt. Bei der Station IL60n wurden die niedrigsten pH-Werte gemessen, was sich durch den konstant geringen Sauerstoffgehalt erklären lässt (Sauerstoff wird veratmet, Kohlendioxid ins Wasser abgegeben, was den Gehalt an gelöster Kohlensäure erhöht). Der Wertebereich des pH bewegte sich meist zwischen 7,9 und 8,7 – auch hier wurden die niedrigsten Werte in der kalten Jahreszeit, die höchsten im Sommer gemessen.

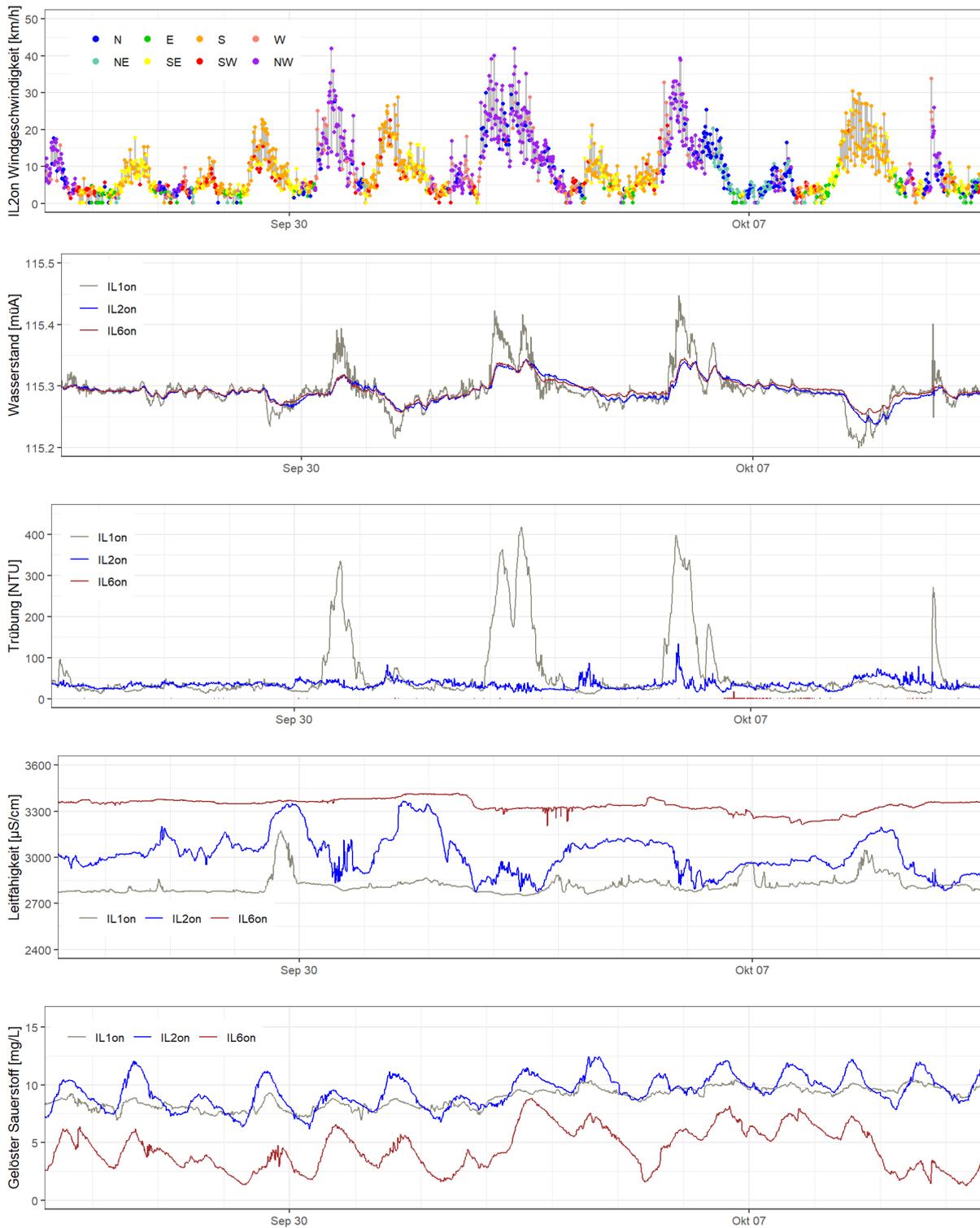


Abb. 21. Datenreihen der Stationen IL1on, IL2on und IL6on von 27.09.2019 bis 10.10.2019. Windgeschwindigkeit IL2on [km h⁻¹] mit farblich markierter Windrichtung, Wasserstand [m AA], Trübung [NTU], Leitfähigkeit [µS cm⁻¹], Gelöster Sauerstoff [mg L⁻¹].

Figure 21. Data series of the stations IL1on, IL2on and IL6on from 27.09.2019 to 05.10.2019. Wind speed IL2on [km h⁻¹] with colour coded wind direction, water level [m AA], turbidity [NTU], specific conductivity [µS cm⁻¹], dissolved oxygen [mg L⁻¹].

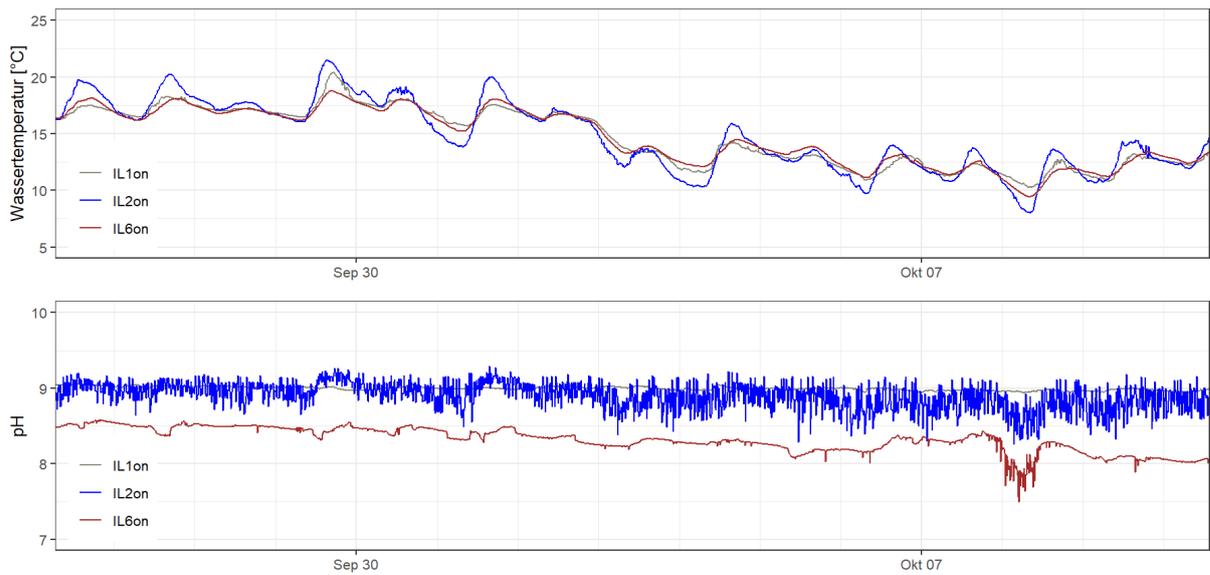


Abb. 22. Datenreihen der Stationen IL10n, IL20n und IL60n von 27.09.2019 bis 10.10.2019. Wassertemperatur [°C], pH-Wert.

Figure 22. Data series of the stations IL10n, IL20n and IL60n from 27.09.2019 to 05.10.2019. Water temperature [°C], pH value.

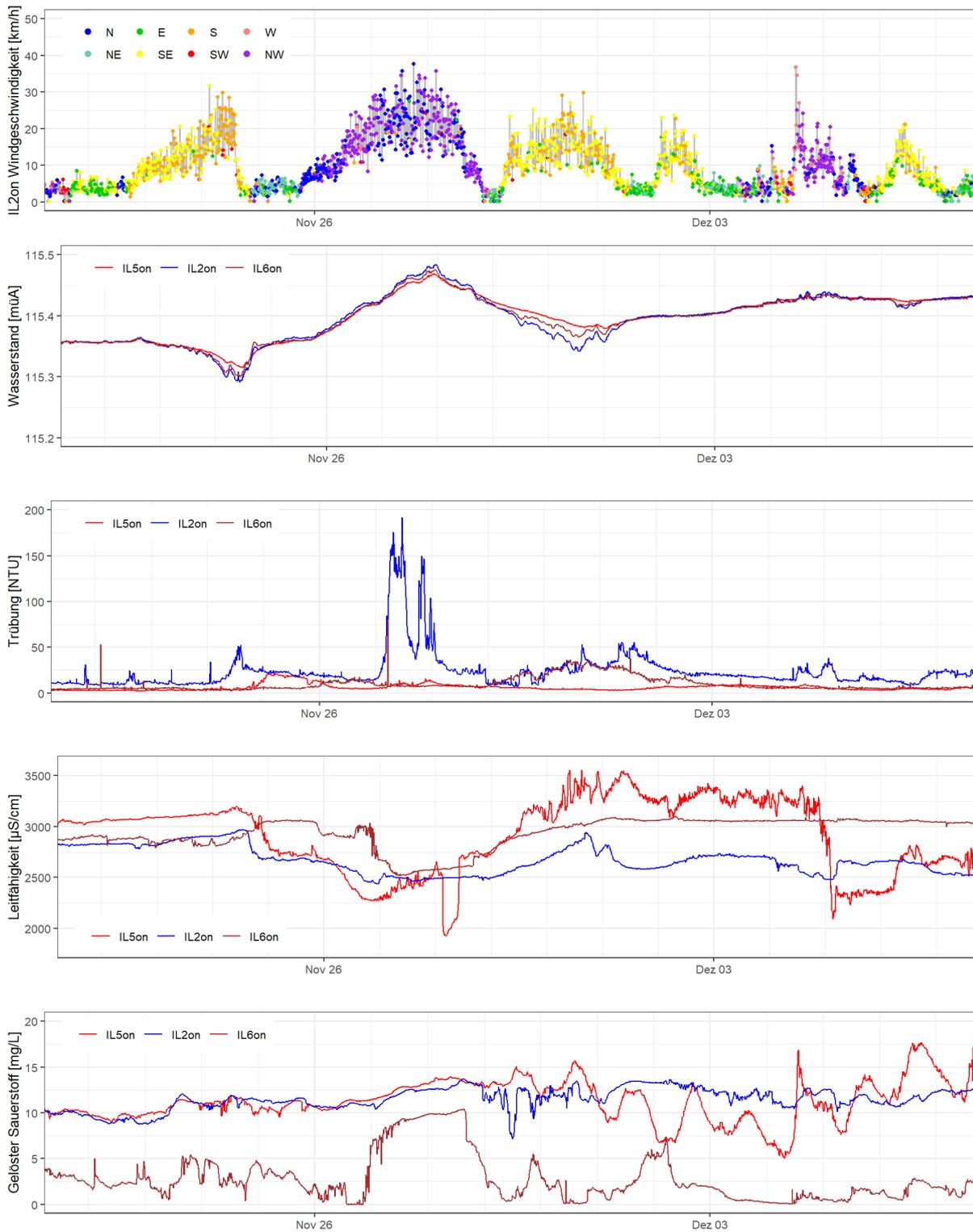


Abb. 23. Datenreihen der Stationen IL5on, IL2on und IL6on von 22.11.2018 bis 07.12.2018. Windgeschwindigkeit IL2on [km h⁻¹] mit farblich markierter Windrichtung, Wasserstand [müA], Trübung [NTU], Leitfähigkeit [µS cm⁻¹], Gelöster Sauerstoff [mg L⁻¹].

Figure 23. Data series of the stations IL5on, IL2on and IL6on from 22.11.2018 to 07.12.2018. Wind speed IL2on [km h⁻¹] with color coded wind direction, water level [m AA], turbidity [NTU], specific conductivity [µS cm⁻¹], dissolved oxygen [mg L⁻¹].

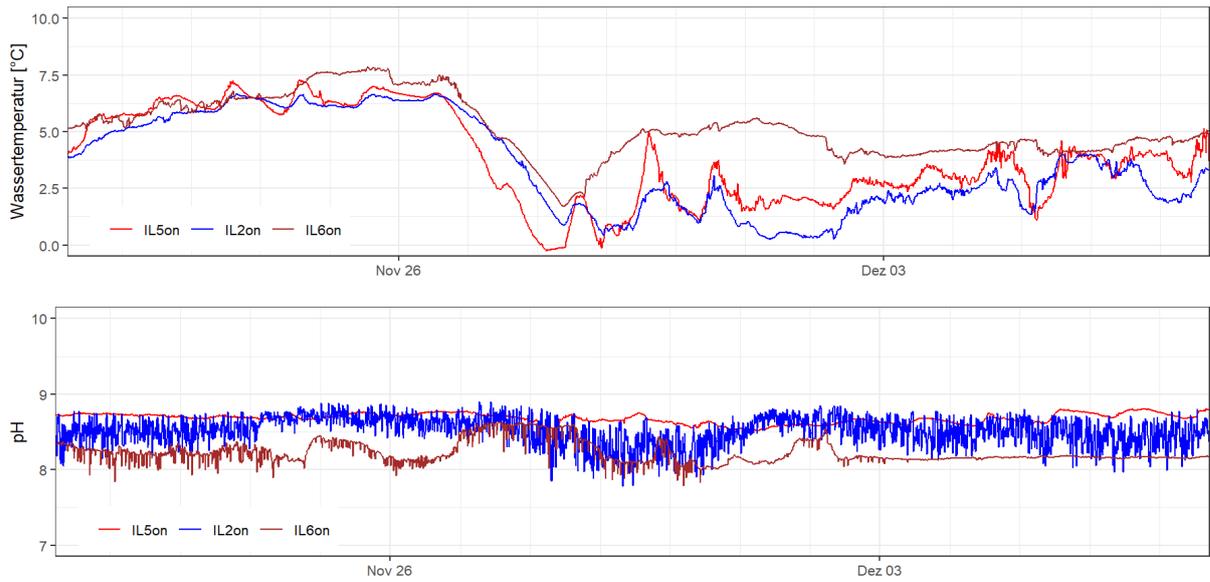


Abb. 24. Datenreihen der Stationen IL5on, IL2on und IL6on von 22.11.2018 bis 07.12.2018. Wassertemperatur [°C], pH-Wert.

Figure 24. Data series of the stations IL5on, IL2on and IL6on from 22.11.2018 to 07.12.2018. Water temperature [°C], pH value.

2.11 Grafiken Gesamtzeitraum

Diagrams for full survey period

Auf den folgenden Seiten sind die Überblicksgrafiken aller Stationen über die Jahre 2018 und 2019 dargestellt. Es sind dies die Ganglinien für den Wasserstand (Abb. 25), die Wassertemperatur (Abb. 26), den pH-Wert (Abb. 27), die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 28), den gelösten Sauerstoff (Abb. 29), die Trübung (Abb. 30) und die Trübung umgerechnet auf partikuläres Material PM (Abb. 31), siehe dazu Kap. 2.6. Die Skalierung der Grafiken im Wulkabereich wurde dabei der Lesbarkeit wegen einheitlich und z.T. anders als im See dargestellt.

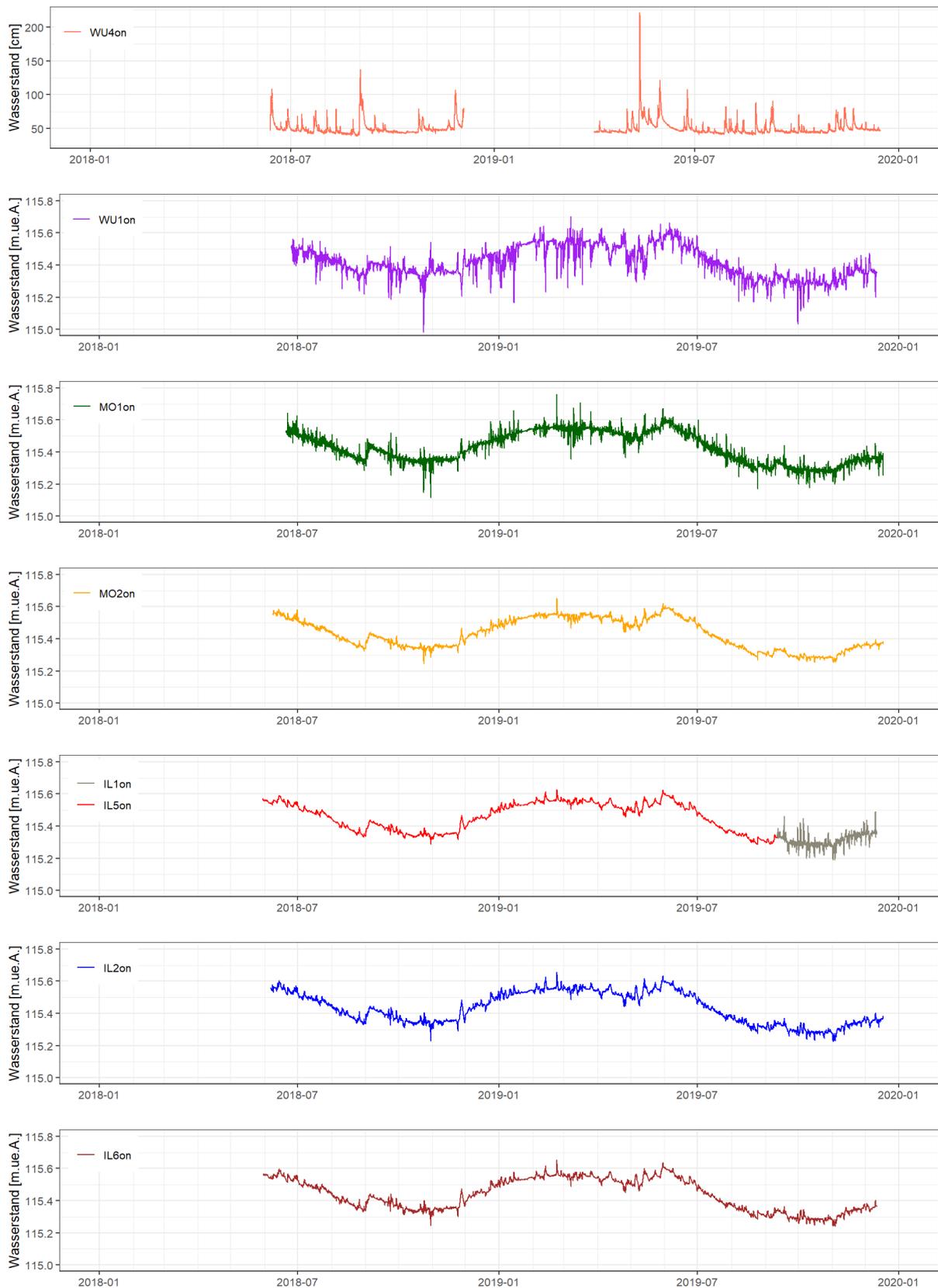


Abb. 25. Wasserstandswerte [müA] bei den Wasserqualitätsmessstationen, angepasst an die Wasserstandsdaten des Landes Burgenland.

Figure 25. Water level [m AA] at water quality monitoring stations, adapted to water level data of Land Burgenland.

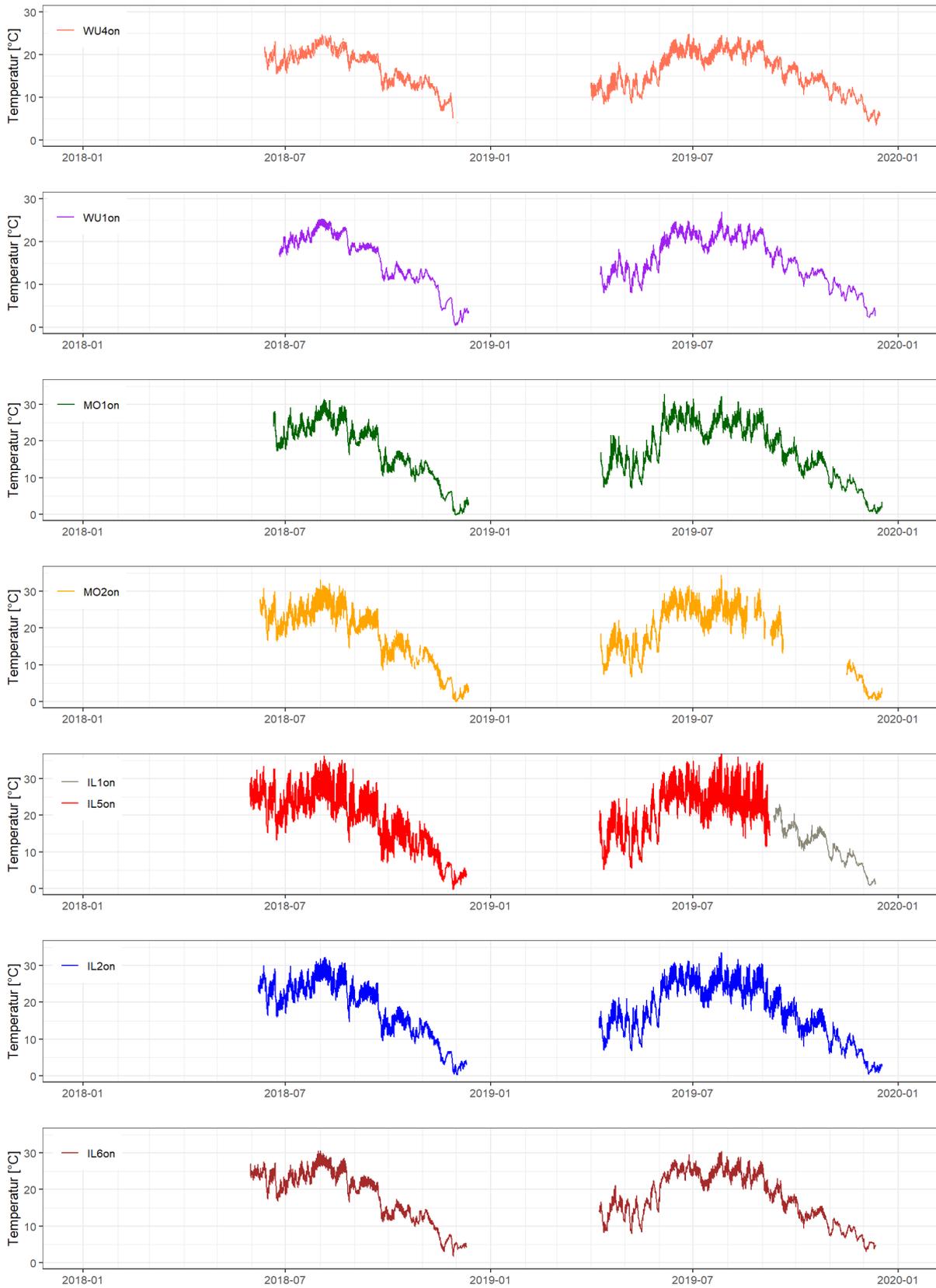


Abb. 26. Wassertemperaturen [°C] bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 26. Water temperatures [°C] at water quality monitoring stations.

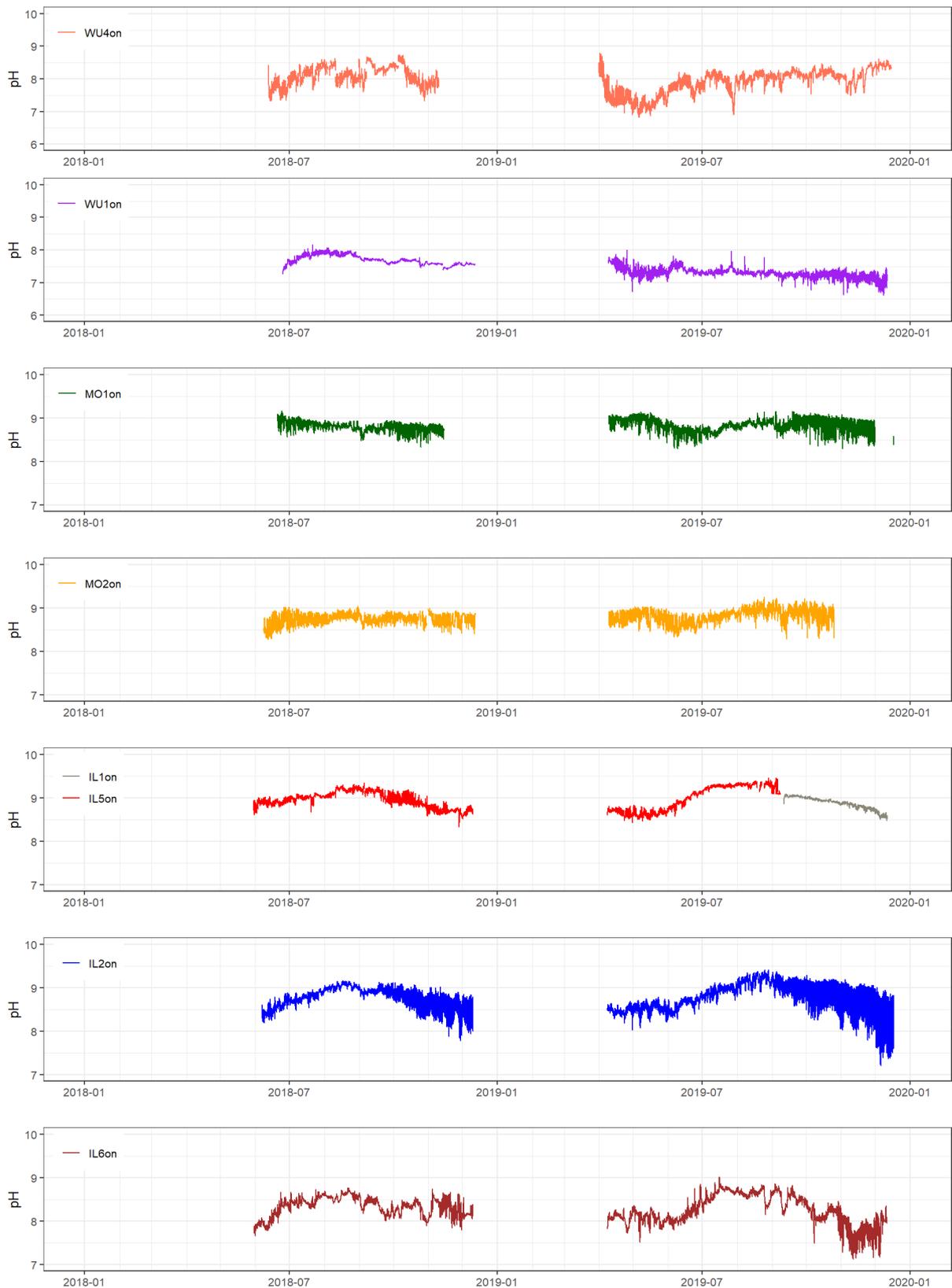


Abb. 27. pH-Werte bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 27. pH values at water quality monitoring stations.

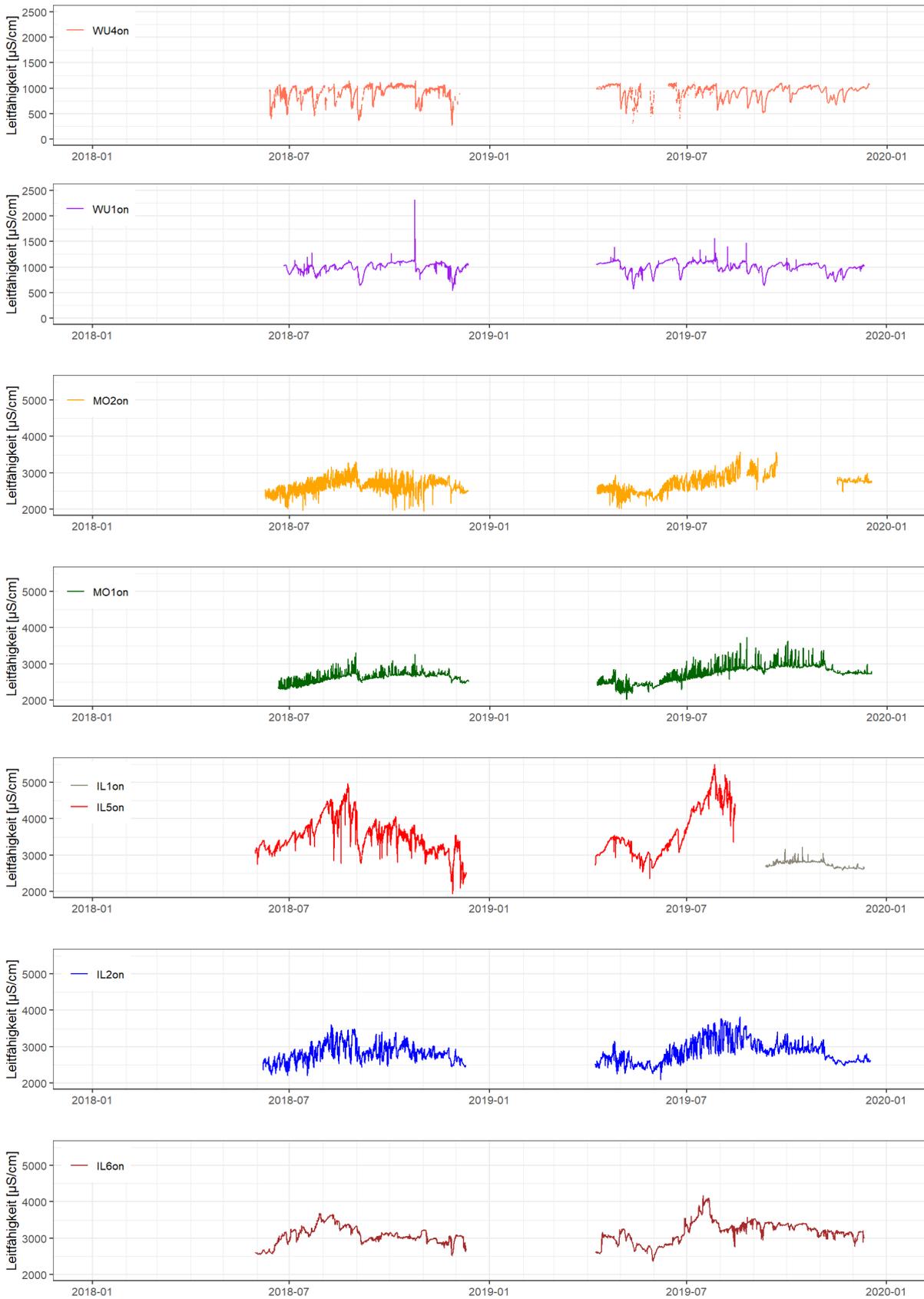


Abb. 28. Elektrische Leitfähigkeit (25°C) [µS cm⁻¹] bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 28. Electric conductivity (25°C) [µS cm⁻¹] at water quality monitoring stations.

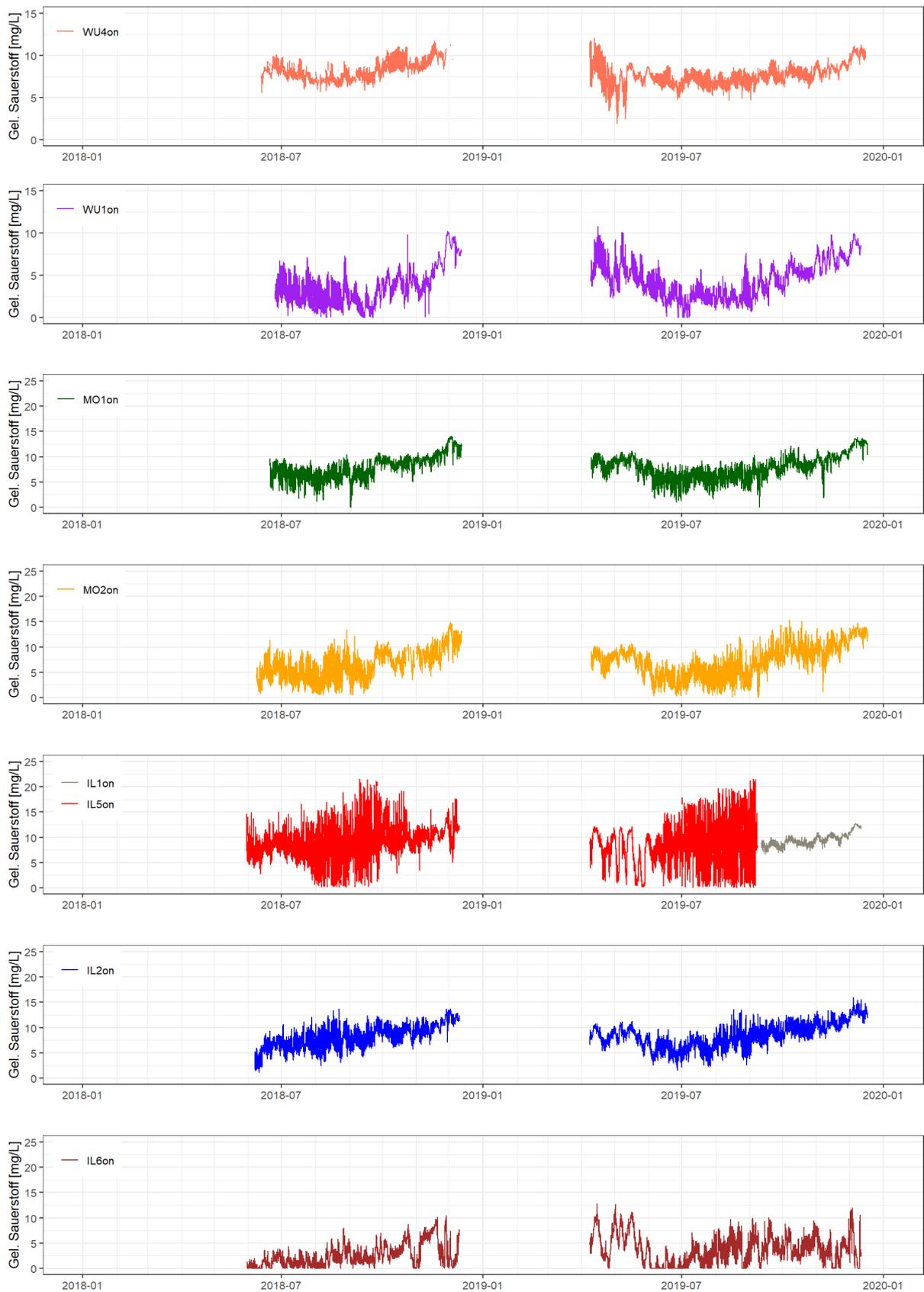


Abb. 29. Gelöster Sauerstoff [mg L^{-1}] bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 29. Dissolved oxygen [mg L^{-1}] at water quality monitoring stations.

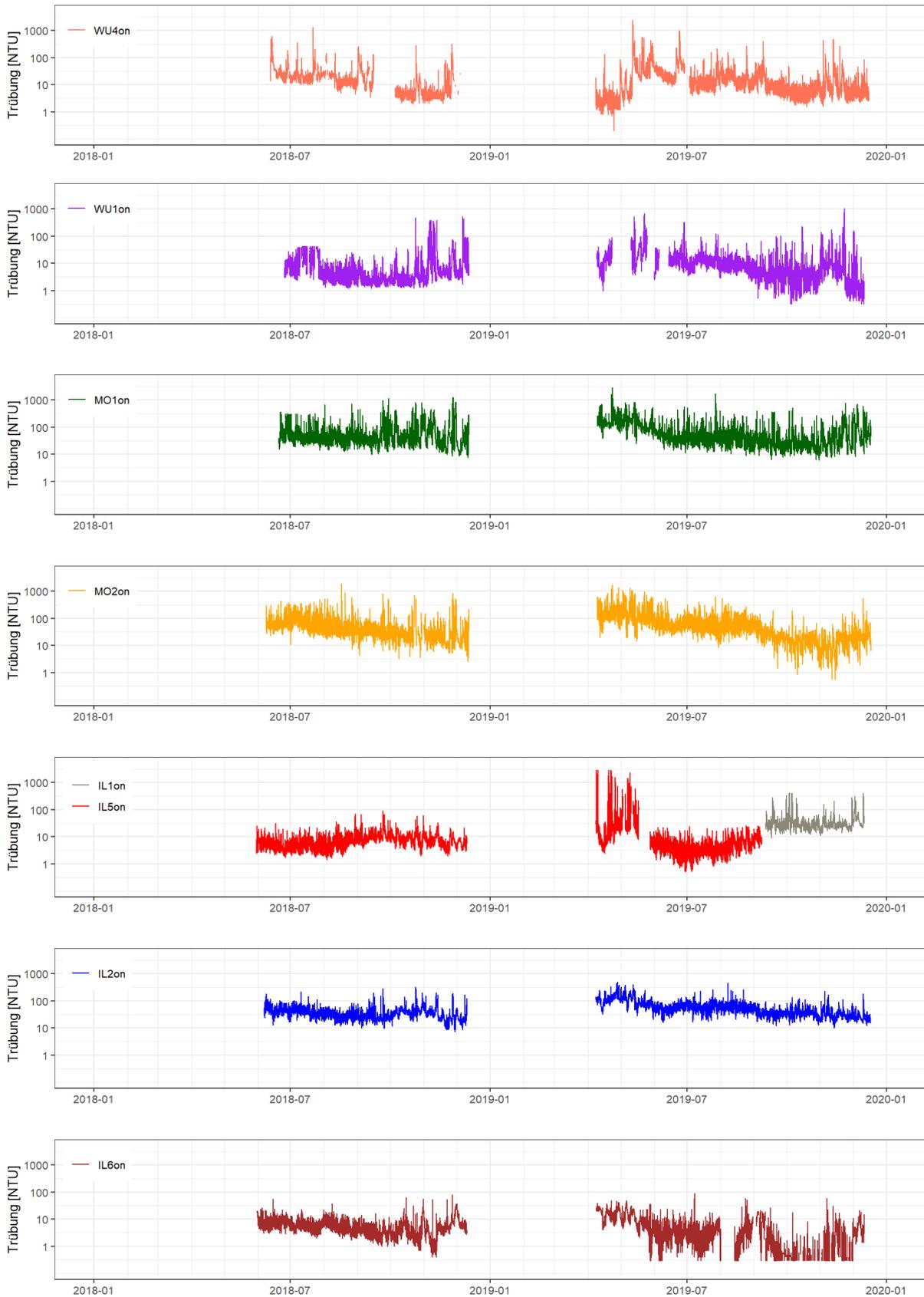


Abb. 30. Trübung (NTU) bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 30. Turbidity (NTU) at water quality monitoring stations.

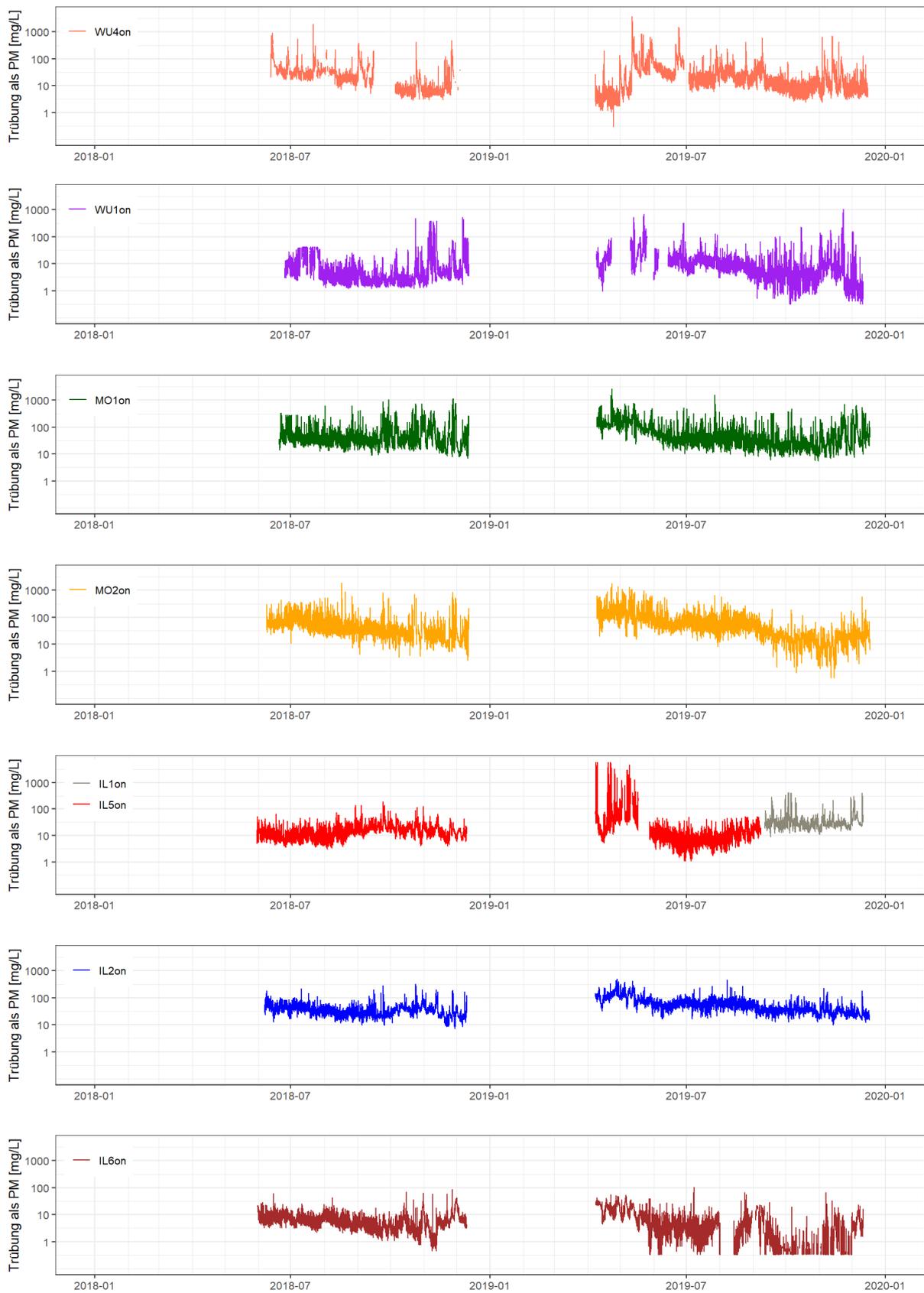


Abb. 31. Trübungswerte umgerechnet auf partikuläres Material (PM) bei den Wasserqualitätsmessstationen.

Figure 31. Turbidity values calculated as particulate matter (PM) at water quality monitoring stations.

2.12 Frachtenmodellierung Mörbisch

Load modelling Mörbisch

2.12.1 Vorbemerkung

Preliminary note

Die Ergebnisse der beiden Stationen im Untersuchungsbereich von Mörbisch, MO10n und MO20n waren aufgrund ihrer Positionierung am Beginn des Kanals am See bzw. am Ende des Kanals vor der Aufweitung zu den hinteren Blänken dazu geeignet, eine Frachtenmodellierung für diesen Kanal zu berechnen. Der Kanal ist gleichförmig und gerade angelegt und nahezu ohne Ausbuchtungen zwischen den beiden Stellen.

Es gibt verschiedene hydraulische Modelle für Gerinne, die aber grundsätzlich für unidirektionale Abflussgerinne mit konstantem Sohlgefälle in eine Richtung gelten. Im Kanal des Sees ist dies zwar nicht exakt so, da die Strömung in beide Richtungen verlaufen kann, und das Gefälle streng genommen nur in Richtung des Sees geht (adverses Gefälle bei Einströmsituation). Dennoch wurde, um zumindest eine grobe Näherung für die Strömungen zu erhalten, bewusst ein einfaches, stationäres Gerinnemodell für die Berechnung verwendet. Die empirisch gut abgesicherte Fließformel nach **Manning-Strickler** (Jirka & Lang 2009) wurde auf den Kanal angewendet, wobei als „Gefälle“ simplifizierenderweise der Wasserspiegelgradient (also der Wasserstandsunterschied zwischen den beiden Stationen bezogen auf ihre Entfernung) angenommen wurde. Eine komplexere Herangehensweise erfolgt im Rahmen der hydraulischen Modellierung in Teilbericht 1.

2.12.2 Methodik

Method

Die Annahmen und Formeln für das Modell sind wie folgt:

- Der Kanal fällt bei einem Wasserstand von 114,90 müA trocken. Bei dieser Annahme ergäbe sich, ausgehend von einem Wasserstand von 115,30 müA (gleich wie beim Kanal in Illmitz, siehe Kap. 3 Windereignis), für den Kanal in Mörbisch als Vergleichswert eine plausible Wassertiefe von 0,4 m. Abhängig vom tatsächlichen Wasserstand steigt oder sinkt die Wassertiefe (h) und beeinflusst alle daraus folgenden Berechnungen.
- Um die Morphologie des Kanals hinreichend präzise zu beschreiben, wurde das Profil in zwei Bereiche unterteilt. Die untersten 0,2 m der Wassersäule werden als trapezförmiger Gerinnequerschnitt, der darüber angrenzende Bereich als Rechteckquerschnitt angenommen.

- Den unteren Bereich beschreibt ein trapezförmiger Gerinnequerschnitt (A_{Tr}) mit den Ausgangswerten: Breite oben (B_o = Annahme für die Kanalbreite): 5 m, Breite unten (B_u): 2 m bei einer Trapezhöhe (h_{Tr}) von 0,2 m. Dabei beschreibt ein Wert von 7,5 die beiderseitige Böschungsneigung (m). Die Neigung der Böschung ist durch $1/m$ charakterisiert (Höhe/Länge, d.h. auf einer Länge von 7,5 m steigt die Höhe um 1 m an). Damit lässt sich der Querschnitt auch bei sehr niedrigen Wasserständen annähernd berechnen.

$$A_{Tr} = (B_u + m * h_{Tr}) * h_{Tr}$$

- Aus den oberen Angaben berechnet sich der benetzte Umfang P_{Tr} , wobei h_{Tr} maximal 0,2 m annehmen kann, um die Breite des Kanals nicht zu überschreiten

$$P_{Tr} = B_u + 2 * h_{Tr} * \sqrt{1 + m^2}$$

- Übersteigt der Wasserstand 115,10 müA um die Höhe h_{Re} , wird zur Trapezfläche ein Rechteckquerschnitt (A_{Re}) dazugezählt, und die Gesamtquerschnittsfläche (A) berechnet.

$$A_{Re} = B_o * h_{Re}$$

$$A = A_{Tr} + A_{Re}$$

- Übersteigt der Wasserstand 115,10 müA um die Höhe h_{Re} , werden zum benetzten Umfang des Trapezes P_{Tr} noch die Seiten des Rechteckes dazugezählt, um den gesamten benetzten Umfang (P) zu berechnen.

$$P = P_{Tr} + 2 * h_{Re}$$

- Als Quotient zwischen der Gesamtquerschnittsfläche A und dem gesamten benetzten Umfang P ergibt sich der hydraulische Radius R_h .

$$R_h = \frac{A}{P}$$

- Anhand der Wasserstände der Stationen MO10n (W_{sM1}) und MO20n (W_{sM2}) wird das „Gefälle“ I_o zwischen den 375 m entfernten Stationen geschätzt. Ist es >0 , fließt Wasser in den Schilfgürtel, ist es <0 , fließt Wasser zum See. Dafür mussten die Wasserstände,

aufgrund der häufig nur sehr geringen Unterschiede, millimetergenau aufeinander abgestimmt sein, um keine falschen Gefällerrichtungen vorzutäuschen.

$$I_0 = \frac{W_{SM1} - W_{SM2}}{375}$$

- Die Fließformel nach Manning-Strickler für die Gerinnegeschwindigkeit V folgt der untenstehenden Gleichung (negative Werte für I_0 wurden mit -1 multipliziert, der gesamte Term danach ebenso, um ein der Fließrichtung entsprechendes Vorzeichen zu erhalten).

$$V = k_{St} * R_h^{\frac{2}{3}} * I_0^{\frac{1}{2}}$$

- Der sogenannte Strickler-Beiwert k_{St} ist ein empirisch festgestelltes Maß für die Gerinnereauheit. Er ist in stark bewachsenen Erdkanälen aus Sand, Lehm oder Kies niedriger (20 bis 25), in Erdkanälen aus festem und glattem Material höher (50 bis 60). Im verwendeten Modell wird ein Strickler-Beiwert von 35 verwendet, da dieser auch beim Windereignis (Kap. 3) ausgehend von den beobachteten Fließgeschwindigkeiten vor Ort (Abb. 53) als plausible Näherung erschien.
- Aus den Leitfähigkeitswerten (Lf) wurde auf den Chloridgehalt geschlossen, um eine Plausibilitätsschätzung der Ergebnisse zu erhalten. Basierend auf den Messungen beider Parameter im Zuge der Kampagnen (REBEN Teilbericht 3) wurde eine lineare Regression zwischen allen 65 Wertepaaren Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$] zu Chlorid [mg L^{-1}] berechnet. Mittels folgender Formel ($R^2 = 0,9927$) wird der Chloridgehalt (Cl_{ber}) berechnet

$$Cl_{ber} = 0,1266 * Lf - 48,186$$

- Aus den Trübungswerten der Sonden wurde von NTU auf partikuläres Material (PM_{ber}) umgerechnet. Dafür wurde aus Seewasser mit den obersten Millimetern der Sedimentauflage (2018 eigens von der Stelle MO10n) eine 5-Punkte-Konzentrationsreihe angelegt (2018 bis 845 mg L^{-1} , 2019 bis 340 mg L^{-1}). Alle Onlinesonden wurden so zueinander abgeglichen und mit den im DWS Labor ermittelten PM-Konzentrationen korreliert. Die Sonden MO10n und MO20n zeigten im Messbereich der Kalibrierreihe einen linearen Zusammenhang ($R^2 > 0,997$).

Um ein möglichst umfassendes und genaues Bild zu erhalten, wurden die genannten Formeln auf alle verfügbaren plausiblen Messwerte der Stationen angewendet, d.h. ein Wert pro 10 min-Intervall. Pro Zeitpunkt ergaben sich daraus Strömungsrichtung („+“ = Richtung Schilfgürtel, „-“ = Richtung See), Strömungsgeschwindigkeit [m s^{-1}] und Wasserfracht [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, bzw. $\text{m}^3 \text{10min}^{-1}$] für beide Stationen. Für jede Station MO10n und MO20n wurden jeweils Frachtwerte für PM_{ber} [kg 10min^{-1}] und Cl_{ber} [kg 10min^{-1}] berechnet, sofern Werte der Trübung bzw. Leitfähigkeit vorhanden waren. Dank der Vorzeichenänderung ließ sich die Stoffbilanz für jede gewünschte Zeiteinheit einfach als Summe berechnen. Um in der vergleichenden Gesamtbilanz keine Verzerrung durch unterschiedlich viele Ausgangswerte zu haben, wurden dafür nur Zeitpunkte verwendet, an denen alle wichtigen Werte vorhanden sind (Wasserfracht, MO10n PM_{ber} und Cl_{ber} , MO20n PM_{ber} und Cl_{ber}). Die Unsicherheit des Modells kann mit etwa 30% angegeben werden (anhand variabler Annahmen für Kanalgröße, k_{st} und Messunsicherheit der Parameter PM_{ber} und Cl_{ber} durchgerechneter Ergebnisse abgeschätzt).

2.12.3 Ergebnisse

Results

Als Ergebnis des Gerinnemodells konnten für sämtliche vorhandenen Messwertpaare der Wasserstandssensoren MO10n und MO20n **Gerinneströmungen** berechnet werden, die als repräsentativ für den gesamten Kanal gelten können (Abb. 32). Die Fließgeschwindigkeiten schwankten in einem Bereich zwischen kaum vorhanden bis maximal $0,48 \text{ m s}^{-1}$ Richtung Schilfgürtel und $0,40 \text{ m s}^{-1}$ Richtung See. Es zeigte sich, dass das Modell selbst bei kleinsten Unterschieden Strömungsgeschwindigkeiten von etwa $0,05$ bis $0,10 \text{ m s}^{-1}$ berechnete. Daher ist das Ergebnis davon abhängig, dass die Wasserstände möglichst genau erfasst und im Modell berücksichtigt sind. In Summe mittelten sich die Strömungsrichtungen und Wasserfrachten aber gut aus, daher kann der Ansatz als plausibles Modell genommen werden. Als Beispiel für die Plausibilität kann eine vor Ort gemachte Beobachtung genannt werden. Am 08.05.2019 wurde im Kanal zwischen 10:45 und 11:00 Uhr eine Fließgeschwindigkeit an der Oberfläche von schätzungsweise rund $0,30 \text{ m s}^{-1}$ in der am schnellsten strömenden Kanalmitte gefilmt (G. Kum, pers. Beob.). Das Modell zeigt in diesem Zeitraum mittlere Strömungsgeschwindigkeiten für das Gerinne von $0,21 \text{ m s}^{-1}$ bis $0,23 \text{ m s}^{-1}$ an, steigt eine Stunde später sogar noch bis maximal $0,28 \text{ m s}^{-1}$ an.

Der **Durchfluss** im Kanal ist aber nicht nur von der Strömungsgeschwindigkeit, sondern wesentlich vom Kanalquerschnitt und damit vom Wasserstand abhängig (Abb. 32). Dementsprechend sind die Durchflüsse bei gleichem Wasserspiegelgefälle zu Zeiten höheren Wasserstandes (Winter bis Frühjahr) tendenziell größer als bei niedrigerem Wasserstand (im

Sommer und Herbst). Die festgestellten Durchflüsse bewegen sich meist unter $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, können aber zu einem bedeutenden Wasser- und Stofftransport beitragen.

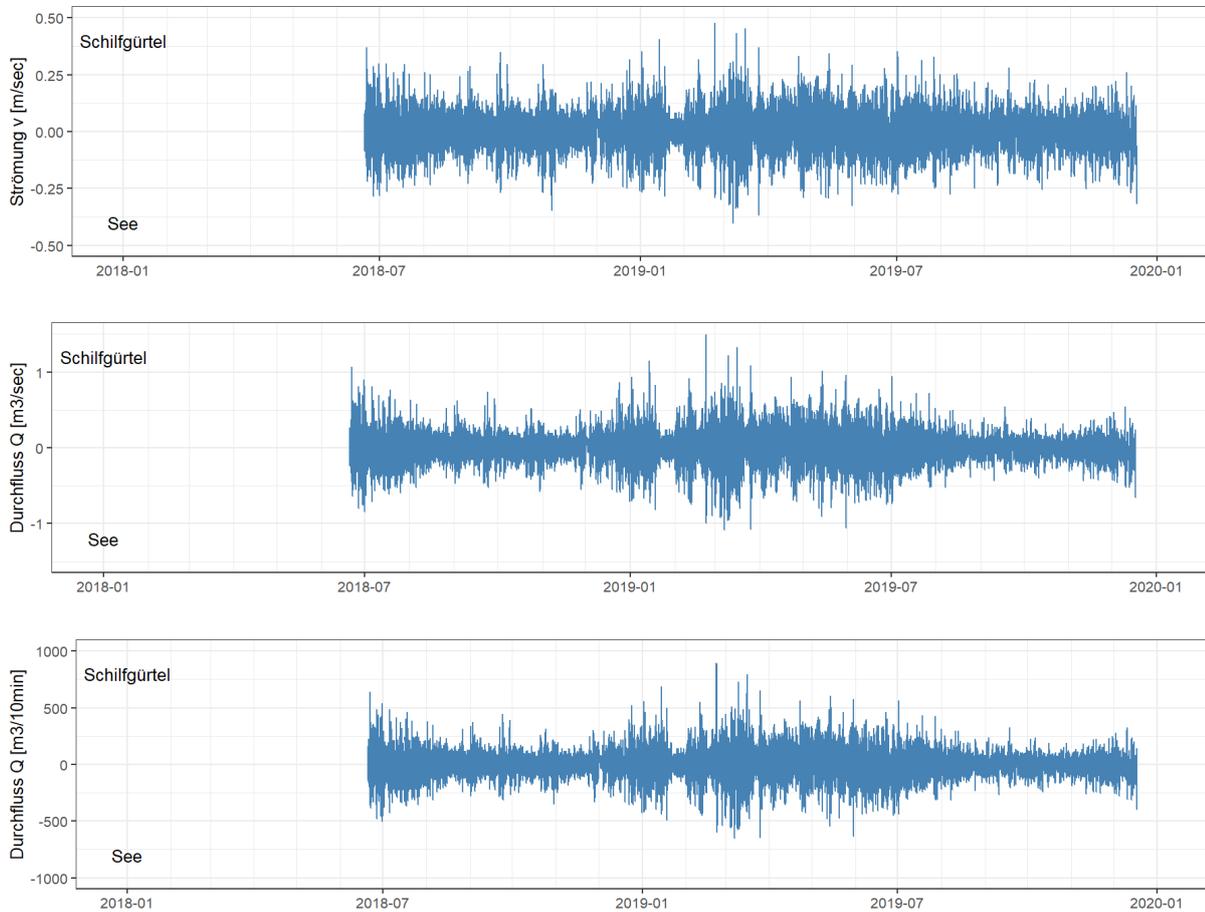


Abb. 32. Strömungsgeschwindigkeit [m s^{-1}] im Kanal von Mörbisch zwischen den Stationen MO10n und MO20n zusammen mit Durchflüssen in [$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$] und [$\text{m}^3 \text{ 10min}^{-1}$]. Positiv: Richtung Schilfgürtel, Negativ: Richtung See.

Figure 32. Current speed [m s^{-1}] in the channel of Mörbisch between the Stations Mo10n and Mo20n, together with flow rates [$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$] and [$\text{m}^3 \text{ 10min}^{-1}$]. Positive values: direction reed belt, negative values: direction lake.

Zur Plausibilitätsprüfung des Modells gehörte auch die Berechnung von **Chlorid-Frachten**, welche einen Hinweis darauf geben, ob die Wasserfrachten stimmig sein können. Sind beispielsweise die Strömungsrichtungen falsch berechnet, sollten dies die zwischen Schilfgürtel und offenem See deutlich unterschiedlichen Leitfähigkeits- und damit auch Cl_{ber} -Werte aufzeigen. Das Ergebnis sind Chlorid-Frachten, welche im Wesentlichen zu den Wasserfrachten passen und in der Gesamtbilanz sich über das Jahr weitgehend ausmitteln (Abb. 33).

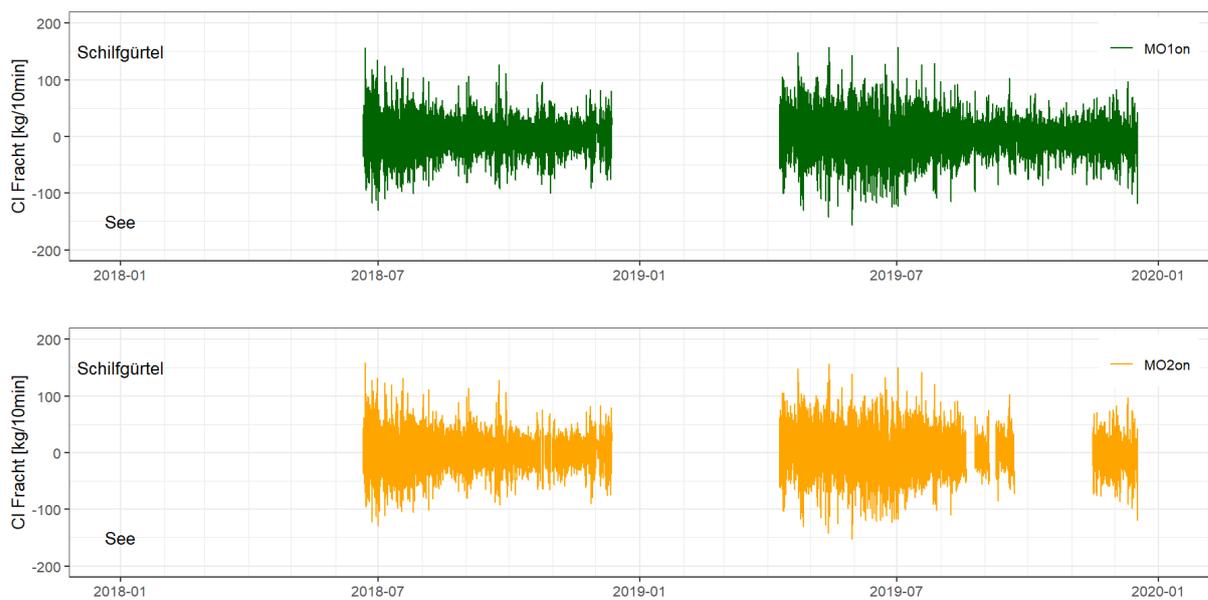


Abb. 33. Chlorid Fracht [kg 10min⁻¹], berechnet aus Leitfähigkeitswerten, im Kanal von Mörbisch an den Stationen MO1on und MO2on. Positiv: Richtung Schilfgürtel, Negativ: Richtung See.

Figure 33. Chloride loads [kg 10min⁻¹], calculated out of values for specific conductivity, in the channel of Mörbisch at the Stations Mo1on and Mo2on. Positive values: direction reed belt, negative values: direction lake.

Die Ergebnisse der Frachten an **partikulärem Material (PM)** zeigen ein weniger gleichförmiges Bild im Jahresverlauf (Abb. 34). Beim PM wurden wenige Zeitpunkte (vor allem im Frühjahr 2019) festgestellt, an denen ein bedeutend höherer Frachttransport vorlag als im Rest des Jahres. Es sind dies genau die Zeiten eines höheren Wasserstandes, welcher anhand des gesteigerten Durchflusses auch einen erhöhten Stofftransport durch den Kanal begünstigt. Im Gegensatz zu den Wasser- und Chlorid-Frachten ist bei der PM-Fracht auch ersichtlich, dass der Frachttransport in Richtung Schilfgürtel überwiegt. Dies bestätigt die Annahme eines Nettotransportes in den Schilfgürtel.

Quantitativ bedeutend ist auch hier der Zeitraum im Frühjahr mit den höchsten Frachtwerten. Während der Frachttransport bei MO10n in beide Richtungen etwas höher ausfällt als bei MO20n, weist er auch eine größere Regelmäßigkeit beim Transport in beide Richtungen auf. Dies entspricht der Erwartung bei abwechselnd geführten Wasserströmungen, da der Kanal im ersten Bereich am häufigsten von der höheren Seetrübe geprägt ist. Demgegenüber ist der Frachttransport bei MO20n von einem höheren „Grundrauschen“ geprägt, dies kann als Hinweis auf die Entstehung autochthoner Trübe gesehen werden.

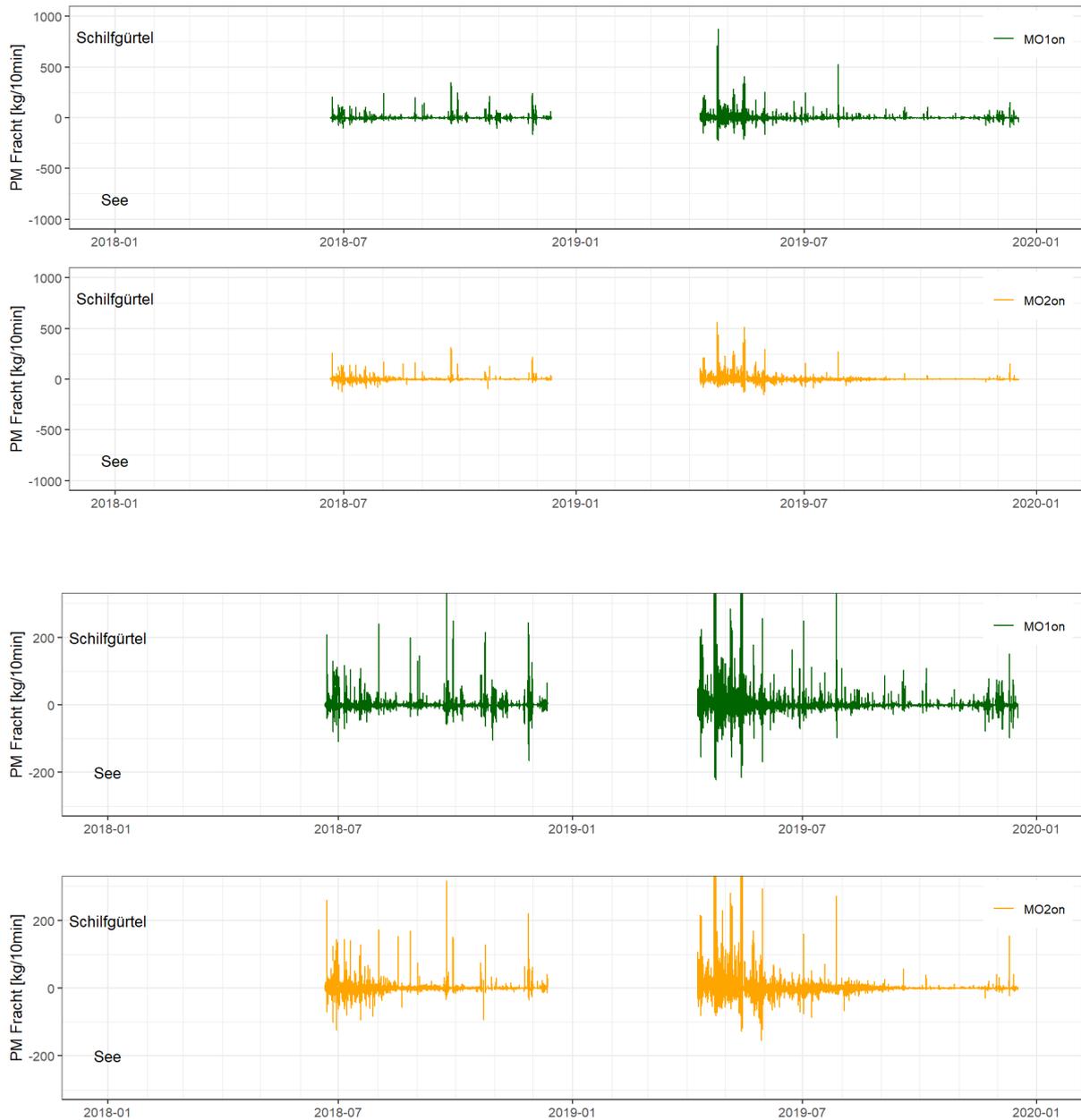


Abb. 34. Fracht an partikulärem Material [$\text{kg } 10\text{min}^{-1}$], berechnet aus Trübungswerten, im Kanal von Mörbisch an den Stationen MO1on und MO2on. Positiv: Richtung Schilfgürtel, Negativ: Richtung See. Untere Bilder heben den inneren Bereich der Achse hervor.

Figure 34. Particulate matter loads [$\text{kg } 10\text{min}^{-1}$], calculated of turbidity values in the channel of Mörbisch at the Stations Mo1on and Mo2on. Positive values: direction reed belt, negative values: direction lake. Lower pictures show smaller values.

Detailbeispiel April 2019

Ein Blick ins Detail der berechneten Werte soll im April 2019, dem Zeitraum der höchsten Umsätze, gemacht werden. Zur besseren Interpretation sind auch die Windgeschwindigkeiten der Station MO2on sowie die Wasserstände beider Stationen in Abb. 35 eingeblendet. Es ist ersichtlich, dass die größte Dynamik und die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten mit Tagen höherer Windaktivität und höherer Wasserstandsschwankungen zusammenfallen. Aber auch an windstilleren Tagen strömt Wasser regelmäßig entsprechend der leichten Seiches dem Kanal ein und aus. Der Verlauf der Leitfähigkeitskurve (auf welcher die Cl-Fracht basiert) passt im Wesentlichen gut zu den Ein- und Ausströmungen. Sie zeigt an der Station MO2on ein Absinken, wenn Wasser aus dem See oder bereits gemischtes Wasser im Kanal ankommt. Bei MO1on liegt zumeist die im See herrschende, etwas niedrigere Leitfähigkeit vor. Hier zeigt sich der Anstieg dann, wenn Wasser aus dem Kanal in den See strömt. Stärkerer Wind aus Norden und Nordwesten führte Anfang April zu einem Anstieg des Wasserstandes, und auch die Trübungswerte bei MO2on waren hoch in Phasen der Einströmung. Wind aus süd- bis südwestlicher Richtung vom 24. bis 26. April führte zu einer Absenkung des Wasserstandes. Die Trübungswerte bei Einströmung waren geringer als bei Wind aus Norden.

Das Beispiel vom 22.04.2019 verdeutlicht die Dimensionen **eines der größten Eintragsergebnisse** im Beobachtungszeitraum. So kam es bei MO1on infolge eines plötzlich einsetzenden Ostwindes von knapp über 20 km h^{-1} zwischen 15:40 Uhr und 17:00 Uhr zu einem Anstieg des Wasserstandes um genau 10 cm. Wegen des zunehmenden Wasserstandsunterschiedes von bis zu 9 cm nahm die Gerinnegeschwindigkeit im Kanal im selben Zeitraum laut Modell nun bis auf 33 cm s^{-1} zu. Zugleich sank die Leitfähigkeit bei MO2on auf exakt dasselbe Niveau wie im See. Da die gleichartige Reaktion der Leitfähigkeit zum Zeitpunkt der höchsten Einströmungsgeschwindigkeit nur in etwa 10 min betrug, kann davon ausgegangen werden, dass die 375 m in Kanalmitte sogar mit über 60 cm s^{-1} überbrückt wurden. Dies deutet darauf hin, dass die Berechnung eher konservativ ist und die Frachten sogar noch höher sein könnten. Möglicherweise spielte auch Windscherung hierbei zusätzlich eine Rolle. Laut Modell strömten in Summe über den gesamten Einströmzeitraum zwischen 15:50 Uhr und 20:50 Uhr knapp $12\,000 \text{ m}^3$ Wasser zu den hinteren Blänken (der Wasserspiegel bei MO2on erhöhte sich um 3,7 cm) und brachten $3\,150 \text{ kg Cl}$ an beiden Stationen vorbei. Die Station MO1on passierte ein höherer PM-Wert (knapp $14\,000 \text{ kg}$) als die Station MO2on ($10\,400 \text{ kg}$). Berücksichtigt man noch das gesamte, darauffolgende Ausströmereignis (bis 02:50 Uhr am 23.04.2019), lag die PM-Summe bei MO1on immer noch im positiven Bereich bei $11\,600 \text{ kg}$, jene von MO2on bei $9\,200 \text{ kg}$ (Wasserfracht: $4\,700 \text{ m}^3$). Die $9\,200 \text{ kg}$ können als Nettoeintrag über diesen Kanal gesehen werden.



Abb. 35. Detaildarstellung des Strömungsmodells und relevanter Parameter an den Stationen MO1on und MO2on im Zeitraum 10.-29. April 2019. Windgeschwindigkeiten und -richtung, Wasserstand, Strömungsgeschwindigkeit im Kanal, Trübung als partikuläres Material (PM) berechnet, Leitfähigkeit. Die Leitfähigkeits- und PM-Kurven sind nach Zeiten der berechneten Ein- („zum Sg“) bzw. Ausströmung („zum See“) unterteilt.

Figure 35. Details of the current model with relevant parameters at the Stations MO1on and MO2on in April 2019. Wind speed and direction, water level, current velocity in the channel, turbidity calculated as particulate matter (PM), specific conductivity. The curves for turbidity and specific conductivity are sectioned in times of calculated current towards the reed belt (“zum Sg”) or towards the open lake (“zum See”).

Gesamtbilanz

In diesem Abschnitt soll abschließend versucht werden, eine Gesamtbilanz der Frachten für den untersuchten Kanal im Bereich Mörbisch, also zwischen den Messstellen MO10n und MO20n, zu erstellen. Zu berücksichtigen ist, dass die Datenreihe für den Wasserstand nahezu vollständig ist und daher eine fast lückenlose Berechnung der Wasserfrachten nach dem oben beschriebenen Modellansatz nach Manning-Strickler ermöglicht, bei den chemischen Variablen Chlorid und Gesamtschwebstoffe jedoch Datenlücken bestehen. Die größte Datenlücke betrifft die winterliche Pause von Mitte Dezember 2018 bis April 2019, teilweise gab es aufgrund niedriger Wasserstände auch technische Probleme. Die Datenlücken belaufen sich auf rund 20% (Aug 2019), 25% (Okt 2018), 50% (Sep, Nov und Dez 2019) und 60–70% (Jun & Dez 2018), keine ausreichenden Messdaten liegen vom Oktober 2019 vor. Für die nachfolgende Darstellung wurde versucht, die Datenlücken über Regressionen zu ergänzen, um für einen geschlossenen Zeitraum vergleichbare Werte zu erhalten.

Ausgangspunkt der Frachtberechnungen sind die ein- und ausströmenden **Wassermengen**, die aus den Rohdaten (Abb. 32) auf Tages- und Monatsfrachten hochgerechnet wurden. Erwartungsgemäß vermittelt die Abb. 36 den Eindruck einer ausgeglichenen Bilanz. Auf Ebene der Monatsfrachten (Abb. 37) ist in manchen Monaten ein Überhang der Wasserverfrachtung in den Schilfgürtel oder aus diesem heraus zu erkennen.

Es ist schwer zu beurteilen, inwieweit dies als Fehler zu betrachten ist, der sich aus den unsicheren Annahmen in der Berechnung ableitet, oder reale Verhältnisse abbildet. Eine positive Bilanz im Frühjahr 2019 kann durchaus plausibel mit einer erhöhten Evapotranspiration des Schilfgürtels in der Phase des stärksten Schilfwachstums erklärt werden. Die Wende im Mai wiederum könnte mit den starken Niederschlägen in diesem Zeitraum zusammenhängen (vgl. Abb. 12, siehe auch Abb. 6 und Abb. 8 im Teilbericht 3 „Chemie“). Plausibel ist auch der „Ausreißer“ am 22.02.2019 (38 600 m³), der durch ein besonders starkes Windereignis aus NO und ein entsprechend stark ausgeprägtes Gefälle zwischen See und Schilfgürtel bedingt war. Das gleiche gilt für die geringen Frachten gegen Ende Jänner 2019, die mit einer Phase der Eisbedeckung zusammenfallen.

Dass die Berechnungen für die heißen Sommermonate keinen Überhang der Wasserverfrachtung *in* den Schilfgürtel *hinein* erkennen lassen, ist überraschend, könnte aber damit zusammenhängen, dass in diesen Monaten der Schilfgürtel generell einen sehr niedrigen Wasserstand und damit auch eine geringe Fläche potenzieller Verdunstung aufwies, was den Austausch grundsätzlich verringert. Anders ausgedrückt: Relativ (d.h. auf die Wasseroberfläche bezogen) könnte im Hochsommer zwar eine höhere Evaporation gegeben sein, sie spielt dann aber absolut gesehen (d.h. aufgrund des geringeren Wasservolumens im Schilfgürtel) eine geringere Rolle. Die bis Herbst abnehmenden und gegen Jahresende (mit stei-

gendem Wasserspiegel) wieder ansteigenden Werte der Monatsfrachten können als Bestätigung für diese Hypothese angesehen werden. Hervorzuheben ist auch die Ähnlichkeit des Verlaufs der Frachten in den beiden Untersuchungsjahren (zumindest bei den Tagesfrachten in Abb. 36), die auf grundlegende saisonale Muster schließen lassen. Ungeachtet der Unsicherheiten in den Berechnungen erscheint das Bild ausreichend plausibel, um es zur Grundlage der Frachtberechnungen für Chlorid und die Schwebstoffe zu machen.

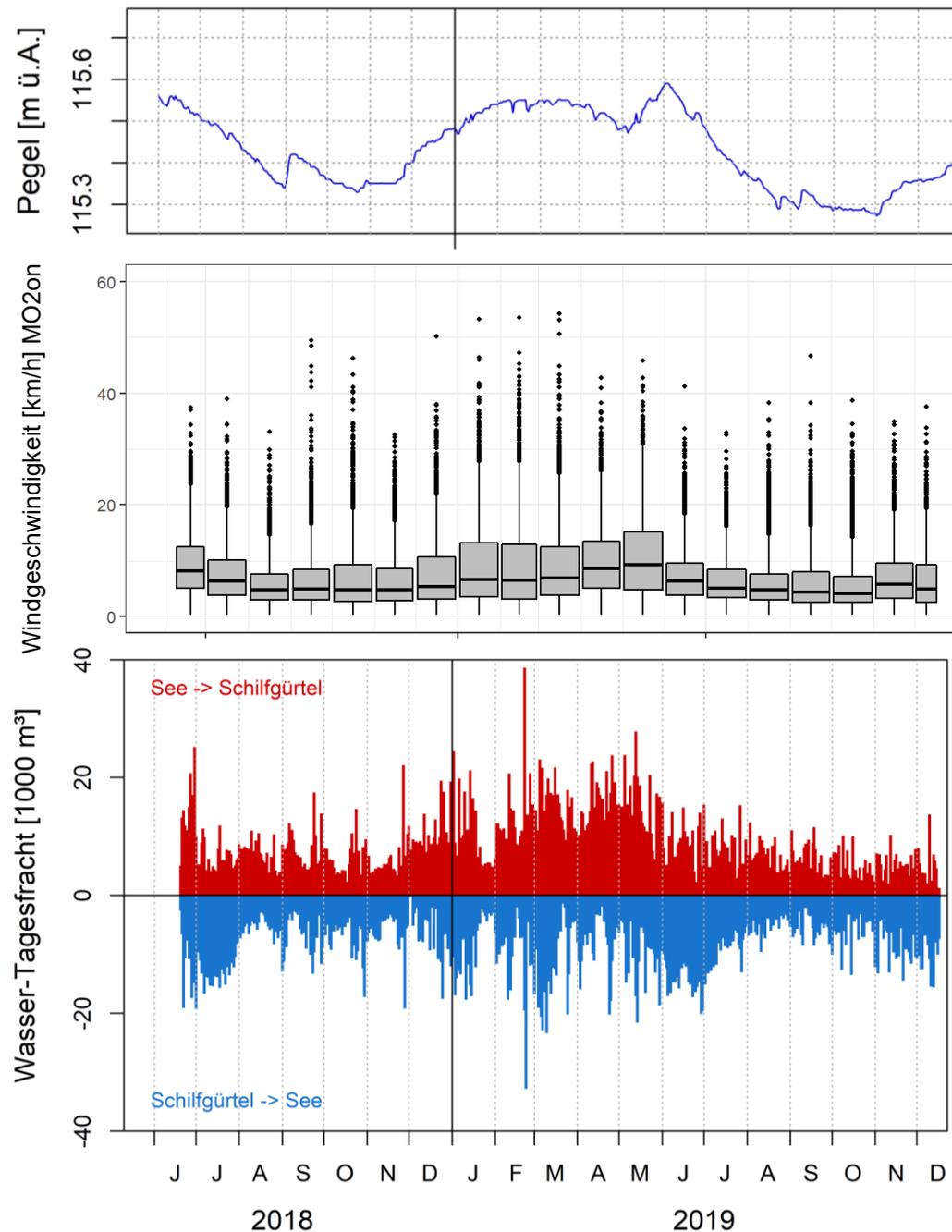


Abb. 36. Mittlerer Wasserstand des Neusiedler Sees (oben), Boxplot der Windstärke an der Station MO2on und Wasser-Tagesfrachten [1000 m³/d] im Kanal Mörbisch (unten).

Figure 36. Mean water level of Lake Neusiedl (top), wind velocity at site MO2on (middle) and daily water load [1000 m³/d] in the channel of Mörbisch (bottom).

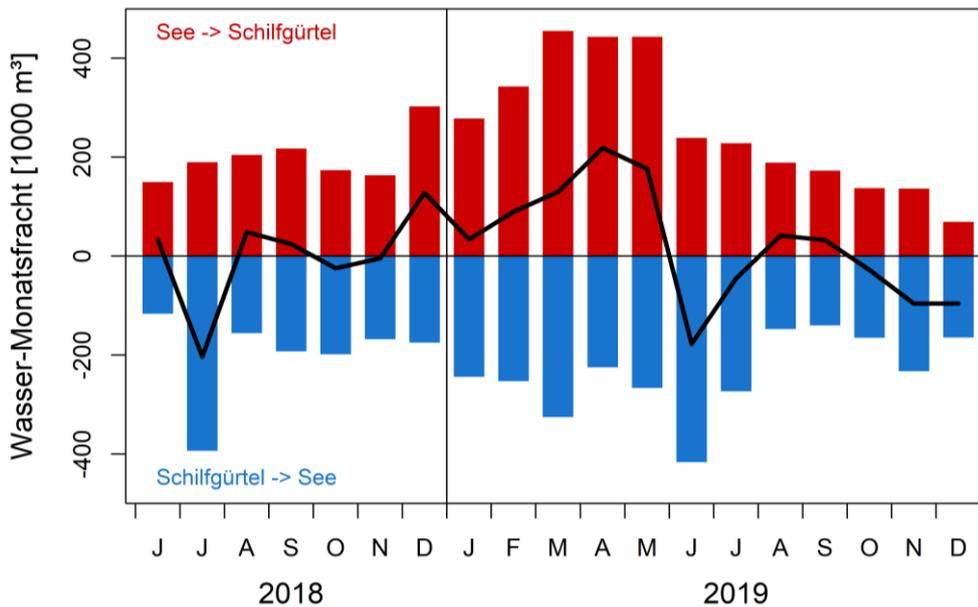


Abb. 37. Wasser-Monatsfrachten [1000 m³/M] im Kanal Mörbisch. Die Linie veranschaulicht das monatliche Saldo aus Ein- und Austrägen.

Figure 37. Monthly water load [1000 m³/M] in the channel of Mörbisch. The line shows the monthly balance of inputs and outputs.

Für **Chlorid** lassen sich aus der Verknüpfung der Wasserfrachten und der gemessenen Chlorid-Konzentrationen tägliche Frachten von mehreren Tonnen in den Schilfgürtel hinein und wiederum aus diesem heraus berechnen (Abb. 38). Ähnlich wie für die Wasserfrachten wäre auch für Chlorid grundsätzlich eine weitgehend ausgeglichene Bilanz zu erwarten, da Chlorid wenig in biologische oder physikalisch-chemische Prozesse eingebunden ist.

Unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten, aber auch der für die Wasserfrachten formulierten Hypothesen erscheint das Bild plausibel. Pro Monat werden demnach rund 50–100 t Chlorid – nur in dem einen betrachteten Kanal bei Mörbisch (!) – aus dem offenen See Richtung inneren Schilfgürtel und aus diesem wieder heraustransportiert (Abb. 39). Einzelne Ereignisse (z.B. 22.02.2019) stechen durch Tagesfrachten von >10 t hervor. Dies verdeutlicht ein enormes Ausmaß des regelmäßigen Stoffaustausches zwischen den beiden großen Raumeinheiten des Neusiedler Sees, der durch längerfristige Trends (Eisbedeckung, Wasserstand) ebenso geprägt ist wie durch herausragende Starkwindereignisse.

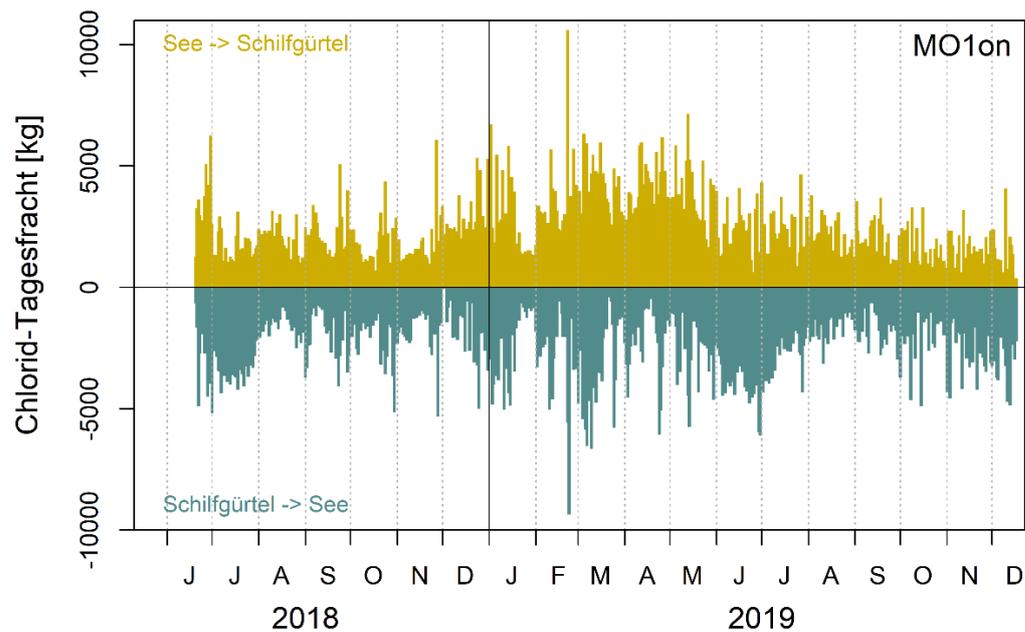


Abb. 38. Chlorid-Tagesfrachten [kg/d] im Kanal Mörbisch in den Schilfgürtel hinein (gelbgrün) und aus dem Schilfgürtel heraus (türkis), berechnet für die Stelle MO1on beim Eingang zum Kanal.

Figure 38. Daily chloride load [kg/d] in the channel of Mörbisch into the reed belt (blue) and from the reed belt towards the open lake (red), calculated for the site MO1on at the entrance of the channel.

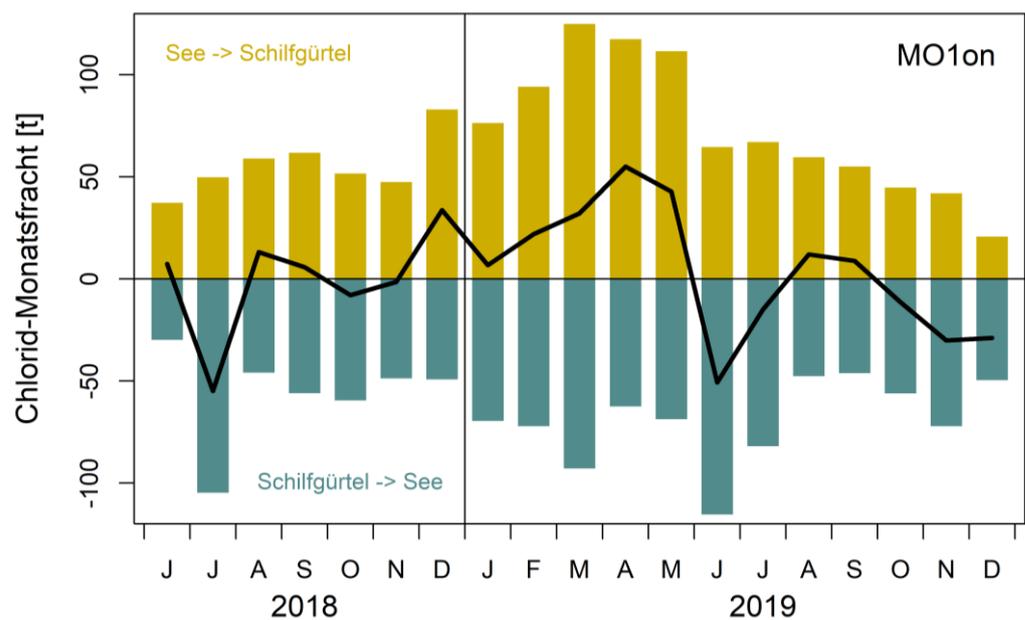


Abb. 39. Chlorid-Monatsfrachten [t/M] im Kanal Mörbisch an der Stelle MO1on. Die Linie veranschaulicht das monatliche Saldo aus Ein- und Austrägen.

Figure 39. Monthly chloride load [t/M] in the channel of Mörbisch at the site MO1on. The line shows the monthly balance of inputs and outputs.

In einer Gesamtbilanz errechnet sich beim Chlorid für das Jahr 2018 ein Überhang der Frachten Schilfgürtel -> See von rund 4 t, was im Bereich der Fehler und Unsicherheiten der getroffenen Annahmen liegen dürfte, anders ausgedrückt: Die Chlorid-Bilanz für den Mörbischer Kanal kann im Jahr 2018 als weitgehend ausgeglichen betrachtet werden. Für das Jahr 2019 errechnet sich ein Saldo von rund 50 t für den Eintrag in den Schilfgürtel, was vor allem auf den vergleichbaren Überhang der Wasserfrachten zurückzuführen ist. Inwieweit auch hier methodische Unsicherheiten und Fehler bei den Modellannahmen eine Rolle spielen oder tatsächlich im Jahr 2019 ein Netto-Eintrag in den Schilfgürtel gegeben ist, kann auf Grundlage des einfachen Manning-Strickler-Modellansatzes nicht gesagt werden. Nachdem der Wasserstand des Neusiedler See im Jahr 2019 aber generell um ca. 10 cm gesunken ist, kann dies auch als Salzverlust für den offenen See interpretiert werden, der die Hypothesen zum Salzhaushalt im Rahmen der Stoffbilanz von (Wolfram & Herzig 2013) bestätigt.

Zuletzt sind in Abb. 40 & Abb. 41 die täglichen und in Abb. 42 die monatlichen Frachten der **Schwebstoffe** dargestellt, die für den Kanal bei Mörbisch auf Höhe der Messstelle MO10n berechnet wurden. Der Unterschied zu den Darstellungen für die Wasser- und Chloridfrachten ist augenscheinlich: Es werden wesentlich höhere Frachten in den Schilfgürtel transportiert als aus diesem wieder in den See zurückfließen, d.h. die Bilanz für die Schwebstoffe ist offensichtlich nicht ausgeglichen.

Bemerkenswert ist der Unterschied der berechneten Tagesfrachten an der Messstellen MO10n (Abb. 40) und MO20n (Abb. 41). An der bereits im inneren Schilfgürtel gelegenen Stelle MO20n liegen die täglichen Frachten etwas unter jenen an der Kante zum offenen See (MO10n). Dieser Unterschied kann so interpretiert werden, dass das vom Seerand in den inneren Schilfgürtel strömende Wasser auf diesem Weg bereits einen Teil seiner Schwebstofffracht durch Sedimentation verloren hat (siehe dazu weiter unten).

Die Frachten (in *eine* Strömungsrichtung) betragen oft mehrere Tonnen pro Tag, bei Spitzenereignissen wie jenem am 22.02.2019 über 25 t. Dabei wurden, ähnlich wie bei Chlorid, die höchsten Frachten im Frühjahr 2019 beobachtet, während im Herbst ein wesentlich geringerer Stoffaustausch gegeben war. Die saisonalen Unterschiede werden auch auf Ebene der Monatsfrachten offensichtlich. In den meisten Monaten liegen die Frachten unter 20 t pro Monat, im Frühjahr 2019 bei höherem Wasserstand erreichten sie hingegen über 100 t. Noch deutlicher als beim Chlorid wird hier die Bedeutung des **Wasserstands** für den Stoff- und insbesondere Schwebstofftransport evident.

Als Saldo bzw. Netto-Eintrag an Schwebstoffen aus dem offenen See in den Schilfgürtel (= Deposition; wiederum nur durch *einen* Kanal!) errechnen sich monatliche Frachten bis über 80 t, im Mittel für das vollständig erfasste Jahr 2019 27 t an der Stelle MO10n und 20 t an der Stelle MO20n. Für das gesamte Jahr 2019 errechnet sich somit ein Jahres-Nettoeintrag

an Schwebstoffen über den Kanal an der Stelle MO1on von rund 330 t. Für 2018 kann kein Jahres-Vergleichswert angegeben werden, da die Messungen erst im Juni begonnen hatten und daher keine Angaben zu den (vermutlich höheren) Frachten im Frühjahr 2018 vorliegen.

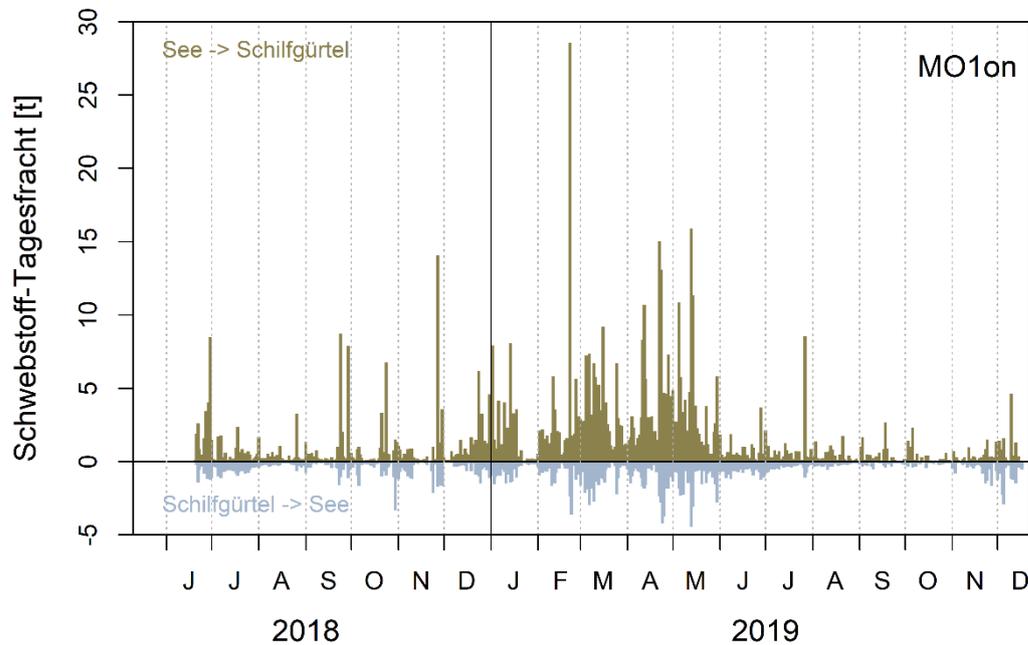


Abb. 40. Schwebstoff-Tagesfrachten [t/d] im Kanal Mörbisch, berechnet für die Stelle MO1on.

Figure 40. Daily particulate matter load [t/d] in the channel of Mörbisch, calculated for the site MO1on.

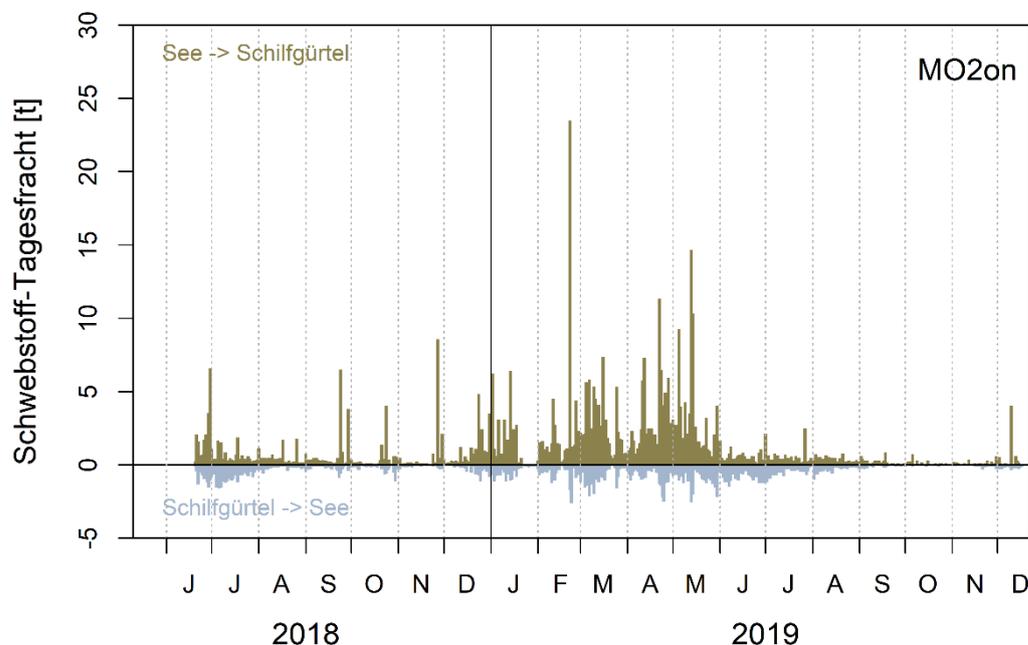


Abb. 41. Schwebstoff-Tagesfrachten [t/d] im Kanal Mörbisch, berechnet für die Stelle MO2on.

Figure 41. Daily particulate matter load [t/d] in the channel of Mörbisch, calculated for the site MO2on.

Die Berechnungen gelten für einen Bereich des Wasserstands von rund 115,30 bis 115,55 müA (als Monatsmittel). Ob bei höheren Wasserständen noch höhere Frachten gegeben sind, kann nicht sicher gesagt werden, erscheint aber denkbar. Jedenfalls besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen mittlerem Wasserstand und monatlichem Netto-Eintrag an Schwebstoffen in den Schilfgürtel (Pearson-Korrelationskoeffizient $r=0,64$, $p=0,003$; vgl. Abb. 43).

Dabei ist allerdings nicht außer Acht zu lassen, dass im Frühjahr 2019 auch mehrheitlich höhere **Windgeschwindigkeiten** zu beobachten waren als im restlichen Jahr (vgl. Abb. 36 Mitte). Der Überhang der Einträge in den Schilfgürtel gegenüber dem Austrag im Frühjahr könnte also auch den höheren Windgeschwindigkeiten, der dadurch erhöhten Trübe und einem stärkeren Wassereintrag in den Schilfgürtel geschuldet sein. Auffällig ist jedenfalls die signifikante Korrelation zwischen Windereignis (als Windgeschwindigkeit) und täglicher Schwebstoff-Nettofracht an der Stelle MO10n (Abb. 44). Selbst auf Ebene der monatlichen Mittel ist der Zusammenhang signifikant ($r=0,79$, $p<0,001$).

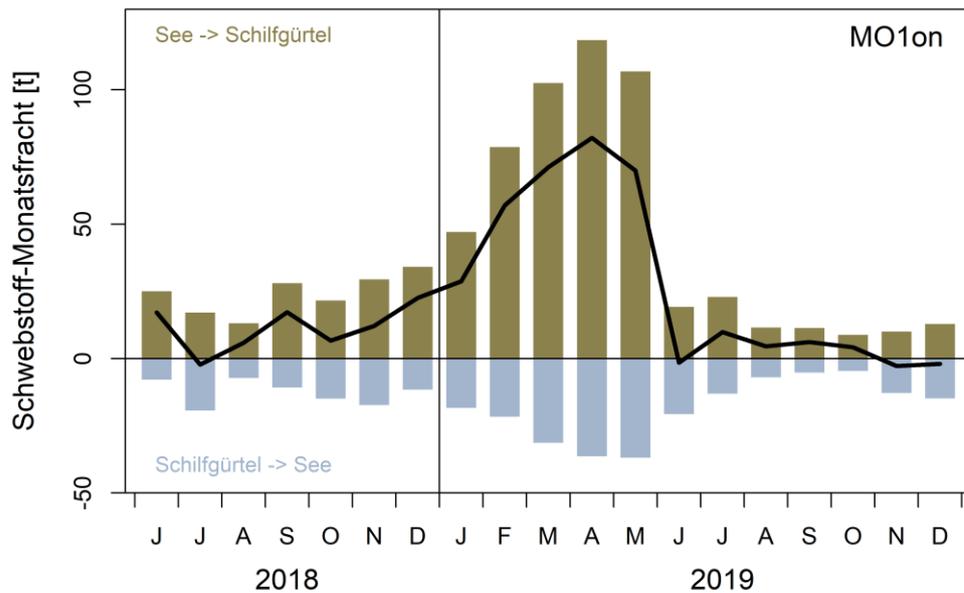


Abb. 42. Schwebstoff-Monatsfrachten [t/M] im Kanal Mörbisch, berechnet für die Stelle MO10n. Die Linie veranschaulicht das monatliche Saldo aus Ein- und Austrägen.

Figure 42. Monthly particulate matter load [t/M] in the channel of Mörbisch, calculated for the site MO10n. The line shows the monthly balance of inputs and outputs.

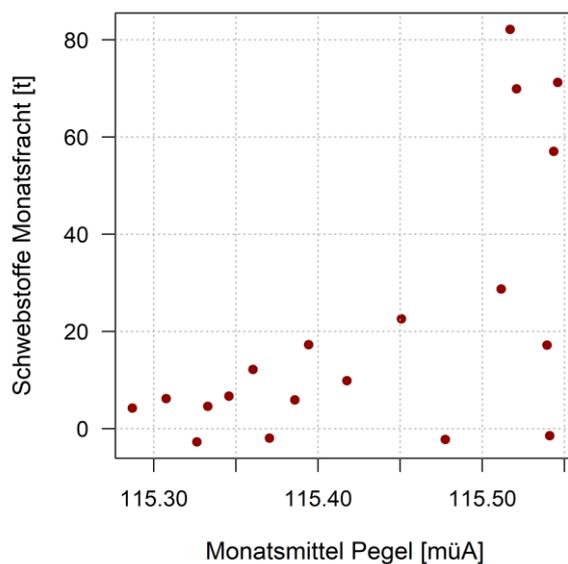


Abb. 43. Gegenüberstellung des mittleren Pegelstandes des Neusiedler Sees und der monatlichen Netto-Schwebstofffracht aus dem offenen See in den Schilfgürtel durch einen Kanal Höhe Mörbisch (Stelle MO10n).

Figure 43. Correlation between the mean water level of Lake Neusiedl and the monthly net load of particulate matter from the open lake into the reed belt through a channel of Mörbisch (site MO10n).

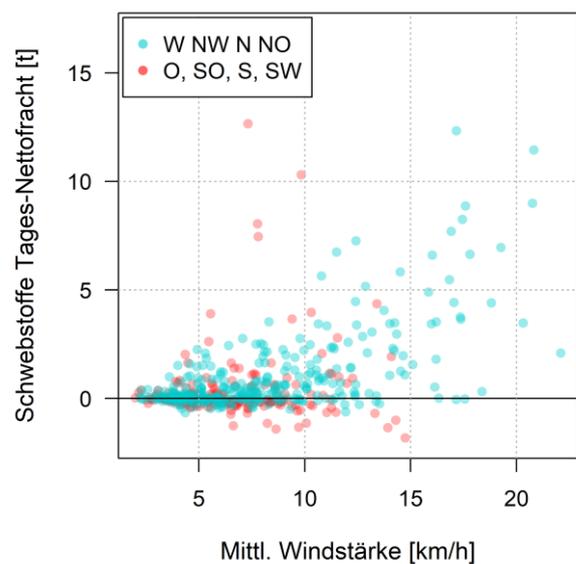


Abb. 44. Gegenüberstellung der mittleren Windstärke pro Tag [km(h)] und der täglichen Netto-Schwebstofffracht aus dem offenen See in den Schilfgürtel durch einen Kanal Höhe Mörbisch (Stelle MO10n). Hauptwindrichtungen sind separat dargestellt.

Figure 44. Correlation between the mean wind strength per day [km/h] and the daily net load of particulate matter from the open lake into the reed belt through a channel of Mörbisch (site MO10n). Main wind directions shown separately.

Welche der beiden Faktoren (Wasserstand oder Windstärke) letztlich von größerer Bedeutung ist, kann nicht sicher festgestellt werden, da Wasserstand und mittlere Windstärke 2019 einen ähnlichen saisonalen Verlauf zeigen (Abb. 36) und auch untereinander signifikant korrelieren ($r=0,85$, $p<0,001$).

Neben dem mittleren Wasserstand und der Stärke des Windeinflusses ist noch ein weiterer Faktor zu berücksichtigen, der in Abb. 44 bereits erkennbar ist: die **Windrichtung**. Der Zusammenhang zwischen der mittleren Windstärke (pro Tag) und dem Netto-Transport an Schwebstoffen in den Schilfgürtel (als Tagesfracht) ist zwar evident, allerdings nur für die vorherrschende Windrichtung N/NW (in Abb. 44 inkl. der weniger häufigen Winde von W und NO). Für die zweite Gruppe mit Windrichtungen O, SO, S und SW besteht dieser Zusammenhang nicht. Sehr wohl gibt es jedoch einige wenige Tage, an denen auch bei mäßiger Windstärke und vorherrschendem O/SO-Wind ein hoher Schwebstoffeintrag in den Schilfgürtel gegeben ist.

Deutlicher wird dieser Befund bei Betrachtung kürzerer Intervalle (10 min). Abb. 45 zeigt, dass erhöhte Schwebstofffrachten nicht nur als Tagessumme, sondern auch als kurzfristige Ereignisse vor allem bei den N/NW-Winden gegeben sind. Ein zweiter, kleinerer Schwerpunkt ist bei S-Winden zu erkennen. Daneben gibt es jedoch bei Ostwind (E) die höchsten (!) Einzelfrachten in den Schilfgürtel, und zwar bereits bei relativ geringen Windgeschwindigkeiten (= geringer Durchmesser der Punkte in der Grafik). Dies ist keineswegs nur ein lokaler Effekt an der Schilfkante, wie das vergleichbare Bild an der Stelle MO_{2on} zeigt (Abb. 45 unten); d.h. die Frachten erreichen die offenen Blänken im inneren Schilfgürtel.

Das bedeutet zunächst: Je stärker der Wind den See aufwühlt, umso höher kann der Eintrag in den Schilfgürtel ausfallen. Unter den Windrichtungen ist die Deposition häufig dann hoch, wenn der Wind aus nördlicher Richtung stark kam. An manchen Tagen kann jedoch auch schwacher bis mäßiger O-Wind am Westufer des Neusiedler See einen erheblichen Wasser- und Schwebstoffeintrag in den Schilfgürtel auslösen. Solche Ereignisse sind nicht häufig und spielen daher meist keine allzu große Rolle, können aber doch maßgeblich zur Gesamtfracht beitragen (vgl. Abb. 44).

Beispielhaft kann das für zwei der größten Eintragsereignisse (als PM pro Zeiteinheit) in den Schilfgürtel bei Mörbisch gezeigt werden. Am 22./23. April und am 27. Juli 2019 herrschte (überwiegend) Ostwind mit einer Stärke >20 km/h. An beiden Tagen waren die Schwebstoffeinträge binnen kurzer Zeit sehr hoch. Offenbar trieb der Wind die Wellen direkt („rechtwinkelig“) auf den Schilfrand bei der Mündung des Kanals zu (Abb. 46) und dürfte dort zu einer verstärkten Aufwirbelung von abgesetztem Material geführt haben. Die leichte Buchtform des Schilfgürtels im weiteren Bereich rund um die Kanalmündung begünstigte das windrichtungsbedingte Aufspiegeln des Wasserstandes am Schilfrand, woraus sich infolge der Einströmung der massive Nettoeintrag an Schwebstoffen in den

Schilfgürtel über den Kanal ergab. Dass der Kanal in W-O-Richtung angelegt ist, dürfte diesen Effekt noch verstärken (vgl. Abb. 46). Dieser Befund wirft in Hinblick auf die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen am Neusiedler See interessante Aspekte und Fragen im Hinblick auf die Anlage von Kanälen auf, die im Bericht „Synthese“ behandelt werden.

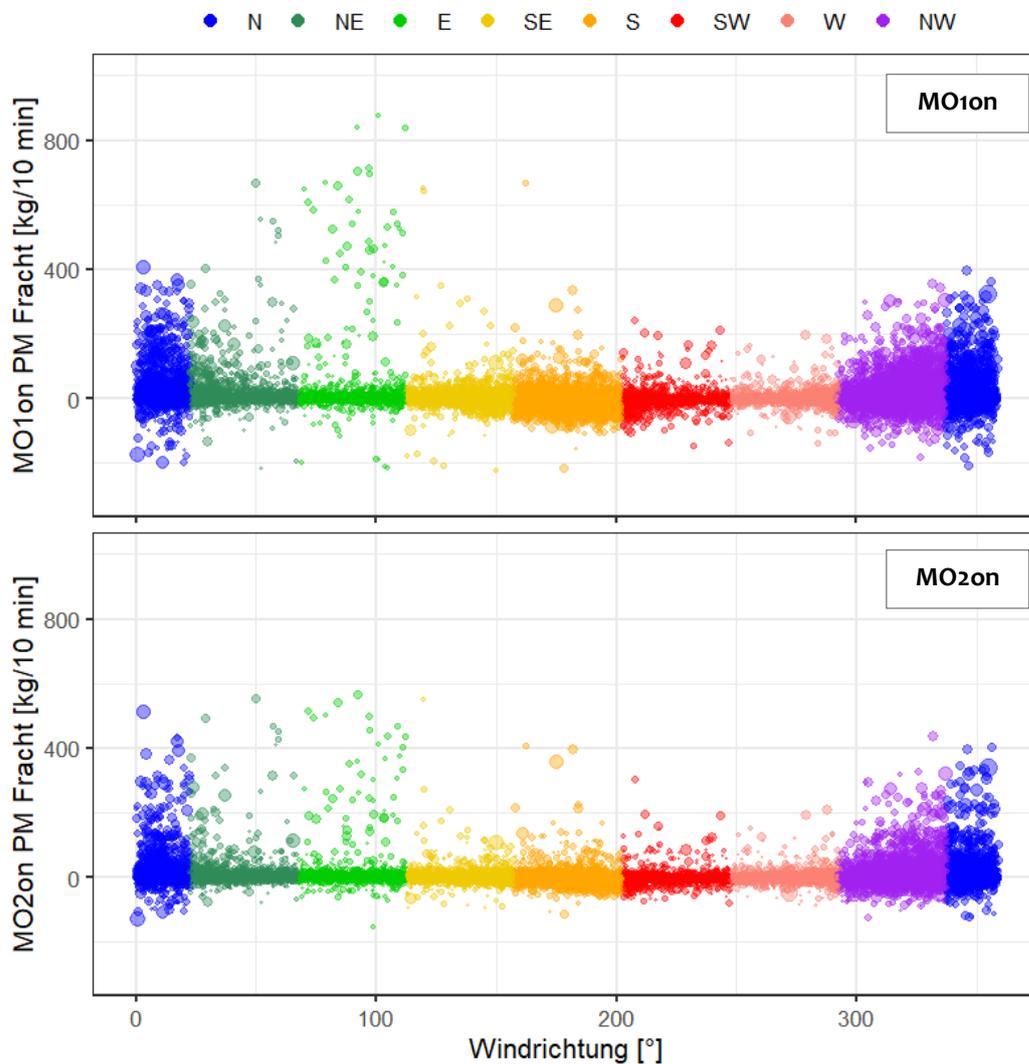


Abb. 45. Abhängigkeit der kurzfristigen Schwebstofffrachten (kg pro 10 min) als Import (positive Werte) und Export aus dem Schilfgürtel (negative Werte) im Kanal Mörbisch an den Messstellen MO1on und MO2on über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die Größe der Punkte zeigt die Windstärke (Geschwindigkeit) an.

Figure 45. Relationship between short-term loads of particulate matter (kg per 10 min) as import (positive values) and export from the reed belt (negative values) in the channel of Mörbisch at the sites MO1on und MO2on. The size of the points shows the wind strength (speed).

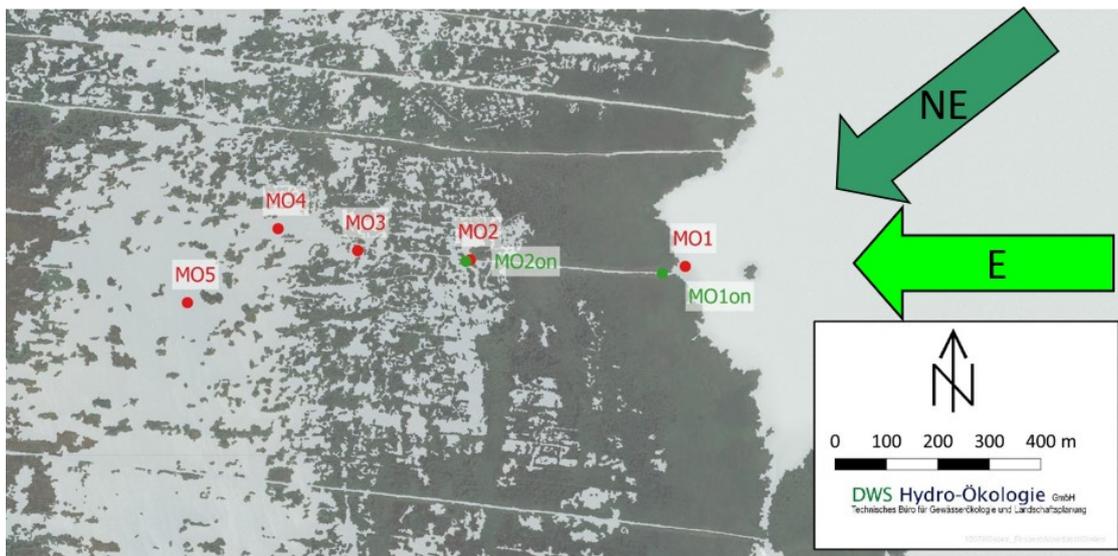


Abb. 46. Bereits mäßig hohe Windgeschwindigkeiten aus den Richtungen Osten (E) und Nordosten (NE) können zu hoher Trübe bei MO1on und MO2on führen.

Figure 46. Moderately elevated wind speed from East (E) and North-East (NE) can lead to high turbidity at MO1on and MO2on.

Die oben angegebenen Frachten in t pro Tag, Monat oder Jahr geben noch keine Vorstellung von der **Sedimentationsrate** im Schilfgürtel. Diese kann zunächst im Vergleich der beiden Sondenstandorte MO1on und MO2on abgeschätzt werden.

Die Menge der zwischen MO1on und MO2on abgelagerten Sedimente (Differenz der Nettofrachten an den beiden Sonden-Standorten) betrug nach dem Modell im Jahr 2019 mehr als 84 t. Bezogen auf die Fläche des Kanals zwischen MO1on und MO2on inkl. kleinere Aufweitungen nahe MO2on (2000–2500 m², vgl. Abb. 46) entspricht dies einer Sedimentationsrate von 34–42 kg m⁻². Um die Sedimentationsrate als Höhe in mm pro Fläche abzuschätzen, sind Angaben oder Annahmen zur Dichte des Sediments und zum Wassergehalt erforderlich.

In früheren Untersuchungen wurde die Dichte des Trockensediments mit 1,25 g cm⁻³ angenommen (Stalzer & Spatzierer 1987). Nach den Sedimentanalysen aus dem Projekt REBEN variiert dieser Wert je nach organischem Gehalt und Sandanteil im Sediment zwischen 0,8 und knapp 2 g cm⁻³ (Abb. 47). Für die aus dem See eingetragenen Schwebstoffe ist anzunehmen, dass sie sich überwiegend aus Ca-Mg-Karbonaten zusammensetzen (vgl. Kap. 4 in Teilbericht 3), d.h. mineralisch sind; die Dichte wird daher eher im oberen Bereich anzunehmen sein (1,25–1,5 g cm⁻³). Erst mit zusätzlichem Anfall von organischem Material (Schilf, Plankton) ist eine Erhöhung des organischen Anteils im Sediment zu erwarten, was die Dichte des Trockensediments entsprechend reduziert.

Mit den angegebenen Bandbreiten der betroffenen Fläche (2000–2500 m²) und der Dichte der Trockensubstanz (1,25–1,5 g cm⁻³) errechnen sich jährliche Sedimentationsraten von

2,3–3,4 cm. Berücksichtigt man noch einen Wassergehalt von 70–75% (so gemessen an den Standorten MO1 und MO2; vgl. Teilbericht 3), so erhöht sich die Sedimentationsrate im Mörbischer Kanal für das Jahr 2019 auf 7,5–13,5 cm. Dieser Wert erscheint sehr hoch. Eine mögliche Erklärung könnte in einem methodischen Problem liegen: Möglicherweise bestehen selbst in flachen Wasserkörpern wie dem Mörbischer Kanal vertikale Gradienten im Schwebstoffgehalt, die mit den Online-Sonden nicht erfasst werden konnten. So ist es denkbar, dass es bei Fließgeschwindigkeiten bis zu mehreren Dezimetern zwischen den Sonden MO10n und MO20n zu einer vertikalen Schichtung kommt und bei MO20n nur mehr die leichteren, in Schwebelage gehaltenen Partikel erfasst wurden, während die schwereren Partikel zwar noch in Bewegung waren, jedoch knapp über dem Gewässergrund weitertransportiert und damit von der Online-Sonde nicht mehr als Trübe gemessen wurden. Das würde bedeuten, dass ein höherer Anteil der Schwebstoffe bis in die Aufweitungen am Ende des Kanals und möglicherweise noch weiter verfrachtet wurde. Die Sedimentationsrate von 7,5–13,5 cm für den Kanal wäre dann eine Überschätzung.

Berücksichtigt man noch den Abbau der organischen Anteile in den abgesetzten Schwebstoffen, so verringert sich die „Netto-Sedimentation“ noch weiter. Weder für den bodennahen Weitertransport noch für den Abbau können aus den vorhandenen Daten plausible Werte abgeleitet werden. Nach Experteneinschätzung dürfte die dauerhafte Verlandung im Mörbischer Kanal für das Jahr 2019 aber jedenfalls mehrere Zentimeter betragen, was das Potenzial der Verlandung von Kanälen am See innerhalb weniger Jahre erahnen lässt.

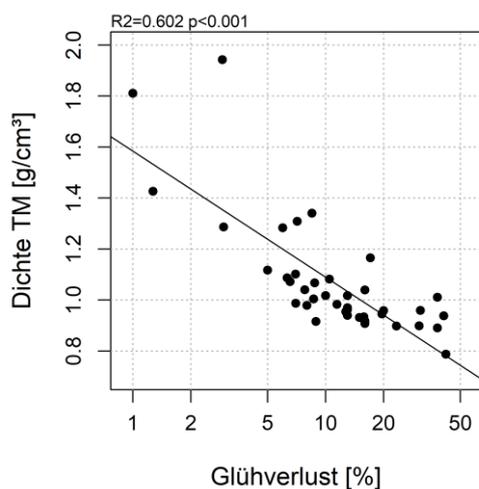


Abb. 47. Korrelation zwischen dem Glühverlust und der Dichte des Sediments [g Trockenmasse pro cm³].

Figure 47. Correlation between organic content and sediment density [g dry mass per cm³].

Eine frühere Schätzung der Sedimentation liegt von Stalzer & Spatzierer (1987) für den Nordwesten des Neusiedler Sees vor, allerdings noch im See nahe dem Schilfrand und nicht im Schilfgürtel selbst. Die Autoren schätzten die Brutto-Sedimentation auf $80 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, was dem für Mörbisch errechneten Wert von $34\text{--}42 \text{ kg m}^{-2}$ recht nahekommt. Unter Annahme einer Dichte von $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ und einem Wassergehalt von 60% kamen die Autoren zu einer absedimentierten Feststoffmenge von $10 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Nachdem jedoch radiochemische

Analysen eine jährliche Netto-Sedimentation von 1 cm nahelegten (am Seerand, nicht im Schilfgürtel!), mussten Stalzer & Spatzierer (1987) ein hohes Ausmaß an „Remobilisierung und Weitertransport“ annehmen (nämlich 88%), um eine Übereinstimmung der unterschiedlichen Methoden der Abschätzung der Sedimentation zu erreichen.

Sowohl in der Arbeit von Stalzer & Spatzierer (1987) als auch in der vorliegenden Arbeit wurden somit Schätzungen für die Zusammensetzung und den Abbau der Schwebstoffe getroffen. Es ist dies ein Punkt, der im Projekt REBEN nicht miterfasst werden konnte und dem in künftigen Untersuchungen vermehrt Aufmerksamkeit zu widmen ist.

Für die hinteren bzw. inneren Bereiche des Schilfgürtels ist es schwierig, eine vergleichbare Sedimentationsrate abzuleiten, da die betroffene Fläche nicht klar abgrenzbar ist. Für das Jahr 2018 erreichten jedoch insgesamt 68% der Netto-Frachten in den Schilfgürtel auch die hintere Messsonde MO20n, im Jahr 2019 waren es 74%. Demnach wurde etwa 1/4 bis 1/3 im seenahen Bereich abgelagert, während 2/3 bis 3/4 die inneren Wasserflächen erreichten. Die Luftbilder aus Google Earth (Abb. 48) lassen deutlich erkennen, dass mit den Öffnungen am Ende des engen Kanals infolge der Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit eine verstärkte Sedimentation stattfindet. Die über MO20n hinaus verfrachteten Schwebstoffe dürften also sehr rasch in diesem Bereich abgelagert werden; er ist in Abb. 48 als primärer Ablagerungsraum ausgewiesen. Bezieht man die Schwebstofffrachten an der Sonde MO20n (ohne Berücksichtigung des oben angesprochenen methodischen Fehlers infolge vertikaler Schichtungen der Schwebstoffe) zur Gänze auf diesen Bereich (rd. 15 000 m²), so errechnet sich eine Sedimentationsrate von rd. 3–5 cm m⁻² a⁻¹. Je größer die Sedimentationsfläche angenommen wird, desto geringer ist naturgemäß die Sedimentationsrate.

Vom primären Ablagerungsraum sind eine verzögerte Remobilisierung und ein verzögerter Weitertransport anzunehmen. Es ist aber auch denkbar, dass bei starken Seiche-Bewegungen mit dem ersten Eintrag ein weiterreichender Transport bis in das hintere Blänkensystem stattfindet. Das kann aus den Wasser-Tagesfrachten abgeleitet werden, die öfters >20 000 m³ (2019 als Spitzenwert sogar 38 600 m³) erreichten. In den vorderen Bereichen (Kanal 2000–2500 m² + primärer Ablagerungsraum 15 000 m²) würde ein Eintrag von 20 000 m³ zu einer unrealistischen Wasserstand-Aufhöhung von >1 m führen. Das bedeutet, dass die bei Stark-Windereignissen eingetragenen Wassermassen weit in das Blänkensystem strömen müssen. Dem untersuchten Mörbischer Kanal kann eine Wasserfläche der hinteren Blänken von rd. 250 000 m² zugewiesen werden, woraus sich eine Aufhöhung des Wasserstandes von mehreren cm (beim Extremereignis im Februar 2019: 14 cm) errechnet. Dieser Wert ist nach den Beobachtungen und Erfahrungen nicht unrealistisch.

Offen ist dann noch die Frage, wie viel Schwebstoffe mit diesen Wassermassen weitertransportiert werden. Nach Experteneinschätzung ist eine Verfrachtung der feinen Trübe bis in landseitigere Areale anzunehmen, auch wenn die Fließgeschwindigkeit von bis zu

mehreren Dezimetern im Kanal bei starken Wind- und Seiche-Ereignissen in den Aufweitungen und offenen Blänken sehr rasch abnehmen dürfte. Letztlich ist wohl von einem Ablagerungsgradienten auszugehen: mit einem ersten Schwerpunkt im Kanal und in den ersten Aufweitungen (primärer Ablagerungsraum) und einer graduellen Abnahme der Sedimentation von dort bis zu weiter entfernten Bereichen.

Der Vergleich des untersuchten Kanals bei Mörbisch mit weiteren, nördlich davon gelegenen Kanälen verdeutlicht, dass die Länge des Transportwegs in den Schilfgürtel offenbar maßgeblich von der lateralen Vernetzung abhängt. Anhand der Färbung des Satellitenbildes ist abzuleiten, dass die primären Ablagerungsflächen weiter nördlich näher am See liegen, da sich hier bereits nach rund 200 m Aufweitungen befinden, während sie im untersuchten Kanal erst nach rd. 350 m anzutreffen sind. Der unmittelbar nördlich an den untersuchten Bereich angrenzende Kanal öffnet sich hingegen erst nach rd. 900 m. Es ist denkbar, dass die netto in den Schilfgürtel eingetragene Trübe hier weitgehend im Kanal verbleibt und nur zu einem Teil die hinteren Schilfgürtelareale erreicht. Ob die Sedimentationsrate hier aber gleich hoch ist wie im untersuchten Kanal, kann anhand der hier ausgewerteten Daten nicht mit Sicherheit gesagt werden.

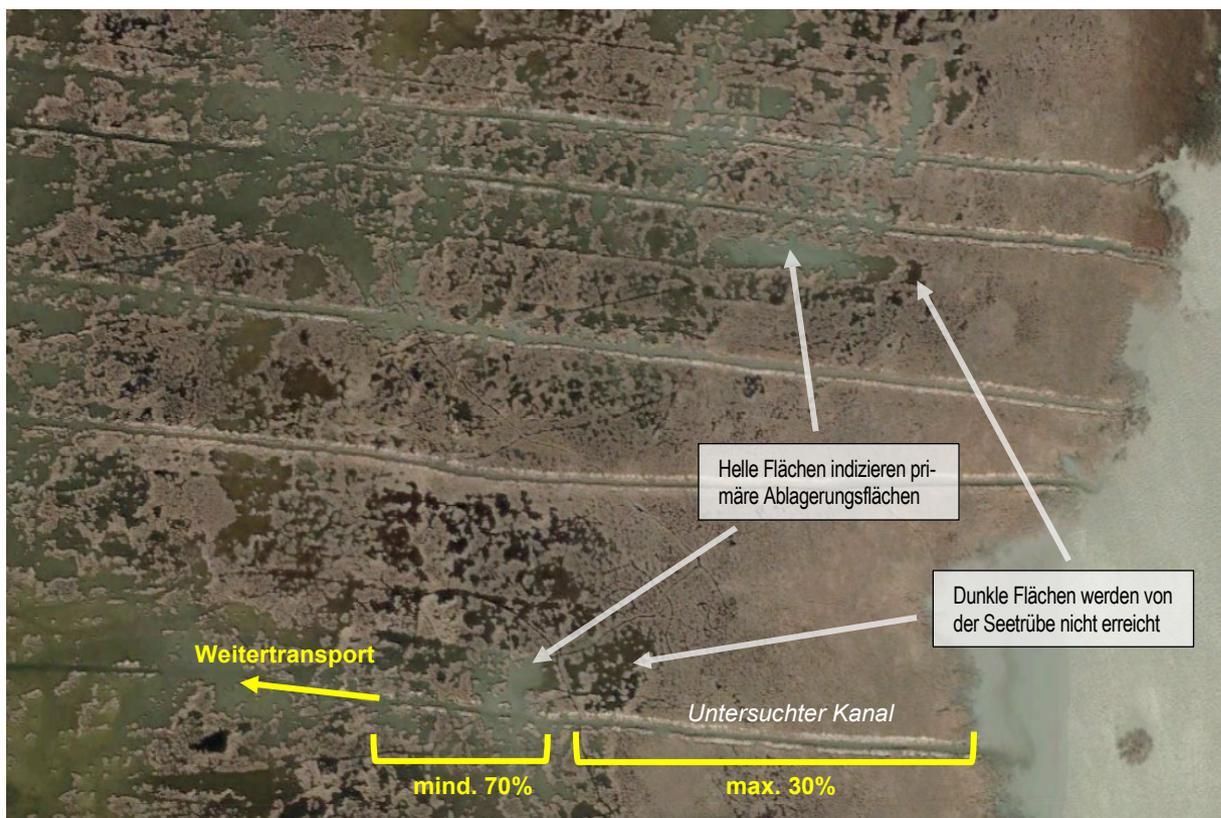


Abb. 48. Vereinfachte Darstellung der primären Ablagerungsräume in den Kanälen bei Mörbisch und Aufteilung der Netto-Sedimentfrachten im untersuchten Kanal.

Figure 48. Simplified picture of primary sedimentation areas in the channels of Mörbisch and spatial allocation of net sediment loads in the investigated channel.

Im Folgenden sollen die wichtigsten Erkenntnisse aus der Bilanzierung der Frachten für den untersuchten Bereich in Mörbisch **zusammengefasst** werden. Dazu ist anzumerken, dass einige dieser Befunde bereits früher vermutet und als Hypothese formuliert worden waren (Gabriel *et al.* 2012; Wolfram *et al.* 2014; Wolfram *et al.* 2007; Wolfram & Herzig 2013). Anhand der Auswertungen der von den Online-Sonden aufgezeichneten Daten sowie einfacher Abschätzung der Strömungen (Manning-Strickler) können diese Hypothesen nunmehr belegt und quantifiziert sowie um neue Erkenntnisse ergänzt werden.

- Die Variabilität des Wasseraustausches zwischen offenem See und Schilfgürtel ist grundsätzlich sehr hoch. Der Wasseraustausch ist dabei umso höher, je höher der Wasserstand im Neusiedler See und je größer die Windgeschwindigkeit sind. Bei niedrigem Wasserstand (<115,40 müA) und im Winter (unter Eis?) ist der Austausch zwischen See und Schilfgürtel stark eingeschränkt.
- Im untersuchten Kanal Mörbisch wurden tägliche Wasserfrachten in den Schilfgürtel hinein von bis zu 20 000 m³ registriert, mit Spitzen bis knapp 40 000 m³. Die Monatsfrachten variierten im Zeitraum Juni 2018 und Dezember 2019 zwischen <100 000 bis >400 000 m³.
- Ein positives oder negatives Monatssaldo der Wasserfrachten (d.h. Netto-Ein- oder Austrag) könnte mit einer saisonalen Variation der Evapotranspiration oder mit Phasen starken Niederschlags in Zusammenhang stehen. Mehrheitlich ist die Wasserbilanz aber (erwartungsgemäß) ausgeglichen.
- Bei Chlorid ist ebenfalls überwiegend eine ausgeglichene Bilanz gegeben. Pro Monat wurden im untersuchten Kanal von Mörbisch monatliche Frachten von 50–100 t errechnet (jeweils als Ein- und Austrag). Einzelereignisse mit >10 t Tagesfracht können maßgeblich zur Gesamtbilanz beitragen. Der Saldo (Nettoeintrag in den Schilfgürtel) für das Jahr 2019 lag bei rd. 50 t, was als „Salzverlust“ für den offenen See interpretiert werden kann, dessen Wasserstand in diesem Jahr um rd. 10 cm sank. Dies bestätigt die Hypothesen zum Salzhaushalt im Rahmen der Stoffbilanz von Wolfram & Herzig (2013).
- Die Schwebstoffeinträge zeigen einen klaren Zusammenhang mit dem Wasserstand und den vorherrschenden Winden. Die höchsten täglichen Frachten in den Schilfgürtel wurden bei Wasserständen >115,50 müA und N/NW-Wind ermittelt. Direkt auf den Schilfgürtel auftreffende NO- und O-Winde können jedoch ebenfalls hohe Schwebstofffrachten in den Schilfgürtel eintragen.
- Spitzenwerte der Brutto-Tagesfracht liegen bei 25 t, die Brutto-Monatsfrachten betragen bis über 100 t. Insgesamt besteht im Gegensatz zum Chlorid ein klarer Überhang der Einträge gegenüber den Austrägen. Dieser Netto-Eintrag spiegelt die Sedimentation im Schilfgürtel wider. Er beträgt im Jahr 2019 rund 330 t.

- Rund 30% der netto in den untersuchten Kanal eingetragenen Feststoffe wurden im Bereich des Kanals und kleinerer seenaher Aufweitungen abgelagert. Rund 70% erreichten den inneren Schilfgürtel, wo sie aber vermutlich sehr rasch aufgrund der abnehmenden Strömungsgeschwindigkeiten absinken dürften und nur zum Teil (und verzögert) bis in die landseitigen Blänken des Schilfgürtels weiterverfrachtet werden. Für den untersuchten Kanal wurde für 2019 eine Sedimentationsrate von 34–42 kg m⁻² errechnet. Unter Berücksichtigung methodischer Fehler (vertikale Schichtung der Schwebstoffgehalte in der Wassersäule) und eines Teilabbaus des organischen Materials dürfte die Sedimentation im Kanal zumindest mehrere cm pro Jahr betragen. Ein weiterer Schwerpunkt der Sedimentation ist in den ersten Aufweitungen am Ende des Kanals anzunehmen (primärer Ablagerungsraum). Von dort aus bis in die hinteren Blänken kann von einem Gradienten mit abnehmender Sedimentationsrate ausgegangen werden.

Alle Zahlen beziehen sich nur auf *einen* Kanal Höhe Mörbisch und einen (diesem Kanal „zugehörigen“) Teilabschnitt im hinteren Blänkensystem. Bezüglich Abschätzungen für den gesamten See siehe Bericht „Synthese“.

3 WINDEREIGNIS 30.09.–01.10.2019

WIND EVENT 30th SEP – 1st OCT 2019

von Roland HAINZ, Georg KUM, Ottavia ZOBOLI & Georg WOLFRAM

3.1 Einleitung

Introduction

Eine der Schüsselfragen des Projekts REBEN behandelt die kurzfristigen Änderungen im Chemismus und Stoffhaushalt zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel. Im Gegensatz zu den längerfristig angelegten, über das Jahr verteilten Kampagnen (Bericht 3), bei welchen an jeder Stelle eine punktuelle Aufnahme pro Tag erfolgte, sollten auch die Veränderungen an einzelnen Stellen im Verlaufe mehrerer Stunden dokumentiert werden. Daher wurde ein Probenahmeplan ausgearbeitet, mit welchem die Dynamik ausgewählter Nährstoffparameter und anderer relevanter Kenngrößen für den Stoffein- und -austrag an einem Kanal über einen überschaubaren Zeitraum (zwei Tage) zeitlich hinreichend genau dokumentiert werden kann. Idealerweise sollten sich dabei die Wind- und Strömungsbedingungen derart gestalten, dass verallgemeinernde Aussagen möglich sind. Solche Windbedingungen lassen sich nicht von außen steuern, somit mussten entsprechende Windverhältnisse abgewartet werden, die sämtliche Kriterien für eine erfolgsversprechende Probenahme erfüllten (Windstärke hoch bei gleichzeitigem Windrichtungswechsel an zwei aufeinanderfolgenden Tagen, Personalverfügbarkeit, Laborzugang, etc.). Als Arbeitstitel für diese Messreihe wurde der Name „Windereignis“ gewählt.

3.2 Untersuchungsstandorte

Sampling sites

Als Ort für die Durchführung des zeitlich dichten Probenahmeprogramms wurde aus mehreren Gründen der Kanal nördlich des Steges in Illmitz ausgesucht (Karte siehe Abb. 49). Einerseits bot er die Möglichkeit, selbst bei starken Windverhältnissen alle Probenstellen geschützt mit einem Schlauchboot paddelnd zu erreichen (von der Stelle der Online Station IL60n über den schwach angebunden Kanal), ohne mit einem Motor durch Sedimentaufwirbelung die Verhältnisse massiv zu stören. Andererseits war die Laborverfügbarkeit der Station Illmitz zur sofortigen Aufarbeitung der Proben von Vorteil.

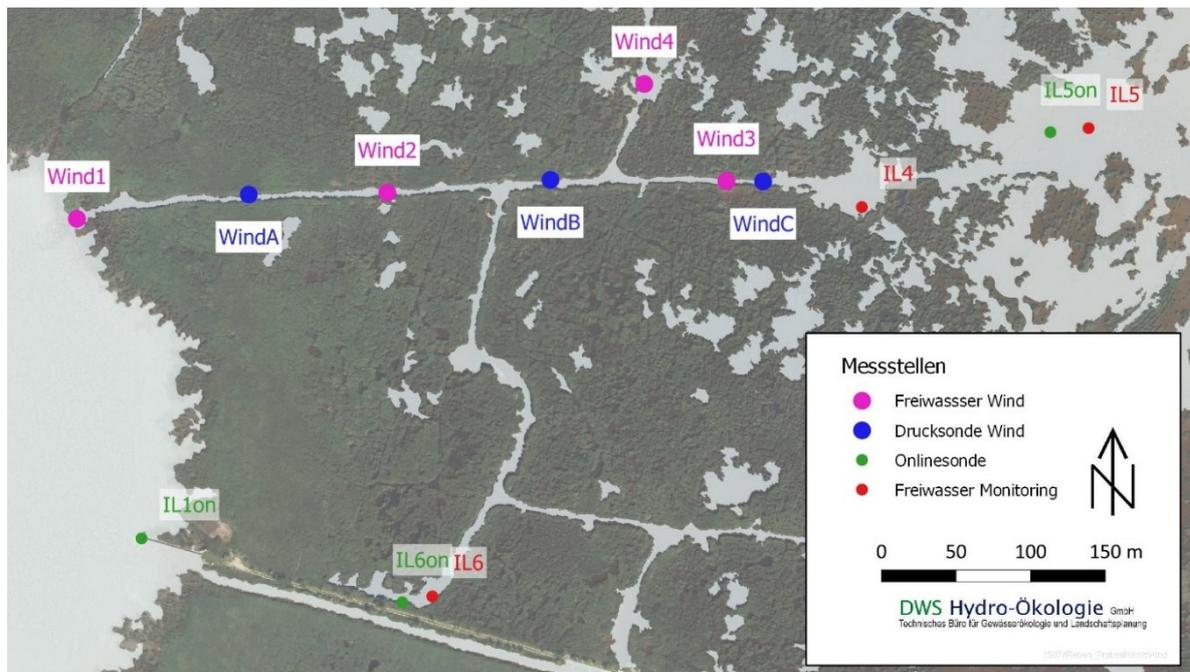


Abb. 49. Übersicht über den Untersuchungsbereich Illmitz mit den Probenahmestellen für das Windereignis (Wind1, Wind2, Wind3, Wind4), den Stellen der Wasserstandsensoren (WindA, WindB, WindC im Kanal, IL1on von der Wasserqualitätsmessstation am Steg) und weiterer Stellen (IL4, IL5, IL6) zur Orientierung. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 49. Overview of the sampling area Illmitz with the sampling sites of the wind event (Wind1, Wind2, Wind3, Wind4), the sites of water level sensors (WindA, WindB, WindC in the channel, IL1on from the online station at the jetty), as well as other sites for orientation (IL4, IL5, IL6) © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Als Probenstellen wurden die Stellen Wind1, Wind2, Wind3 und Wind4 ausgesucht, welche im Längstransect die Veränderungen an mehreren Stellen im Kanal zeigen sollten (Fotos siehe Abb. 50). Wind1 stellt die Situation im See dar, die Stellen Wind 2 und Wind 3 führen fortlaufend in Richtung der allgemeinen Probenstellen IL4 und IL5, während die Stelle Wind4 die Entwicklung des Kanalwassers in Richtung Ruster Poschn anzeigt.

Tabelle 12. Stellenbeschreibung der Standorte in den Untersuchungsbereichen.

Table 12. Description of survey sites for each sampling area.

Bereich	Bezeichnung	RW M34GK	HW M34GK	Entfernung bis zum Schilfrand durch den Kanal [m]
Probenahmestellen	Wind1	31428	292681	0
	Wind2	31637	292699	210
	Wind3	31864	292707	443
	Wind4	31809	292772	422
Drucksonden	WindA	31544	292698	118
	WindB	31746	292708	320
	WindC	31889	292707	462



Abb. 50. Fotos der Probenahmestellen beim Windereignis (von oben nach unten): Wind₁, Wind₂, Wind₃, Wind₄. Links: Richtung See; Rechts: Richtung Schilfgürtel.

Figure 50. Photos from sampling sites of the wind event (from up to down): Wind₁, Wind₂, Wind₃, Wind₄. Left: towards lake, right: towards reed belt.

3.3 Untersuchungsprogramm und Methoden

Sampling program and methods

3.3.1 Allgemeines

General

Das Untersuchungsprogramm beim Windereignis wurde in Abstimmung mit dem Programm für die im Rahmen der Kampagnen erhobenen Parameter erstellt. Alle Details zu den Parametern und ihrer Messung werden hier nicht wiedergegeben – sie sind in Bericht 3 nachzulesen. Es wurden nicht alle Parameter erhoben, sondern es erfolgte eine Reduktion des Programmes auf rasch und einfach zu messende Parameter bei der Probenahme sowie auf wichtige Parameter (wie PM und TP), welche in Tabelle 13 dargelegt sind. Die Aufarbeitung der Proben für die Analyse (der Laborparameter) erfolgte jeweils am nächsten Tag, alle Proben wurden gekühlt gelagert. Manche Parameter (TP, SRP) mussten aufgrund der logistischen Zeitverzögerung zwischen Probenahme und Analyse – in Abweichung zur regulären Methodik – stabilisiert werden. Die erste Aufarbeitung der Proben (Filtrierung, Stabilisierung) erfolgte unmittelbar nach der Probenahme im Labor der Biologischen Station Illmitz.

3.3.2 Schadstoffe

Pollutants

Die Beprobung während des Windereignisses wurde auch dazu verwendet, um den Schadstoffaustausch zwischen Freiwasser und Schilfgürtel zu untersuchen. Da es sich um eine zusätzliche und im Angebot nicht geplante Untersuchung handelte, war es finanziell leider nicht mehr möglich, die Schadstoffe für sämtliche Proben zu analysieren. Stattdessen wurden aus jeweils zwei Untersuchungsstellen, nämlich Wind2 und Wind4, zwei Mischproben analysiert. Diese wurden mengenproportional aus den Beprobungen erzeugt, die jeweils bei der Wasserströmung Richtung Schilfgürtel (Untersuchungsserien #3 bis #7 am 30.09.2019) bzw. bei der Rückströmung Richtung See (Untersuchungsserien #8 bis #12 am 01.10.2019) durchgeführt wurden. Außerdem wurden die Proben analysiert, die vor Beginn des Windereignisses an den zwei Stellen Wind2 und Wind4, aber auch im See an der Stelle Wind1, genommen wurden (Untersuchungsserie #1 am 30.09.2019), um die Ausgangskonzentration zu bestimmen.

Als Untersuchungsparameter für das Windereignis wurden polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC) und Metalle gewählt. Während PAK und PFC in den unfiltrierten Wasserproben bestimmt wurden, wurden die Metalle in der gelösten Phase nach Filtrierung der Proben analysiert, um den Austausch

von Schadstoffen auch unabhängig vom Schwebstofftransport zu untersuchen. Die Analysen wurden von einem akkreditierten Labor nach den Methoden und Normen durchgeführt, die im Bericht 3 angegeben sind.

Tabelle 13. Übersicht über die ermittelten physikalischen, physikalisch-chemischen und hydrochemischen Parameter anlässlich des Windereignisses.

Table 13. Overview of measured physical and physico-chemical parameters for the wind event.

Parameter <i>Parameter</i>	Abkürzung <i>Abbreviation</i>	Einheit <i>Unit</i>	Anmerkung <i>comment</i>
Freiland			
Strömung (und Richtung)	v	[cm s ⁻¹]	Geschätzt in Kanalmitte
Sichttiefe	–	[m]	-
Wassertemperatur	T	[°C]	-
Elektrische Leitfähigkeit	Lf ₂₅	[µS cm ⁻¹]	-
pH-Wert	pH	[-log [H ⁺]]	-
Sauerstoffsättigung	O ₂	[%]	-
Sauerstoffkonzentration	O ₂	[mg L ⁻¹]	-
Färbung	–	–	-
Trübe	–	–	-
Labor DWS			
Chlorid	Cl ⁻	[mg L ⁻¹]	
Gesamtphosphor	TP	[µg L ⁻¹]	stabilisiert mit H ₂ SO ₄ auf pH 2
Gelöster reaktiver Phosphor	SRP	[µg L ⁻¹]	stabilisiert mit H ₂ SO ₄ auf pH 2
Gesamtschwebstoffe	PM	[mg L ⁻¹]	-
Org. Schwebstoffe (ber.)	POM	[mg L ⁻¹]	-
Anorganische Schwebstoffe	PIM	[mg L ⁻¹]	-
Labor - TU - Schadstoffe			
polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	PAK	[ng L ⁻¹]	z.B. Benzo(a)pyren, Naphtalin
perfluorierte Chemikalien	PFC	[ng L ⁻¹]	z.B. PFOA (Perfluorooctansäure), PFOS (Perfluorooctansulfonsäure)
Blei		[µg L ⁻¹]	
Cadmium		[µg L ⁻¹]	
Kupfer		[µg L ⁻¹]	
Nickel		[µg L ⁻¹]	
Zink		[µg L ⁻¹]	

3.3.3 Probenahmezeiten

Sampling time

Im Laufe des Jahres 2019 wurde der Zeitpunkt vom 30.09.2019 und 01.10.2019 ausgewählt, nachdem die Wetter- und Windprognosen im Vorfeld passende Verhältnisse anzeigten. In Tabelle 14 sind die Zeitpunkte der Probenahmen an den einzelnen Stellen angeführt. Die Probenahme wurde mit zwei Zweiertteams durchgeführt, indem (im Wechsel) ein Zweier-team mit dem Boot paddelnd die Proben zog, während das andere Team im Labor die Proben aufarbeitete.

Tabelle 14. Übersicht über die Probenahmezeitpunkte beim Windereignis.

Table 14. Overview of sampling times for the wind event.

Untersuchungs- serien <i>sampling series</i>	Tag <i>day</i>	Wind1	Wind2	Wind3	Wind4
#1	30.09.2019	09:20	09:10	09:40	09:55
#2	30.09.2019	11:00	10:50	11:15	11:25
#3	30.09.2019	12:30	12:15	12:45	12:55
#4	30.09.2019	13:30	13:20	13:47	13:59
#5	30.09.2019	14:45	14:35	15:00	15:10
#6	30.09.2019	15:55	15:45	16:10	16:20
#7	30.09.2019	17:10	17:00	17:20	17:30
#8	01.10.2019	09:00	08:50	09:20	09:30
#9	01.10.2019	10:15	10:05	10:30	10:45
#10	01.10.2019	11:25	11:15	11:40	11:55
#11	01.10.2019	13:00	12:50	13:14	13:22
#12	01.10.2019	14:05	13:55	14:20	14:31
#13	01.10.2019	15:45	15:35	16:04	16:15
#14	01.10.2019	16:50	16:40	17:04	17:10

3.3.4 Strömungsverhältnisse

Currents

Zur detaillierteren Abschätzung der Strömungsverhältnisse waren bereits Anfang September mehrere Wasserstandssensoren des Typs HOBO U2oL (WindA, WindB und WindC) im Kanal platziert worden, deren kompensierte Daten mit der Wasserstandsanzeige der online Messstation IL10n (am Steg Illmitz) als Referenz für den See in der Illmitzer Bucht verglichen wurden. Als weiteres Indiz für die Strömungsverhältnisse wurde an der Stelle WindB zu Beginn des Windereignisses ein (selbst gebauter) Strömungsindikator montiert, dessen Bewegungen einen Hinweis auf die Strömung geben sollten (Abb. 51). Die Bewegungen des Strömungsindikators von 10:30 Uhr am 30.09. bis zum Ende des Windereignisses am 01.10. um 17:00 Uhr wurden mit einer Wildkamera (SECACAM Home Vista) im Intervall von 10 Sekunden aufgezeichnet. Die daraus erstellten Timelapse Videos dienen zur Überprüfung der Strömungsverhältnisse im Kanal. Alle Strömungswerte, die vor Ort geschätzt wurden, stellen vereinfacht die maximale Strömung in Kanalmitte dar und berücksichtigen nicht die komplexe Reibung und Turbulenzen im Kanal (wie z.B. durch im Kanal stehendes Schilf).



Abb. 51. Strömungsindikator, montiert an der Stelle WindB vor einer Wildkamera.

Figure 51. Current indicator mounted at the site WindB in front of a trail camera.

3.4 Wind- und Pegelverhältnisse

Wind and water level conditions

Für die folgenden Auswertungen wurden Daten der online Stationen IL20n (Windgeschwindigkeit und Richtung) und IL10n (Wasserstand Illmitzer Bucht) verwendet. Als Referenz für die Illmitzer Bucht wird der Wasserstand der online Station IL10n gezeigt (der offizielle Pegel des Landes Burgenland „Illmitz“ zeigte nahezu dieselbe Ganglinie). Die Wasserstandsdaten von IL10n, wie auch jene der drei im Kanal exponierten Drucksonden (WindA, WindB und WindC) wurden zusammen mit dem mittleren Wasserstand des Neusiedler Sees (Daten der Hydrografie des Landes Burgenland) an einem möglichst dem Windereignis nahen Termin abgeglichen. Als Zeitraum für den Abgleich wurde der 29.09.2019 ausgewählt, als in der Zeit zwischen 06:40 Uhr und 07:50 Uhr über den ganzen See kaum Wasserstandsänderungen nachzuweisen waren und der mittlere Wasserstand 115,29 müA betrug. Über diesen Zeitraum gemittelte Werte der aufgezeichneten Wasserstände wurden so auf Absolutwasserstände (m über Adria) umgerechnet, deren Ganglinien in Abb. 52 B gezeigt werden.

Die beim Windereignis vorgefundenen **Windverhältnisse** entsprachen den angepeilten Prognosen eines starken Nordwestwindes am ersten Tag und eines starken Südwindes am zweiten Tag. Am Tag vor Beginn der Windereignis- Probenahme herrschte ein relativ starker Südwind (Abb. 52 A), welcher ein Ausströmen des Wassers aus dem Schilfgürtel bewirkte (Daten hier nicht gezeigt). Nach dem Abflauen des Windes stand der See in den frühen Morgenstunden des 30.09.2019 relativ still, bei wechselnden Windrichtungen. Um 09:10 Uhr wurde bei schwachen Windverhältnissen mit der ersten Probenahme begonnen. Um 10:10 Uhr drehte der Wind auf NW, blieb aber noch schwach. Trotzdem zeigte dies bereits ein erstes leichtes Ansteigen des Wasserstandes. Um 10:44 Uhr kam plötzlich auffrischender W-Wind auf, welcher nach dem ersten starken Windanstieg (25 km h^{-1}) rasch nachließ. In weiterer Folge blies vermehrt böiger Wind aus NW, dieser stieg über den Tag hin weiter stark an (bis auf über 40 km h^{-1}) und ließ ca. um 17:52 Uhr abrupt nach, wobei sich die Windgeschwindigkeit etwa halbierte. Nach drei kurzzeitigen Anstiegen ließ der NW Wind bis 22:40 Uhr stark nach, zeigte jedoch nochmal eine Zunahme rund um Mitternacht. In den frühen Morgenstunden des 01.10.2019 war der Wind schwach, und kam im Laufe der Zeit zunehmend aus südlicher Richtung. Zwischen 07:32 Uhr und 07:46 Uhr stieg die Windgeschwindigkeit leicht an, der Wind blies aus südöstlicher Richtung. In weiterer Folge war eine Zunahme der Windgeschwindigkeit aus hauptsächlich südlicher Richtung zu verzeichnen. Der Südwind blies im Vergleich zum NW Wind des Vortages konstanter, erreichte aber nur etwa zwei Drittel von dessen Stärke (Maxima knapp über 30 km h^{-1}). Etwa um 16:50 Uhr begann der Wind deutlich nachzulassen, blies aber weiterhin schwach bis mäßig bis zum Ende des Tages großteils aus südlicher Richtung (vermehrt aus Süd, rund um 21:00 Uhr auch häufig aus Südost).

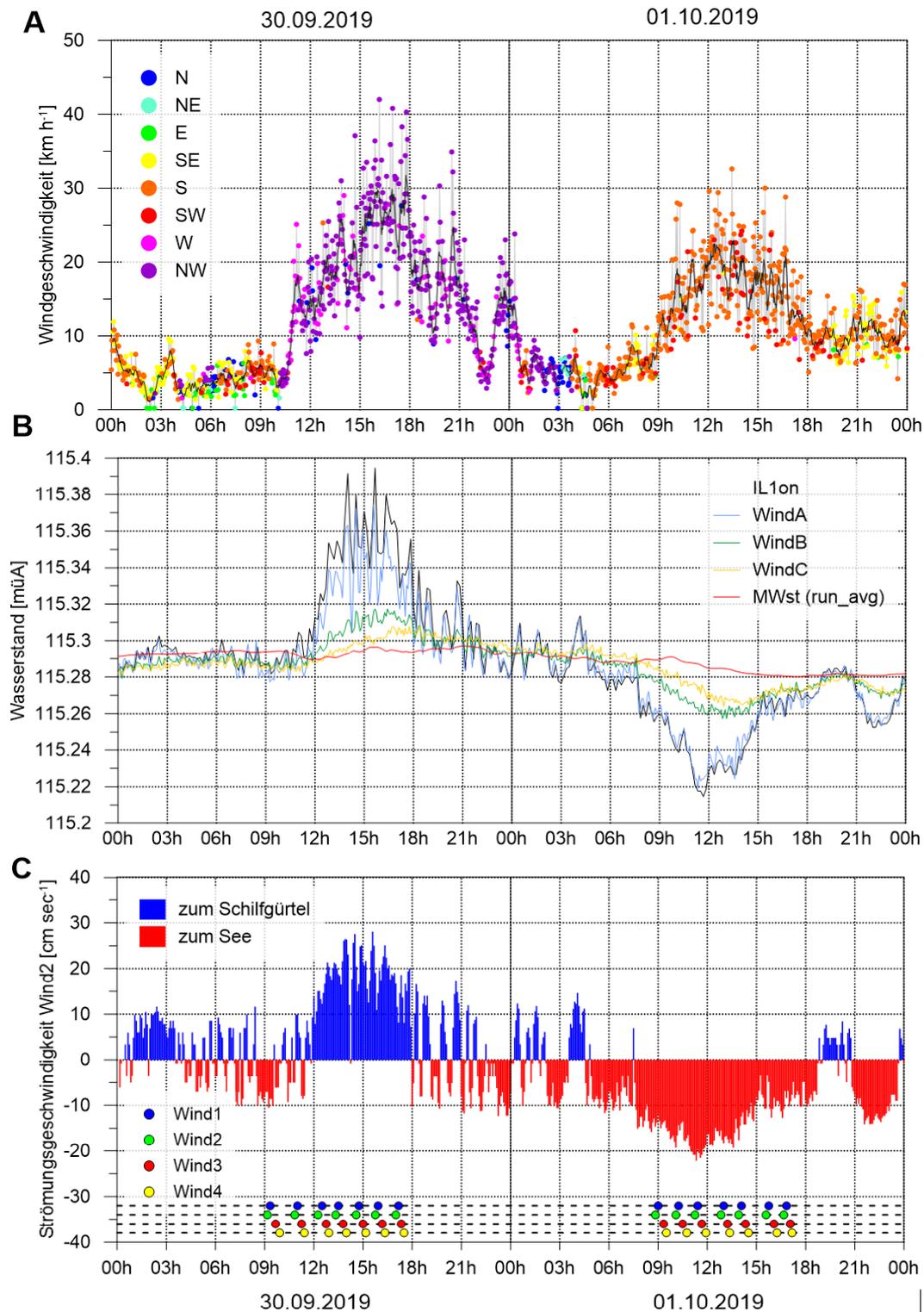


Abb. 52. (A) Windgeschwindigkeiten und -richtung gemessen von der Online Station IL2on mit running average Linie. (B) Wasserstände der Wasserstandsmesser IL1on, WindA, WindB, WindC mit (running average) Linie des mittleren Wasserstandes des Sees (MWst). (C) Berechnete Strömungsgeschwindigkeiten an der Stelle Wind2 Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot), dazu die Probenahmezeitpunkte. Details dazu im eigenen Kap. 3.7

Figure 52. (A) Wind speed and direction measured at online station IL2on with running average line. (B) Water level from water level sensors IL1on, WindA, WindB, WindC and running average line of the lake mean water level. (C) Calculated current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2, with sampling times. Details for the calculation see chapter 3.7.

Die **Wasserstandsganglinien** zeigten die typischen und entsprechend der Windsituation erwartbaren Seiche-Bewegungen: ein Aufspiegeln bei Nordwestwind bzw. Abspiegeln bei Südwind (Abb. 52 B). In den Morgenstunden des 30.09.2019 waren die Wasserstände in der Illmitzer Bucht (mit etwa 115,29 müA) noch knapp unter dem mittleren Wasserstand des Neusiedler Sees, eine Folge des noch immer aus Süd kommenden schwachen Windes. Mit der Windrichtungsänderung auf NW kam es insbesondere im Zuge des erstarkenden W- und NW-Windes zu einem Anstieg des Wasserstandes in der Illmitzer Bucht um im Mittel rund 6 cm. Dabei führte der starke und böige NW Wind am Nachmittag zu größeren Wasserstandsschwankungen von mehreren Zentimetern Unterschied.

Zwischen 14:00 Uhr und 15:40 Uhr kam es zu einer dreimaligen (fast regelmäßigen) Schwankung des Wassers in der Bucht mit einer Periode von etwa einer halben Stunde und einem Unterschied von bis zu 5,5 cm. Der höchste Wasserstand wurde dabei um 15:40 Uhr gemessen (knapp unter 115,40 müA) und lag etwa 10 cm über dem Niveau vor Aufkommen des Windes. Eine Stunde später um 16:40 Uhr folgte ein weiterer starker Anstieg, welcher etwas länger dauerte. Danach sank der Wasserstand in der Bucht (unter rund halbstündlichen Schwankungen) ab und erreichte gegen 22:15 Uhr wieder ein Niveau rund um den mittleren Wasserstand.

Im Kanal setzten sich die Wasserstandsschwankungen in der Bucht verzögert und gedämpft fort. An einer mittleren Stelle im Kanal (WindB) stieg der Wasserstand von etwa 115,29 müA in den frühen Morgenstunden um knapp 3 cm bis auf fast 115,32 müA am Nachmittag an und sank danach ebenfalls langsam ab. Der Windanstieg in der Nacht spiegelte sich um die Mitternachtszeit nicht im Wasserstand wider, möglicherweise bremste er nur eine Seiche-Bewegung aus.

In den Nachtstunden wechselte der Wasserstand in der Illmitzer Bucht und auch im Kanal mehrmals über bzw. unter den mittleren Wasserstand. Am 01.10. drehte die Windrichtung auf Süd und zwischen 07:40 Uhr und 07:50 Uhr war ein rasches Absinken des Wasserstandes um etwas mehr als 2 cm in der Illmitzer Bucht zu messen. Auch im Kanal sanken nun die Wasserstände. Der Wasserstand in der Illmitzer Bucht sank weiter ab, bis zwischen 11:10 Uhr und 11:55 Uhr ein minimaler Wasserstand von 115,22 müA erreicht wurde (rund 7 cm niedriger als der mittlere Wasserstand). Während die Wasserstände in der Bucht zwischen 12 und 15 Uhr wieder am Steigen waren, blieb der Wasserstand im Kanal an der Stelle WindB zunächst etwa auf seinem niedrigsten Stand von 115,26 müA. Schließlich setzte auch hier ein Steigen der Wasserstände ein und bei nachlassendem Wind erreichten sämtliche Pegel ca. um 19:00 Uhr das Niveau des (mittlerweile etwas gesunkenen) mittleren Wasserstandes von 115,28 müA.

Die Wasserstandsganglinien der Stelle WindA und WindB wurden verwendet, um für die Stelle Wind2 repräsentative **Strömungsverhältnisse** (blau = Strömung Richtung Schilfgürtel, rot = Strömung Richtung See) zu berechnen (siehe Kapitel 3.7 und Abb. 52 C). Es zeigte sich anhand des aufgenommenen Timelapse Videos vom Strömungsindikator an der Stelle WindB die Plausibilität der gezeigten Tendenzen und des dargestellten Musters. Auch Details wie die zum Erliegen kommende Strömung um 14:15 Uhr am 30.09. sowie der kurze Moment des Einströmens am 01.10. um 07:35 Uhr konnten beobachtet werden.

Die berechnete Strömungsgeschwindigkeit wird in Abb. 53 achsengleich den vor Ort geschätzten Strömungsgeschwindigkeiten gegenübergestellt (bei den folgenden Abbildungen ohne skalierte Achse zum Zwecke einer leichteren Interpretation) und passt gut zu den Werten der Stelle Wind2. Hier, an der seenächsten Stelle, zeigte sich am ersten Tag ein Anstieg von 0 bis maximal 20 cm s^{-1} . Während die Strömungsgeschwindigkeiten am ersten Tag noch eine relativ schnelle Strömung von rund 15 cm s^{-1} auch an der hinteren, in gerader Kanallinie in Richtung Schilfgürtel liegenden Probenstelle Wind3 aufwiesen, zeigte sich am zweiten Tag ein anderes Bild. Am 01.10. war schon vor Beginn der Untersuchungen eine seewärts gerichtete Strömung vorhanden. Diese war an der Stelle Wind2 nun jedoch deutlich höher als an den beiden landseitiger gelegeneren Stellen Wind3 und Wind4. Dieser Befund zeigte sich über den gesamten Zeitraum dieses Tages. An diesem Tag blieben die Strömungsgeschwindigkeiten der Stellen Wind3 und Wind4 mit nur wenigen cm s^{-1} wesentlich geringer als jene an der Stelle Wind2. Der Kanal, über welchen die Probenstellen paddelnd erreicht wurden, könnte hierbei eine Rolle gespielt haben. Im Vorfeld wurde dieser als eher schwach angebundener Kanal angesehen, v.a. aufgrund eines relativ dicht bewachsenen Schilfbestandes und einer geringeren Tiefe kurz vor der rechtwinklig in den Untersuchungskanal einmündenden Stelle und daher vom ohnehin intensiven Probenahmeprogramm aus Zeitgründen ausgenommen.

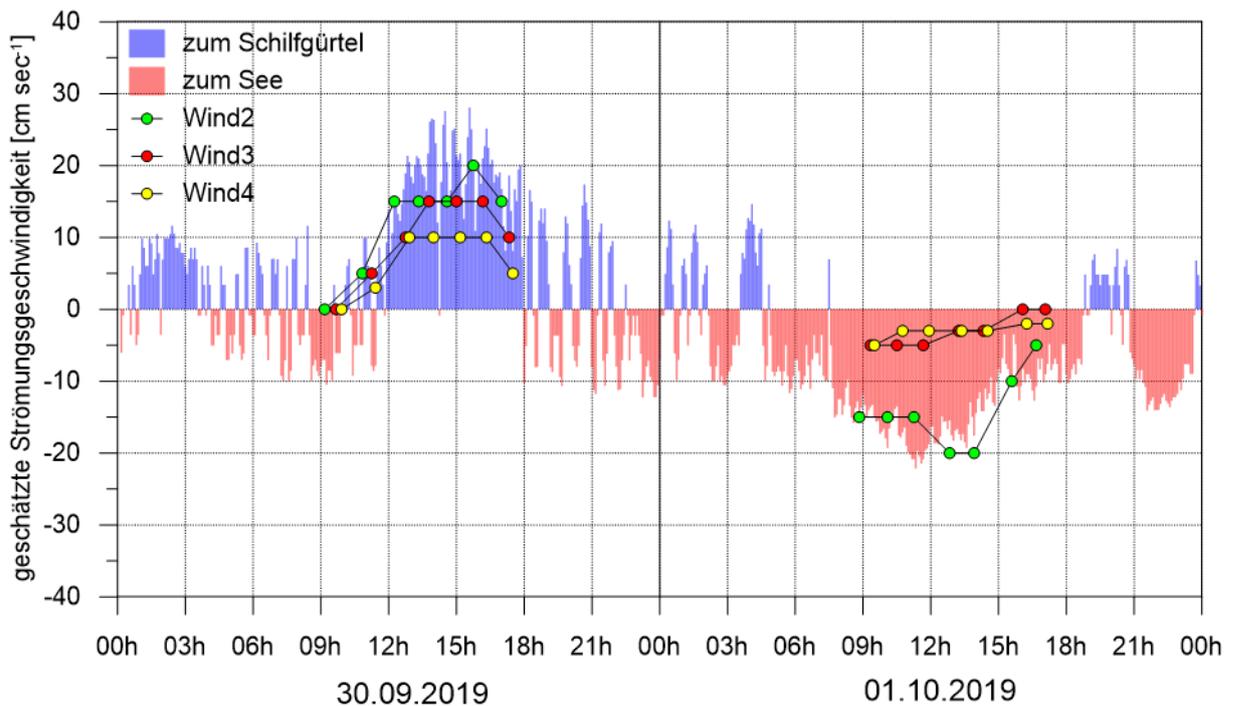


Abb. 53. Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit beim Windereignis. Positive Werte zeigen eine Strömung Richtung Schilfgürtel, negative Werte Richtung See an. Zum Vergleich (auf derselben Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 53. Secchi depths during wind event. Positive values indicate current in direction of the reed belt, negative values indicate current in direction of the lake. For comparison (on the same axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

3.5 Physikalisch-chemische Parameter und Hydrochemie

Physico-chemical parameters

Die physikalisch-chemischen Parameter und die Sichttiefenmessungen zeigten zum Teil die erwarteten Unterschiede, wie z.B. einen Anstieg der Trübe mit zunehmendem Wind, brachten aber auch einige weniger erwartete Befunde zu Tage.

Die Entwicklung der Trübe, gemessen über die **Secchi-Tiefe** und dargestellt in Abb. 54, zeigte am ersten Tag im See (Stelle Wind1) eine kontinuierliche Abnahme von 22 cm auf nur rund 6 cm ab ca. 16 Uhr. Im Kanal war die Sichttiefe anfangs noch höher. An der seenahen Stelle Wind2 lag die Sichttiefe zu Beginn bei 34 cm. In den hinteren Bereichen an den Stellen Wind3 und Wind 4 war sie noch höher, jedoch war die Messung durch die geringe Wassertiefe beschränkt. Im Laufe des Tages erhöhte sich die Trübe an allen Stellen im Kanal und zeigte damit die Auswirkungen des einströmenden Seewassers an. Am stärksten verringerte sich die Sichttiefe an der Stelle Wind2 (bis auf 11 cm), weniger stark an den Stellen Wind 3 (bis auf 17 cm) und Wind4 (bis auf 18 cm). Im Laufe des zweiten Tages war im See (Wind1) ebenfalls eine Abnahme der Sichttiefe zwischen 9 Uhr und 13 Uhr von anfangs

19 cm auf nur 5 cm zu verzeichnen, sie blieb danach auf diesem Niveau. Im Kanal zeigte sich jedoch entsprechend der Ausströmsituation aus dem Schilfgürtel zunächst eine deutlich geringere Trübe (Sichttiefen über 30 cm). An der seenahen Stelle Wind2 stieg die Trübe zunächst bis 11:15 Uhr etwas an (Sichttiefe 21 cm) und sank in weiterer Folge tendenziell wieder (bis auf 27 cm Sichttiefe am Ende der Aufnahmen). An den Stellen Wind3 und Wind4 war es bis etwa 14:20 Uhr so klar, dass die Sichttiefenmessung durch die Tiefe der beiden Stellen begrenzt wurde (rund 33 cm). Dann aber trat auch hier an beiden Stellen eine Trübe auf, welche vermutlich – aufgrund der immer noch vorherrschenden Strömungssituation aus dem Schilfgürtel Richtung See – im Schilfgürtel entstanden ist (autochthone Trübe durch lokale Aufwirbelungen). Dadurch verringerte sich die Sichttiefe am Ende der Aufnahmen bei Wind3 auf 24 cm und bei Wind4 auf 26 cm.

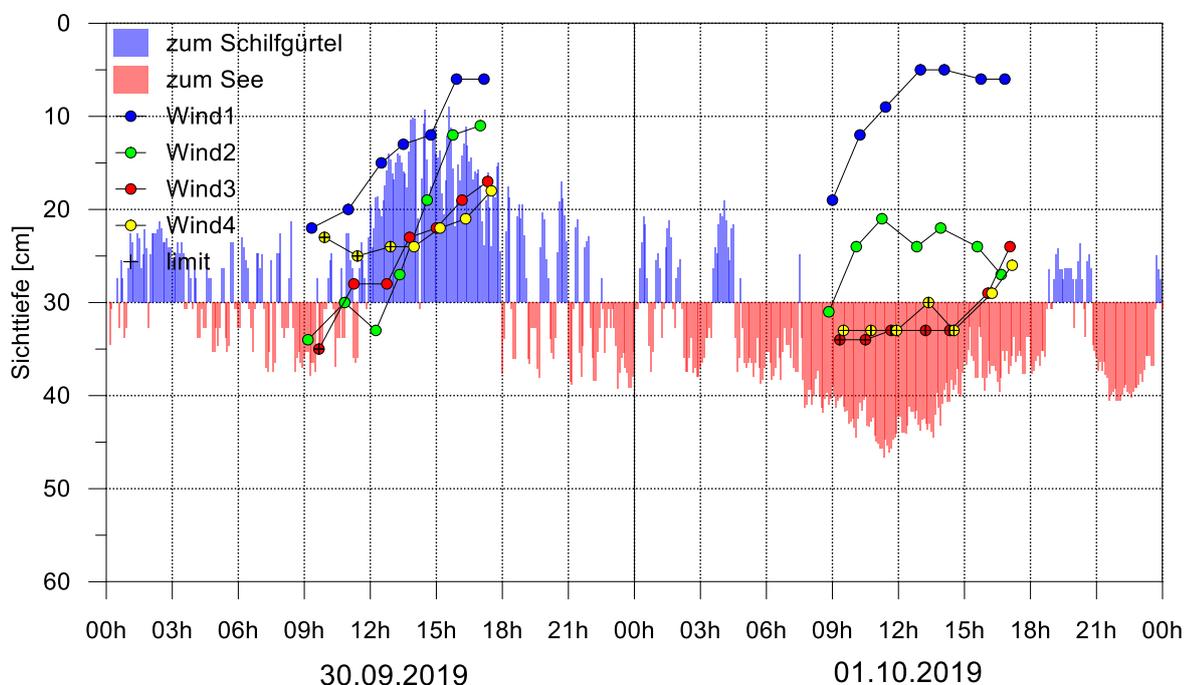


Abb. 54. Sichttiefen (Secchi-Tiefen) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot). Ein Kreuz (limit) kennzeichnet die Begrenzung der Sichttiefenmessung durch den Grund.

Figure 54. Secchi depths during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown. Cross (limit) indicates values of Secchi depth beyond the depth of the water column (limitation by ground).

Die gemessenen **Wassertemperaturen** (Abb. 55) zeigten am ersten Tag eine wenig veränderliche Situation und schwankten durchwegs zwischen 17 und 19 °C. Nach einem leichten Anstieg bis zur Mittagszeit gingen die Werte wieder langsam zurück. Am zweiten Tag waren die Veränderungen deutlicher – eine Abkühlung in der Nacht hatte die Wassertemperatur im Kanal stark absinken lassen (13–14 °C). So nahm die Wassertemperatur im Verlauf

des sonnigen Tages im Kanal wieder stark zu und erreichte an allen Stellen über 19 °C. Auch im See (Wind1) war eine Zunahme messbar, aber weniger ausgeprägt (von 15,2 auf 18 °C).

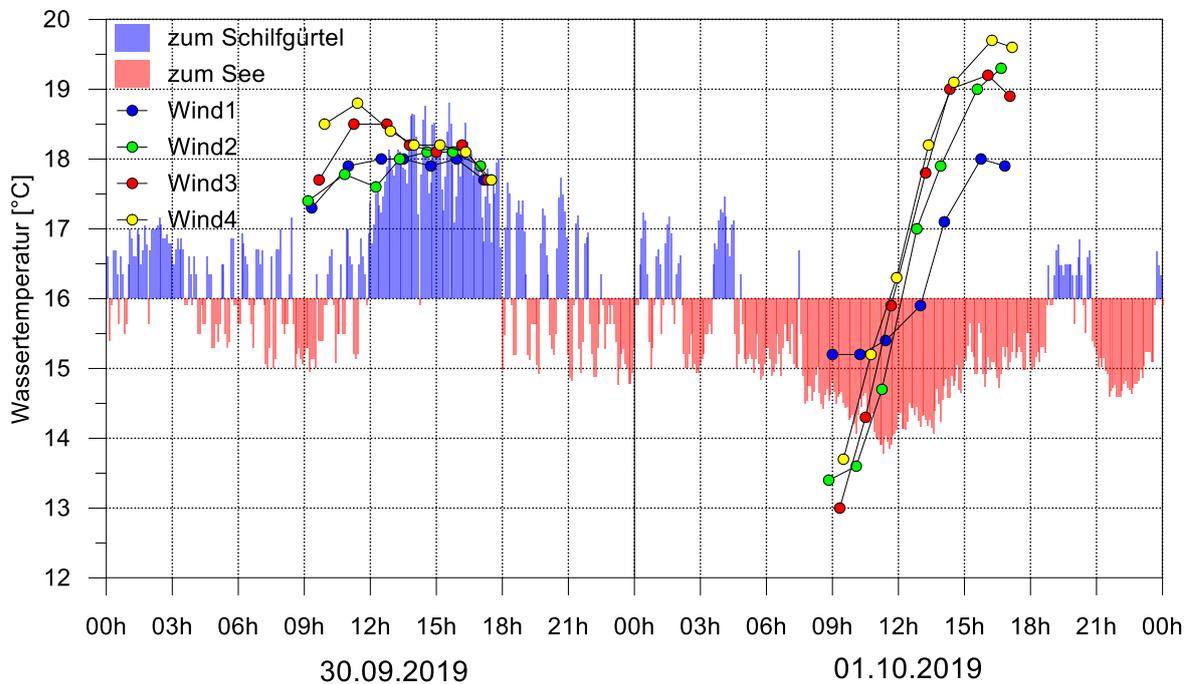


Abb. 55. Wassertemperatur beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 55. Water temperature during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Die gemessenen **Sauerstoffgehalte** und **-sättigungen** zeigten ebenso wie die Temperatur eine typische diurnale Veränderung (Abb. 56 und Abb. 57). Der erste Tag (welcher deutlich bewölkt war) wies einen leichten Anstieg sämtlicher Sauerstoffgehalte im Tagesverlauf erkennen, wobei sich die Kurve ab Mittag rasch abflachte und alle O₂-Werte zwischen 8 und 9 mg L⁻¹ blieben. Am zweiten Tag waren alle Werte zu Beginn zwischen 7,3 und 7,9 mg L⁻¹ und zeigten im weiteren Verlauf ein deutliche Zunahme im Kanal (Maximalwerte um 14:30 Uhr von rund 10,5 mg L⁻¹ bei Wind2 und Wind3, von 11,8 mg L⁻¹ bei Wind4), weniger stark im See (Maximalwert um 14:30 Uhr 8,8 mg L⁻¹). Die Werte der Stellen im Kanal zeigen am Nachmittag Übersättigungen von bis zu 130 % (Stelle Wind4) an, die mit der Sauerstoffproduktion der Algen zusammenhängen. Am weiteren Nachmittag sanken die Werte wieder leicht an den Stellen Wind1 und Wind2 ab. Wesentlich deutlicher fielen die Sauerstoffgehalte aber an den Stellen Wind4 (um 1,5 mg L⁻¹) und Wind3 (um 2 mg L⁻¹) ab. Die aus den hinteren Schilfgürtelbereichen mitgeführte Trübe könnte als Erklärung – begünstigt durch die höheren Temperaturen – mit einem höheren Sauerstoffverbrauch einhergegangen sein.

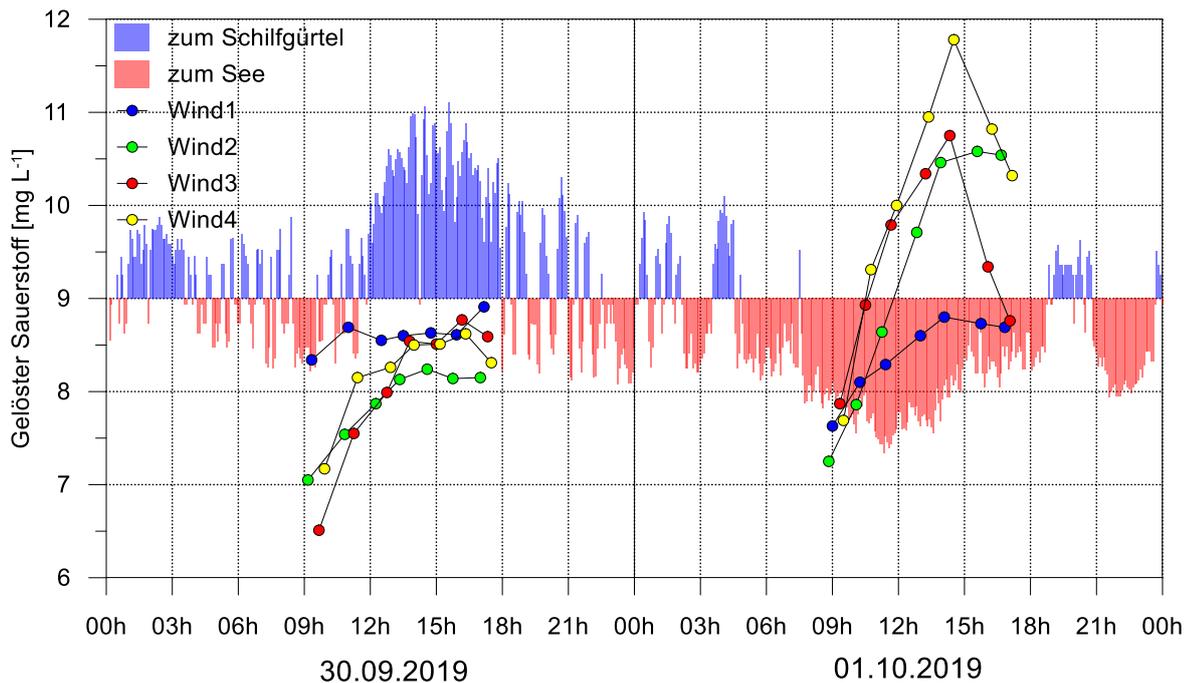


Abb. 56. Gelöster Sauerstoffgehalt beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 56. Dissolved oxygen during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

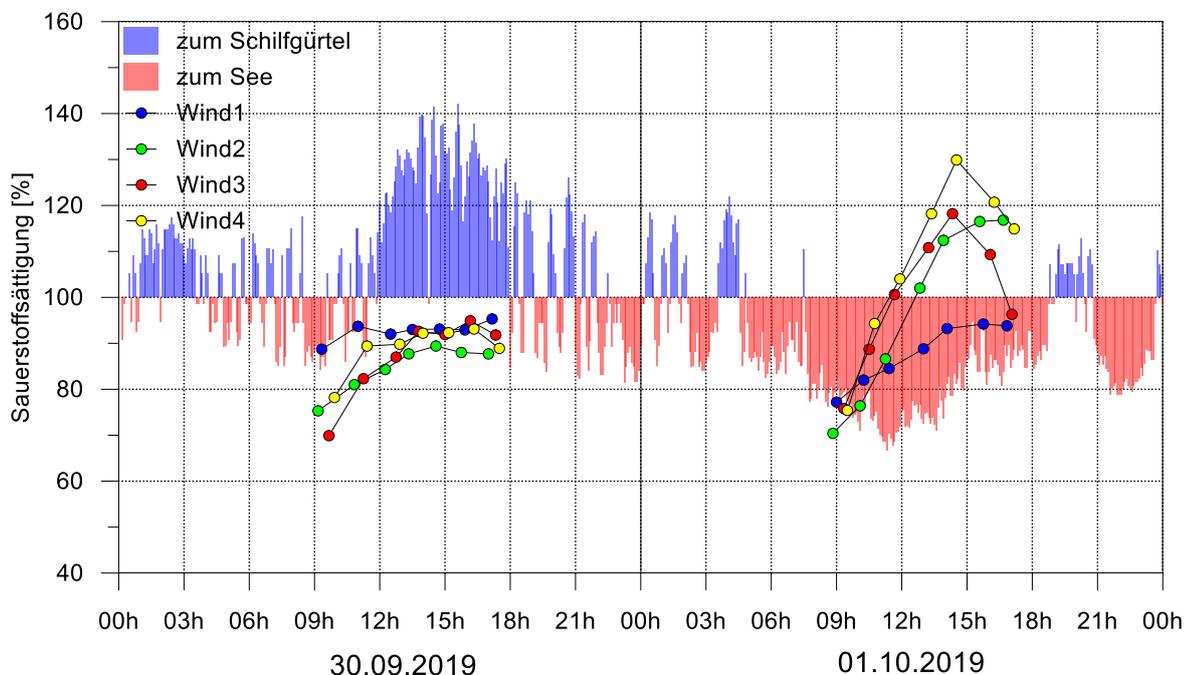


Abb. 57. Sauerstoffsättigung [%] beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 57. Oxygen saturation [%] during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Die **pH-Werte** ließen am ersten Tag wenig Variation erkennen, sämtliche Werte schwankten meist zwischen pH 8,95 und pH 9,00 (Abb. 58). Am zweiten Tag waren die Werte der Stelle Wind1 auch zumeist in diesem Bereich. Eine etwas deutlichere Veränderung wurde im Kanal gemessen. Hier waren die pH-Werte zu Beginn etwas höher. Während die Stellen Wind2 und Wind4 den Tag über rund um 9,05 schwankten, fiel der pH-Wert an der Stelle Wind3 kontinuierlich von 9,10 auf unter pH 9,00 ab. Insgesamt betrachtet waren alle Werte in einem sehr engen Bereich, sodass Trends oder Veränderungen aufgrund der relativ hohen Messunsicherheit wenig Aussagekraft haben.

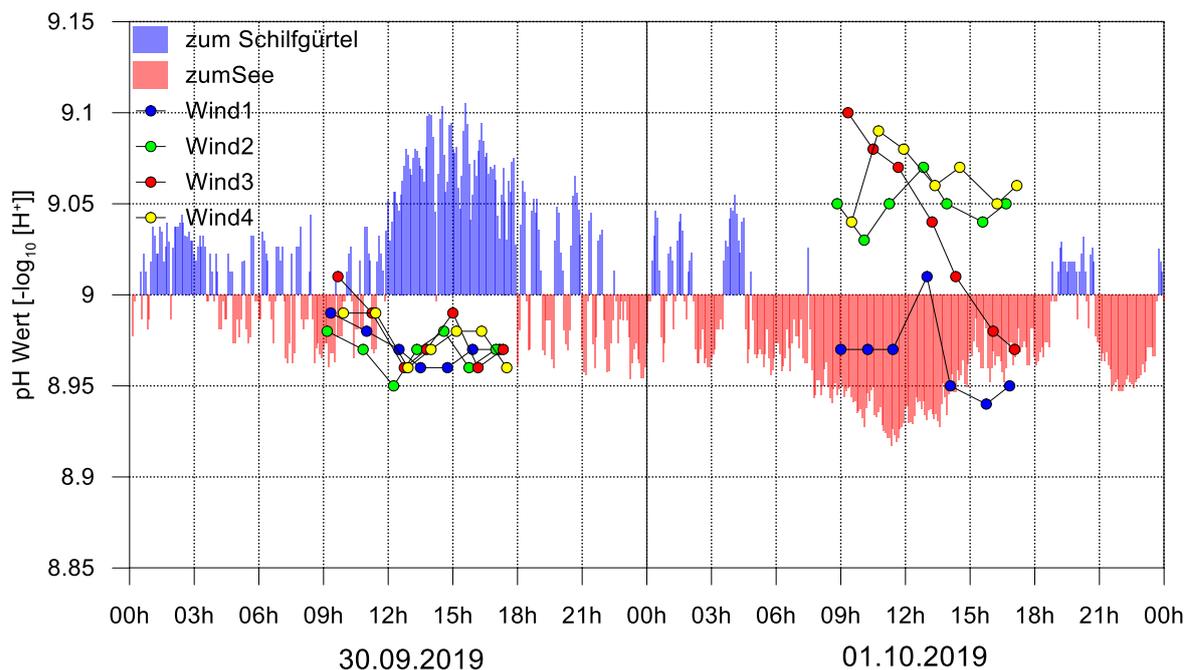


Abb. 58. pH-Werte beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 58. pH values during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Die Entwicklung der **elektrischen Leitfähigkeit** ist von größerem Aussagewert, da die hinteren Schilfgürtelbereich von einer höheren Leitfähigkeit gekennzeichnet sind als der See und daher Wasseraustauschprozesse leichter nachvollzogen werden können. Die Grafik der Leitfähigkeit (Abb. 59) und jene der **Chloridwerte** (Abb. 60) ähnelten sich sehr stark durch die Korrelation dieser Parameter, daher werden sie hier gemeinsam besprochen.

Zu Beginn des ersten Tages lag die von der Einströmung noch unbeeinflusste Situation vor, daher wurden erwartungsgemäß in den hinteren Kanalbereichen Wind3 (L_f 3560 $\mu\text{S cm}^{-1}$) und Wind 4 (L_f 3440 $\mu\text{S cm}^{-1}$) höhere Leitfähigkeiten und Chloridgehalte gemessen als bei Wind2 (L_f 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) und im See bei Wind1 (L_f 2820 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Nach dem Einströmbeginn

des Seewassers in den Kanal glichen sich die Leitfähigkeits- und Chloridwerte zuerst um 12 Uhr bei Wind2, dann um 15 Uhr bei Wind3 und Wind4 jenen des (einen leichten Anstieg aufweisenden) Seewassers der Stelle Wind1 an. Am Ende der Aufnahmen wiesen alle Stellen eine sehr ähnliche Leitfähigkeit ($2850 \mu\text{S cm}^{-1}$) bzw. einen ähnlichen Chloridgehalt auf (329 mg L^{-1}).

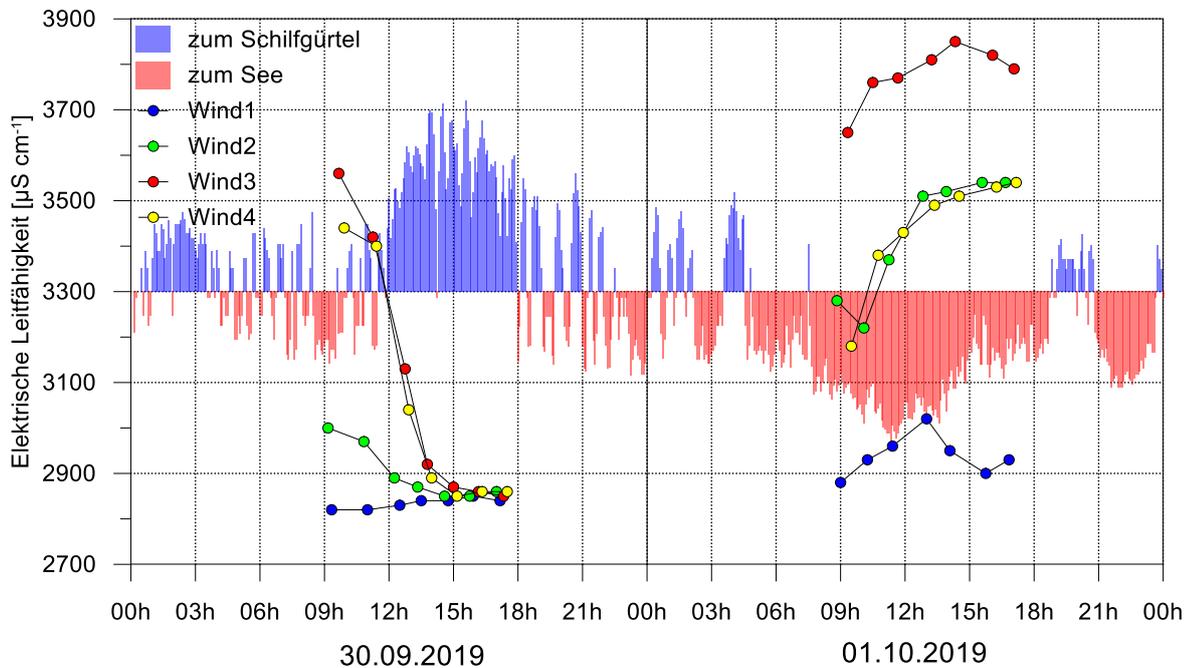


Abb. 59. Elektrische Leitfähigkeit (Lf_{25}) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 59. Electrical conductivity (Lf_{25}) during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Der zweite Tag zeigte zu Beginn bereits wieder eine veränderte Ausgangssituation, da die Ausströmung aus dem Schilfgürtel vor Beginn der Erhebungen begonnen hatte. Wieder waren Lf und Cl an der Stelle Wind3 am höchsten ($Lf 3650 \mu\text{S cm}^{-1}$, $Cl 425 \text{ mg L}^{-1}$), die Werte im See bei Wind1 am niedrigsten ($Lf 2880 \mu\text{S cm}^{-1}$, $Cl 330 \text{ mg L}^{-1}$). Diesmal jedoch zeigten die Stellen Wind2 und Wind4 zu Beginn sogar eine umgekehrte Reihenfolge, da Wind2 sogar eine geringfügig höhere Leitfähigkeit aufwies als Wind4. Möglicherweise deutet das darauf hin, dass der wenig angebundene südliche Seitenkanal, in dem höhere Leitfähigkeiten zu erwarten sind (vgl. mit der regulären Stelle IL6, siehe Teilbericht 3) eine größere Rolle für den Wasseraustausch spielt als zunächst angenommen. Jedenfalls blieben die Lf - und Cl -Werte beider Stellen Wind2 und Wind4 den Tag über in einem sehr ähnlichen Bereich. Alle Stellen im Kanal zeigten im Tagesverlauf bis zu Mittag einen Anstieg der Werte, welcher dann abflachte. An den Stellen Wind2 und Wind4 erreichte die Leitfähigkeit $3540 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($Cl \sim 406 \text{ mg L}^{-1}$), an der Stelle Wind 3 bis zu maximal $3880 \mu\text{S cm}^{-1}$

(Cl 455 mg L⁻¹). Hier war nach 14:20 Uhr sogar wieder eine leichter Rückgang der Werte messbar. Im See waren an der Stelle Wind₁, da es sich um den Ausströmbereich des Kanals handelte, ebenfalls leicht höhere Werte um die Mittagszeit gemessen (maximal Lf 3020 µS cm⁻¹, Cl 346 mg L⁻¹), sie blieben aber deutlich geringer als die Werte im Kanal.

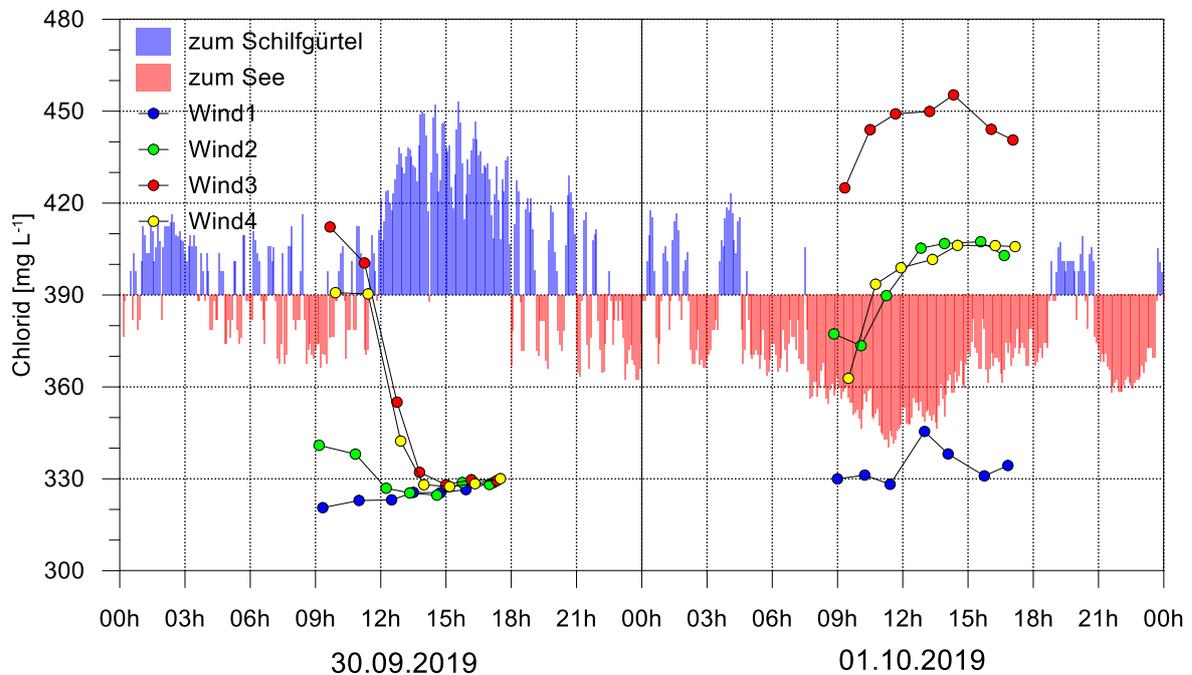


Abb. 60. Chloridgehalt beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind₂ in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 60. Chloride concentration during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind₂ is shown.

Bei den **Phosphorfraktionen** wird hier im Detail nur auf die TP-Ergebnisse eingegangen, da die **SRP**-Gehalte meist zu niedrig waren (geringer als die Mindestbestimmungsgrenze von 3 µg L⁻¹; Abb. 61). Es ist aber zumindest darauf hinzuweisen, dass der Verlauf der Konzentrationen ungeachtet der sehr niedrigen Werte von 1–3 µg L⁻¹ am ersten Tag zumindest jenem der Chlorid-Konzentrationen ähnelt. Das kann als Bestätigung der zuvor beschriebenen Strömungen gesehen werden und zugleich als Hinweis, dass die Erkenntnisse aus den Leitfähigkeits- und Chlorid-Messungen teilweise auch auf den gelösten Phosphor übertragbar sein könnten.

Die Entwicklung der **Totalphosphor**-Konzentration (**TP**) ist in Abb. 62 dargestellt. Der Verlauf im See zeigte, ausgehend von rund 80 µg L⁻¹, einen anfänglichen Abfall kurz vor Mittag und im Verlauf des Nachmittages einen steilen Anstieg auf bis zu 180 µg L⁻¹, dem Maximum des Tages um 17:10 Uhr. Der starke Nordwestwind ließ zu dieser Zeit hohe Wellen in die Illmitzer Bucht und in den Mündungsbereich des Kanals rollen und hatte entsprechend viel Sediment aufgewirbelt. Im Kanal zeigte sich ein komplexeres Bild. Zu Beginn und noch bis

13:20 Uhr lag der TP-Gehalt bei Wind2, der seenächsten Stelle, relativ konstant bei $43 \mu\text{g L}^{-1}$. Dann wurde hier der Anstieg durch das einströmende Seewasser offenbar und die Werte erreichten ihr Maximum um 17:00 Uhr mit $87 \mu\text{g L}^{-1}$. Bei den zwei hinteren Stellen im Kanal, Wind3 und Wind4, verliefen die TP-Ganglinien nahezu identisch. Zu Beginn waren sie noch leicht unterschiedlich (Wind3 TP $63 \mu\text{g L}^{-1}$, Wind4 TP $71 \mu\text{g L}^{-1}$), doch schon ab der zweiten Probenserie zeigten beide Stellen fast denselben Wert und damit das vermischte, durch den Hauptkanal einströmende, Wasser an. Kurz vor 14 Uhr lag der TP-Gehalt an beiden Stellen bei $43 \mu\text{g L}^{-1}$ und war damit genau so hoch wie er zu Beginn an der Stelle Wind2 war. Bis 16:15 Uhr blieb er etwa in diesem Bereich, bevor auch hier ein deutlicherer TP-Anstieg um 17:30 Uhr zu verzeichnen war.

Der zweite Tag zeigte im See an der Stelle Wind1 von Beginn der Untersuchungen weg eine Steigerung des TP-Gehaltes von $51 \mu\text{g L}^{-1}$ bis zu einem um 14 Uhr gemessenen Maximum von $207 \mu\text{g L}^{-1}$ an. Nach diesem Zeitpunkt fielen die TP-Konzentrationen wieder ab. Im Kanal lagen zu Beginn an allen drei Stellen ähnliche TP-Gehalte vor (44 bis $49 \mu\text{g L}^{-1}$). An allen drei Stellen konnten im (aus den hinteren Bereichen nachströmenden) Wasser langsam steigende TP-Werte festgestellt werden. Während der Anstieg an den Stellen Wind2 und Wind4 recht linear verlief und am Ende der Untersuchungen den höchsten Wert erreichte (mit 78 bzw. $75 \mu\text{g L}^{-1}$), blieb er an der Stelle Wind 3 länger flach auf einem Niveau von rund $54 \mu\text{g L}^{-1}$ und stieg erst ganz zum Schluss der Erhebungen bis auf $96 \mu\text{g L}^{-1}$.

Die Entwicklung des **partikulären Materials** PM (Abb. 63) wies eine ähnliche Ganglinie wie die TP-Werte auf, welche vorwiegend partikelgebunden und daher mit dem PM korreliert sind. Von seinen beiden Fraktionen, dem organischen partikulären Material POM (Abb. 65, in Abb. 66 als Prozentsatz des PM) und dem anorganischen partikulären Material PIM (Abb. 64) wies vor allem letztere fast dieselbe Ganglinie wie das PM auf und korrelierte sehr hoch damit ($r > 99,8$). Daher war bei beiden Parametern PM und PIM im See (Wind1) ein starker Anstieg zu beobachten, welcher mit der zunehmenden Aufwirbelung des Sediments durch die windbedingte Wasserbewegung erklärbar ist. Parallel dazu sank der Anteil der organischen Fraktion (POM als Glühverlust) von 24% auf 15% .

Der erste **PM-Messwert** an der Stelle Wind1 um 09:20 Uhr lag bei 41mg L^{-1} und wie beim TP sank auch hier der PM Wert zunächst ab (32mg L^{-1}), bevor der steile Anstieg erfolgte und um 17:10 Uhr mit 321mg L^{-1} der höchste Wert des Tages gemessen wurde (Abb. 63). Der Anstieg der Werte im See war auch an der Stelle Wind2 erkennbar. Hier lagen die Ausgangswerte bei 20mg L^{-1} und etwa um 14:30 Uhr wurde der Einfluss durch das einströmende Seewasser deutlich (51mg L^{-1}). Die Werte stiegen weiter bis auf maximal 123mg L^{-1} um 17 Uhr. An den hinteren Stellen im Kanal (Wind3 und Wind4) waren die PM-Gehalte (v.a. an der Stelle Wind3: 16mg L^{-1}) anfangs niedrig und blieben bis 14 Uhr unter 40mg L^{-1} . Danach war an beiden Stellen ein Anstieg bis auf 54 (Wind3) bzw. 64mg L^{-1} (Wind4) messbar.

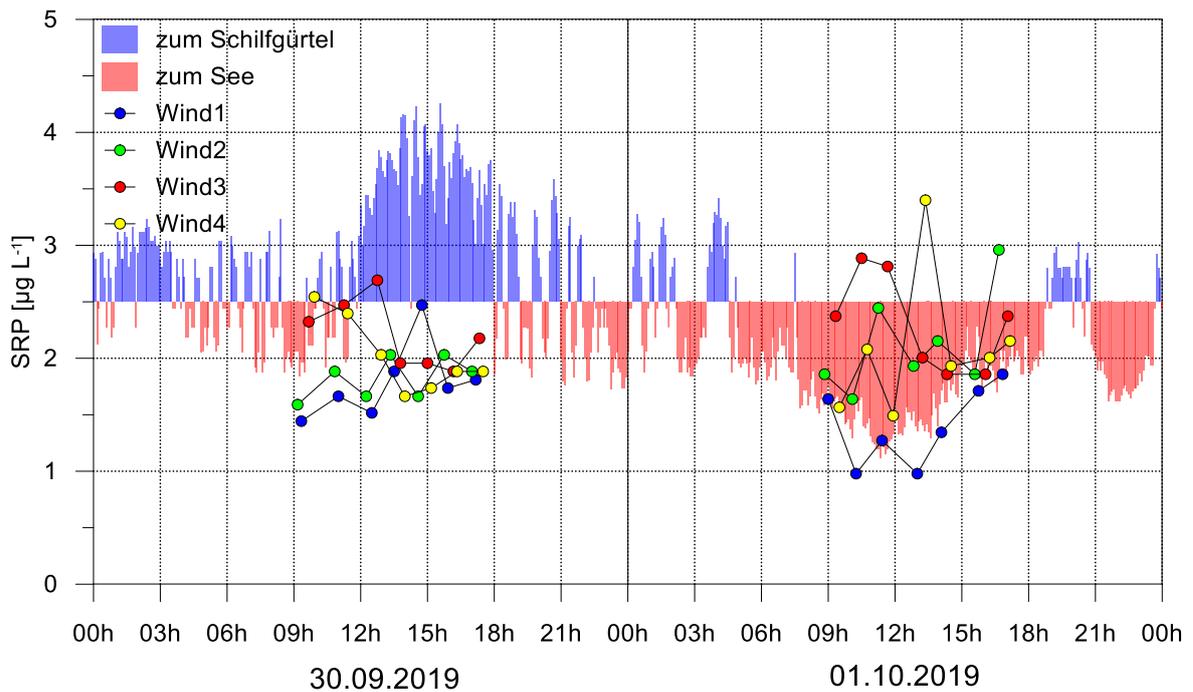


Abb. 61. Gelöster reaktiver Phosphor (SRP) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 61. Soluble reactive phosphorus (SRP) during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

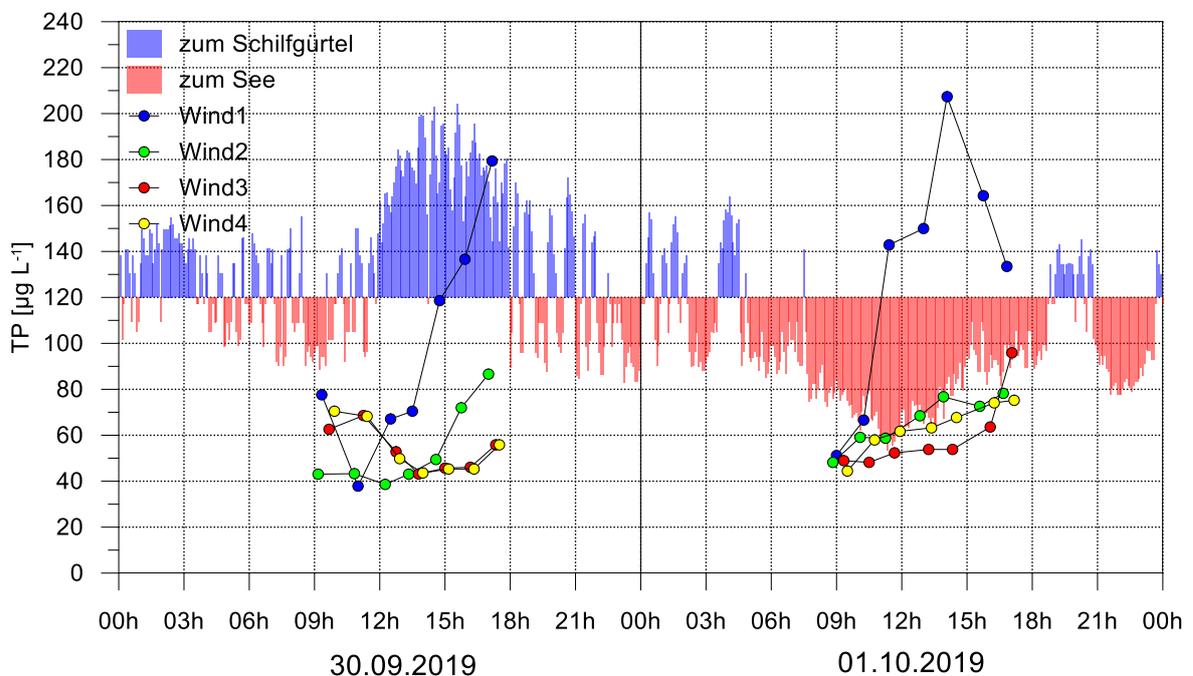


Abb. 62. Totalphosphor (TP) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 62. Total phosphorus (TP) during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

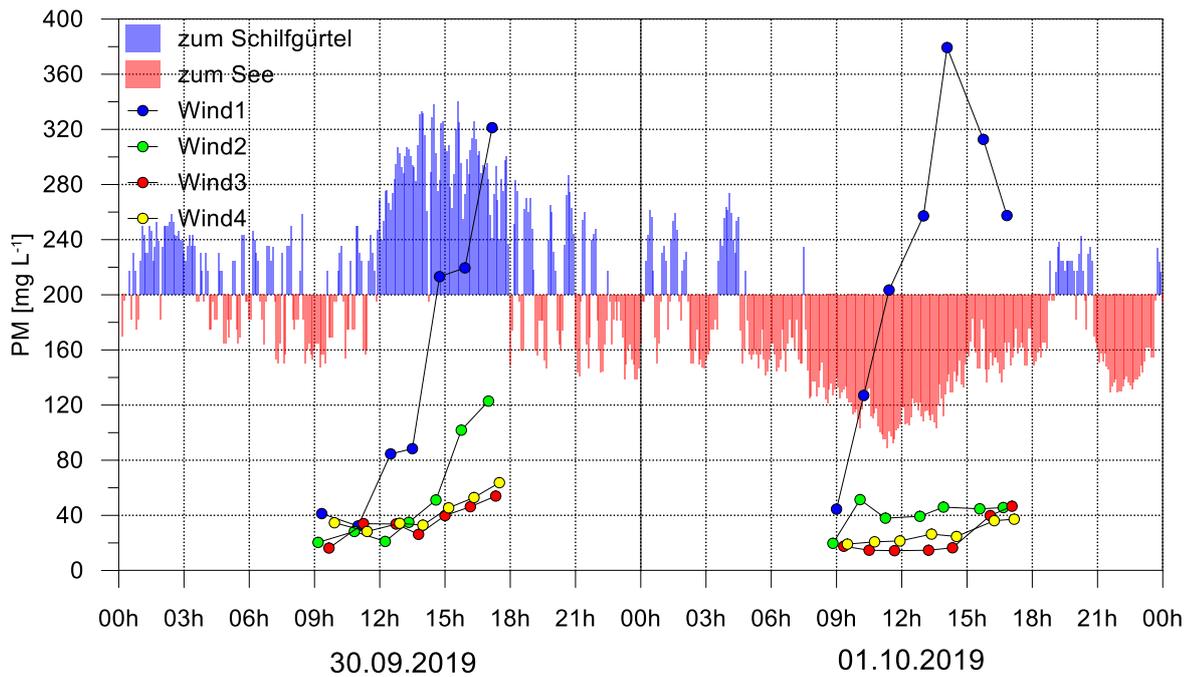


Abb. 63. Partikuläres Material (PM) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 63. Particulate matter (PM) during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

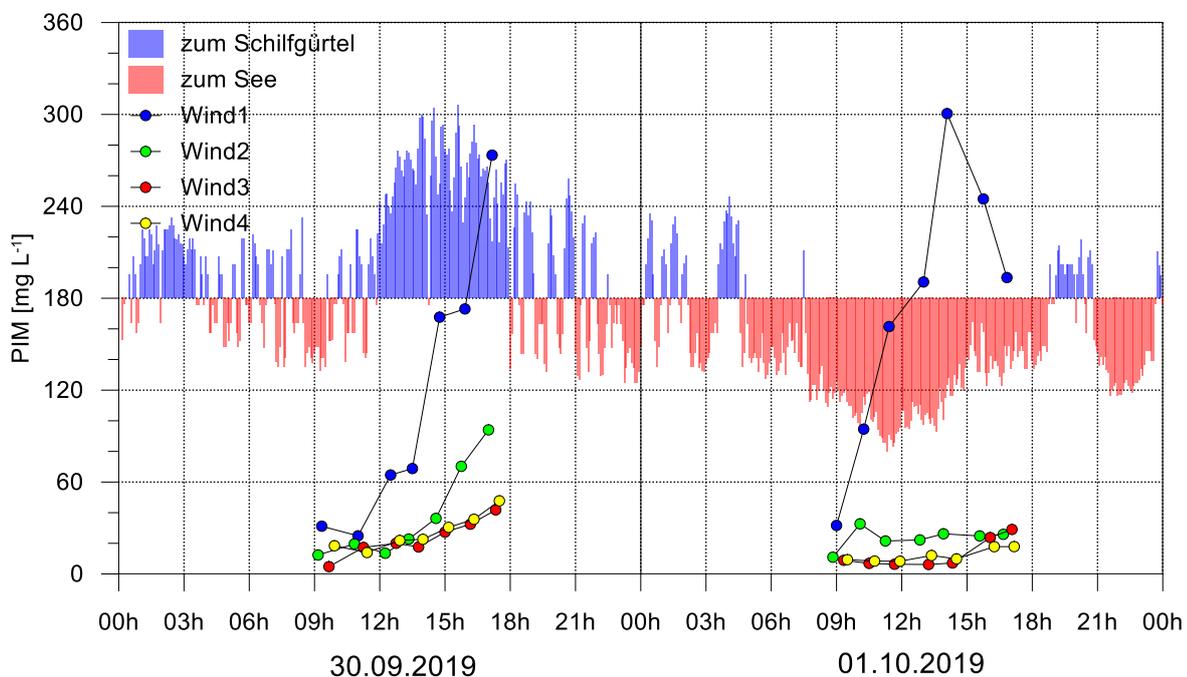


Abb. 64. Partikuläres anorganisches Material (PIM) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 64. Particulate inorganic matter (PIM) during wind event. For comparison (and without axis), water level difference between WindB and mean water level as an indicator for current direction reed belt (blue) or lake (red) in Abb. 52 is shown.

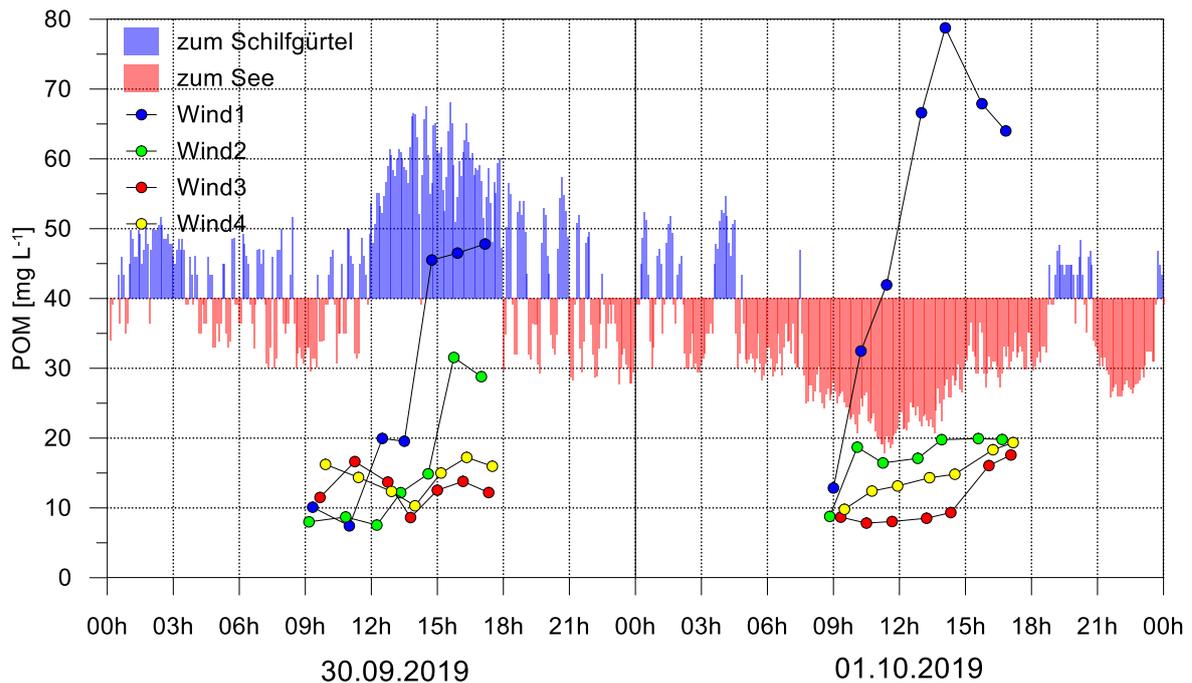


Abb. 65. Partikuläres organisches Material (POM) beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 65. Particulate organic matter (POM) during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Am zweiten Tag waren die Ausgangswerte wieder ähnlich wie am ersten Tag. Die Stelle im See Wind1 zeigte, dass sich die schwereren Bestandteile des suspendierten Feinsediments über Nacht abgesetzt haben mussten, denn der PM-Gehalt war wieder niedrig (45 mg L^{-1}) bei einem (für den See) relativ hohen organischen Anteil von rund 29%. Mit dem Einsetzen des Windes stieg auch an diesem Tag der PM-Gehalt massiv an und übertraf um 14 Uhr mit 379 mg L^{-1} sogar noch den Höchstwert des Vortages.

Diese Entwicklung war überraschend, denn der Eindruck vor Ort am zweiten Tag zeigte weitaus weniger heftige Wasserbewegungen in der Illmitzer Bucht als am ersten Tag. Danach sank der PM-Gehalt wieder auf 258 mg L^{-1} ab. Im Kanal waren die anfänglichen PM-Werte bereits allesamt unter 20 mg L^{-1} , die Ausströmung hatte schon begonnen und transportierte bereits geringer konzentriertes Wasser in Richtung See. Hier zeigte sich nun ein nicht erwarteter Unterschied: während in den hinteren Bereichen alle Werte über längere Zeit (bis 14:30 Uhr) relativ niedrig blieben (Wind3: $14 - 18 \text{ mg L}^{-1}$, Wind4: $19 - 26 \text{ mg L}^{-1}$), blieben die PM-Werte der nächsten Stelle Richtung See, Wind2, (nach einem Anfangswert von 20 mg L^{-1}) bis zum Ende auf einem deutlich höheren Niveau von 38 bis 51 mg L^{-1} . Auch dies deutet möglicherweise auf einen Zufluss über den südlich gelegenen Kanal hin. Ab 16 Uhr waren auch bei den Stellen Wind3 und Wind 4 höhere PM-Gehalte zu verzeichnen – aufgrund der noch immer sichtbaren Strömung in Richtung See eine autochthon entstandene

Trübe. Der höchste Wert an der Stelle Wind3 lag dabei mit 47 mg L^{-1} etwas über jenem der Stelle Wind4 (37 mg L^{-1}).

Die Entwicklung des **anorganischen PIM** spiegelte fast genau jene des PM wider, nur mit geringeren Werten, und soll daher hier nicht im Detail beschrieben werden. Die **organische Fraktion POM** bietet hingegen weitere Hinweise (Abb. 65, Abb. 66). Im Seewasser nimmt diese meist einen deutlich geringeren Anteil ein, in den hinteren Schilfgürtelbereichen einen höheren. Genau eine solche Ausgangssituation lag am ersten Tag zu Beginn vor. Während an der Stelle Wind3 über 70 % organischen Anteils im Wasser schwebten, waren es bei Wind4 rund 50 %, bei Wind2 40% und im See nur etwa 25 %. Im Laufe des Tages sank der %Gehalt an POM aller Stellen im Kanal stark ab und erreichte am Ende der Probenahme etwa 24 %, also einen fast gleichen Anteil wie den Ausgangswert im See. Am zweiten Tag hingegen stieg an den Stellen Wind3 und Wind4 der %POM Gehalt – ausgehend von bereits höheren Werten rund um 50 %, denn die Ausströmung hatte bereits begonnen – bis zum Nachmittag weiter an. Bei den Probenerserien #13 und #14 konnte hingegen bei der gleichzeitigen PM-Steigerung im Wasser aus den hinteren Bereichen auch eine Abnahme des %POM-Gehaltes gemessen werden. Auch dies deutet auf die Entstehung einer autochthonen Trübe in den Blänken aus absedimentierten Partikeln hin. An der Stelle Wind2 blieb der POM-Anteil meist konstant knapp unter 45 %.

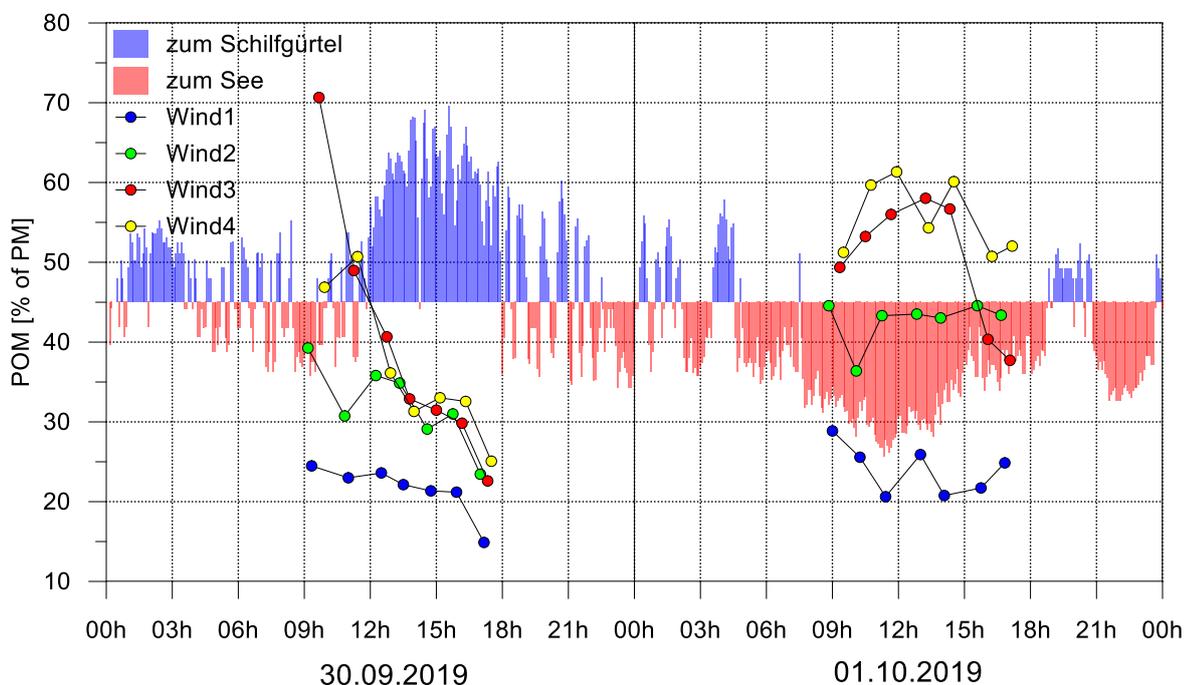


Abb. 66. Partikuläres organisches Material (POM) als % von PM beim Windereignis. Zum Vergleich (und ohne Achse) die berechnete Strömungsgeschwindigkeit an der Stelle Wind2 in Richtung Schilfgürtel (blau) oder See (rot).

Figure 66. Particulate organic matter (POM) as % of PM during wind event. For comparison (and without axis), the calculated water current speed and direction reed belt (blue) or lake (red) at the site Wind2 is shown.

Von Interesse ist schließlich die vergleichende Betrachtung der Verläufe von Schwebstoffen und Gesamtphosphor (Abb. 67). Grundsätzlich sind diese beiden Parameter eng miteinander korreliert, da ein großer Anteil des Phosphors an Schwebstoffe gebunden ist und damit als partikuläre Fraktion vorliegt (vgl. Teilbericht 3). Die Messwerte aus dem Windereignis fügen sich gut in das allgemeine Bild der Korrelation. Allerdings lassen sich deutlich die Messwerte der beiden Probenahmetage des Windereignisses an den Messstellen Windo2 bis Windo4 unterscheiden (im See an der Stelle Windo1 ist kein Unterschied der Messreihen der beiden Tage zu erkennen): bei gleichem Schwebstoff-Gehalt sind signifikant höhere Phosphorkonzentrationen in der Wassersäule vorhanden.

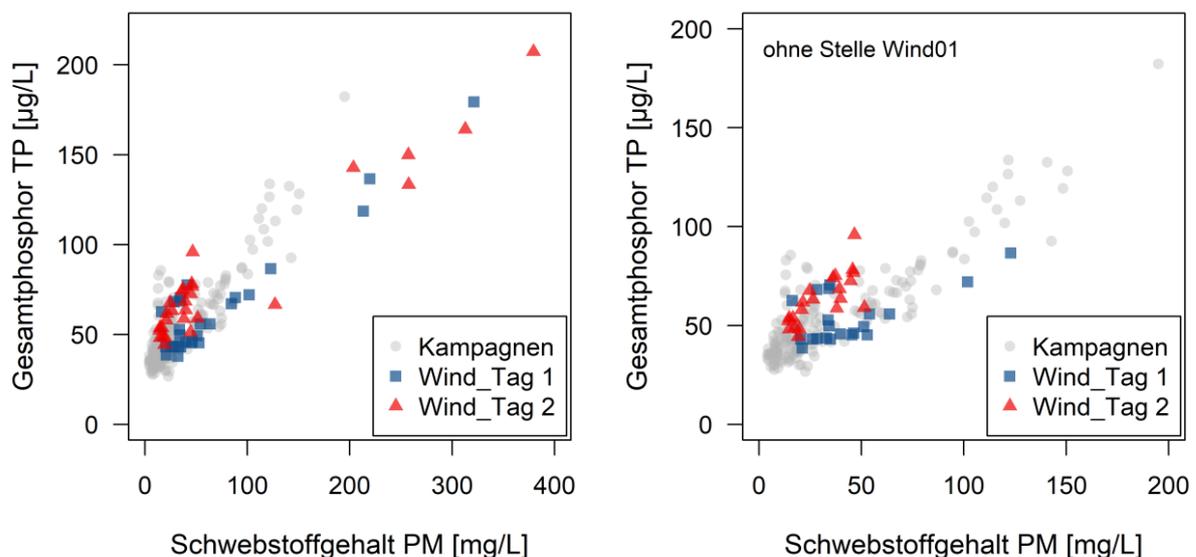


Abb. 67. Gegenüberstellung von Schwebstoffgehalt und der Gesamtphosphor-Konzentration beim Windereignis. Zum Vergleich sind die Messwerte aus den fünf regulären Kampagnen als graue Symbole im Hintergrund dargestellt.

Figure 67. Correlation between particulate matter and total phosphorus during the wind event. For comparison, the data from the five regular campaigns are shown as grey symbols in the back.

Dieser Befund kann auf zweierlei Weise interpretiert werden:

- Die Phosphorbeladung der Schwebstoffe ist am zweiten Tag höher als am Vortag. Das würde bedeuten, der TP-Anstieg wäre das Ergebnis eines entsprechenden Anstiegs an partikulärem Phosphor.
- Am zweiten Tag ist eine höhere Konzentration an gelöstem Phosphor im Wasser vorhanden. Vom ersten auf den zweiten Tag wäre es demnach zu einer Verschiebung der relativen Anteile von partikulär gebundenem und gelöstem Phosphor gekommen.

(Denkbar ist natürlich auch eine Kombination beider Möglichkeiten.)

Leider geben die Daten zur Klärung dieser spannenden Frage keine Antwort, da beim Phosphor nur die Orthophosphat-Konzentration erhoben wurde, diese jedoch, wie oben beschrieben, fast durchwegs unter der Bestimmungsgrenze liegt. Analysen des gesamten gelösten Phosphors (DP) wurden nicht durchgeführt.

Für Fragen zum Stoffaustausch zwischen offenem See und Schilfgürtel ist dieser Befund von großem Interesse. Selbst wenn man von einem gleich hohen Schwebstoff-Ein- und Ausstrag ausgeht (gleiche PM-Gehalte beim Ein-/Ausströmen), so wäre dies nicht zwingend mit gleich hohen Phosphorfrachten verbunden. Auch wenn diesem Punkt auf Grundlage der Daten aus dem Windereignis nicht nachgegangen werden kann, so findet die zweite Interpretation doch in den Befunden anderer Untersuchungen eine Bestätigung (siehe dazu Ausführungen in Kap. 3.3.2 des Teilberichts 3). Sie würde zudem die von Wolfram & Herzig (2013) aufgestellte Hypothese zum wechselweise stattfindenden Ein- und Ausstrag von partikulär gebundenem und gelöstem Phosphor stützen.

3.6 Schadstoffe

Pollutants

Aus der Charakterisierung der Schadstoffbelastung (Bericht 3) war ersichtlich, dass die Konzentration der gelösten Metalle im Freiwasser des Sees generell höher ist als in der Wassersäule im Schilfgürtel. Das wurde durch den Vergleich der Ausgangskonzentrationen auch für das Windereignis bestätigt (Abb. 68). Die Ergebnisse der Mischproben zeigen, dass in der ersten Phase des Windereignisses und durch die konsequente Strömung vom Freiwasser mit höherer Konzentration in den Schilfgürtel die gelöste Konzentration von Metallen in den Kanälen gestiegen ist. Sie zeigen auch, dass die Konzentration in den Kanälen bei der Rückströmung niedriger als die Ausgangskonzentration war. Zu diesem Zeitpunkt strömt Wasser mit geringeren Konzentrationen aus dem Schilfgürtel in Richtung See. Insgesamt strömte also zu Beginn des Windereignisses mit gelösten Schwermetallen höher belastetes Seewasser in den Schilfgürtel und bei der Rückströmung wird geringer belastetes Wasser aus dem Schilfgürtel in den See transferiert. Damit gab es neben dem Eintrag von partikulär gebundenen Metallen über den Nettoeintrag von Schwebstoffen tendenziell auch eine Verfrachtung von gelösten Metallen aus dem See in den Schilfgürtel.

Die Ergebnisse für die organischen Spurenstoffe in den unfiltrierten Proben zeigen im Gegensatz zu den gelösten Metallen unterschiedliche Muster und deuten je nach Stoff auf die Dominanz von verschiedenen Prozessen hin. Abb. 69 stellt die Ergebnisse für PFOA, PFOS, für einen weniger stark adsorbierbaren PAK (Naphthalin) bzw. für einen stark adsorbierbaren PAK (Benzo(a)pyren) dar.

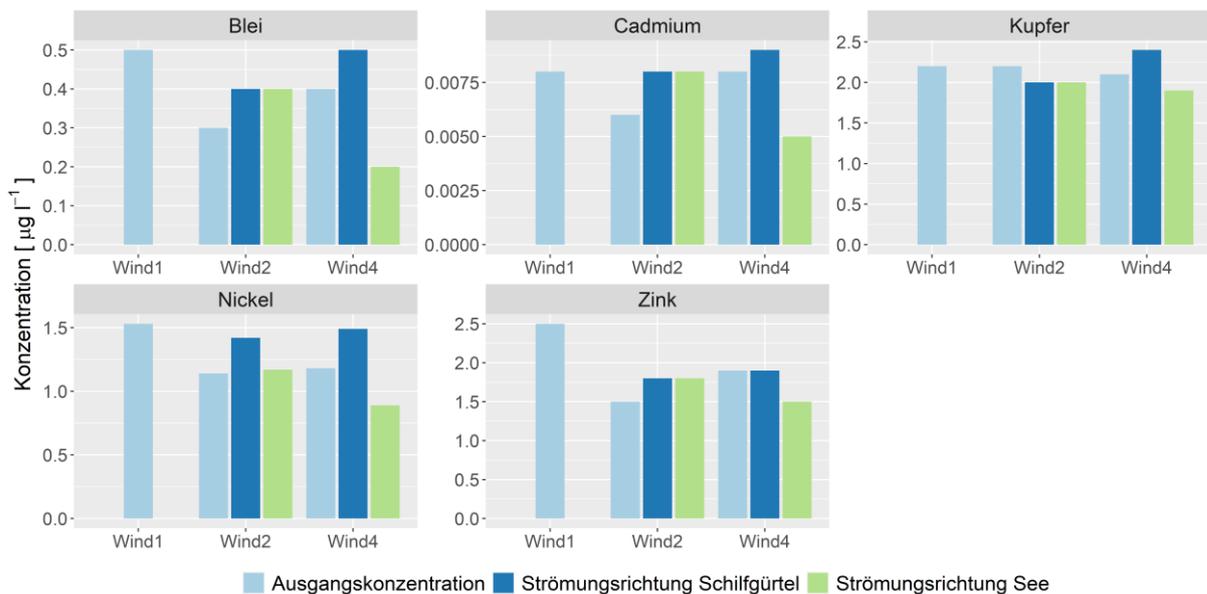


Abb. 68. Messergebnisse für Metalle in der gelösten Phase in den Ausgangsproben bzw. in den Mischproben, die dem Verlauf des Windereignisses entsprechen.

Figure 68. Measured concentrations of dissolved metals in the initial samples and in the composite samples, which correspond to the different wind event stages.

Von den Ausgangskonzentrationen für Naphthalin zeigt die Stelle Wind4 im hinteren Bereich den höchsten Wert. Das deutet darauf hin, dass es für diesen Stoff vor Beginn des Windereignisses eine höhere Konzentration im Schilfgürtel gab als im Freiwasser des Sees. Das würde auch die höheren Werte erklären, die bei der Rückströmung im Kanal gemessen wurden, weil aus der Analyse der Leitfähigkeit angenommen werden kann, dass bei der Rückströmung nicht Seewasser, sondern vor allem Schilfgürtelwasser in Richtung See strömte. Da der Transfer von Naphthalin relativ unabhängig vom Schwebstofftransport ist, könnte man für diesen Stoff aufgrund dieser Ergebnisse einen Netto-Transport in den See annehmen. Für PAKs wie Benzo(a)pyren hängt die gemessene Konzentration umgekehrt sehr stark von der in der Probe enthaltenen Trübe an. Die Ergebnisse zeigen eine messbare Konzentration vor Beginn des Windereignisses im vorderen Bereich im Kanal und nur Werte unter BG danach. Die Mehrheit von Messergebnissen unter der BG erschwert eine klare Aussage. Allerdings kann man für leicht adsorbierbare Stoffe generell einen vom Schwebstofftransfer getriebenen Netto-Transport in den Schilfgürtel annehmen.

Für PFOA wurden in der Charakterisierung der Wassersäule die höchsten Konzentrationswerte im Schilfbereich Mörbisch und Illmitz gemessen. Das wurde vom Vergleich der Ausgangskonzentrationen vor Beginn des Ereignisses bestätigt, da der höchste Wert im hinteren Bereich an der Stelle Wind4 gemessen wurde. Auf ähnliche Weise wie für Naphthalin waren die Konzentrationen an Wind2 und Wind4 bei der Rückströmung höher als bei der Hineinströmung und das könnte auf einen Netto-Transport in den See hinweisen. Anders

sehen die Ergebnisse für PFOS aus, wo weder räumlich oder zeitlich eindeutige Unterschiede in den Konzentrationen zu erkennen sind. Das ist aber nicht überraschend, da bei der Charakterisierung in Teilbericht 3 festgestellt wurde, dass die Konzentrationen für diesen Stoff ziemlich homogen in der Wassersäule des offenen Sees und des Schilfgürtels verteilt sind.

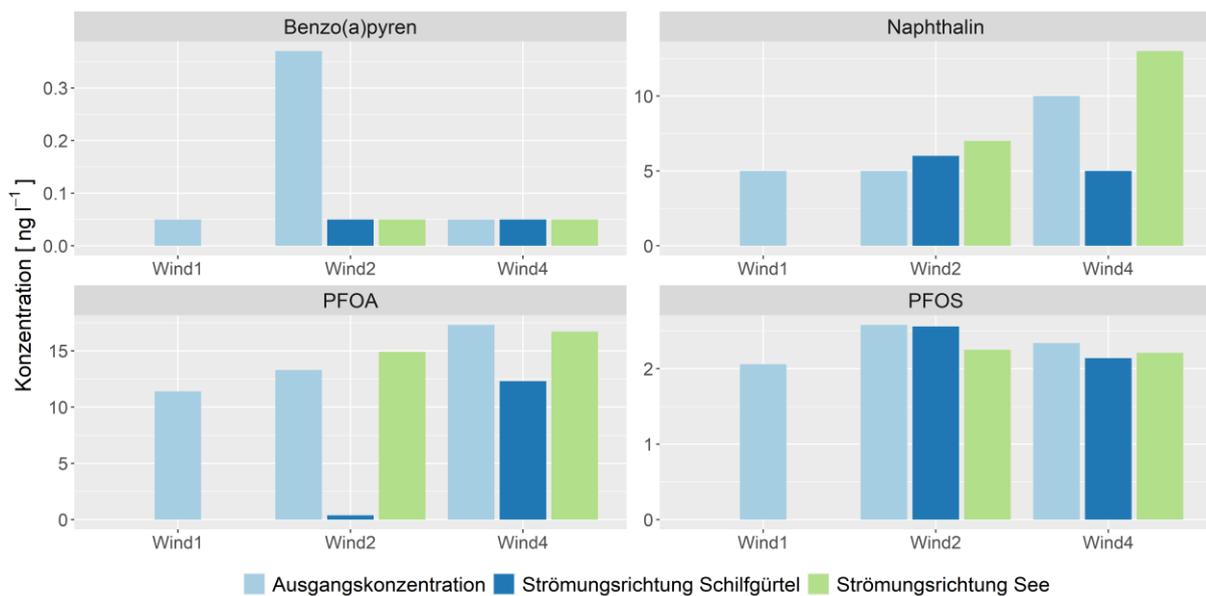


Abb. 69. Messergebnisse für ausgewählte PAK und PFC in den Ausgangsproben bzw. in den Mischproben, die dem Verlauf des Windereignisses entsprechen. Werte <BG wurden gleich BG für die graphische Darstellung gesetzt. Der Wert für die Konzentration von PFOA bei Wind2 bei Strömungsrichtung Schilfgürtel ist vermutlich ein analytischer Ausreißer.

Figure 69. Measured concentrations of selected PAK and PFC in the initial samples and in the composite samples, which correspond to the different wind event stages. Values <BG were set equal to the BG for the graphical representation. The value corresponding to the initial concentration of PFOA for Wind2 with current direction reed-belt is probably an analytical outlier.

3.7 Strömungs- und Frachtenmodellierung

Current and load modelling

3.7.1 Grundlagen

Basics

Anhand der vorliegenden Daten wurde versucht, ein Strömungs- und Frachtenmodell zu errechnen, um beispielhaft Ein- und Austräge aus dem Schilfgürtel zu berechnen. Als Parameter wurden PM und TP, daneben Chlorid als Plausibilitätsindikator verwendet. Zunächst erfolgte eine Abschätzung der Strömungsgeschwindigkeit während der Probenahmen im Kanal. Die beobachteten Strömungsgeschwindigkeiten wurden als Vergleichswerte für das im Folgenden beschriebene genauer aufgelöste Modell genommen.

Die **Berechnung der Strömungsgeschwindigkeit** erfolgte anhand der Daten der Wasserstände im 5 min-Intervall. Als Basis wurde die Fließformel nach Manning-Strickler verwendet (Jirka & Lang, 2009), analog zur Frachtenmodellierung für das Gebiet Mörbisch in Kap. 2.12 (Wasserqualitätsmessstationen; Details siehe dort). Der Kanal wurde vermessen und näherungsweise als gleichschenkeliges trapezförmiges Profil auf den untersten 0,2 m, darüber als Rechteckprofil im Modell angenommen. Als Strickler-Beiwert für die Rauheit im Kanal wurde ein k_{ST} von 35 angenommen, da die gerade Kanalführung (trotz fallweise auftretenden Schilfbewuchses) einen rascheren Wassertransport begünstigt und die Ergebnisse sehr gut zu den Beobachtungen passten. Die Wasserstandsdaten zwischen den Stellen WindA und WindB wurden für die Strömungsgeschwindigkeitsberechnungen verwendet. Da die Stelle Wind2 etwa in der Mitte zwischen den Punkten WindA und WindB liegt, sollte die Berechnung für die Stelle Wind2 passen.

Die Strömungsmodellierung wurde mit den Aufzeichnungen des Timelapse Videos vom Strömungsindikator an der Stelle WindB verglichen und für plausibel befunden (Abb. 70).



Abb. 70. Einzelbilder des Timelapse Videos vom Strömungsindikator an der Stelle WindB (Blickrichtung Norden). Links: Strömung Richtung Schilfgürtel am 30.09.2019, Mitte: wechselnde Strömungsrichtungen in der Nacht, rechts: Strömung Richtung See am 01.10.2019.

Figure 70. Single pictures of the time lapse video of the current indicator at the site WindB (viewing direction north). Left side: current towards reed belt on 30.09.2019, middle: changing current directions at night, right: current towards lake on 01.10.2019.

Basierend auf diesen Daten konnte der Wassertransport über den gesamten Zeitraum der Beprobung berechnet und für die Schwebstoffe (PM), Gesamtphosphor (TP) und Chlorid (Cl) auch Frachten abgeleitet werden. Dieses Modell wurde auf die Messwerte an der Stelle Wind2 angewendet, da der Kanal dort etwa denselben Querschnitt aufwies. Mit angepassten Parametern (z.B. verringerter Kanalquerschnitt, geringere Tiefe, anderes Wasserspiegelgefälle etc.) wurde dieses Modell auch für Wind3 und Wind4 berechnet. Um die Messwerte an das 5 min-Intervall des Strömungsmodells anzupassen, wurde zwischen den Messwerten jeder Probenserie linear interpoliert (um einen durchgehenden Vergleichszeitraum zu haben, näherungsweise auch in der Nacht, hier jedoch bei PM und TP mit einer quadratisch abfallenden Funktion). Als Beobachtungszeitraum für das Modell wurde die Zeit zwischen 09:55 Uhr am 30.09.2019 und 17:00 Uhr am 01.10.2019 festgelegt, da in diesem Zeitraum für die Parameter aller Stellen einigermaßen gut abgeschätzte Werte angenommen werden können.

Eine Berechnung der Unsicherheit des Modells wurde vorgenommen, indem die berechnete Strömungsgeschwindigkeit jeweils um 20% erhöht bzw. verringert wurde. Für die Kanalquerschnittsfläche wurde eine Schwankung von +10% und -10% angenommen. Die sich daraus ergebenden Wassertransportmengen wurden mit den (interpoliert berechneten) Messwerten von TP, PM, und Cl multipliziert, sowie mit den um die Messunsicherheit des Parameters (6% bei Chlorid, 3% bei PM und 10% bei TP) nach oben und unten korrigierten Werten. Damit ergaben sich für jedes 5 min-Zeitintervall 9 verschiedene Rechenergebnisse für den Durchfluss und 27 Messwertserien für PM, TP und Chlorid. Für jedes Zeitintervall wurde eine Standardabweichung berechnet. Der Mittelwert aller über den Beobachtungszeitraum berechneten Standardabweichungen wurde der Frachtberechnung jedes Zeitintervalls zu den angenommenen Mittelwerten dazu- bzw. abgezählt. Die resultierenden Werte sind in den folgenden Grafiken als Vertrauensbereich dargestellt.

3.7.2 Ergebnisse

Results

Als Ergebnis wird hier das Modell der Stelle Wind2 gezeigt. Die Stellen Wind3 und Wind4 ergaben im Wesentlichen ähnliche Ergebnisse und Kurven. Ihre Modelle sind wegen des Einflusses des (aus Zeitgründen) nicht beprobten dritten Kanals (in Richtung IL6) mit höherer Unsicherheit behaftet. Die modellierten Strömungsgeschwindigkeiten sind in Abb. 71 A und die bewegten Wasserfrachten kumulativ in Abb. 71 B dargestellt. In der folgenden Grafik Abb. 72 sind die Stofffrachten für Chlorid, PM und TP zu sehen. Tabelle 15 listet die Kennzahlen für die Vergleichszeitpunkte aller kumulativ berechneten Frachten auf. Das Chlorid-Modell diente zur Evaluierung der Plausibilität: Die Summenlinie der Chlorid-Fracht sollte etwa zugleich mit der Wasserfracht die Nulllinie schneiden (da das Modell sonst eine

Versalzung oder Aussüßung des Sees indizieren würde). Laut dem Modell kam es (mit Startzeit der ersten Werte ab 09:55 Uhr) an der Stelle Wind2 zunächst noch zu einer wechselnden Strömungsrichtung und Frachtverschiebung zwischen See und Schilfgürtel. Etwa ab der Mittagszeit floss das Wasser kontinuierlich aus dem See in den Schilfgürtel ein. Nach einer Verlangsamung der Frachtverschiebung etwa ab 18 Uhr am 30.09.2019 erreichten die kumulativen Kurven aller Stoffe etwa um 21 Uhr das höchste Niveau. Über Nacht änderte sich infolge wechselnder Strömungsverhältnisse nur wenig an der Summe der Stoffein- und -austräge. Der Wind drehte in den frühen Morgenstunden auf Süd, nahm an Geschwindigkeit zu und führte zu einem Absinken des Wasserstandes in der Illmitzer Bucht und damit auch im Kanal. Etwa ab 5 Uhr begann das Ausströmen aus dem Schilfgürtel, nur durch eine kurzzeitige Seiche-Schwankung um 07:30 Uhr unterbrochen. Mit dem Start des verstärkten Ausströmens aus dem Schilfgürtel ca. um 07:50 Uhr am 01.10.2019 beschleunigte sich die Frachtverschiebung aller Parameter in Richtung See (die Kurve sinkt). Um 13:55 Uhr berechnet sich der Schnittpunkt der kumulativen Wasserfracht mit der (fiktiven) Nulllinie, während jener der Chloridfracht bereits um 12:50 Uhr erfolgte.

Für die **Wassermengen** kann näherungsweise davon ausgegangen werden, dass die ein- und ausströmenden Frachten in etwa gleich sind. *De facto* besteht natürlich eine gewisse Verschiebung, da auch der Wasserstand im See an den 2 Tagen leicht gefallen war. Dennoch kann die weitgehend ausgeglichene Bilanz als Bestätigung des Modellansatzes angesehen werden. Er wird daher als plausibel erachtet, auch wenn die Bandbreite (Vertrauensbereich unter Berücksichtigung von Unsicherheiten) insgesamt viel Spielraum zulässt.

Beim **Chlorid** ist eine Tendenz zu einer Abnahme (Netto-Austrag) zu erkennen, der sich aus den beobachteten Gradienten im Schilfgürtel (zunehmende Konzentrationen vom See Richtung Land) ergibt und die Überlegungen im Teilbericht 3 (Kap. 3.3.2) stützt. Generell kann als Hypothese abgeleitet werden, dass Parameter mit einem ansteigenden See-Land-Gradienten beim seiche-bedingten Ein- und Ausströmen eher einen Netto-Austrag aus dem Schilfgürtel in den freien See erfahren.

Bei den **Schwebstoffen** ist demgegenüber ein deutlicher Überhang auf der Eintragsseite zu erkennen, d.h. es werden offenbar hohe Frachten in den Schilfgürtel eingeschwemmt (in Abb. 72 C: am zweiten Tag durchschneidet die Kurve nicht mehr die Null-Line). Über den gesamten Beobachtungszeitraum verblieben netto 208 kg PM im Kanal/Schilfgürtel hinter der Stelle Wind2, während die Wassermengen einen leichten Austrag um 1951 m³ zeigten.

Es gab während des Windereignisses eindeutig einen Nettoeintrag von Schwebstoffen aus dem offenen See in den Schilfgürtel, auch wenn hier ebenfalls der Unsicherheitsbereich hoch ist (dies gilt insbesondere für die nicht beprobten Nachtstunden). Auch an den Stellen Wind3 und Wind4 wurden ein Nettoeintrag und dasselbe Muster für PM beobachtet. Der

Nettoeintrag hier dürfte jedoch geringer sein als an der Stelle Wind₂, sodass der Rest möglicherweise über den südlich verlaufenden Kanal transportiert wurde.

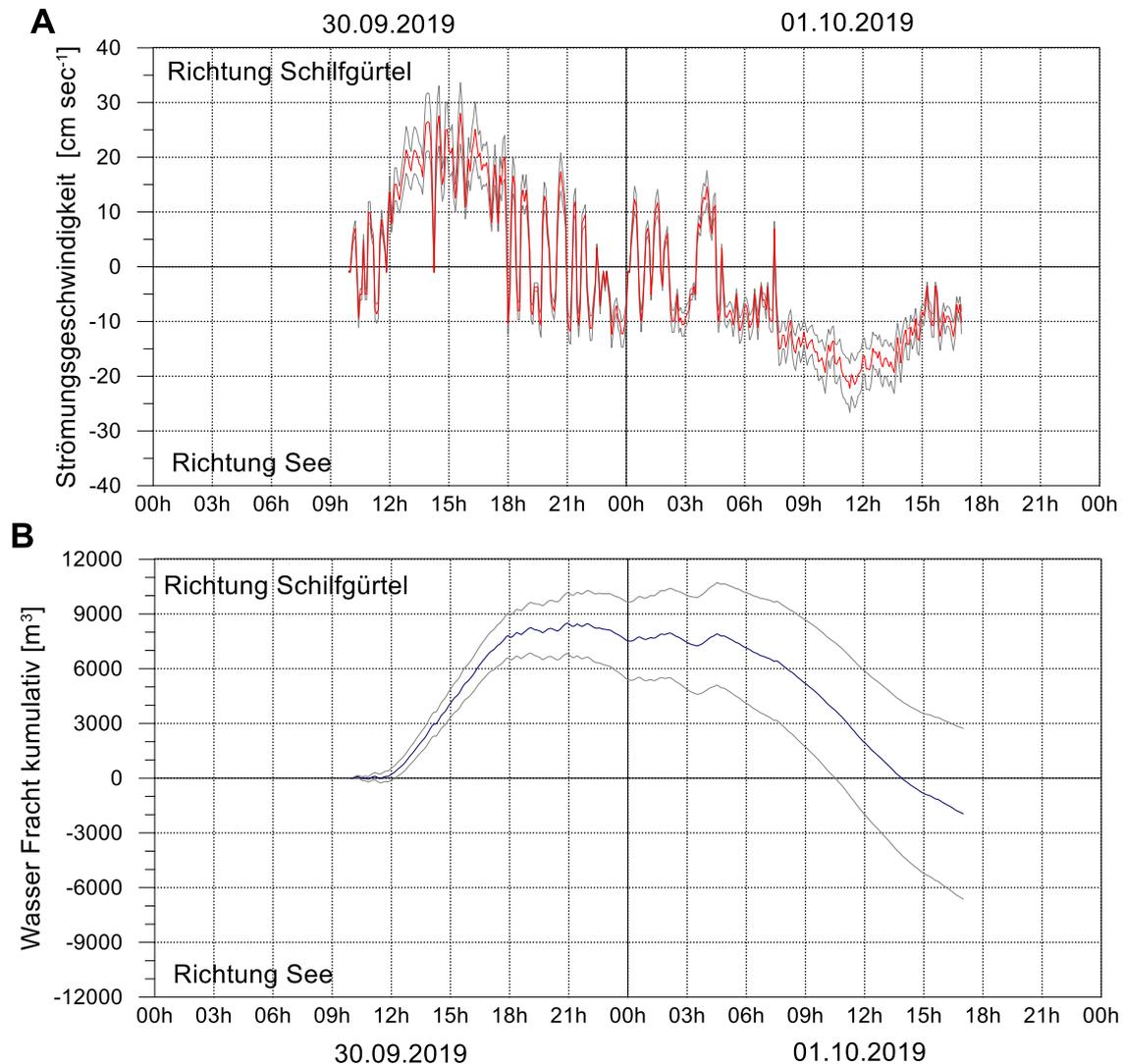


Abb. 71. Strömungsmodell für den Beobachtungszeitraum des Windereignisses (inkl. Nachtstunden zwischen den Tagen) an der Stelle Wind₂. A: Strömungsgeschwindigkeit und -richtung mit Annahmen für Minimum und Maximum. B: Transportierte Wasserfracht kumulativ mit Vertrauensbereich.

Figure 71. Current model for the time of survey of wind event (incl. night-time in between days) at the site Wind₂. A: current velocity and direction with assumption of minimum and maximum. B water load transported in cumulative view with probability limits.

Beim **Gesamtphosphor** schließlich ist wiederum ein ausgeglichenes Bild zu sehen. Der Parameter unterscheidet sich also im Verlauf von den Schwebstoffen. Das spiegelt die unterschiedliche Korrelation wider, die weiter oben aufgezeigt und diskutiert wurde (Abb. 67).

Wie für Schwebstoffe und Chlorid beobachtet, ist ein Netto-Eintrag des partikulären Phosphors und ein Netto-Austrag des gelösten Phosphors anzunehmen, sodass sich der Ein-/Austrag in der Betrachtung des Gesamtphosphors weitgehend die Waage hält.

Zusammenfassend bestätigt das Modell die Hypothese eines Nettoeintrags in den Schilfgürtel für den Parameter PM (und die daran gebundenen Stoffe). Für gelöste Stoffe, die in den hinteren Schilfgürtelbereichen konzentrierter vorliegen, kommt es hingegen zu einem Nettoaustrag.

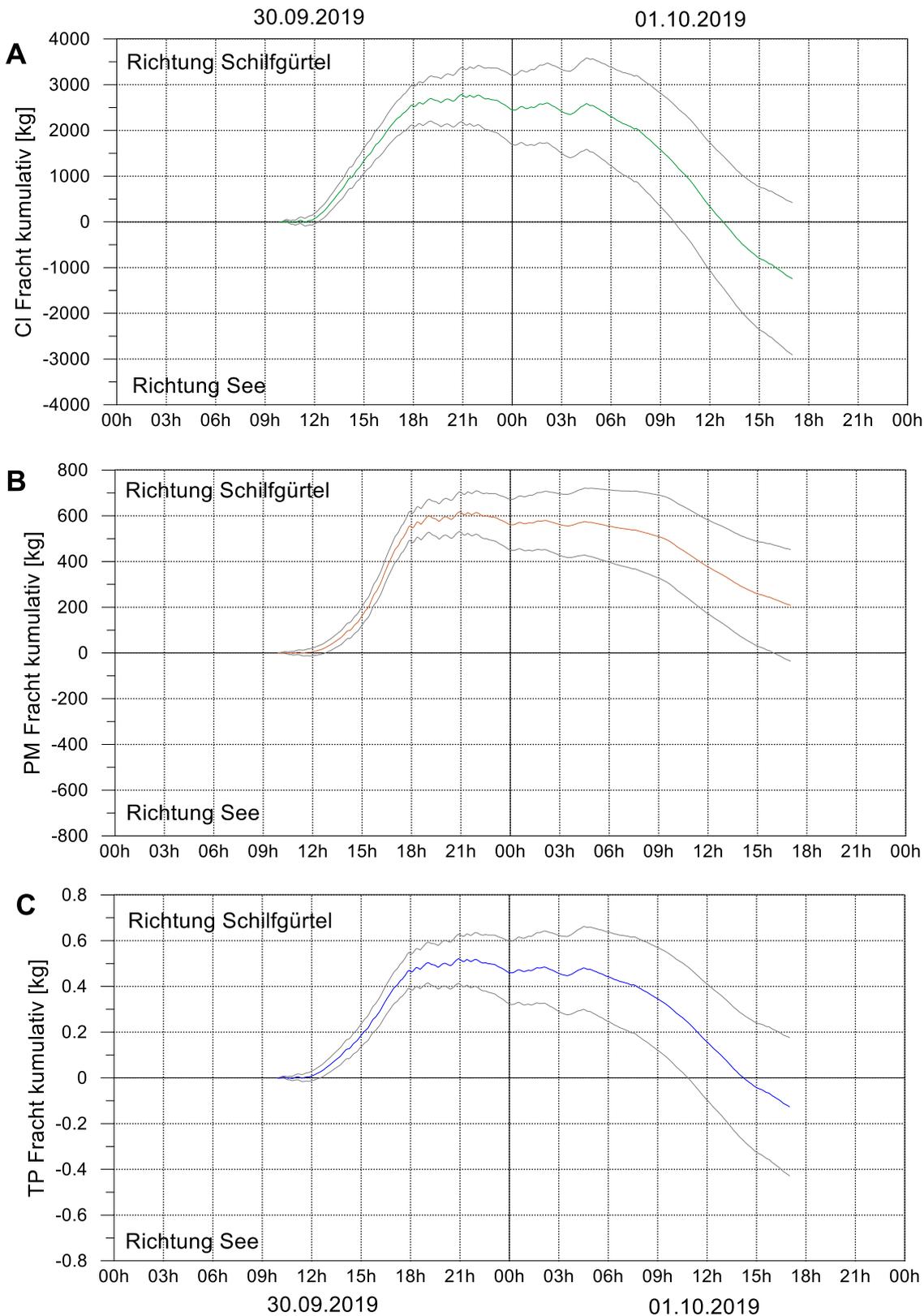


Abb. 72. Kumulative Frachten mit Vertrauensbereich an der Stelle Wind2 im Beobachtungszeitraum des Windereignisses (inkl. Nachtstunden zwischen den Tagen). A: Chlorid (CI), B: Partikuläres Material (PM), C: Totalphosphor (TP).

Figure 72. Cumulative load transport with probability limits at the site Wind2 for the time of survey of wind event (incl. night-time in between days). A: chloride (CI), B: particulate matter (PM), C: total phosphorus (TP).

Tabelle 15. Kumulativ berechnete Frachten von Wasser, Chlorid (Cl), partikulärem Material (PM) und Totalphosphor (TP) beim Windereignis.

Table 15. Cumulatively calculated loads of water, chloride (Cl), particulate matter (PM) and total phosphorus (TP) for the wind event.

Tag day	Zeit	Wasserfracht kumulativ water load cumulative	Cl-Fracht kumulativ Cl load cumulative	PM-Fracht kumulativ PM load cumulative	TP-Fracht kumulativ TP load cumulative	Anmerkung
		[m ³]	[kg]	[kg]	[kg]	
30.09.2019	09:50	0	0	0	0	
30.09.2019	17:15	7 104	2 322	476	0,41	
01.10.2019	00:00	7 519	2 447	561	0,46	ca. max
01.10.2019	09:25	4 820	1 438	498	0,33	
01.10.2019	12:50	1 089	-10	344	0,10	Cl Kurve schneidet 0
01.10.2019	13:55	-35	-467	295	0,02	Wasser Kurve schneidet 0
01.10.2019	17:00	-1 951	-1 245	208	-0,13	

Die Einströmung von 7 100 m³ Wasser am 30.09.2019 binnen weniger als acht Stunden über den Kanal, der hier als einzige größere Verbindung zu den hinteren Blänken bekannt ist, kann einen Hinweis auf die Wasserfläche dort geben. Laut den Luftbildern ist von einer Wasserfläche von etwa 37 ha im Bereich nördlich des Illmitzer Stationskanals auszugehen. Für eine Erhöhung dieser Fläche um 2 cm wären rechnerisch 7 400 m³ nötig. Im selben Zeitraum der stärksten Einströmung erhöhte sich der Wasserstand an der Stelle WindB zunächst um 3 cm (Maximum um 16:50 Uhr), pendelte sich in den Stunden danach zwischen 18 und 20 Uhr, als die Nettoeinströmung gering war, bei +2 cm ein und sank danach wieder ab. Dieser Befund scheint die Annahmen größenordnungsmäßig zu bestätigen; Verdunstungseffekte dürften ebenfalls eine größere Rolle gespielt haben, da der mittlere Wasserspiegel des Neusiedler Sees im Verlauf der beiden Tage etwa um 1 cm sank.

Geht man von einer mittleren Wassertiefe von 40 cm in dem im Windereignis beobachteten Teil des Schilfgürtels aus, so entspräche der Wassereintrag rund 5% des gesamten Wasservolumens von rd. 150 000 m³, der Netto-Austrag von knapp 2 000 m³ nur rund 1% (und liegt damit vermutlich im Bereich der Unschärfe der Berechnungen).

Für die Schwebstoffe entspricht der Brutto-Eintrag von >500 kg – bei einer Annahme von 10 bis 20 mg L⁻¹ im Schilfgürtel zum Start des Windereignisses und einer daraus abgeleiteten Gesamtmenge von rd. 1500–3000 kg als Ausgangswert im Schilfgürtel – einem erhebli-

chen Plus von 15–40%. Der Netto-Eintrag (rd. 300 kg bei gleich großem Wasserein- und -aus-
trag) beläuft sich rechnerisch auf rund 10% und ergibt – auf die oben angegebene Fläche
von 37 ha bezogen – eine mittlere Sedimentation von rund $0,5 \text{ g m}^{-2}$. Je enger die Sedimen-
tationsfläche gefasst wird (vgl. „primärer Ablagerungsraum“ in Kap. 2.12.3 auf Seite 83),
desto größer wird die Sedimentationsrate.

Die Gesamt-Tagesnettofracht der Schwebstoffe von mehreren 100 kg stimmt gut mit den
Abschätzungen überein, die anhand der Analysen der Online-Sondendaten gewonnen wur-
den. Im untersuchten Kanal bei Mörbisch lag der Netto-Eintrag (als Mittelwert der tägli-
chen Frachten im September & Oktober 2019) bei 180 kg. Dass die für Mörbisch ermittelten
Sedimentationsraten in cm m^{-2} deutlich über jenen liegen, die aus dem Windereignis abge-
leitet wurden, liegt vor allem an den unterschiedlichen Annahmen zur Sedimentationsflä-
che (Mörbisch Kanal und erste Auswertungen $< 2 \text{ ha}$, hier 37 ha).

Es steht außer Frage, dass diese Abschätzungen mit vielen Unsicherheiten behaftet sind.
Sie geben aber zumindest einen Eindruck der Größenordnung der Frachten, die bei einem
Windereignis wie jenem am 29.09.–01.10.2019 zwischen offenem See und Schilfgürtel be-
wegt werden. Eine der offenen Fragen ist in diesem Zusammenhang die genaue Verteilung
der Sedimentation, die natürlich im seenahen Bereich deutlich stärker ausfallen wird als in
den hinteren Bereichen. Zu bedenken ist weiters, dass die Befunde nicht unkritisch auf an-
dere Verhältnisse hinsichtlich Jahreszeit, Wasserstand, Ort (West-/Ostufer) und Stärke des
Wind-/Seiche-Ereignisses übertragbar sind. Dennoch konnten aus dem Windereignis sehr
wertvolle Erkenntnisse gewonnen werden, die wesentlich zum Gesamtbild der Austausch-
prozesse im Neusiedler See beitragen.

4 TRACER-VERSUCH

TRACER EXPERIMENT

von Gerhard LINDNER, Georg KUM, Paul BLASCHKE, Georg WOLFRAM

4.1 Einleitung

Introduction

Die hier vorgestellten Tracer-Versuche im Bereich der Wulka-Mündung wurden im Rahmen eines separaten Auftrags des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 Baudirektion, durchgeführt. Der Auftrag sieht drei Messreihen bei unterschiedlichen hydrologischen Verhältnissen vor. Zwei davon wurden bislang durchgeführt; ein dritter wurde im Oktober 2020 durchgeführt und wird derzeit noch ausgewertet. Die Methodik und erste Ergebnisse des Tracer-Versuchs vom Oktober 2019 werden hier vorgestellt.

4.2 Methoden

Methods

Zur Klärung des tatsächlichen Verlaufs der Wulka im Mündungsbereich in den Neusiedler See wurde am 22. und 23.10.2019 ein erster Tracerversuch durchgeführt. Der eingesetzte Farbstoff war Tinopal, in gelöster Form milchig weiß, der mittels Fluorometer detektiert wurde. **Abb. 73** zeigt die Lage des Injektionspunktes und der drei Messpunkte. Zusätzlich wurden nach der Zugabe des Farbstoffes an fünf Stellen der Wulka Proben gezogen, die dann im Grundwasserlabor des Institutes für Wasserbau und Ingenieurhydrologie der TU Wien auf deren Tinopalgehalt untersucht wurden. Die Probenahmestellen lagen in einem Streckenabschnitt von ca. 1,6 Kilometer nach dem Injektionspunkt.

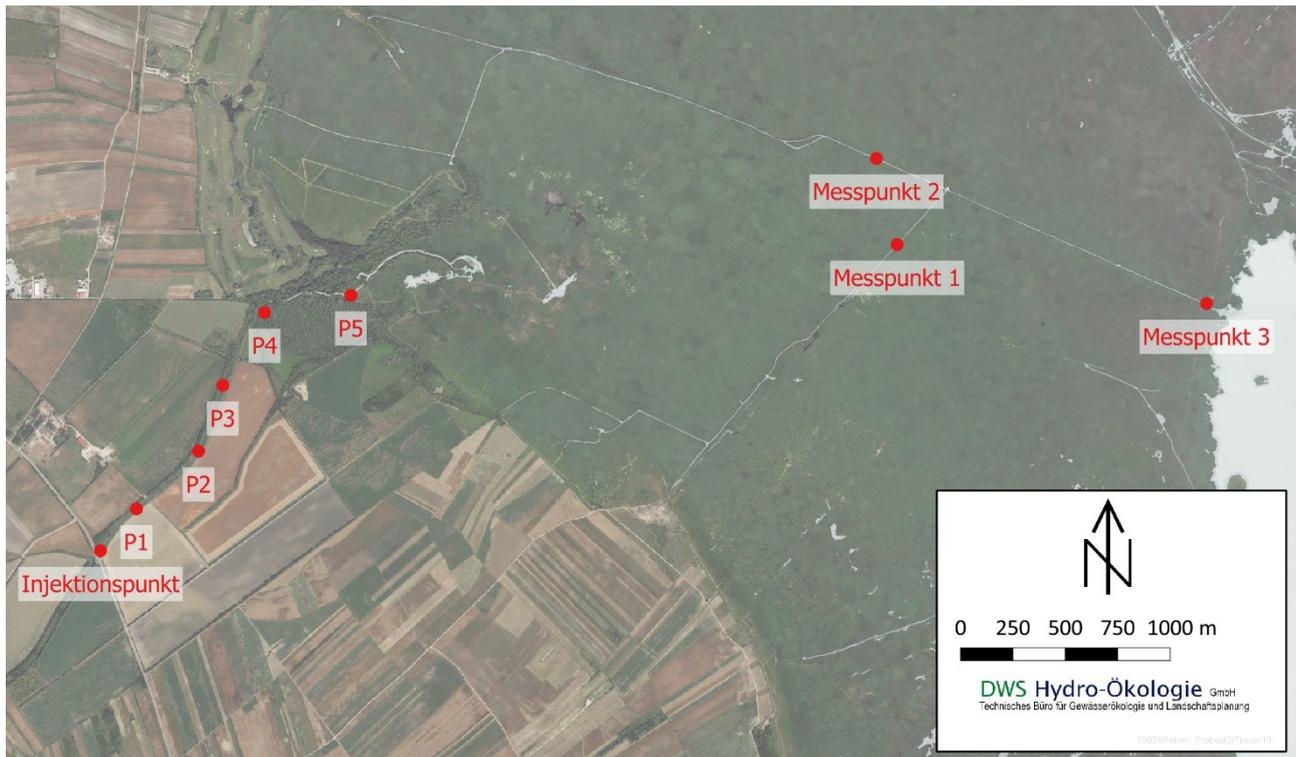


Abb. 73. Lageplan der Wulka mit Injektionspunkt, Messpunkten und Probenahmestellen des Tracerversuchs im Oktober 2019. © Normalfarben-Orthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bglid.gv.at>)

Figure 73. Site map of the river Wulka with injection point, measuring points and sampling sites of the tracer experiment in October 2019. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bglid.gv.at>)

Bei der am **15.10.2019** durchgeführten **Voruntersuchung** sollte eine geeignete Stelle für die Zugabe des Farbstoffes gefunden werden. Ergänzend wurden Strömungsmessungen in einem Querprofil durchgeführt und 30 Liter Wasser der Wulka für die Kalibration der Sonden im Labor in Kanister abgefüllt und mitgenommen. Die Abbildungen 2 bis 4 zeigen die Wulka im Bereich des Injektionspunktes.



Abb. 74. Wulka flussabwärts des Injektionspunktes.

Figure 74. River Wulka downstream of the injection point.



Abb. 75. Wulka flussabwärts des Injektionspunktes.

Figure 75. River Wulka upstream of the injection point.



Abb. 76. Injektionspunkt.

Figure 76. Injection point.

Die Sonden des Fluorometers wurden im Labor mit Ameisensäure gereinigt. Anschließend erfolgte die Kalibrierung der drei Sonden mit dem Farbstoff Tinopal, der im Wasser der Wulka gelöst wurde. Die Abb. 77 bis Abb. 79 zeigen die Kalibrierung im Labor.



Abb. 77. Box mit Datenlogger.

Figure 77. Box with data logger.



Abb. 78. Kalibrierung der Sonden.

Figure 78. Calibration of the probes



Abb. 79. Probemessung.

Figure 79. Measurement.

Der **Tracerversuch** wurde am 22.10.2019 durchgeführt. Zum Einsatz kamen drei Fluorometer GGUN-FL30 mit entsprechenden Sonden. Das Messintervall der Datenlogger wurde auf 10 Sekunden eingestellt. Als Tracer wurde Tinopal mit einer Konzentration von 1 g L^{-1} eingesetzt. Insgesamt wurden von der Lösung 20 L eingebracht. Tinopal kann ab einer Konzentration von 1 ppb ($10^{-9} = \mu\text{g L}^{-1}$) detektiert werden.

Die Sonden wurden mit Holzpflocken in der Mitte der jeweiligen Kanäle befestigt und die Boxen mit den Datenloggern zum Schutz vor Feuchtigkeit in Plastiksäcke eingepackt (Abb. 80 bis Abb. 85). Die Fluorometersonden wurden an den Messstellen „Messpunkt 1.2.3“ (= WU1, WU2, WU3) eingesetzt. Ergänzend wurden an den Stellen P1-P5 (siehe Abb. 73) händisch Stichproben gezogen Die Zugabe des Tracers ist stoßartig / über einen Zeitraum von ca 30 Sekunden erfolgt.



Abb. 80. Boot und Ausrüstung.

Figure 80. Boat with equipment.



Abb. 81. Pflock mit Sonde.

Figure 81. Stake with a probe.



Abb. 82. Box mit Datenlogger.

Figure 82. Box with data logger.



Abb. 83. Messpunkt 1.

Figure 83. Measuring point 1.



Abb. 84. Messpunkt 2.

Figure 84. Measuring point 2.



Abb. 85. Messpunkt 3.

Figure 85. Measuring point 3.

Die Abb. 86 bis Abb. 97 geben einen Überblick über den Injektionspunkt, die Einmischstrecke und ausgewählte Probenahmestellen.



Abb. 86. Injektionspunkt.

Figure 86. Injection point.



Abb. 87. Einmischstrecke.

Figure 87. Mixing stretch.



Abb. 88. Probenahmestelle 1.

Figure 88. Sampling site 1.



Abb. 89. Probenahmestelle 2.

Figure 89. Sampling site 2.



Abb. 90. Probenahmestelle 2.

Figure 90. Sampling site 2.



Abb. 91. Probenahmestelle 2.

Figure 91. Sampling site 2.



Abb. 92. Probenahmestelle 3.

Figure 92. Sampling site 3.



Abb. 93. Probenahmestelle 3.

Figure 93. Sampling site 3.



Abb. 94. Probenahmestelle 3.

Figure 94. Sampling site 3.



5Abb. 95. Probenahmestelle 5.

Figure 95. Sampling site 5.



Abb. 96. Probenahmestelle 5.

Figure 96. Sampling site 5.



Abb. 97. Probenahmestelle 5.

Figure 97. Sampling site 5

4.3 Vorläufige Ergebnisse

Preliminary results

Die Abb. 98 bis Abb. 100 zeigen das Ergebnis der Auswertung der Messpunkte 1 bis 3 mittels FLUO-Programm, wobei die blaue Linie den Gehalt an Tinopal (ppb) darstellt und die schwarze Linie die Trübung (ntu).

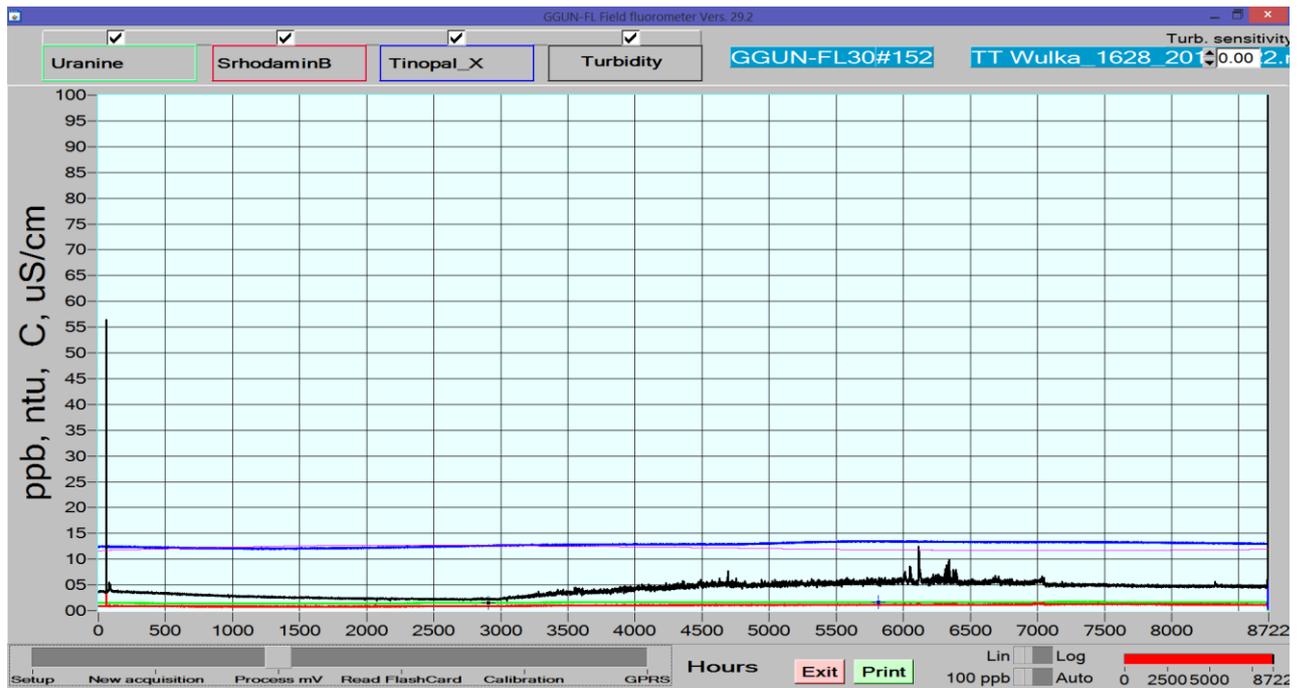


Abb. 98. Screenshot des FLUO-Programmes, Auswertung Messpunkt 1. Zeitskala 10 Sekunden Intervalle ab Messbeginn.

Figure 98. Screenshot of the FLUO software, data analysis for measuring point 1. Timescale: 10 second intervals from the start of the measurements.

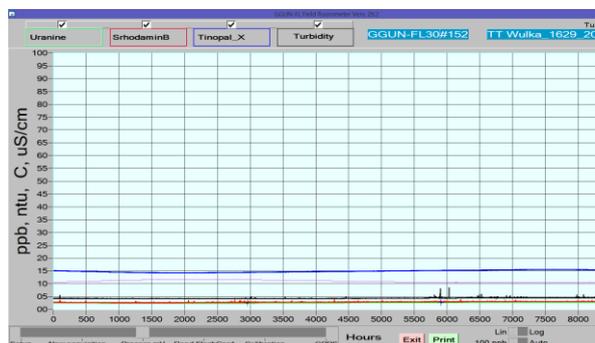


Abb. 99. Screenshot des FLUO-Programmes, Auswertung Messpunkt 2.

Figure 99. Screenshot of the FLUO software, data analysis for measuring point 2.

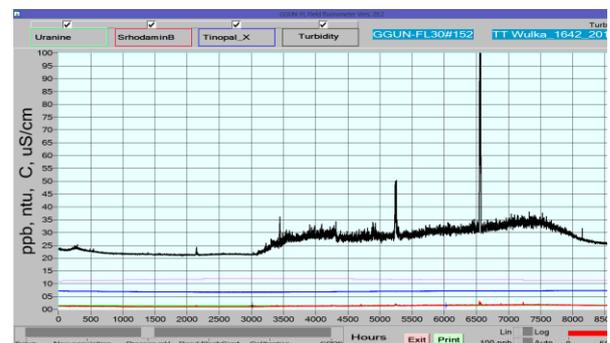


Abb. 100. Screenshot des FLUO-Programmes, Auswertung Messpunkt 3.

Figure 100. Screenshot of the FLUO software, data analysis for measuring point 3.

Die Abb. 98 zeigt keinen ausgeprägten Peak für Tinopal, jedoch eine geringe Zunahme der Tinopalkonzentration von 1,5 ppb nach etwa 12,5 Stunden. Auch die mitgemessene Trübung nahm zu. Diese Änderungen konnten bei dem Messpunkt 2 nicht festgestellt werden. Dies lässt vermuten, dass die Wulka zum überwiegenden Teil über den N-S-Nebenkanal (mit Messpunkt 1, vgl. **Abb. 73**) und anschließend über den W-O-Hauptkanal (mit Messpunkt 3) in den Neusiedler See fließt. Dies bestätigt die Befunde aus den Analysen des Monitorings während der fünf Kampagnen. Für eine endgültige Aussage ist vorgesehen, den Tracer-Versuch mit höheren Tinopal-Konzentrationen auf verkürzter Strecke zu wiederholen.

5 RESÜMEE

RÉSUMÉ

Die in diesem Teilbericht 5 vorgestellten Ansätze konnten zur weiteren Schließung von Wissenslücken beitragen. Im Zuge des Freilandversuches zur **Durchströmung der Wulka** durch den Schilfgürtel wurde ein Tracer-Signal eindeutig dem N-S ausgerichteten Nebenkanal zugeordnet, während der in gerader Linie zum See führende Kanal ohne Signal blieb. Dieses vorläufige Ergebnis bestätigt die Vermutung, dass Wulkawasser hauptsächlich über diesen Kanal geführt wird. Weitere Versuche hierzu stehen jedoch noch aus.

Auch aus dem Kapitel der **Online-Sonden** wurden zum Thema **Durchströmung der Wulka** Antworten geliefert. Dies betrifft beispielsweise die Fließzeit zwischen der Station an der Wulka und jener am See im Falle von kleineren und größeren Hochwassern. Kennpunkte der Leitfähigkeitsganglinie traten am See bei geringem Abfluss der Wulka mit meist zwischen 17 bis 27 Stunden Verzögerung auf. Bei Hochwassern beschleunigte sich der Abfluss und das Wasser erreichte den See in <10 Stunden. Beim stärksten Hochwasser des Beobachtungszeitraumes traf das Wasser bereits nach 5 Stunden und 20 Minuten ein.

Die Trübungssonden zeigen, dass von den – bei Hochwasser sehr hohen – Schwebstofffrachten in der Wulka nur ein Bruchteil den See erreicht. Der Rest muss also im Schilfgürtel deponiert werden. Die deponierten Schwebstoffe werden dort teilweise unter Sauerstoffverbrauch abgebaut. Bei der Station kurz vor dem See wurden mehrere interessante Aspekte beim Sauerstoffgehalt festgestellt. Der Sauerstoffgehalt war oft sehr gering bis komplett verschwunden. Er zeigte im Sommer einen stark schwankenden Tagesgang, dessen Spitze zwischen 16 und 18 Uhr abends auftrat, das Minimum zwischen 6 und 8 Uhr morgens. Diese Phasenverschiebung des Tagesganges deutet auf Prozesse der Respiration und Photosynthese im Schilfgürtel hin. Ob diese eher in einem linear oder einem diffus durchströmten Bereich stattfinden, kann nicht sicher beantwortet werden.

Im Hinblick auf die Dynamik des **Stoffaustausches zwischen See und Schilfgürtel über die Kanäle** sind die Ergebnisse der Wasserqualitätsmessstationen und Online-Sonden sehr aufschlussreich. Besonders anhand der zwei Messstationen in Mörbisch konnte die hohe Dynamik des Stoffaustausches durch den Kanal nicht nur dokumentiert, sondern auch quantifiziert werden. Dabei wurden Nettoeinträge an partikulärem Material über den gesamten Messzeitraum, vor allem aber in der Zeit höheren Wasserstandes und längerer (und stärkerer) Windereignisse im Frühjahr 2019 festgestellt. Hohe Einträge traten bei N/NW-Wind auf, nennenswerte Frachten waren aber auch beim vergleichsweise schwachen, aber direkt auf den Schilfgürtel auftreffenden Ostwind festzustellen.

Mit den Abschätzungen der Frachten ist es nun erstmals möglich, das Ausmaß der Sedimentation im Schilfgürtel für einen bestimmten Zeitraum und Bereich zu quantifizieren. Die Online-Sonden lieferten somit einen wertvollen Beitrag zur Gesamtbetrachtung des Themenkomplexes Verlandung. Für die Schwebstoffe wurde über den einen untersuchten Kanal bei Mörbisch ein Netto-Eintrag (Sedimentation) von rund 330 t im Jahr 2019 ermittelt. Die Monats-Nettoeinträge erreichen Werte von >100 t, der höchste Tageseintrag lag bei 25 t. Zumeist treten aber deutlich niedrigere Netto-Frachten auf. Im Herbst bei niedrigem Wasserstand wurde (als Mittel der Tagesfrachten in den Monaten September und Oktober 2019) ein Netto-Eintrag über den untersuchten Kanal in den Schilfgürtel bei Mörbisch von 170 kg pro Tag errechnet.

Die Messtationen in Illmitz ergaben eher Hinweise auf die **Dynamik in hinteren Schilfbereichen**. Seewasser erreichte meist nur die besser angebundene der drei Online-Stationen. Die isolierte Station (IL6on) kann als charakteristisch für die kleinstrukturierten Blänkensysteme gesehen werden, in denen Sauerstoff oft komplett fehlt. Die Trübung ist hier gering, die Station wurde nur sehr selten und bei hohem Wasserstand von Seewasser erreicht, obwohl sie nur durch rund 120 m Schilfgürtel von See getrennt ist. Das zeigt, dass eine diffuse Durchströmung unter den derzeitigen Bedingungen – d.h. bei einer Bandbreite des Wasserstands von etwa 115,3 bis 115,6 müA+ – in diesem Bereich keine Rolle für die Austauschprozesse zwischen Blänken und See spielt.

Im hintersten Bereich der offenen Blänken (Sonde IL5on) traten die extremsten Bedingungen auf. Das Wasser ist von geringer Trübe und sehr flach. Durch den Wärmeaustausch mit der Luft schwankt die Wassertemperatur besonders im Sommer stark, während eine hohe Respiration und Photosynthese den Sauerstoffgehalt teilweise um >10 mg L⁻¹ pro Tag schwanken lassen. An den beiden Stationen im Nahbereich offener Blänkenflächen wurden Hinweise auf windbedingte autochthone Trübung gefunden.

Als weiterer Ansatz zu Erfassung der kurzfristigen Dynamik bei **Windereignissen** wurde ein zweitägiger Freilandversuch mit hoher Probenahmefrequenz (je sieben Probenahmen pro Tag) im Hauptkanal zum Ruster Poschn bei Illmitz durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen dabei deutlich die erwartbaren Effekte einer nordwestwindbedingten Einströmung in den Schilfgürtel am ersten Tag (Absinken der Leitfähigkeit, Erhöhung von Trübung, Totalphosphor und Schwebstoffen) bzw. generell die umgekehrten Effekte einer südwindbedingten Ausströmung aus dem Schilfgürtel am zweiten Tag. Die gemessenen Parameter der Schwebstoffe deuten auf eine autochthone Trübung am zweiten Tag hin.

Die Quantifizierung der Daten anhand berechneter Frachten bestätigt die Annahme einer Nettodeposition an Schwebstoffen. Die Größenordnung lag bei 300 kg zum Vergleichszeitpunkt von in beide Richtungen gleich viel transportiertem Wasser (bzw. rd. 200 kg für den gesamten Zeitraum von 2 Tagen). Dieser Wert liegt in der gleichen Größenordnung wie der

Netto-Eintrag, der sich für Herbst 2019 aus der Sonden-Messungen ableiten lässt. Gleichzeitig wurde ein höherer Transport von im Schilfgürtel konzentriert vorliegenden, gelösten Substanzen (Chlorid) in Richtung See festgestellt. Anhand aus Mischproben gemessener Schadstoffe können weitere Schlüsse gezogen werden: So kann für schwebstoffgebundene Stoffe (Metalle) ein Nettotransport in den Schilfgürtel angenommen werden. Schwer adsorbierbare Schadstoffe, die im Schilfgürtel höher konzentriert vorliegen (z.B. Naphthalin) deuten auf einen Austrag in den See hin.

Insgesamt gesehen, halfen die gewählten Ansätze, spezielle Fragen zur Dynamik und den Stofftransport bei der Interaktion zwischen Schilfgürtel und offenem See zu beantworten und stellen zugleich eine Datenbasis für neue Hypothesen dar. Speziell die Daten der Online-Sonden sind noch nicht erschöpfend ausgewertet und bergen Potential für weitere Fragestellungen und Erkenntnisse. Sie unterstreichen auch den Wert alternativer Messmethoden neben den klassischen Probenahmen des limnologischen Monitorings.

6 LITERATUR

LITERATURE

Gabriel, O., K. Schilling, M. Zessner, M. Pannonhalmi, L. Sutheo, M. Kovács, I. Toth, A. Clement, T. Karches, F. Szilagy, T. Kramer, J. Jozsa, G. Wolfram, K. Ruzicska & S. Hintermaier, 2012. Neusiedler See - Ökodynamische Rehabilitation. Betrachtungen zur Wasserqualität der Raab. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 – Wasser und Abfallwirtschaft, Wien, Budapest, Győr, 189 pp.

Jirka, G. & C. Lang, 2009. Einführung in die Gerinnehydraulik. Universitätsverlag Karlsruhe, Karlsruhe.

Stalzer, W. & G. Spatzierer, 1987. Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Sedimentverfrachtung. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 77:93-226.

Von der Emde, W., N. Matsché & F. Plahl-Wabnegg, 1986. Der Einfluss von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung der Wulka und deren Auswirkungen auf die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 72:91-121.

Wagner, R., R. Boulger Jr., C. Oblinger & B. Smith, 2006. Guidelines and standard procedures for continuous water-quality monitors – Station operation, record computation, and data reporting. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 1-D3, 51 pp. + 8 attachments.

Wolfram, G., L. Déri & S. Zech, 2014. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien - Szombathely, 246 pp.

Wolfram, G., K. Donabaum & S. Hintermaier, 2007. Stoffbilanz Neusiedler See 1992-2005. Studie i.A. d. Arbeitsgemeinschaft Natürliche Ressourcen (AGN), Wien, 106 pp.

Wolfram, G. & A. Herzig, 2013. Nährstoffbilanz Neusiedler See. Wiener Mitteilungen 228:317-338.