

Gutachten

Chemische und gewässerökologische Auswirkungen einer Dotation des Grundwassers im burgenländischen Seewinkel sowie des Neusiedler Sees mit Wasser aus der Moson-Donau



Wien, 9. März 2021

Titel: Chemische und gewässerökologische Auswirkungen einer Dotation des Grundwassers im burgenländischen Seewinkel sowie des Neusiedler Sees mit Wasser aus der Moson-Donau

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

Ansprechpartner: DI Christian Sailer

Auftragnehmer: DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, A-1050 Vienna

Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie

AutorInnen: Mag. Dr. Georg Wolfram (DWS)
Ao.Prof. Alfred Paul Blaschke (TU Wien)
Mag. Roland Hainz (DWS)
Mag. Patricia Riedler (DWS)
Ao.Prof. Matthias Zessner (TU Wien)

Auftrag: WWK.WPO800-10042-15-2020

Seitenzahl: 106

Interne Berichts-Nr.: 20/060-B01

Zitierweise: Wolfram, G, AP Blaschke, R Hainz, P Riedler & M Zessner (2020). Chemische und gewässerökologische Auswirkungen einer Dotation des Grundwassers im burgenländischen Seewinkel sowie des Neusiedler Sees mit Wasser aus der Moson-Donau. Gutachten im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion. Wien.

Wien, 9. März 2021

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	7
1.1 Hintergrund	7
1.2 Aufgabenstellung	10
2 Befund	12
2.1 Bisherige Studien zur Dotation des Neusiedler Sees und Grundwasserbewirtschaftung im Seewinkel ..	12
2.2 Hydrologie	14
2.3 Grundchemismus.....	16
2.4 Nährstoffe	33
2.5 Spurenstoffe	37
2.6 Sedimentbildung und Verlandung	44
3 Gutachten.....	50
3.1 Bewertungsansatz	50
3.2 Auswirkungen auf die Hydrologie	51
3.3 Auswirkungen auf den Grundchemismus.....	56
3.4 Auswirkungen auf die Nährstoffsituation	64
3.5 Auswirkungen auf Spurenstoffe	68
3.6 Auswirkungen auf Sedimentation und Verlandung des Neusiedler Sees	72
3.7 Sonstige Auswirkungen	73
3.8 Resümee und Empfehlungen.....	75
4 Literatur.....	79
5 Anhang	86
5.1 Geochemische Typen.....	86
5.2 Grafiken.....	87

ZUSAMMENFASSUNG

Hintergrund

In den vergangenen rund 20 Jahren wurde eine Reihe von Studien durchgeführt, um eine Zuleitung von Oberflächenwasser und/oder Grundwasser in den Neusiedler See aus unterschiedlichen Fachbereichen zu bewerten. Sie stellen eine wertvolle Grundlage für das vorliegende Gutachten dar.

Das laufende limnologische Monitoring der Biologischen Station Illmitz, verschiedene wissenschaftliche Studien und vor allem die Untersuchungen im Projekt REBEN haben Erkenntnisse gebracht, die eine neuerliche Bewertung einer Wasserzufuhr rechtfertigen. Zudem eröffnete sich im Zuge von Diskussionen unter Vertretern der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission eine neue Möglichkeit eines Spendergewässers, nämlich die Moson-Donau (= Kleine Donau, ungarisch: Mosoni Duna), während in früheren Überlegungen eine Dotation aus der Raab, Rabnitz, Ikva und der österreichischen Donau diskutiert wurde. Schließlich erscheint es zielführend, nicht nur den See selbst in der Bewertung zu berücksichtigen, sondern auch den Seewinkel und damit in gemeinsamer Betrachtung den Naturraum Neusiedler See/Seewinkel.

Aufgabenstellung des Gutachtens

Ziel des Gutachtens ist die Bewertung einer Wasserzufuhr aus der Moson-Donau in die Region Neusiedler See hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Wasserqualität und den Stoffhaushalt unter Berücksichtigung der neuesten hydrologischen und chemischen Erkenntnisse.

Das Gutachten behandelt Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer – Neusiedler See, Seewinkel Grundwasser und Salzlacken (inkl. Zicksee St. Andrä) – hinsichtlich folgender vier Schwerpunktthemen:

1. Grundchemismus (Salzgehalt, pH-Wert, Sodacharakter)
2. Wasserqualität hinsichtlich Nährstoffe
3. Wasserqualität hinsichtlich Spurenstoffe
4. Verlandungsprozesse

Folgende Aspekte werden in diesem Gutachten nicht behandelt:

- Fragen zur hygienisch-bakteriologischen Wasserqualität
- Technische Detailfragen (Art der Einleitung, Wasseraufbereitung)
- Finanzielle Aspekte (im Falle von erforderlichen technischen Maßnahmen)
- Naturschutzfachliche Aspekte
- Rechtliche Aspekte
- Anforderungen aus Sicht menschlicher Nutzungen

Das Gutachten gliedert sich in einen **Teil 1 Befund**, in dem die für die Bewertung erforderlichen Datengrundlagen zum See, dem Seewinkel, den Salzlacken und den Zubringern (Wulka, Moson-Donau) hinsichtlich Hydrologie und Chemie zusammengefasst und evaluiert werden. **Teil 2** ist das **Gutachten** im engeren Sinne, wobei drei Szenarien betrachtet werden, die anhand unterschiedlicher Dotationsmengen und -wege definiert sind:

- Szenario I: Dotation aus der Moson-Donau in den Sankt Andräer Zicksee mit maximal 0,2 m³/s, von dort Versickerung ins Grundwasser des Seewinkels;

- Szenario II: Dotation aus der Moson-Donau direkt ins Grundwasser des Seewinkels über mehrere Versickerungs- oder Schluckbrunnen mit maximal 1 m³/s;
- Szenario III: Dotation direkt in den Neusiedler See, beschränkt auf Zeiten mit einem mittleren Seewasserstand von 115,2 m ü.A. oder darunter, mit bis zu 1 m³/s im Jahresdurchschnitt (Spitzen bis 2 m³/s).

Bewertung von Auswirkungen auf das Grundwasser (inkl. Zicksee St. Andrä)

Hydrologie	Erste durchgeführte Modellberechnungen (im Rahmen eines anderen Gutachtens) zeigten, dass eine Versickerung von deutlich über 1 m ³ /s an einer Stelle in das Grundwasser des Seewinkels über einen längeren Zeitraum nicht realistisch ist. Nicht zuletzt, um lokale Auswirkungen gering zu halten, sollte eine Versickerung ins Grundwasser an mehreren Stellen erfolgen (Szenario II). Auch eine Dotation über den Zicksee St. Andrä (Szenario I) ist aus hydrologischer Sicht möglich, wie frühere Wasserzuleitungen aus dem Grundwasser gezeigt haben. Eine Kombination von Versickerung ins Grundwasser und Dotierung des Zicksees erscheint sinnvoll. Unabhängig von den unterschiedlichen Optionen und Varianten bedarf eine Wasserzuleitung jedenfalls einer Steuerung und hydrologischen Beweissicherung.
Chemismus	Bei einer Versickerung von Donauwasser aus der Moson-Donau (Szenario II) sind keine gravierenden negativen Auswirkungen auf den Grundchemismus des Grundwassers im Seewinkel zu erwarten. Es bestehen jedoch Unsicherheiten betreffend die Durchmischung im Porenwasserkörper sowie betreffend Redox-Bedingungen und Wassertemperatur. Im Falle einer Dotierung wäre daher eine Beweissicherung erforderlich, um negativen Entwicklungen frühzeitig entgegensteuern zu können (z.B. Temperaturpufferbecken). Auswirkungen einer Einleitung in den Zicksee St. Andrä (Szenario I) auf dessen Grundchemismus sind jedenfalls lokal zu erwarten. Gewässerökologische Folgewirkungen auf das Gewässer sind in Hinblick auf den Chemismus nicht zu erwarten, ein beständiger Eintrag von planktischen Organismen aus der Donau hat hingegen das Potential zu nachhaltigen Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften des Zicksee von St. Andrä. Es sollten technische Möglichkeiten erarbeitet werden, um diese zu minimieren.
Nährstoffe	In einigen Grundwassermessstellen im Seewinkel wurden die Schwellenwerte gemäß Qualitätszielverordnung (QZV) Chemie Grundwasser in den letzten Jahren überschritten. Nach der vorliegenden Datenlage ist als Folge einer Wasserzufuhr im Szenario II keine Verschärfung dieser Situation (räumliche Ausdehnung von Überschreitungen) zu erwarten. Aufgrund der Komplexität der Grundwasserströme ist jedoch wie in anderen Bereichen auch bei den Nährstoffen eine Beweissicherung erforderlich, die gegebenenfalls auf die Steuerung der Zuleitung rückwirkt. Für den Zicksee St. Andrä (Szenario I) ist keine signifikante Verschlechterung der trophischen Situation zu erwarten, lokale Effekte im Bereich der Einleitung sind hingegen denkbar.
Spurenstoffe	Zur Bewertung der Spurenstoffbelastung des Dotationswassers aus der Moson-Donau liegen Monitoring-Ergebnisse aus der Donau bei Hainburg vor der österreichi-

chisch-ungarischen Grenze sowie der Messstelle Rajka, vízmérce an der Ausleitungsstelle in die Moson-Donau vor. Die Schwellenwerte der QZV Chemie Grundwasser werden bei allen quantitativ auswertbaren Parametern im potentiellen Dotationswasser deutlich unterschritten. Eine unzulässige Beeinträchtigung des Grundwassers bei Einbringung durch eine Dotation ist für diese Stoffe daher nicht zu erwarten. Klärungsbedarf besteht in Hinblick auf einzelne bisher in der Donau nicht erhobene Parameter der QZV Chemie Grundwasser, eine mögliche zusätzliche Belastung des Dotationswassers auf der Fließstrecke der Moson-Donau sowie die Frage, ob auf Basis der Vorgaben der QZV Chemie Grundwasser eine direkte Einbringung des Dotationswassers ins Grundwasser zulässig ist.

Bewertung von Auswirkungen auf die Salzlacken des Seewinkels

- | | |
|---------------------|--|
| Hydrologie | Die Auswirkungen einer Grundwasseranreicherung auf die Hydrologie der Salzlacken hängt von der Ausgestaltung der Zufuhr (Menge, Dotationsvarianten) ab. Kritisch wären hydrologische Auswirkungen zu sehen, die zu oberflächigen Abflüssen führen. Eine Wasserzufuhr in den Seewinkel in den Szenarien I und II muss daher in Kombination mit anderen hydrologischen Maßnahmen (Stauhaltungen, Kanäle) geplant und durchgeführt werden. |
| Chemismus | Der Chemismus ist aus gewässerökologischer Sicht der wichtigste und verwundbarste Punkt der Salzlacken. Nachdem viele Lacken heute infolge hydrologischer Eingriffe in der Vergangenheit degradiert sind, besteht grundsätzlich das Potenzial, durch eine Grundwasseranreicherung genau diese Defizite zu beseitigen oder zumindest negative Trends abzumildern. Eine chemische „Verfälschung“ durch Donauwasser ist nicht zu erwarten, allerdings darf eine Dotierung keinesfalls eine vermehrte oberflächige Auswaschung von Salzen aus den Salzlacken nach sich ziehen. Eine Bewertung der Wasserzufuhr kann daher nur als Gesamtkonzept incl. Betrachtung von Entnahmen, Stauhaltungen und Ableitungen vorgenommen werden. |
| Nährstoffe | Über das Grundwasser ist kein vermehrter Eintrag von Nährstoffen in die Salzlacken zu erwarten. Als endorheische Systeme sind die Lacken natürlicherweise hoch-eutroph. |
| Spurenstoffe | Die Bewertung der Situation der Salzlacken folgt im Wesentlichen jener des Grundwassers. Zusätzlich sollte im Falle einer Umsetzung der Versickerung ein Monitoring an einer repräsentativen Stelle eingerichtet werden, welches auch kritische Parameter der QZV Chemie Oberflächengewässer umfasst. |

Bewertung von Auswirkungen auf den Neusiedler See

- | | |
|-------------------|--|
| Hydrologie | Alle Prognosen zu möglichen Auswirkungen einer Dotation des Sees hängen entscheidend von den Änderungen der klimatischen Verhältnisse und deren Auswirkungen auf die Wasserbilanz ab. Grundsätzliches Ziel einer Dotation ist die Vermeidung von extrem niedrigen Wasserständen. Ein Schlüsselfaktor in der Bewertung des Szenarios III sind die indirekten Auswirkungen einer Dotation auf die Ableitungen über den Einser-Kanal und damit auf den Chemismus. Auch Auswirkungen auf |
|-------------------|--|

die Verlandung (siehe unten) sind zu betrachten, da diese negative Rückwirkungen auf den verfügbaren Retentionsraum und damit erneut eine erhöhte Häufigkeit von Ableitungen nach sich ziehen würde. Es sollte daher das vordringliche Ziel aus Sicht der Hydrologie sein, einer beschleunigten Verlandung des Sees als Folge einer Aus-süßung entgegenzuwirken.

Chemismus Die Untersuchungen der letzten 10-20 Jahre haben zwei wesentliche Erkenntnisse gebracht: i) dass Ausleitungen über den Einser-Kanal eine negative Auswirkung auf den Salzgehalt (Verlust von Salzen) haben, ii) dass ein klarer Zusammenhang zwischen dem Grundchemismus (Salzgehalt, pH) und dem Abbau von organischem Material besteht. Um den Neusiedler See langfristig zu schützen und eine (durch den verringerten Abbau von organischem Material) geförderte Verlandung zu verlangsamen, muss der Sodacharakter des Sees, d.h. sein hoher pH-Wert und die hohe Natrium-Hydrogenkarbonat-Konzentration, erhalten bleiben. Im Dotationsszenario III mit einer Wasserzuleitung ab 115,2 m ü.A. mit bis zu 1 m³/s im Jahresmittel ist das Risiko vermehrter Ausleitungen von Seewasser über den Einser-Kanal gering. Auch die mit einer Dotation verbundenen Veränderungen des pH-Werts erscheinen vernachlässigbar. Eine Zuleitung von Donauwasser gemäß Szenario III ist daher in Hinblick auf den Grundchemismus des Sees möglich.

Nährstoffe Die Reduktion von externen Nährstofffrachten ist zwar ein wichtiges wasserwirtschaftliches Ziel, der Eintrag über eine Dotation wird aber weniger kritisch betrachtet als potenzielle Auswirkungen auf den Salzgehalt. Die Nährstoffsituation im offenen See hängt heute entscheidend von den seeinternen Austauschprozessen und dem atmosphärischen Eintrag ab. Allenfalls wären technische Maßnahmen zu überlegen, um die Nährstofffracht zu reduzieren. Der Nährstoffaspekt sollte jedoch bei Überlegungen zur Art und zum Ort der Einleitung nicht außer Betracht gelassen werden.

Spurenstoffe Der Neusiedler See ist aufgrund der spezifischen Belastungssituation und der klimatischen, hydrologischen und morphologischen Rahmenbedingungen in Hinblick auf Spurenstoffbelastungen als besonders vulnerabel einzustufen. Die Entwicklung eines umfassenden Spurenstoffkonzeptes zum langfristigen Schutz des Sees ist erforderlich. Eine Dotation mit Wasser aus der Moson-Donau erhöht die eingebrachten Stofffrachten und ist daher mit großer Vorsicht zu betrachten. In Hinblick auf für den See bereits heute kritische, partikelgebundene Stoffe wie die PAK Benzo(a)pyren oder Fluoranthene ist jedenfalls auf die Vermeidung höherer Schwebstoffkonzentrationen im Dationswasser zu achten. Für ausgewählte Parameter müsste jedenfalls ein begleitendes Monitoring im Dationswasser und im See eingerichtet werden, um Fehlentwicklungen rechtzeitig erkennen zu können.

Verlandung Der Sodacharakter des Sees (NaHCO_3 , hoher pH) bewirkt, dass ein Großteil des eingebrachten Calciums als Calcit ausfällt. Calcit trägt (neben Silizium-Mineralien) zur Verlandung des Sees bei und verstärkt damit die Verlandung, die auf die organische Produktion zurückgeht. Bereits derzeit gelangt aus der Wulka eine große Menge an Calcium in den See und sedimentiert dort als Kalkschlamm. Diese Menge würde im Falle einer Dotation aus der Moson-Donau jedenfalls erhöht. Die Steigerung der Kalkschlambildung durch die Dotation im Szenario III ist geringer als der jetzige Eintrag über die Wulka.

Invasive Arten Auswirkungen durch die Einschleppung invasiver Arten sind schwer abzuschätzen. Es ist unklar, welche Arten überhaupt in den See eingeschleppt werden könnten und ob sie eine reproduzierende Population ausbilden würden. Ungeachtet dessen sollten technische Maßnahmen eingeplant werden, um negative Auswirkungen auf die Biodiversität des Sees zu vermeiden.

Resümee zur Frage einer Zuleitung von Oberflächenwasser in den Neusiedler See und in das Grundwasser des Seewinkels (direkt oder via Zicksee St. Andrä)

Ob eine Dotation mit Wasser aus der Moson-Donau in Hinblick auf Wasserqualität und Verlandung des **Neusiedler Sees** möglich ist, lässt sich nicht grundsätzlich mit ja oder nein beantworten. Die Frage hängt vielmehr entscheidend vom Ausmaß der Dotierung und von der technischen Ausgestaltung dieser Maßnahme ab. Hohe Dotationsmengen bergen das Risiko einer Aussüßung, weshalb dem Grenzwasserstand, ab wann eine Dotation erfolgen soll, entscheidende Bedeutung zukommt. Die Aussagen hängen zudem entscheidend von den Annahmen zur künftigen klimatischen Entwicklung ab.

Das vorliegende Gutachten hat gezeigt, dass das Risiko erhöhter Ableitungen, einer Aussüßung des Neusiedler Sees sowie des Verlusts von dessen Sodasee-Charakter bei einer Wasserzuleitung gemäß Szenario III, d.h. nicht über 115,2 m ü.A. und mit bis 1 m³/s im Jahresmittel, sehr gering ist.

In Zusammenschau der Erkenntnisse aus früheren Studien sowie den neuesten Ergebnissen aus dem laufenden Monitoring sowie dem Projekt REBEN wurden Bewertungen getroffen und Empfehlungen formuliert. Sie betreffen als zentralen Punkt das Risiko negativer Auswirkungen auf den Grundchemismus der betroffenen Gewässer (Aussüßung, Sodacharakter), daneben aber auch das Risiko von Einträgen von Neobionten und xenobiotischen Stoffen sowie lokale Effekte im Bereich der Einleitung. Von entscheidender Bedeutung ist für den Fall einer Wasserzuleitung die Ausformulierung eines Beweissicherungsprogramms, das je nach Ergebnissen eine rasche Reaktion und Nachjustierung von Vorgaben zur Dotation ermöglicht.

In allen Überlegungen zur Wasserzufuhr in den Naturraum Neusiedler See / Seewinkel darf diese sehr weitreichende Maßnahme nicht isoliert betrachtet werden, sondern ist in Kombination mit anderen hydrologischen Maßnahmen zu planen und durchzuführen. Es sind weitere Untersuchungen und Analysen zur Hydrologie und Wasserqualität erforderlich. Zudem sind auch die hier nicht behandelten Aspekte (Mikrobiologie-Hygiene, Naturschutz) zu berücksichtigen. Auf diesem Weg können die hier getroffenen Prognosen und Bewertungen Schritt für Schritt erweitert werden, um letztlich ein Gesamtprojekt zu entwickeln, das ökologisch vertretbar ist, die wasserwirtschaftlichen Ziele erfüllt, naturschutzfachliche Bedenken und ggfs. neuere Erkenntnisse berücksichtigt, somit letztlich einer kritischen rechtlichen Beurteilung standhält.

Im Falle des **Seewinkels** besteht die Chance, mit einer Grundwasseranreicherung negative Entwicklungen der letzten Jahrzehnte umzukehren und zum Schutz der Salzlebensräume im Seewinkel beizutragen. Die indirekten Auswirkungen einer Dotierung des Grundwassers auf die sensiblen Ökosysteme der Salzlacken des Seewinkels sind aus derzeitiger Sicht gering. Die Form der Dotierung ins Grundwasser sollte an mehreren Stellen erfolgen, um lokale Auswirkungen gering zu halten. Eine Dotierung über den Zicksee St. Andrä ist hydrologisch möglich und in Hinblick auf die Wasserqualität vertretbar.

1 EINLEITUNG

1.1 Hintergrund

1.1.1 Neusiedler See

Die Wasserbilanz des Neusiedler Sees ist vor allem durch Niederschlag und Verdunstung geprägt. Oberflächige Zubringer spielen eine geringere Rolle, Grundwasserzu- und -abstrom sind quantitativ unbedeutend (Wolfram et al. 2014).

Niederschlag und
Verdunstung

Starke Veränderungen im Wasserstand des Sees sind daher in erster Linie auf überdurchschnittlich hohe Niederschläge oder eine hohe sommerliche Verdunstung zurückzuführen. Die mittlere Amplitude des Wasserstands im Zeitraum 1976–2019 beträgt 30 cm, die Bandbreite des mittleren Wasserstands 20 cm. Der Mittelwert der letzten 50 Jahre liegt bei rund 115,5 m Seehöhe.

Mehrere niederschlagsreiche Jahre hintereinander können den Wasserstand so stark ansteigen lassen, dass – entsprechend der derzeit gültigen Wehrbetriebsordnung (ÉDU-KÖVIZIG 2011) – eine Ableitung von Seewasser über den Einser-Kanal erforderlich ist. Der höchste Wasserstand innerhalb der letzten Jahrzehnte trat 1996 mit 115,97 m ü.A. auf; in diesem Jahr wurden 134 Mio. m³ Wasser abgeleitet.

Umgekehrt lassen mehrere trockene Jahre hintereinander den Wasserstand sehr stark absinken, was bei einer maximalen Wassertiefe von rd. 2 m Auswirkungen auf das Ökosystem, aber auch auf menschliche Nutzungen am See hat. Im Extremfall kann eine mehrjährige negative Wasserbilanz zum völligen Austrocknen führen. Dieses Schicksal hat der Neusiedler See bereits mehrmals in seiner Geschichte erfahren, zuletzt über mehrere Jahre hinweg in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, aber auch schon früher in der Mitte und gegen Ende des 17. Jahrhunderts (Österreichisch-Ungarische Gewässerkommission 1996).

1865–1870 trocknete der See
das letzte Mal vollständig aus

Die Möglichkeiten, auf den Wasserstand des Neusiedler Sees Einfluss zu nehmen, sind auf Zeiten hoher Wasserstände beschränkt. Ansonsten bestimmen allein die meteorologische Wasserbilanz und der Zufluss über oberflächige Zubringer den Wasserstand des Sees.

Es gibt keinen Grund zur Annahme, dass der See – wie zuletzt in den Jahren 1865–1870 – nicht auch heute wieder austrocknen könnte. Dieses Risiko wird durch die globale Erwärmung noch erhöht. Datenanalysen konnten bereits eine Abnahme der Dauer der Eisbedeckung und eine Erhöhung der mittleren Wassertemperatur in den

Das Risiko einer neuerlichen
Austrocknung besteht, ...

... doch es gibt Unsicherheiten in der Bewertung des Austrocknungsrisikos als Folge der Klimaerwärmung

vergangenen Jahrzehnten nachweisen (Dokulil 2013; Soja et al. 2014). Neuere Auswertungen anhand von Datensammlern ergaben für den Zeitraum 1976–2018 einen Temperaturanstieg von 1,9 °C (Maracek & Sailer 2019).

Für die kommenden Jahrzehnte ist eine Zunahme der Lufttemperatur zu erwarten (Blöschl et al. 2018; Schöner et al. 2011). Eitzinger et al. (2009) gehen davon aus, dass Trockenphasen in Ost-Österreich vermehrt auftreten werden. Dem gegenüber prognostizieren Schöner et al. (2011) eine Erhöhung der Niederschlagsmengen, was die verstärkte Verdunstung kompensieren könnte.

Ungeachtet der Prognosen zur künftigen Entwicklung des Wasserstands des Neusiedler Sees besteht kein Zweifel, dass ein extrem niedriger Wasserstand bis hin zu einer weitgehenden Austrocknung gravierende Auswirkungen auf die Nutzungen in der Region sowie die Ökosystemdienstleistungen hat, die der See derzeit erfüllt (Wolfram et al. 2020c). Es wäre aber auch eine Reihe von wasserwirtschaftlichen Zielen gemäß Strategiestudie Neusiedler See (Wolfram et al. 2014) gefährdet.

Neuere Überlegungen zu einer Wasserzufuhr aus der Moson-Donau

Aus diesem Grund ist in den vergangenen Jahren wieder verstärkt die Diskussion um eine mögliche Wasserzuleitung in den See aufgeflammt. Nach Vorgesprächen zwischen Vertretern der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission ist dabei eine Dotation aus der Moson-Donau als potenzielles „Spendergewässer“ in den Vordergrund der Überlegungen gerückt.

Dem Vorhaben einer Wasserzuleitung stehen Bedenken aus naturschutzfachlicher und ökologischer Sicht entgegen. Zuletzt – wie regelmäßig in Jahren mit niedrigem Seewasserstand – fand die Diskussion zwischen Befürwortern und Gegnern einer Wasserzufuhr in den See auch Eingang in regionale und überregionale Medien.

Die unterschiedlichen Sichtweisen von Wasserwirtschaft und Naturschutz hinsichtlich einer Wasserzufuhr in den See und das Bestreben, die mitunter emotional geführte Diskussion zu versachlichen, sind Anlass für das vorliegende Gutachten.

1.1.2 Seewinkel

Der Grundwasserkörper im Seewinkel stellt in mehrfacher Hinsicht eine Besonderheit dar. An erster Stelle sind die klimatischen Bedingungen zu nennen. Der natürliche Wasserhaushalt im Gebiet wird von den geringen Jahresniederschlägen von unter 600 mm und warmen Lufttemperaturen wesentlich bestimmt. Der schon deutliche Einfluss des pannonischen Klimas führt zu einer hohen Durch-

schnittstemperatur, wodurch die Verdunstung speziell in den Sommermonaten häufig zu einer negativen Wasserbilanz in dieser Periode führt. Die Folge davon ist ein typischer Jahresgang im Grundwasserspiegel mit Höchstständen im Frühjahr und niederen Verhältnissen im Spätsommer.

Eine weitere Besonderheit des Seewinkels sind die vielen Salzlacken, die aufgrund ihres Salzgehaltes eine besondere Tier- und Pflanzenwelt beherbergen. Diese wertvolle und schützenswerte Landschaft führte auch zur Errichtung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. Das Management für den Nationalpark beinhaltet dementsprechend auch Vorschläge für Maßnahmen, die Eingriffe in den Wasserhaushalt und damit in die wasserwirtschaftliche Planung der Region darstellen.

Betrachtet man beispielsweise längere Zeitreihen des Grundwasserstandes, so ist erkennbar, dass immer wieder Perioden mit trockenen, aber auch nassen hydrologischen Verhältnissen aufgetreten sind, die ihrerseits unterschiedliche wasserwirtschaftliche Probleme in der Region hervorrufen können. Prognosen zu den Auswirkungen eines Klimawandels für diese Region sind derzeit kaum möglich. Dies liegt daran, dass in Studien zum Klimawandel gezeigt wird, dass mit einer saisonal unterschiedlichen, geringen Zunahme des Niederschlages gerechnet wird und sich andererseits durch den generellen Temperaturanstieg die Verdunstung erhöht. Inwieweit sich diese beiden Wasserhaushaltskomponenten – erhöhter Niederschlag und erhöhte Verdunstung – letztendlich auf die Grundwasserneubildung auswirken, ist derzeit nicht seriös einzuschätzen. Mit Bestimmtheit kann jedoch festgehalten werden, dass in den niederschlagsarmen Gebieten in Österreich – dazu zählt auch der Seewinkel – der Bewirtschaftung der Wasservorkommen eine erhöhte Aufmerksamkeit zukommen muss (Blöschl *et al.* 2011).

Neben der ohnehin sensiblen hydrologischen Situation kommen im Seewinkel noch die zahlreichen Nutzungen hinzu, die den Grundwasserkörper aufgrund fehlender Fließgewässer stark beanspruchen. Zu diesen Nutzungen bzw. Ansprüchen an den Grundwasserkörper zählen:

- die Landwirtschaft (landwirtschaftliche Bewässerung mit der sehr großen Anzahl an Bewässerungsbrunnen),
- der Naturschutz (Erhaltung der Grundwasserstandsverhältnisse besonders im Bereich der Salzlacken und dem Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel),
- der Tourismus (Erhaltung von Bademöglichkeiten),
- die Jagd- und Fischereiwirtschaft (Aufrechterhaltung von Jagd- und Fischereirevieren),

Prognosen zu den Auswirkungen eines Klimawandels für diese Region sind derzeit kaum möglich.

Nutzungen und Ansprüche an den Grundwasserkörper

- Siedlungen („Hochwasserschutz“ bei Grundwasserhochständen – Stichwort „nasse Keller“),
- Siedlungen (Frage der Entsorgung von gereinigtem Abwasser),
- in weiterer Zukunft auch die Nutzung für die Trinkwasserversorgung.

Wenngleich in den letzten Jahrzehnten oft die Probleme während trockener Jahre im Mittelpunkt des Interesses standen, so haben nasse Jahre im letzten Jahrzehnt gezeigt, dass dieser starke Wechsel zwischen trockenen und nassen Jahren eine ausgewogene Wasserwirtschaft zusätzlich erschwert.

Derzeit ist, aufbauend auf die Grundlagenstudie zur Grundwasserbewirtschaftung des Seewinkels (Blaschke *et al.* 2015), eine „Machbarkeitsstudie zur Erstellung und Umsetzung eines Wasserbewirtschaftungsplanes im Grenzraum Österreich - Ungarn“ in Ausarbeitung.

1.2 Aufgabenstellung

Aufbauend auf früheren Studien ...

Die Überlegungen zu einer Wasserzufuhr in die Region Neusiedler See – Seewinkel sind nicht neu und reichen Jahrzehnte zurück. Es liegen mittlerweile Studien aus verschiedenen Fachbereichen vor, welche die Vor- und Nachteile einer Dotation naturgemäß aus unterschiedlichen Blickwinkeln bewerten. Für das vorliegende Gutachten stellen diese Studien eine wertvolle Grundlage dar.

... doch unter Berücksichtigung neuester Erkenntnisse aus dem Projekt REBEN

Das laufende limnologische Monitoring der Biologischen Station Illmitz, verschiedene wissenschaftliche Studien und vor allem die Untersuchungen im Projekt REBEN haben neue Erkenntnisse gebracht, die eine abermalige Bewertung einer Wasserzufuhr erforderlich machen. Zudem eröffnete sich im Zuge von Diskussionen unter Vertretern der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission eine neue Möglichkeit eines Spendergewässers, nämlich die Moson-Donau. In früheren Überlegungen wurde hingegen eine Dotation aus der Raab, Rabnitz, Ikva und der österreichischen Donau diskutiert. Schließlich erscheint es zielführend, nicht nur den See selbst in der Bewertung zu berücksichtigen, sondern auch den Seewinkel und damit in gemeinsamer Betrachtung den gesamten Naturraum Neusiedler See/Seewinkel.

Zielsetzung des Gutachtens

Ziel des Gutachtens ist die Bewertung einer Wasserzufuhr aus der Moson-Donau in den Naturraum Neusiedler See/Seewinkel hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Wasserqualität und den Stoffhaushalt unter Berücksichtigung neuester hydrologischer und chemischer Erkenntnisse.

Das Gutachten behandelt Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer – also den Neusiedler See, die Salzlacken und das Grundwasser des Seewinkels – in Hinblick auf:

1. Grundchemismus (Ionenzusammensetzung, Salzgehalt, pH-Wert, „Sodacharakter“)
2. Wasserqualität hinsichtlich Nährstoffen (Phosphor)
3. Wasserqualität hinsichtlich Spurenstoffen (auch Schadstoffe oder Mikroverunreinigungen genannt)
4. Verlandungsprozesse

4 Schwerpunktthemen

Folgende Aspekte werden in diesem Gutachten **nicht** behandelt:

Nicht berücksichtigte Aspekte

- Fragen zur hygienisch-bakteriologischen Wasserqualität
- Technische Detailfragen (Art der Einleitung, Wasseraufbereitung)
- Finanzielle Aspekte (im Falle von erforderlichen technischen Maßnahmen)
- Naturschutzfachliche Aspekte
- Rechtliche Aspekte
- Anforderungen aus Sicht menschlicher Nutzungen

Es ist auch nicht die Aufgabe, im Rahmen dieses Gutachtens die grundsätzliche Sinnhaftigkeit oder Notwendigkeit einer Wasserzufuhr zu diskutieren. Die AutorInnen beschränken sich auf die Bewertung der zuvor angeführten Themen und möchten damit einen Beitrag zu einer evidenzbasierten Diskussion liefern.

Ein Beitrag zu einer versachlichten Diskussion

2 BEFUND

2.1 Bisherige Studien zur Dotation des Neusiedler Sees und Grundwasserbewirtschaftung im Seewinkel

Unterschiedliche Schwerpunktsetzung

Bisherige Studien zur Frage einer Wasserzufuhr in den See berücksichtigten unter anderem die Nutzungsansprüche, die hydrologischen Erfordernisse und Beschränkungen sowie potenzielle negative ökologische Auswirkungen. Sie unterschieden sich im Detailgrad und in den grundsätzlichen Herangehensweisen (Grundsatzfragen, Auswertungen vorhandener Daten, Messungen, Laborversuche, Modellierungen).

Studien mit Bezug zu einer Wasserstandsregulierung des Neusiedler Sees über eine Dotation mit Oberflä- chen- und/oder Grundwasser

- Fertő tó vízpótlása koncepció (Wasserzufuhr für den Neusiedler See) (Éduvizig 2002)
- Ökodynamische Rehabilitierung des Neusiedler Sees: Hydrologie Quantität (Plattner 2004)
- Ökologische Machbarkeitsstudie Dotation Neusiedler See (Wolfram et al. 2004a)
- Ökologische Machbarkeitsstudie „Dotation Neusiedler See“. Stellungnahme zu einer Dotation ab einem Grenzwasserstand von 115,20 m ü.A. (Wolfram et al. 2004b)
- Wasserchemische Aspekte einer Dotierung des Neusiedlersees mit Donau-Uferfiltrat (Krachler et al. 2005)
- Donau-Uferfiltrat für den Neusiedlersee? (Krachler & Krachler 2005)
- Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees (Kromp-Kolb et al. 2005)
- Machbarkeitsstudie der Dotation mit Donauuferfiltrat. Bewertung der Brunnenstandorte (Weilguni 2005)
- Neusiedler See – Ökodynamische Rehabilitierung: Wasserchemische Aspekte (Krachler 2006)
- Restrisikountersuchung bei hohen Seewasserständen (Plattner 2006a)
- Variantenstudium – Wasserzuleitung von der Donau (Plattner 2006b)
- Neusiedler See – Tourismus mit Zukunft. Wissenschaftliche Untersuchung zur Auswirkung des Wasserstandes des Neusiedler Sees innerhalb der Region Neusiedler See (Schönerklee et al. 2006)
- Hydrologie Pama-Kittsee (Kollmann 2007)
- Stoffbilanz Neusiedler See 1992–2005 (Wolfram et al. 2007)
- Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees (Eitzinger et al. 2009)

- Effects of pH on aquatic biodegradation processes (Krachler *et al.* 2009)
- Grundlagen und Ergebnisse der Experten zur Neufassung der Wehrbetriebsordnung für die Wehranlage Mekszikópuszta am Rand des Neusiedler Sees (Kubu 2010)
- Klimawandel und Tourismus in Österreich 2030. Auswirkungen – Chancen & Risiken – Optionen & Strategien (Fleischhacker 2012)
- Neusiedlersee – Ökodynamische Rehabilitation. Betrachtungen zur Wasserqualität der Raab (Zessner *et al.* 2012)
- Zusammenfassung der Gutachten zur Dotation des Neusiedler Sees (Amt der Bgld. Landesregierung 2012)
- Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasser-Wirtschaft der Umlandgemeinden, Phase 1: „Pilotstudie“ (Blaschke *et al.* 2018)
- Nährstoffbilanz Neusiedler See (Wolfram & Herzig 2013)
- Der Neusiedler See – ein Überblick (Sailer & Maracek 2019)
- Belastung des Neusiedler Sees mit anthropogenen Spurenstoffen: Überlegungen zu Herkunft und Verhalten (Zessner *et al.* 2019)
- Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot von Grund- und Oberflächenwasser (Blaschke *et al.* 2011)
- Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft – Ziele und Schlussfolgerungen der Studie für Bund und Länder (Blöschl *et al.* 2011)
- Grundwasserströmungsmodell Seewinkel (Blaschke & Gschöpf 2011)
- The Water Framework Directive: Can more information be extracted from groundwater data? A case study of Seewinkel, Burgenland, eastern Austria (Hatvani *et al.* 2014)
- Studie zum Grundwasserbewirtschaftungsplan für den Seewinkel (Blaschke *et al.* 2015)
- Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers (Blaschke *et al.* 2016)
- Auswirkungen der Klimaänderung auf Österreichs Wasserwirtschaft – ein aktualisierter Statusbericht (Blöschl *et al.* 2018)

Studien zur Grundwasserbewirtschaftung und zur klimatischen Situation im Seewinkel

2.2 Hydrologie

2.2.1 Neusiedler See

Die Hydrologie des Sees ist
gut dokumentiert

Die Hydrologie des Neusiedler Sees ist gut dokumentiert. Es wird hier auf die Darstellungen in Dobesch & Neuwirth (1979), Zessner et al. (2012) und Kubu et al. (2014) verwiesen. Zusammenfassend ist in Tabelle 1 die Wasserbilanz des Neusiedler Sees für den Zeitraum 2009–2019 (Kubu 2019) dargestellt.

Tabelle 1. Wasserbilanz des Neusiedler Sees im Zeitraum 2009–2019 (Kubu 2019).

Bilanzglieder	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
[mm]											
Niederschlag	682	736	463	595	627	836	503	607	544	606	543
Q _{zu} gesamt	224	276	168	120	224	220	172	149	109	139	125
Evaporation	–680	–653	–683	–753	–711	–652	–719	–756	–766	–730	–761
Q _{ab} Wehr	–159	–378	–76	0	–66	–243	–154	0	0	0	0
[Mio m³]											
Q _{zu} gesamt	64	79	46	30	62	63	48	40	27	35	30
Q _{ab} Wehr	–45	–108	–21	0	–20	–71	–44	0	0	0	0

Ergänzende Erkenntnisse aus
dem Projekt REBEN

Ergänzend sind neueste Erkenntnisse aus dem Projekt REBEN anzuführen. Demnach dürfte auch der Wasseraustausch zwischen offenem See und Schilfgürtel – und damit auch die Struktur des Schilfgürtels (Schilfkanäle) wie auch der Wasserstand – einen Einfluss auf die Evaporation im Schilfgürtel haben (Blaschke 2020; Hainz et al. 2020). Neben der geringen Wassertiefe und damit einer leichteren Erwärmbarkeit des Wassers im Schilfgürtel könnte auch die unterschiedliche Albedo im hell getriebenen offenen See und im klaren, aber durch Huminstoffe braun gefärbten Schilfgürtelwasser eine Rolle spielen (vgl. Csaplovics et al. (2014)).

2.2.2 Grundwasser Seewinkel

Grundwasserkörper
GK100134

Das Grundwasser im Seewinkel wird dem Einzelgrundwasserkörper GK100134 Seewinkel [LRR] zugerechnet und überwiegend als oberflächennahes Porengrundwasser gekennzeichnet (Umweltbundesamt 2018). Der Grundwasserkörper (GWK) erstreckt sich über eine Gesamtfläche von 443 km² und weist eine mittlere Seehöhe von 120 m ü.A. auf (Bandbreite 108 bis 140 m ü.A.). Er wird im Norden durch die markant abfallende Parndorfer Platte begrenzt, im Westen und Südwesten durch den Neusiedler See und im Süden durch den Einser-Kanal.

Der GWK Seewinkel umfasst geologisch die jungpleistozänen Schotterfluren des südlichen Vorlands der Parndorfer Platte. Unter den jüngsten limnischen Seeschlamm-Ton-Ablagerungen sind am Terrassenrandfuß zur Parndorfer Platte in der Senke von Gols zunächst holozäne bis pleistozäne Ablagerungen ausgebildet. Dann folgen fluviatile Ablagerungen (Sand, Kies), teilweise mit äolischen Lößablagerungen aus dem oberen Pleistozän. Am meisten und geschlossen am weitesten verbreitet bis weit nach Ungarn hinein, sind mittelpleistozäne Schwemmfächerkiese mit Mächtigkeiten von 0 bis über 15 m (Humer *et al.* 2015). Im Seewinkel nehmen diese fluvialen Schotter vom zentralen Bereich Richtung See ab, während feinere Anteile aus dem Pannon zunehmen (Zámolyi *et al.* 2017). Der Durchlässigkeitsbeiwert der Schotter (k_f -Wert) liegt im Mittel bei 4×10^{-4} m/s, d.h. der Grundwasserkörper ist überwiegend stark durchlässig (Blaschke *et al.* 2015; Blaschke & Gschöpf 2011; Umweltbundesamt 2018).

Die Ausdehnung des GWK beträgt sowohl in N-S- als auch O-W-Erstreckung 23 km. Die mittlere Aquifermächtigkeit beträgt 13 m mit einer Bandbreite von 1 bis 42 m. Die Grundwasserneubildung erfolgt hauptsächlich aus Versickerung von Niederschlägen und geringen Zuflüssen aus Oberflächengewässern und Grundwasser (Umweltbundesamt 2018). Die Grundwasserneubildungsrate ist im Verhältnis zu den Nutzungsansprüchen relativ klein, weshalb Reitinger & Schmalfuss (1993) den Grundwasserhaushalt des Seewinkels auch als äußerst labil einstufen.

7 der 12 Messstellen im GWK Seewinkel weisen mittlere Verweilzeiten von 11–25 Jahren auf, je 2 Messstellen fallen in die Altersgruppen 5–10 Jahre und 26–50 Jahre, für 1 Messstelle wird ein Alter von >50 Jahren angegeben (Humer *et al.* 2015).

**Mittlere Mächtigkeit
des Aquifers: 13 m**

**Alter des Grundwassers:
meist 11–25 Jahre**

2.2.3 Salzlacken

Die Salzlacken des Seewinkels sind flache Mulden mit einer Ausdehnung von weniger als 5 bis über 200 ha (Lange Lacke). Es wird angenommen, dass sich die meisten Lacken bereits in der letzten Zwischeneiszeit gebildet haben, jedenfalls aber mehrere 10 000 Jahre alt sind (Krachler *et al.* 2012).

In der Literatur werden zumeist zwei Grundtypen von Salzlacken unterschieden: i) Lacken, die vor allem von Niederschlag und nur zeitweise auch über Grundwasserzutritte gespeist werden; ii) ganzjährig wasserführende Lacken, die immer ans Grundwasser angebunden sind. Diese sogenannten Schwarzwasserlacken sind meist weniger trüb und oft durch ausgedehntere Schilfbestände gekennzeichnet als die erste Gruppe, welche meist als typische Weißwasserlacken in Erscheinung treten (Löffler 1959; Wolfram *et al.* 2006).

**Weißwasser- und
Schwarzwasserlacken**

Die Salzlacken sind vor allem durch Eingriffe in den Grundwasserhaushalt gefährdet

Im Laufe des 20. Jahrhunderts und bis in die heutige Zeit erfuhren die Salzlacken mannigfaltige menschliche Eingriffe: teils direkt durch mechanische Zerstörung des Lackenbodens, vor allem aber über Eingriffe in den Grundwasserhaushalt. Das betrifft einerseits Ableitungen über Kanäle, Entnahmen zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und Grundwasserabsenkungen in den Gemeinden Illmitz und Apetlon, andererseits Dotationen von Lacken aus dem Grundwasser, so zum Beispiel in den St. Andräer Zicksee und den Darscho, in geringem Ausmaß auch in einige Schwarzwasserlacken im südlichen Seewinkel wie den Unteren und Mittleren Weißsee (Krachler *et al.* 2012). Es ist vor allem eine Folge dieser Grundwasserentnahmen und -absenkungen, dass von den ursprünglich 139 Lacken im Seewinkel (Dick *et al.* 1994; Krachler *et al.* 2012) die meisten mittlerweile zerstört oder degradiert sind.

2.3 Grundchemismus

2.3.1 Zur Herkunft des Salzes

Als Grundchemismus werden hier die Hauptinhaltsstoffe des Wassers im Neusiedler See, in den Salzlacken und im Grundwasser verstanden, welche in ihrer Gesamtheit den Mineralstoff- oder Salzgehalt ausmachen. Sie umfassen vor allem acht Ionen: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Hydrogenkarbonat / Karbonat, Chlorid und Sulfat. Daneben kann Nitrat in nennenswerten Konzentrationen für den Gesamtsalzgehalt relevant sein und wird daher teilweise bereits in diesem Kapitel, darüber hinaus aber in Kap. 2.4 „Nährstoffe“ berücksichtigt.

4 Voraussetzungen für den Salzgehalt der Böden und Gewässer in der Region Neusiedler See

Der Salzgehalt prägt nicht nur die Gewässer, sondern die gesamte Landschaft, welche als Lebensraumtyp „Pannonische Salzsteppen und Salzwiesen“ europaweit einen besonderen Schutz genießt (FFH-Richtlinie 1992). Er hängt wesentlich mit dem Vorhandensein von Salzböden zusammen, deren Genese an vier wesentliche Voraussetzungen geknüpft ist (Wolfram 2006):

1. Vorkommen salzhaltiger, tertiärer Meeresablagerungen. Diese stammen in Österreich vom einstigen Binnenmeer Paratethys, das rund um den Neusiedler See die größte Mineralwasserlagerstätte Europas entstehen ließ;
2. Tektonische Unruhe, welche die Ausbildung von artesischen Brunnen ermöglicht, in denen laufend salzhaltiges Tiefenwasser mit hohen Gehalten an Natriumkarbonat, Glaubersalz, Bittersalz und/oder Kochsalz an die Oberfläche transportiert wird;

3. Dichte, tonhältige Sedimente („Schwemmlöss“), in denen sich das herauftransportierte Salz festsetzt und meist einen salzföhrnden Horizont (Franz & Husz 1961) ausbildet;

4. Trockenwarmes Klima mit hohen Sommertemperaturen und längeren Trockenperioden, das infolge der hohen Verdunstung einen ständigen kapillaren Nachschub aus dem salzhältigen Grundwasser gewährleistet und zu einer oberflächlichen Salzakkumulation föhrt.

Neben aufsteigendem Grundwasser über Bruchlinien (vgl. Csaplovics *et al.* (1997), Zámolyi *et al.* (2017)) könnten im Neusiedler See auch Salze aus dem Evaporat der letzten Austrocknung von 1865–1870 für eine Nachlieferung von Natrium-Hydrogenkarbonat sorgen (Fussmann *et al.* 2020).

2.3.2 Erläuterungen und Datenquellen der Boxplot- und Piper-Plot-Darstellungen

In den nachfolgenden Box-Whisker-Plots werden ausgewählte chemische Parameter aus den betroffenen Gewässern vergleichend dargestellt. Abbildungen zu den übrigen Parametern finden sich im Anhang (Kap. 5.2).

Box-Whisker-Plots (Boxplots): Die Boxes zeigen den Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil, die *Whiskers* die Bandbreite, wobei Werte, die außerhalb des 1,5-Fachen der Interquantildistanz liegen, als Punkte („Ausreißer“) dargestellt werden. Die Interquantildistanz ist der Bereich zwischen dem 25%- und dem 75%-Perzentil. Die Plots zeigen folgende Gewässer:

Wulka ... Messstelle Seehof (GZÜV-Messstelle bei Seehof und Stelle bei Brücke Landesstraße L212) zwischen 2000 und Juli 2020 sowie Messdaten des Projekts REBEN an den Messstellen WU1 (Mündung zum offenen See) und WU4 (Seehof), $n = 274$ (nur $n_{(\text{Ngel})} = 26$). Datenquelle: H2O-Datenbank (BMLRT 2020) sowie Wolfram *et al.* (2020d)

Datenquellen für die
Boxplot-Darstellungen:
Wulka

GolserK ... Golser Kanal, Messstelle FW10000707 aus den Jahren 2000 und 2017, $n = 24$. Datenquelle: H2O-Datenbank

Golser Kanal

See ... Neusiedler See an den Messstellen 4, 5, 24 und 27 (offener See) im Zeitraum 1983–2019, $n_{(\text{Ionen})} = 1473$, $n_{(\text{pH, LF, Ptot, NO}_3, \text{NH}_4)} = 1942$, $n_{(\text{PO}_4)} = 578$, $n_{(\text{Pgcl})} = 621$, $n_{(\text{Ngel})} = 831$. Datenquelle: Monitoring der Biologischen Station Illmitz. Lage der Messstellen siehe Abbildung 1

Neusiedler See

Seerand ... Neusiedler See, Messstellen am Schilfrand (alle Probenstellen, die im Rahmen des regulären Monitorings aktuell beprobt werden, außer jene im offenen See: 1–3, 6–14, 16–23, 25, 26, 28, 29,

35), $n_{(\text{Ionen})} = 3451$, $n_{(\text{pH, LF, Ptot, NO}_3, \text{NH}_4)} = 8982$, $n_{(\text{PO}_4)} = 6039$, $n_{(\text{P}_{\text{gel}})} = 4219$, $n_{(\text{N}_{\text{gel}})} = 6541$. Datenquelle: Monitoring der Biologischen Station Illmitz. Lage der Messstellen siehe Abbildung 1

Rohrlacke ... große Rohrlacken im Neusiedler See, Messstellen 36 (Ruster Poschn) und 37 (Hoadaseppposchnlucka), $n_{(\text{Ionen})} = 662$, $n_{(\text{pH, LF, Ptot, NO}_3, \text{NH}_4)} = 1102$, $n_{(\text{PO}_4)} = 486$, $n_{(\text{P}_{\text{gel}})} = 364$, $n_{(\text{N}_{\text{gel}})} = 571$. Datenquelle: Monitoring der Biologischen Station Illmitz. Lage der Messstellen siehe Abbildung 1

Salzlacken

Salzlacken ... Es wurden in den Auswertungen mehrere Lacken berücksichtigt, die als typische trübe Weißwasserlacken und huminstoffgefärbte, weniger trübe Schwarzwasserlacken *sensu* Löffler (1959) und Krachler *et al.* (2012) gelten. Die Jahreszahlen geben den Zeitraum an, aus dem die chemischen Daten in den grafischen Darstellungen stammen, die Nummern dienen der Orientierung in der Karte (Abbildung 2).

Weißwasserlacken: Albersee 1989–1997 (39), Birnbaumlacke 1956–1972 (28), Freiflecklacke 1982–1997 (31), Fuchslochlacke 1982–1997 (26), Kühbrunnlacke 1956–1997 (32), Obere Halbjochlacke 1956–1997 (25), Obere Hölllacke 1982–1984 (34), Oberer Schrändlsee 1956–1957 (42), Oberer Stinkersee 1982–1999 (35), Ochsenbrunnlacke 1982–1999 (30). $n_{(\text{Ionen})} = 175$, $n_{(\text{pH})} = 147$, $n_{(\text{LF})} = 185$, $n_{(\text{PO}_4, \text{P}_{\text{gel}}, \text{Ptot})} = 18$, $n_{(\text{NO}_3, \text{NH}_4\text{I})} = \text{ca. } 56$

Schwarzwasserlacken: Herrnsee 1972–1984 (43), Krötenlacke 1956–1958 (44), Nördlicher Silbersee 1956–1976 (37), Szerdahelyerlacke 1956–1972 (8), Untere Hölllacke 1957–1972 (52), Unterer Weißsee 1956–1983 (18). $n_{(\text{Ionen})} = 38$, $n_{(\text{pH})} = 8$, $n_{(\text{LF})} = 42$, $n_{(\text{NO}_3, \text{NH}_4\text{I})} = 7$

Grundwasser

GW ... Grundwasser, alle Messstellen im GZÜV-Messnetz außer der Messstelle PG10002702 (siehe dazu Schartner *et al.* (2017)) im Zeitraum 2000 bis April 2020, $n = 1598$. Datenquelle: H₂O-Datenbank. Lage der Messstellen siehe Abbildung 2

Moson-Donau und Szivárgó csatorna

MoD ... Moson-Donau (Feketeerdő 82,5 fkm) in den Jahren 2014 und 2018, $n_{(\text{Ionen})} = 8$, $n_{(\text{pH, LF, Nährstoffe})} = 24$. Datenquelle: Nord-Transdanubische Direktion für Wasserwesen

Szi-csa ... Szivárgó csatorna (Szivárgó Kanal) im Zeitraum 2014–2019, $n = 72$. Datenquelle: Nord-Transdanubische Direktion für Wasserwesen

Erläuterung der Piper-Plots

Das Piper-Diagramm (Piper 1944) besteht aus einem Anionen- und einem Kationendreieck sowie einer Raute, in der die relativen Anteile der Anionen und Kationen kombiniert abgebildet sind. Im Kationendreieck werden die Ionenäquivalente der Kationen Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und Kalium (K) eingetragen, im Anionendreieck die Anionen Hydrogenkarbonat/Karbonat ($\text{HCO}_3^- +$

CO₃), Chlorid (Cl) und Sulfat (SO₄) sowie Nitrat (NO₃). In der Raute werden die beiden ermittelten Punkte zur Überschneidung gebracht und die Ionenbeziehungen zwischen den Kationen und den Anionen hergestellt. Die Raute wurde von Furtak & Langguth (1967) durch Felder erweitert, anhand derer sieben geochemische Grundtypen klassifiziert werden können (siehe Anhang 5.1).

Für die Auswertung der Piper-Plots wurden dieselben Gewässer und Probenstellen wie für die Boxplot-Darstellung (siehe oben) herangezogen, zusätzlich aber wurden Trinkwasseranalysen im Zeitraum September 2019 bis Juni 2020 (4 Termine im 3-Monatsabstand) von 10 Messstellen im nördlichen Burgenland berücksichtigt (Datenquelle: Wasserleitungsverband Nördliches Burgenland (2020), n=40). Um die hohe Zahl der Grundwasserpunkte zu reduzieren, wurden pro Stelle Jahresmittelwerte dargestellt.

Sowohl in den Diagrammen als auch im Text sind die Konzentrationen der Ionen zumeist als Äquivalentkonzentration (Normalität) mit der Einheit meq L⁻¹ angegeben. Dies entspricht der Stoffmengenkonzentration, bei der die Stoffmenge [in Mol] unter Verwendung von Äquivalentteilchen angegeben wird, und ermöglicht einen direkten stöchiometrischen Vergleich der Konzentrationen. Zur Umrechnung von mg L⁻¹, mMol L⁻¹ und meq L⁻¹ siehe Tabelle 2.

Konzentration
Äquivalentkonzentration

mg L⁻¹
mMol L⁻¹
meq L⁻¹

Ionen	Abk.	mMol L ⁻¹	meq L ⁻¹	mg L ⁻¹
Kationen				
Calcium	Ca ²⁺	1	2	40,078
Magnesium	Mg ²⁺	1	2	24,305
Natrium	Na ⁺	1	1	22,990
Kalium	K ⁺	1	1	39,098
Anionen				
Hydrogenkarbonat	HCO ₃ ⁻	1	1	61,016
Karbonat	CO ₃ ²⁻	1	2	60,008
Chlorid	Cl ⁻	1	1	35,453
Sulfat	SO ₄ ²⁻	1	2	96,056
Nitrat (Nitrat-N)	NO ₃ ⁻ (NO ₃ -N)	1	1	62,004 (14,007)

Tabelle 2. Umrechnung von Konzentrationen der dominanten Ionen.

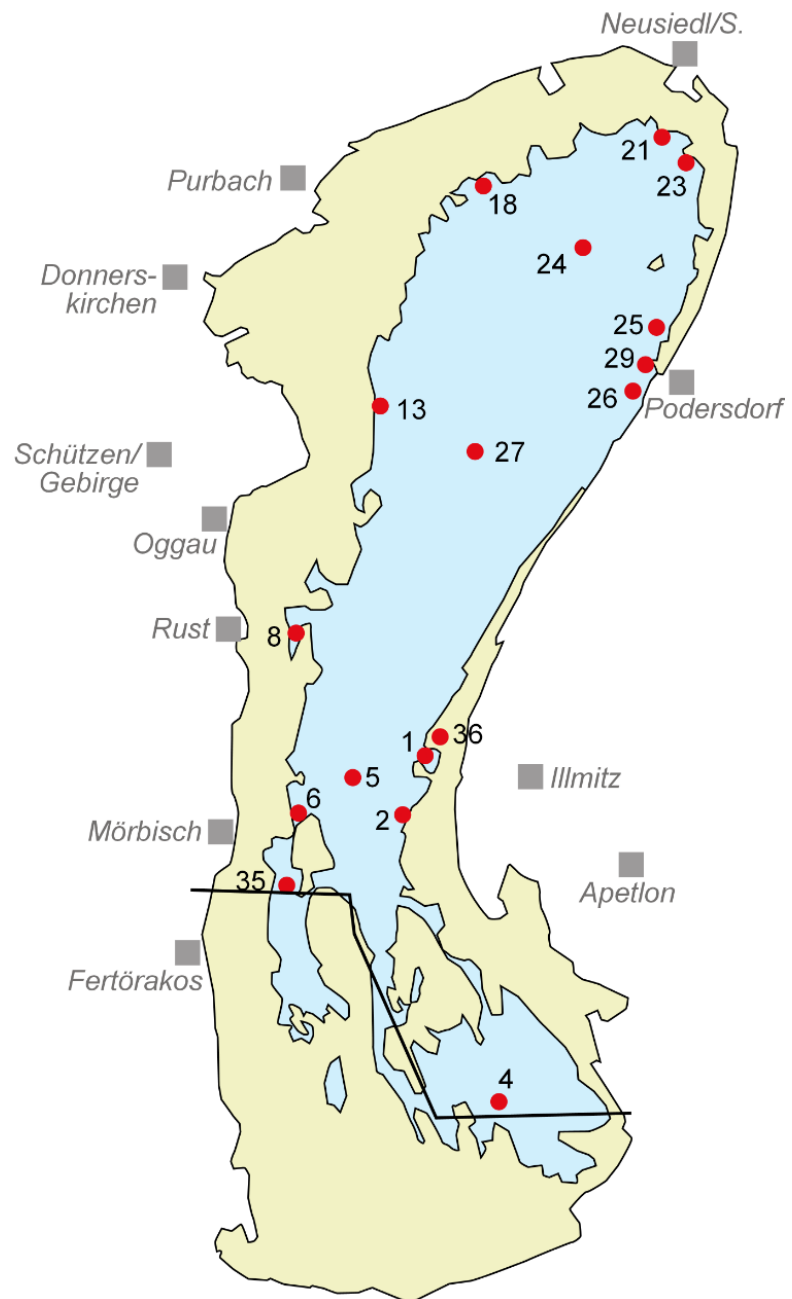


Abbildung 1. Messstellen im Neusiedler See im laufenden hydrochemischen Monitoring der Biologischen Station Illmitz.

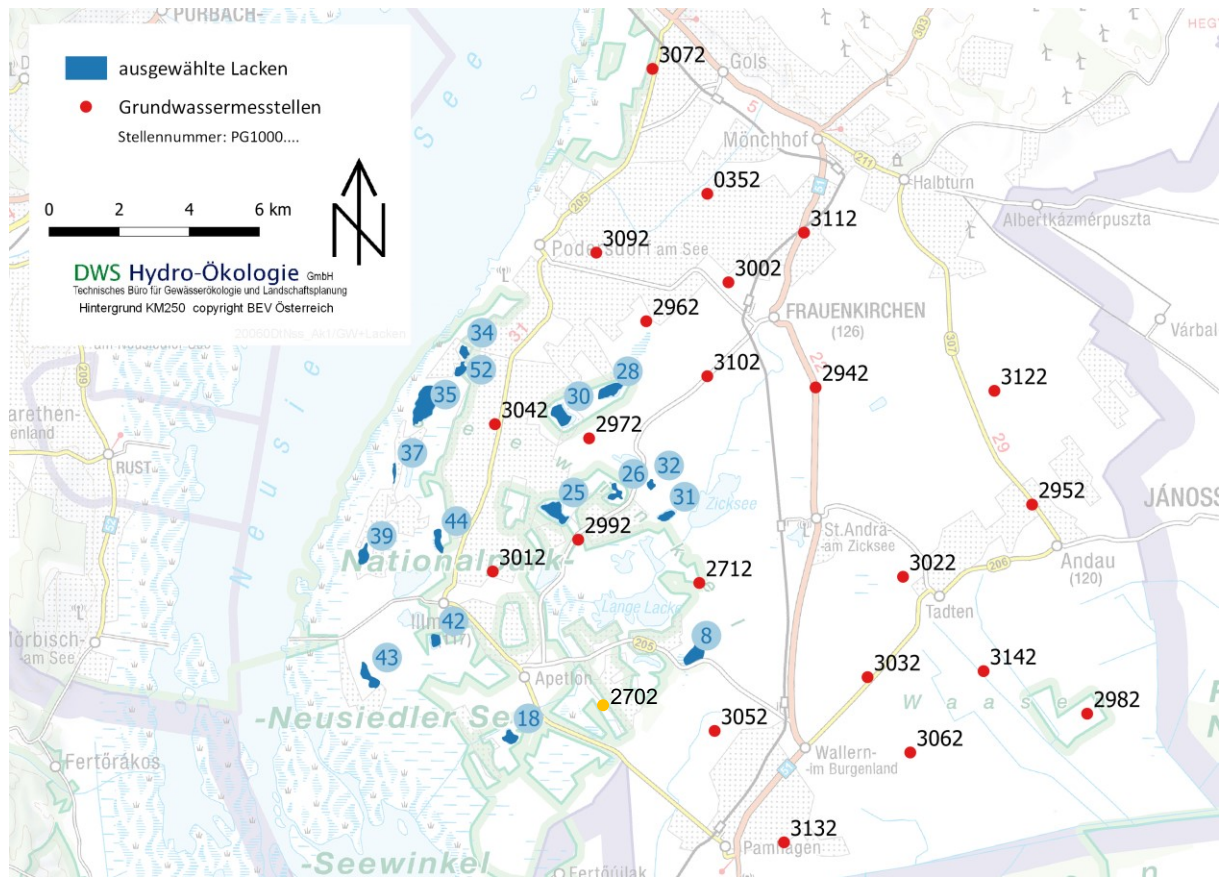


Abbildung 2. Grundwasser-Messstellen (aus der H2O-Datenbank) und Salzlacken im Seewinkel, die für die Darstellung der hydrochemischen Verhältnisse berücksichtigt wurden (Sonde 2702 in den Auswertungen nicht berücksichtigt, aber im Text erwähnt).

2.3.3 Vergleich der Gewässer

Die **elektrische Leitfähigkeit** ist ein Summenparameter der gelösten Salze. Die Werte in der Moson-Donau können mit knapp $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Bandbreite $302\text{--}511 \mu\text{S cm}^{-1}$ in den Jahren 2014 und 2018) als durchschnittlich für Oberflächengewässer unserer Breiten angesehen werden. Etwas höhere Leitfähigkeiten kennzeichnen die Wulka, was vor allem Einträge aus Punktquellen (Kläranlagen), aber auch diffusen Quellen (Landwirtschaft) widerspiegeln dürfte. Der Mittelwert an der Stelle Seehof über die gesamte Zeitreihe 2000 bis Juli 2020 beträgt $1\,040 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Bandbreite: $459\text{--}1\,499 \mu\text{S cm}^{-1}$).

**Elektrische Leitfähigkeit
als Summenparameter
für den Salzgehalt**

Der Neusiedler See unterscheidet sich demgegenüber deutlich von der Wulka wie auch der Donau. Als schwach konzentrierter Steppen-see wies er im Mittel der letzten 20 Jahre im offenen See (Probenstellen 4, 5, 24 und 27) eine Leitfähigkeit von $2\,480 \mu\text{S cm}^{-1}$ auf, die somit um den Faktor 2,5 über dem Vergleichswert der Wulka lag und die Aufkonzentration durch die Verdunstung widerspiegelt. Noch höhere Leitfähigkeiten – nämlich bis $6\,480 \mu\text{S cm}^{-1}$ – wurden im Rahmen des Projekts REBEN in isolierten Bereichen des Schilfgürtels gemessen (Wolfram et al. 2020d).

**Neusiedler See ist ein
schwach konzentrierter
Steppen-see**

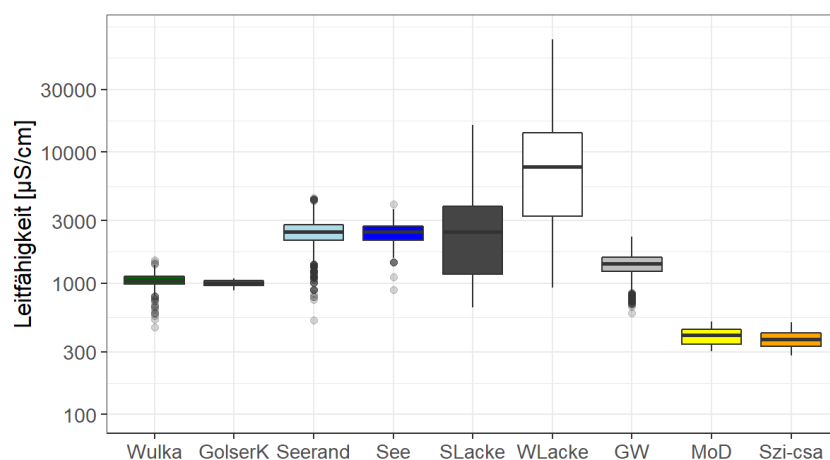
Leitfähigkeit im
Grundwasser des
Seewinkels:
591 – 2 270 $\mu\text{S cm}^{-1}$

Leitfähigkeit in den
Salzlacken: bis mehrere
10 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$

Im Seewinkel zeigt auch das Grundwasser eine erhöhte Konzentration an gelösten Salzen. Die Werte der elektrischen Leitfähigkeit variierten im Zeitraum 2000 bis 2019 an 23 Messstellen zwischen 591 und 2 270 $\mu\text{S cm}^{-1}$, die Jahresmittelwerte je Messstelle schwanken zwischen 661 und 1 985 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Nicht berücksichtigt wurde in dieser Auswertung die Messstelle PG10002702, die nach Schartner *et al.* (2017) im Bereich der ehemaligen Martentaulacke situiert ist und auch nach dem Niedergang dieser ehemals viertgrößten Sodalacke des Seewinkels noch deutlich vom salzführenden Horizont geprägt ist. Das Wasser dieser Grundwasser-Messstelle weist mit ungewöhnlich hohen Leitfähigkeiten (im langjährigen Mittel $>4\,300\, \mu\text{S cm}^{-1}$) bereits auf die Verhältnisse in den Salzlacken hin. In diesen können nämlich noch wesentlich höhere Leitfähigkeiten bis mehrere 10 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ auftreten, insbesondere wenn es kurz vor der Austrocknung zu einer extremen Aufkonzentration kommt (Boros *et al.* 2014; Schagerl & Wolfram 2006; Wolfram *et al.* 2004c).

Der Gesamtsalzgehalt in den betroffenen Gewässern ist also unterschiedlich und reicht von „normalem Süßwasser“ (Donau, Wulka) über den schwach konzentrierten Neusiedler See bis hin zu den hoch konzentrierten Sodalacken des Seewinkels.

Abbildung 3. Elektrische Leitfähigkeit in den betroffenen Gewässern. Erläuterungen der grafischen Darstellung in Kap. 2.3.2. GolserK = Golser Kanal, SLacke = Schwarzwasserlacke, WLacke = Weißwasserlacke, GW = Grundwasser, MoD = Moson-Donau, Szi-csa = Szivárgócsatorna (Kanal)



Alkalinität, Säurebindungsvermögen, Karbonathärte

Die **Alkalinität** A_c (mit der Einheit meq L^{-1}) ist das Säurebindungsvermögen des Wassers und entspricht:

$$A_c = [\text{HCO}_3^-] + 2 \cdot [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}_3\text{O}^+] \quad (1)$$

Da die Konzentrationen von OH^- und H_3O^+ sehr gering ist, kann die Alkalinität vereinfacht als Summe von Hydrogenkarbonat HCO_3^- und Karbonat CO_3^{2-} berechnet werden (wobei Karbonat erst ab einem pH-Wert von 8,3 auftritt). Die Alkalinität wird auch als Karbonathärte bezeichnet.

Unter den für das vorliegende Gutachten ausgewerteten Gewässern weist die Moson-Donau mit $3,2 \text{ m Mol L}^{-1}$ die geringste Alkalinität auf. In der Wulka liegt die Alkalinität mit durchschnittlich $6,1 \text{ m Mol L}^{-1}$ fast doppelt so hoch (Abbildung 4).

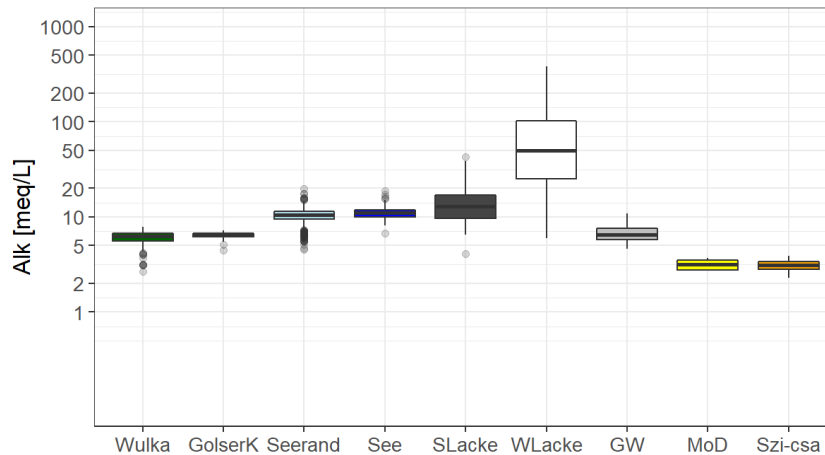


Abbildung 4. Alkalinität in den betroffenen Gewässern.

Wie bei der Leitfähigkeit übersteigen auch bei der Alkalinität die Werte aus dem Neusiedler See und dem Grundwasser im Seewinkel die Vergleichswerte der Fließgewässer. Das langjährige Mittel (2000 – Juli 2020, nur offener See) liegt im See bei $11,3 \text{ m Mol L}^{-1}$, im Grundwasser (excl. Messstelle PG10002702) bei $6,8 \text{ m Mol L}^{-1}$. Dem Soda-charakter entsprechend weisen die Salzlacken wieder die höchsten Messwerte auf. In trockenen Jahren wurden vor der Austrocknung Alkalinitäten bis mehrere 100 m Mol L^{-1} gemessen.

Gegenspieler zur Alkalinität oder Karbonathärte sind in den Gewässern unserer Breiten **Calcium** und **Magnesium**. Die Summe der beiden Erdalkalimetalle entspricht (vereinfacht) der Gesamthärte (im Folgenden als *E* bezeichnet) und ist zumeist mit der Hydrogenkarbonat-Konzentration hoch korreliert.

$$E = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \quad (2)$$

In einer reinen Lösung von Ca- und Mg-Karbonaten ist die Alkalinität A_c gleich *E*. Übersteigt die Gesamthärte *E* die Karbonathärte A_c , so ist das ein Hinweis darauf, dass die beiden Kationen als Salze anderer (stärkerer) Säuren vorhanden sind, z.B. Chlorid-, Sulfat- oder Nitrat-Salze.

Ist die Alkalinität A_c größer als *E*, so weist das auf die Anwesenheit von Alkalisalzen (v.a. Natrium-Hydrogenkarbonat) hin. Ein negativer Werte von $E - A_c$ zeigt daher den Gehalt an **Soda** $\text{Na}_2[\text{CO}_3]$ bzw. Natron NaHCO_3 an (Berger & Neuhuber 1979). Hohe Konzentrationen von NaHCO_3 sind typisch für die Sodagewässer und stellen hohe physiologische Ansprüche an die Pflanzen und Tiere dieser Ökosysteme.

Calcium und Magnesium dominieren als Kationen in den meisten Gewässern unserer Breiten

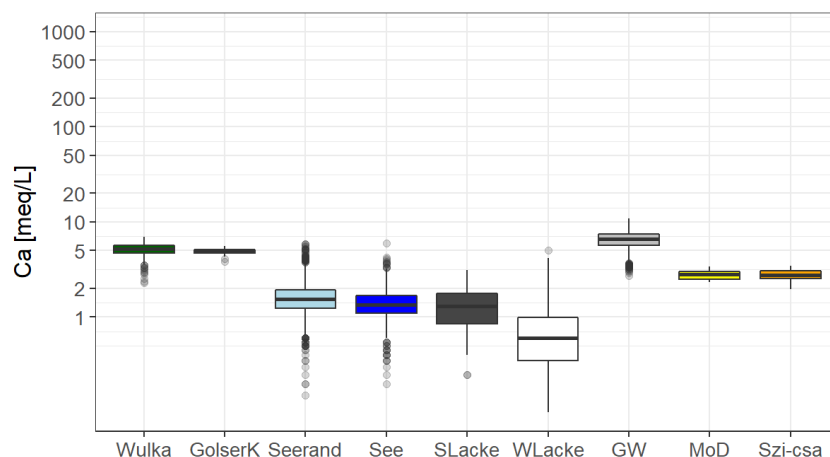
Natrium-Hydrogenkarbonat dominiert in Sodagewässern

Calcium fällt im See und in den Salzlacken als Calcit aus

Eine typische Eigenschaft von alkalischen Sodagewässern ist die Ausfällung von Calcium und Karbonat als schwer lösliches Calcit (CaCO_3). Je höher der Sodagehalt, desto geringer ist demnach die Calcium-Konzentration, die im Extremfall nahe Null gehen kann. Dies veranschaulicht die Gegenüberstellung der Gewässer im Boxplot (Abbildung 5). Wulka und Donau weisen im Mittel Calcium-Konzentrationen von $5,1 \text{ meq L}^{-1}$ und $2,8 \text{ meq L}^{-1}$ auf. Auch im Grundwasser des Seewinkels liegen die Messwerte für Calcium (aufgrund der höheren CO_2 -Konzentration als Folge des fehlenden Austausches mit der Atmosphäre) bei $6,5 \text{ meq L}^{-1}$. Im Neusiedler See hingegen wurde in den letzten 20 Jahren im offenen See (Messstellen 4, 5, 24, 27) eine mittlere Calcium-Konzentration von $1,4 \text{ meq L}^{-1}$ gemessen, in den Salzlacken liegen die Messwerte oft nahe der analytischen Bestimmungsgrenze.

Ein Spiegelbild der Verteilung in den verschiedenen Gewässern zeigt Natrium, das – wie oben ausgeführt – in den Sodagewässern das dominierende Kation ist. Die mittleren Konzentrationen reichen von $0,5 \text{ meq L}^{-1}$ in der Moson-Donau und $2,1 \text{ meq L}^{-1}$ in der Wulka über $3,5 \text{ meq L}^{-1}$ im Grundwasser des Seewinkels bis zu $15,2 \text{ meq L}^{-1}$ im Neusiedler See und über 40 meq L^{-1} in den Salzlacken (mit Extremwerten von mehreren 100 meq L^{-1} in Phasen der Austrocknung, Abbildung 6).

Abbildung 5. Calcium-Konzentration [meq L^{-1}] in den betroffenen Gewässern.



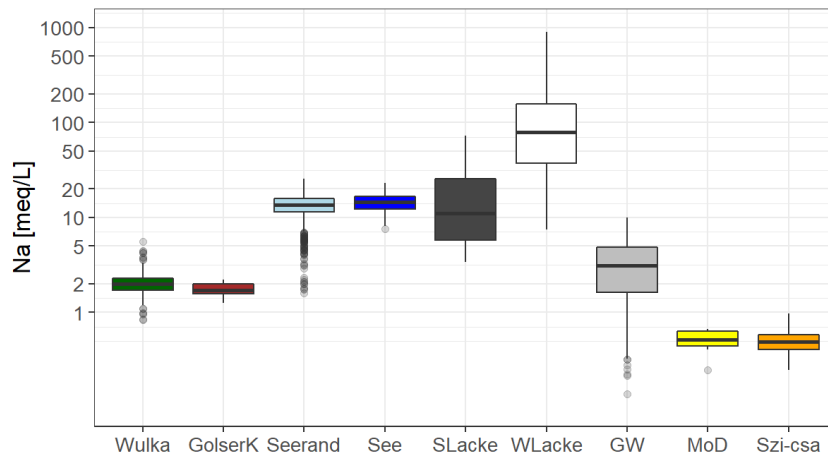


Abbildung 6. Natrium-Konzentration [meq L⁻¹] in den betroffenen Gewässern.

Für die Frage möglicher Auswirkungen einer Zuleitung von Donauwasser auf den Chemismus des Neusiedler See wurden in Abbildung 7 verschiedene Messstellen innerhalb des Sees (zur deren Lage siehe Abbildung 1) in Relation zur Wulka und zur Moson-Donau ausgewertet. Dargestellt sind

- die Wulka (Messstellen W4 [Höhe Seehof] und W1 [Schilfrand zum offenen See] im Projekt REBEN, Wolfram *et al.* (2020d)) im Vergleich zur nächstgelegenen Messstelle im See (13),
- der Golser Kanal (GoK) im Vergleich zu den Messstellen 25 (Auslauf Golser Kanal), 29 (Seebad Podersdorf) und 26 (Auslauf Kläranlage Podersdorf)
- die 4 Messstellen im offenen See (4, 5, 24, 27)
- 2 Messstellen in zwei großen Rohrlacken (36: Ruster Poschn nahe Illmitz, 37: Hoadaseppposchnlucka im Südteil des Sees)
- die Moson-Donau (MoD)

Der Vergleich verdeutlicht – wie bereits in Abbildung 5 – die Unterschiede zwischen den Fließgewässern und dem See. Innerhalb des Neusiedler Sees lässt die am Westufer südlich der Wulka-Mündung gelegene Messstelle 13 einen schwachen Einfluss des Zubringers erkennen, da dort zeitweise etwas erhöhte Calcium-Konzentrationen gemessen wurden, bevor es zur Calcit-Ausfällung kam. Ähnlich beeinflusst die Kläranlage Podersdorf die Messstelle 29. Im offenen See unterscheidet sich die südlichste Monitoringstelle (4) im sogenannten Silbersee (= Vogelwarte-Bucht) von den drei anderen signifikant, während sich diese drei Stellen (5, 24, 27) nicht signifikant voneinander unterscheiden (Friedman-Test mit verbundenen Stichproben, siehe Anhang Kap. 5.2.4). Die Abweichung der mittleren Calcium-Konzentration im Südteil des Neusiedler Sees (Stelle 4: 1,32 meq L⁻¹) gegenüber den Vergleichswerten zwischen Neusiedl und Illmitz (Stelle 5: 1,46 meq L⁻¹, Stelle 24: 1,41 meq L⁻¹, Stelle 5:

Die Messstelle 13 am Westufer des Sees lässt einen schwachen Einfluss der Wulka auf den Grundchemismus erkennen

1,42 meq L⁻¹) ist äußerst gering, aber dennoch signifikant und kann plausibel mit dem geringeren Nachschub an calciumreichem Flusswasser (Wulka) erklärt werden. Deutlicher ist dieser Unterschied der Messstelle 4 Höhe Apetlon zu den drei nördlichen Monitoringstellen in den anderen Hauptionen, die im Süden durchwegs gegenüber dem restlichen See erhöht sind (siehe Anhang Kap. 5.2.4).

Im offenen See im Nordteil ist der Einfluss der Wulka auf den Grundchemismus marginal

Die Wulka führt somit lokal (Stelle 13) zu einer leichten Abweichung vom Grundchemismus; seeweit im offenen See ist diese Abweichung zwar nachweisbar, allerdings ebenfalls gering. Der Südteil (Stelle 4) weicht chemisch merklich und statistisch signifikant vom recht einheitlichen Nordteil (Stellen 5, 24 und 27) ab, im Vergleich der drei Messstellen innerhalb des Nordteils sind die Unterschiede vernachlässigbar gering.

Abbildung 7. Unterschiede in der Calcium-Konzentration [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

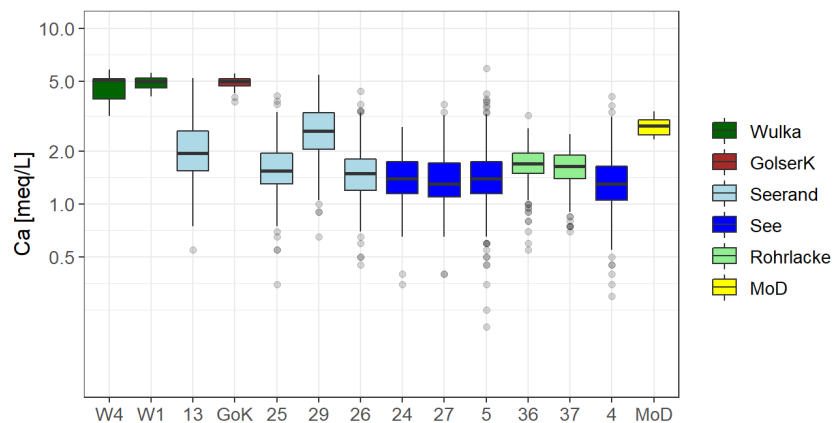
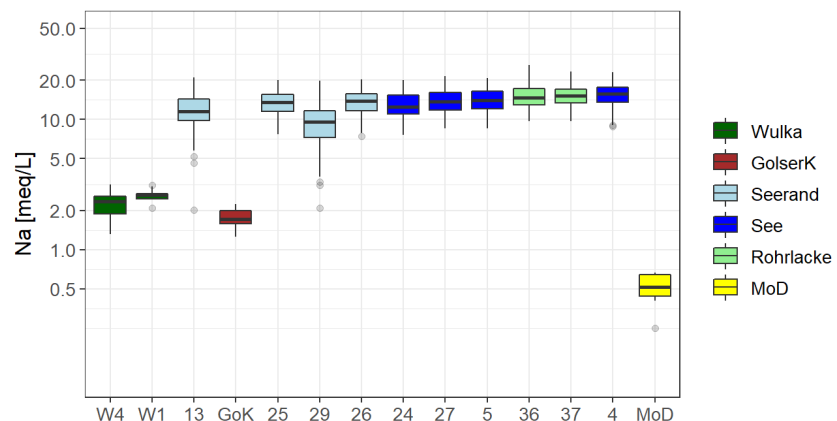


Abbildung 8. Unterschiede in der Natrium-Konzentration [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.



Die Relationen der verschiedenen Ionen werden abschließend dargestellt. Die Korrelation von Calcium und Magnesium verdeutlicht den Überhang von Calcium in den meisten Analysen aus dem Grundwasser, aber auch in der Wulka und der Moson-Donau. Infolge der Calcit-Fällung überwiegt jedoch im Neusiedler See und in den Salzla-cken Magnesium, das erst bei sehr hohen Konzentrationen in den Sodalacken verstärkt als Dolomit und Bittersalz ausfällt (Abbildung 9).

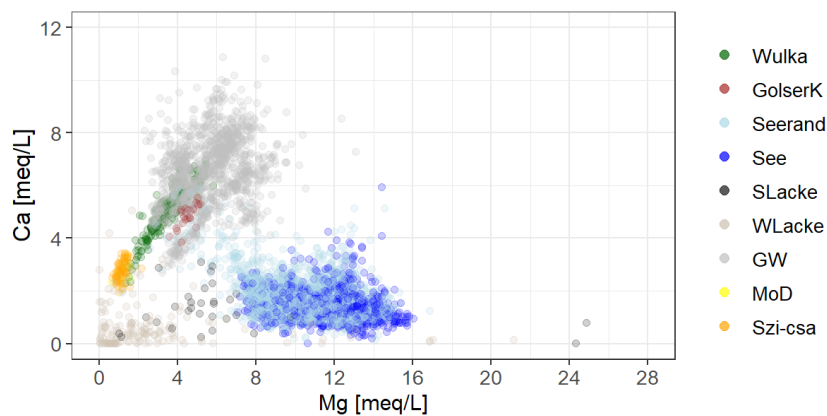


Abbildung 9. Korrelation zwischen Calcium und Magnesium.

Im Piper-Plot sind alle Hauptionen zusammengefasst. Der Hauptunterschied zwischen den verschiedenen Gewässern besteht hinsichtlich der Calcium-Konzentration (Abbildung 10).

Die Unterschiede im Grundchemismus der Gewässer beruhen vor allem auf den unterschiedlichen Calcium-Gehalten

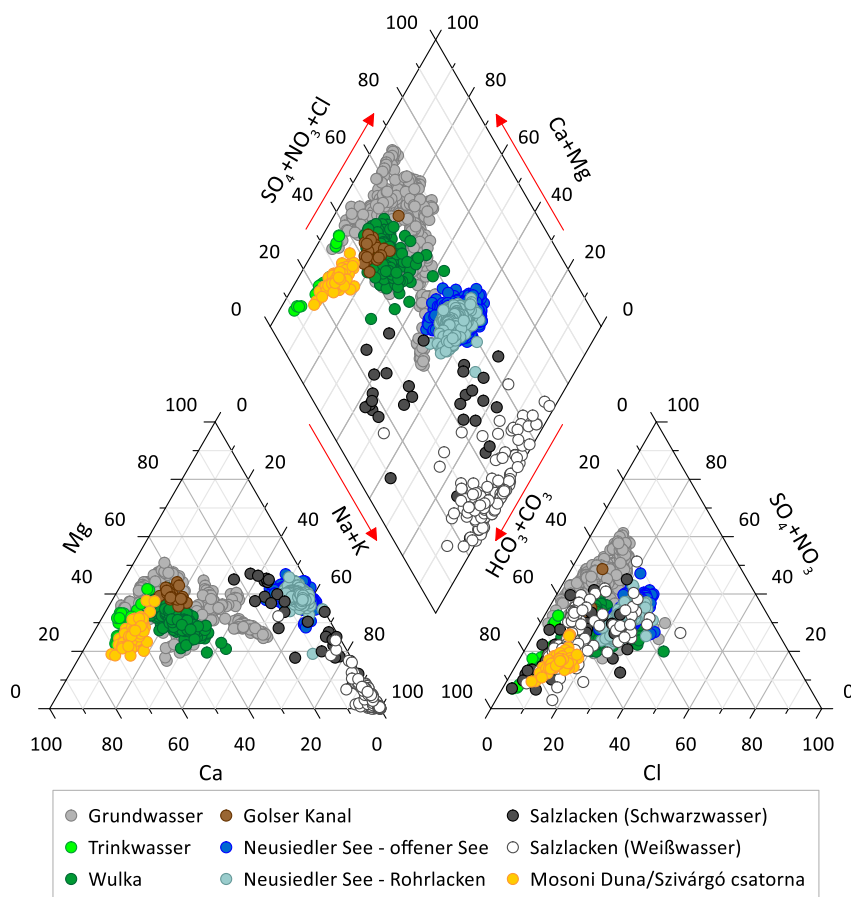


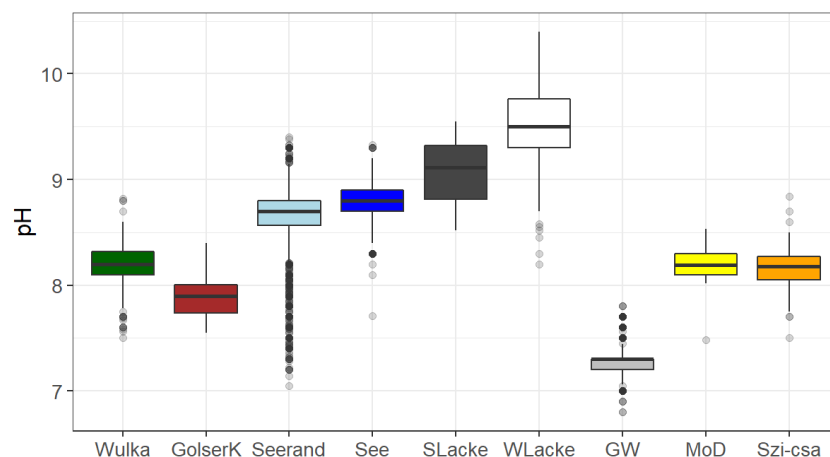
Abbildung 10. Piper-Plot der chemischen Zusammensetzung der betroffenen Gewässer.

Als erdalkalisch-karbonatisch (Typ 1) ist das Wasser der Donau, aber auch das Trinkwasser im Raum Eisenstadt zu charakterisieren. Dem Typ 2 (erdalkalisch-karbonatisch-sulfatisch) sind der Golser Kanal, teilweise auch die Wulka und einige Grundwassermessstellen zuzuordnen. Die Wulka zeigt auch Tendenzen zum erdalkalisch-alkalischen Typ, während im Grundwasser verschiedenste Wassertypen anzutreffen sind. Typisch alkalisch-karbonatisch und alkalisch-sulfatisch sind der Neusiedler See und die Salzlacken; in Schwarzwasserlacken kann auch ein etwas höherer Erdalkali-Anteil vorkommen (vgl. dazu die Balkengrafik im Anhang 5.2, Abbildung 31).

Die pH-Werte in den betroffenen Gewässern variieren zwischen 7 und 10

Der Grundchemismus beeinflusst wesentlich den pH-Wert der Gewässer. Er liegt in vielen Gewässern unserer Breiten – und so auch in der Wulka und der Moson-Donau – infolge der Pufferung durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zwischen 8 und 8,5. Die Sodalacken des Seewinkels weisen demgegenüber aufgrund des erhöhten Anteils an Natrium-Hydrogenkarbonat einen deutlich höheren pH-Wert um und über 9 auf. Der Neusiedler See liegt als schwach konzentrierter Sodasee dazwischen, der pH-Wert beträgt üblicherweise 8,5 bis 9. Hervorzuheben sind die oftmals niedrigeren pH-Werte, die im Schilfgürtel des Sees auftreten können; diese beeinflussen damit auch Monitoringstellen am Seerand des freien Sees (Abbildung 11).

Abbildung 11. pH-Werte in den betroffenen Gewässern.



Ein hoher pH-Wert unterstützt den Abbau von organischem Material

Die Bedeutung des pH-Werts für die Salzlacken und den Neusiedler See liegt darin, dass hohe Werte den Abbau des durch die Photosynthese gebildeten organischen Materials unterstützen. Die beim Abbau entstehenden Säuren werden durch das Soda neutralisiert, wodurch der pH-Wert zumeist dauerhaft hoch gehalten wird (Krachler et al. 2009).

Im Grundwasser ist der pH-Wert naturgemäß deutlich niedriger als in den Oberflächengewässern. Es findet hier keine Photosynthese, dafür aber eine intensive Veratmung des organischen Materials

statt. Mangels Austausch mit der Atmosphäre steigt die Konzentration an gelöstem CO₂, was zur Aufhärtung des Grundwassers beiträgt. Ungeachtet der Bedeutung von Natrium unter den Kationen im Aquifer des Seewinkels (vgl. Abbildung 6) liegt der pH-Wert an den meisten Messstellen im Grundwasser des Seewinkels daher nur im schwach basischen Bereich zwischen 7 und 7,5, vereinzelt auch im sauren Bereich (pH <7).

Wie oben beschrieben, kommt es im Nahbereich der Wulka-Mündung zu geringfügigen Verschiebungen im Grundchemismus, die auf den Zufluss kalkreichen Wassers zurückzuführen sind und auch den pH-Wert leicht absenken. Er liegt an der vulkanahen Messstelle 13 am Westufer des Sees etwas niedriger als im offenen See. Ähnlich beeinflusst die Kläranlage Podersdorf die Messstelle 29 (Abbildung 12). Deutlicher niedrigere pH-Werte treten in den – von Zubringern unbeeinflussten – Rohrlacken 36 (Ruster Poschn) und 38 (Hodaseppposchnlucka) auf. Hier führen der verstärkte Anfall und Abbau von organischem Material zu erhöhter bakterieller Atmung und damit zu höheren CO₂-Konzentrationen, was eine Verschiebung im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und damit mittlere pH-Werte knapp unter 8,5 zur Folge hat. Eine Neutralisierung durch Soda ist hier in eingeschränktem Ausmaß gegeben.

Im Nahbereich der Wulka können geringfügig niedrigere pH-Werte gemessen werden

In Rohrlacken treten geringere pH-Werte auf als im offenen See

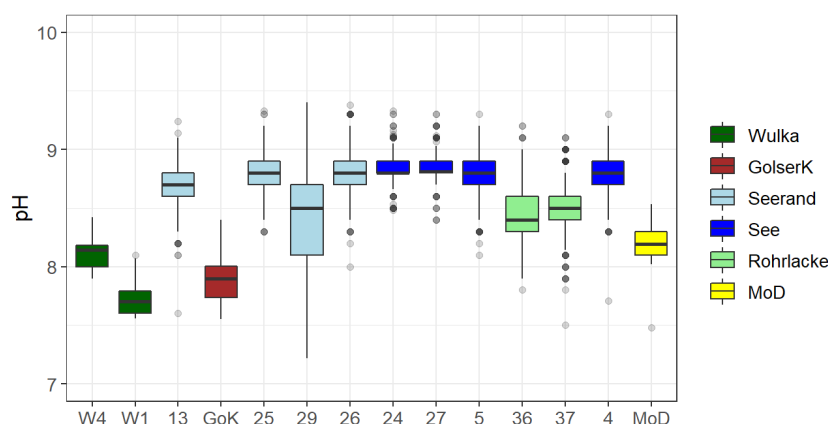


Abbildung 12. Unterschiede im pH-Wert zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

2.3.4 Zeitreihe für den Neusiedler See

Im vorangehenden Abschnitt wurde der Grundchemismus der betroffenen Gewässer in seiner typischen Ausprägung mit Angabe der durchschnittlichen Werte und der Bandbreite beschrieben. Im Folgenden wird für den Neusiedler See zusätzlich auf zeitliche Trends eingegangen, die für die Überlegungen im Kap. 3 „Gutachten“ von Bedeutung sind. Wie zuvor werden ausgewählte Parameter grafisch dargestellt, die Diagramme weiterer Parameter finden sich im Anhang (Kap. 5.2).

3 Hauptursachen für zeitliche Veränderungen des Salzgehalts im See

Die Langzeitveränderung der Natrium-Konzentration in Abbildung 13 zeigt markante Unterschiede zwischen den Jahren, während die Variabilität innerhalb der einzelnen Jahre geringer ist. Die Veränderungen haben drei Ursachen: i) kurzfristige Änderungen infolge von Konzentration und Verdünnung als Ergebnis der saisonalen Schwankungen von Niederschlag und Verdunstung, ii) mehrjährige Trends mit zunehmender Konzentration als Folge des laufenden Eintrags von Salzen aus dem Einzugsgebiet (z.B. von 2000 bis 2008) sowie aus dem Grundwasser, iii) nahezu abrupte Abfälle der Konzentration infolge der Ableitung salzreichen Seewassers über den Einser-Kanal (z.B. 1996–1998 und 2009–2011).

Aufgrund der Abhängigkeit der Konzentration vom Wasserstand erscheint es sinnvoll, die Konzentration auf einen durchschnittlichen Pegel von 115,5 m ü.A. zu beziehen – in Abbildung 13 als blaue Symbole dargestellt. Die zeitlichen Veränderungen dieser rechnerisch auf einen mittleren Wasserstand referenzierten Konzentration („See ref“) korreliert mit der Menge an Salzen im gesamten See.

Ableitungen aus dem Neusiedler See über den Einser-Kanal führen zu drastischen Salzverlusten

Die zunehmende Konzentration in Zeiten ohne Ableitungen zeigt das Potenzial des Sees an, sich über einen längeren Zeitraum in einen echten Salzsee zu verwandeln (vgl. Anhang Kap. 5.2.5, Tabelle 11). Berger & Neuhuber (1979) berichten über Salzgehalte im See von über 16 g L^{-1} nach einer längeren Trockenphase um 1930, was einer fast zehnmal so hohen Konzentration entspricht wie heute. Dieser Befund aus früheren Zeiten und die Zeitreihe in Abbildung 13 machen deutlich, dass die regelmäßigen Verluste an ausgeleiteten Salzen den Salzgehalt des Neusiedler See auf ein niedrigeres Niveau senken, als diesem Gewässer natürlicherweise entspräche. Innerhalb der letzten 25 Jahren fanden 1996/1997 die stärksten Ableitungen statt. Auch nach mehr als einem Jahrzehnt (bis 2009) wurde noch nicht der Salzgehalt von davor erreicht.

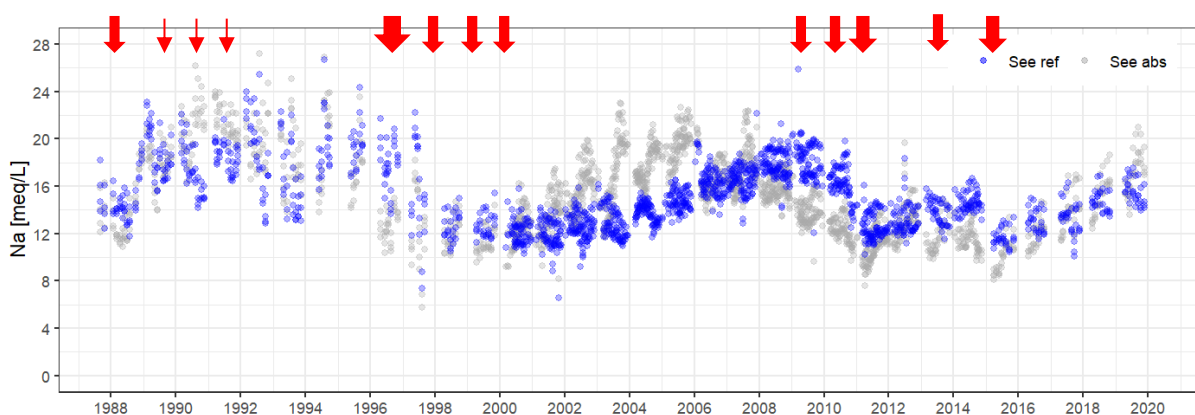


Abbildung 13. Veränderung der Natrium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.; Ableitungen über den Einser-Kanal als rote Pfeile (schematisch).

Die Zeitreihe der anderen Ionen ist jener von Natrium recht ähnlich, lediglich Calcium weicht vom Trend ab, da hier zusätzlich die Fällungsreaktionen (Calcit) die Konzentration beeinflussen (siehe Anhang Kap. 5.2). Ein etwas anderes Bild zeigt der zeitliche Verlauf der Soda-Konzentration in Abbildung 14 (berechnet als Differenz von Karbonat und Gesamthärte). Berger & Neuhuber (1979) beschreiben und diskutieren ausführlich den wechselnden Charakter des Neusiedler Sees als Sodagewässer, welcher mit einem Überhang an Karbonaten gegenüber der Ca-/Mg-Konzentration einhergeht.

Zeitreihen anderer Ionen
siehe Anhang

Seit Ende der 1980er Jahre liegt die Gesamthärte im See mehrheitlich über der Karbonathärte, immer wieder wurden aber nennenswerte Konzentrationen von Soda gemessen. Auffällig ist der Abfall der Werte ab 2000, der dadurch zustande kam, dass die Alkalinität nach den Ableitungen 1996/1997 stärker zurückging als Magnesium, welches bis etwa 2008 eine höhere Äquivalenzkonzentration aufwies als Hydrogenkarbonat/Karbonat (Abbildung 48). Nach 2010 kehrte sich das Verhältnis um, hier vermutlich gestützt durch Ableitungen, die 2009–2010 zu Verlusten von Magnesiumsalzen führten. Es bedarf offenbar einer längeren störungsfreien Phase (d.h. ohne Ableitungen), um das natürliche und gewässertypische Verhältnis von Natriumhydrogenkarbonat : Magnesiumsalzen dauerhaft in Richtung Soda zu verschieben. Eine große Bedeutung hat dabei die stärkere Aufkonzentration von Natrium gegenüber den anderen Ionen, der mit dem Grundwasserzutritt von Natrium-Hydrogenkarbonat über Bruchlinien aus marinen Tiefenwässern erklärt werden kann (vgl. Anhang Kap. 5.2.5, Tabelle 12; die Evaporation als treibende Kraft der Aufkonzentration ist ja für alle Ionen gleich). Neben diesen seeinternen Prozessen könnten veränderte Ionenrelationen im Wulkawasser zu dem beobachteten Verlauf der Soda-Konzentration im See beigetragen haben (unpubl., grafisch nicht dargestellt).

Der Sodacharakter des Sees
wechselt als Folge von Ableitungen über den Einsler-Kanal

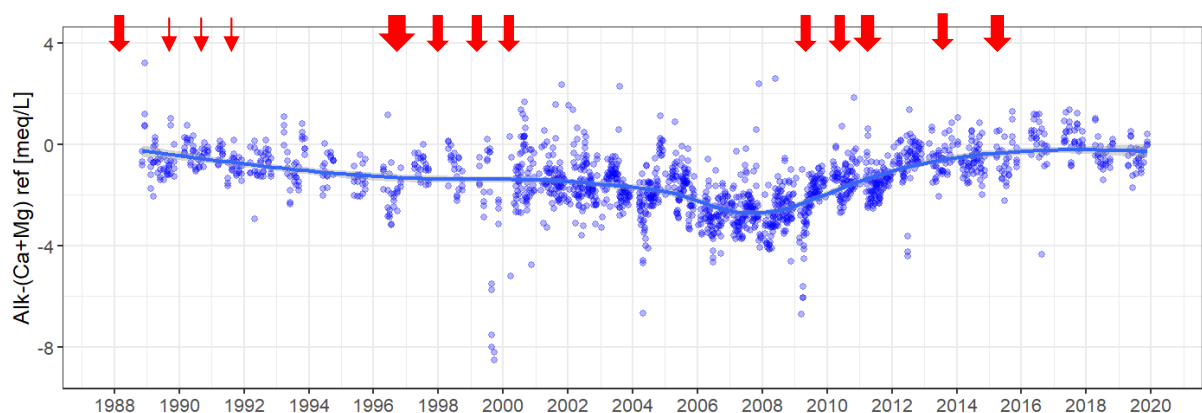
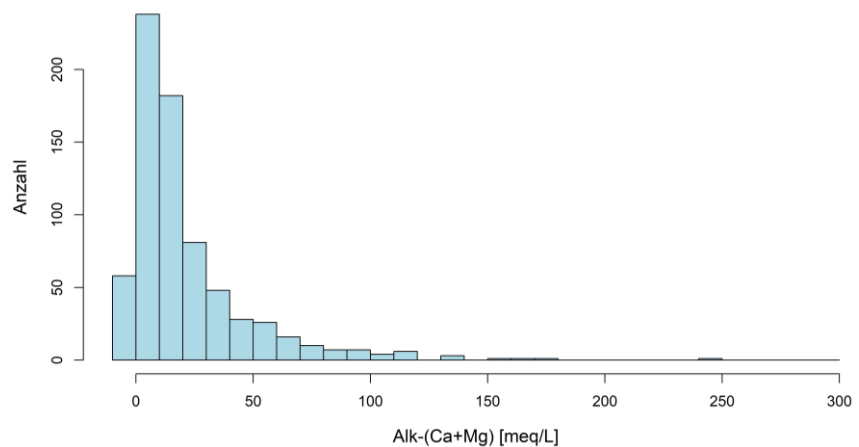


Abbildung 14. Veränderung der Soda-Konzentration [meq L⁻¹], berechnet als Differenz von Alkalinität A_c und Erdalkali-Konzentration (Formel (2)), im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.; Ableitungen über den Einsler-Kanal als rote Pfeile.

Abbildung 15. Histogramm der Sodakonzentration (als Differenz von Alkalinität und Calcium+Magnesium) in den Salzlacken des Seewinkels, berechnet auf Basis von Daten zwischen 1939 und 1999 (Datenquellen siehe Wolfram et al. (2004c).



Die Ableitungen über den Einser-Kanal beeinflussen auch den pH-Wert des Sees

Dass die Salzableitungen indirekt auch den pH-Wert des Neusiedler Sees beeinflussen, ist aus Abbildung 16 ablesbar. Der pH-Wert liegt im See im Mittel um 8,8 (Abbildung 11, Abbildung 12), schwankte aber innerhalb der letzten drei Jahrzehnte zwischen etwa 8,4 und 9,2. Ein deutlicher Abfall war nach den Ableitungen 1996 zu verzeichnen, niedrigere pH-Werte traten auf um 2010 und 2015 auf, auch hier zeitlich mit Ableitungen über den Einser-Kanal korreliert. In den letzten trockenen Jahren ohne Ableitungen wurde hingegen wieder eine Aufhöhung der pH-Werte bis über 9 verzeichnet.

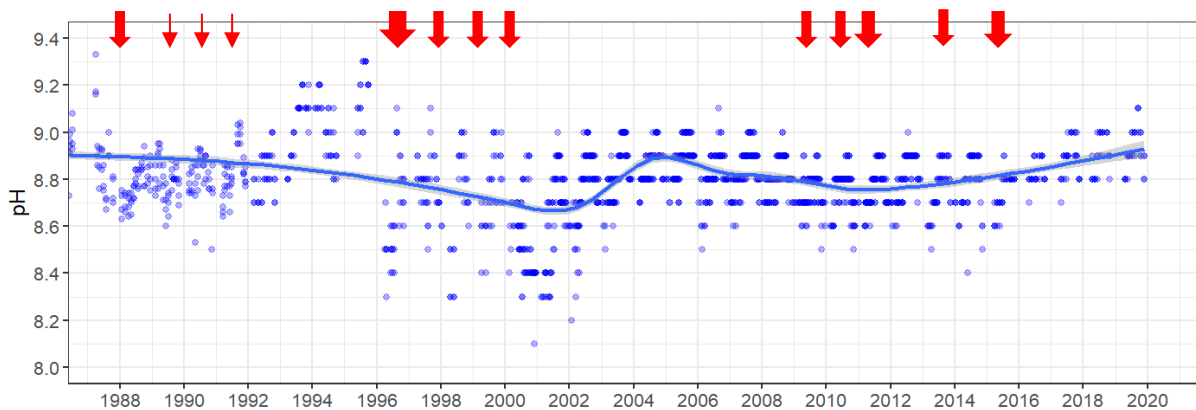


Abbildung 16. Veränderung des pH-Werts im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27). Ableitungen über den Einser-Kanal als rote Pfeile.

2.4 Nährstoffe

2.4.1 Limitierung der pflanzlichen Produktion

Unter den Nährstoffen, die von Bakterien, Algen und Höheren Wasserpflanzen aufgenommen werden, soll im Folgenden nur auf Phosphor und Stickstoff als die beiden wichtigsten Nährstoffe eingegangen werden. Sind sie nicht in ausreichender Menge und geeigneter Form verfügbar, so hemmen sie als limitierende Nährstoffe das Wachstum. Im Übermaß vorhanden, können sie die Produktion hingegen ankurbeln und zu einer Eutrophierung von Gewässern führen.

Im Neusiedler See und in den trüben Weißwassersalzlacken des Seewinkels limitieren neben den Nährstoffen ungünstige Lichtbedingungen (im Winter auch die niedrige Temperatur) das pflanzliche Wachstum.

Dass auch in trüben Flachseen Nährstoffe einen merklichen Einfluss auf die Primärproduktion haben, zeigte sich im Neusiedler See, wo die Nährstoffkonzentration in den 1970er Jahren markant anstieg und lokal zu Eutrophierungserscheinungen mit Algenblüten führte. Wie Kusel-Fetzmann & Hofbauer (1986) nachwiesen, dürfte damals das knappe Stickstoffangebot (infolge der Denitrifizierung im Schilfgürtel) die Algenproduktion viel eher begrenzt haben als die Phosphor-Konzentrationen (Kusel-Fetzmann & Hofbauer 1986). Heute sind die Phosphor-Konzentrationen im See als Folge des Ausbaus der Kläranlagen im Einzugsgebiet seit den 1980er Jahren und der damit erreichten Reduktion der externen Nährstofffrachten in den See wesentlich niedriger als in den 1980er Jahren (Herzig 1990; Wolfram & Herzig 2013). Damit unterscheidet sich auch das Verhältnis Phosphor : Stickstoff heute deutlich von jenem in den 1970er und 1980er Jahren. Es sollten daher beide Nährstoffe in der trophischen Beurteilung des Neusiedler See berücksichtigt werden, wenngleich in der QZV Ökologie OG nur für Gesamtphosphor im See ein Richtwert definiert ist (BGBl. II Nr. 99/2010 idgF ; Wolfram et al. 2011).

In den Salzlacken werden Phosphor und Stickstoff ebenso von Algen und submersen Makrophyten als Nährstoffe genutzt wie im Neusiedler See, diese Gewässer sind jedoch als streng endorheische Systeme natürlicherweise hocheutroph. Die Festlegung von Richtwerten ist für die Salzlacken nicht sinnvoll. Dennoch gilt auch für diese das grundsätzliche Gebot im Sinne des WRG 1959, dass übermäßige Nährstoffeinträge in die Gewässer zu vermeiden sind.

Für die Bewertung von Gewässern ist im Grundwasser vor allem Nitrat von Bedeutung. Der Schwellenwert gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 98/2010 idgF) beträgt

Phosphor und Stickstoff

Neben den Nährstoffen limitieren Licht und Temperatur das pflanzliche Wachstum

Eutrophierungserscheinungen im Neusiedler See in den 1970er Jahren

**Salzlacken:
Gebot der Vermeidung von erhöhten Nährstoffeinträgen auch für Gewässer ohne trophische Bewertung**

Schwellenwerte im Grundwasser

45 mg L⁻¹ (bezogen auf das gesamte Ion), jener für Orthophosphat (Gesamtion) 0,30 mg L⁻¹.

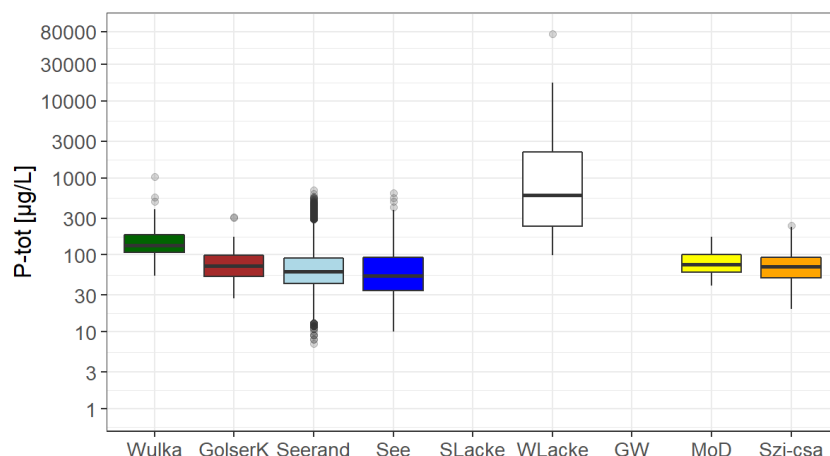
2.4.2 Konzentrationen in den Untersuchungs- wässern

Die Gesamtposphor- (P-tot) und Orthophosphat-Konzentration (als PO₄-P) sind in Abbildung 17 und Abbildung 18 dargestellt. Bei den Salzlacken erfolgt mangels ausreichend Daten keine Differenzierung in Schwarz- und Weißwasserlacken; für das Grundwasser liegen nur Orthophosphat-Werte vor, die jedoch hier den größten Teil des Gesamtposphors ausmachen dürften.

Große Bandbreite der
Phosphor-Konzentrationen

Die Bandbreite der Messwerte ist beträchtlich und reicht beim Gesamtposphor (als Median über den gesamten Datensatz) von rund 70–80 µg L⁻¹ in der Moson-Donau, im Szivárgó csatorna, im Golser Kanal und im Neusiedler See über rd. 130 µg L⁻¹ in der Wulka bis mehrere 100 µg L⁻¹ in den Salzlacken. In den Gewässern mit hohem Schwebstoffgehalt liegt der Phosphor meist partikulär gebunden vor. Das gilt auch für die Wulka, deren Phosphorfracht zum allergrößten Teil bei Hochwässern in den Neusiedler See gelangt (Von der Emde et al. 1986). Wie die Untersuchungen im Projekt REBEN gezeigt haben, verbleibt ein Gutteil davon zunächst im Schilfgürtel Höhe Wulkamündung, ein Teil gelangt verzögert nach Freisetzung als gelöster Phosphor in den offenen See (Wolfram et al. 2020d).

Abbildung 17. Gesamt-
phosphor-Konzentration
[µg L⁻¹] in den
betroffenen
Gewässern.



Im See wird Orthophosphat
durch Algen fast gänzlich
aufgezehrt und ist daher nur
in sehr geringen Konzentrationen
vorhanden

Das direkt (d.h. ohne enzymatischen Aufschluss) für Algen verfügbare Orthophosphat ist im Neusiedler See meist fast zur Gänze aufgezehrt und liegt derzeit in Konzentrationen unter der analytischen Bestimmungsgrenze vor. Die hohen Werte in Abbildung 18 stam-

men von Anfang der 1980er Jahre und sind ein Nachhall der Eutrophierungsphase des Sees. In der Wulka beträgt die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Median $70 \mu\text{g L}^{-1}$ und im Golser Kanal $19 \mu\text{g L}^{-1}$; die Moson-Donau liegt mit $43 \mu\text{g L}^{-1}$ etwa dazwischen. Im Grundwasser des Seewinkels liegt der Median aller Messwerte seit 2000 bei $12 \mu\text{g L}^{-1}$; abgesehen von der Messstelle PG10002702 im Bereich der ehemaligen Martentaulacke (siehe Erläuterung in Kap. 2.3.3) wurden nur an einer Grundwasserstelle nahe Tadt (PG10003022) deutlich erhöhte Orthophosphat-P-Werte gemessen (Jahresmittelwerte zwischen 46 und $143 \mu\text{g L}^{-1}$). Der Grund dürften Rücklösungsprozesse unter anoxischen Verhältnissen sein (vgl. Anhang Kap. 5.2.8). Wesentlich höhere Messwerte finden sich in den Salzlacken – ein Hinweis, dass hier Stickstoff und nicht Phosphor der wachstumslimitierende Nährstoff ist.

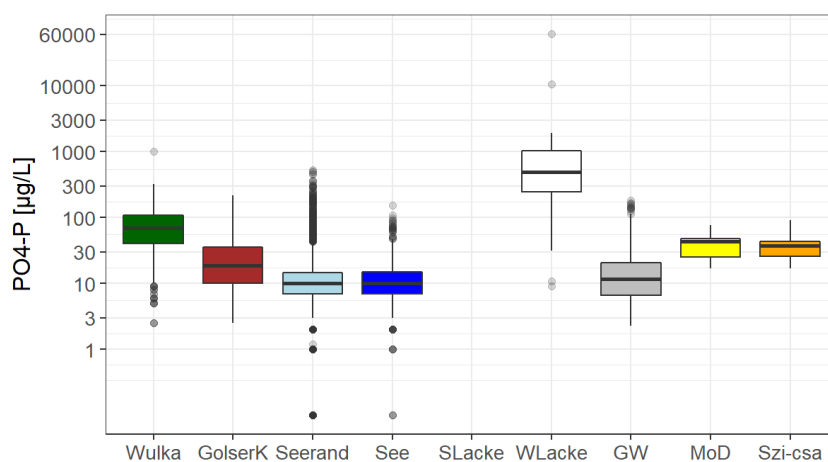


Abbildung 18. Orthophosphat-P-Konzentration [$\mu\text{g L}^{-1}$] in den betroffenen Gewässern.

Unter den Stickstoff-Fractionen ist in den Fließgewässern Nitrat vorherrschend (Abbildung 19), das im See jedoch infolge der Inkorporation durch Algen und Makrophyten sowie hoher Denitrifikationsraten nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommt. Deutlich höhere Nitrat-Gehalte kennzeichnen das Grundwasser. Überwiegend gering sind auch die Konzentrationen von Ammonium (Abbildung 20) und Nitrit (nicht dargestellt). Die bedeutendste Stickstofffraktion im Neusiedler See und in den Salzlacken sind gelöste organische Verbindungen (Huminstoffe).

Zum Nitrat im Grundwasser ist anzumerken, dass in einigen Bereichen zumindest zeitweise anoxische Bedingungen auftreten dürfen. Darauf deuten die teils sehr niedrigen Nitrat-N-Konzentrationen hin, die oft mit entsprechend niedrigen Messwerten der Sauerstoffkonzentration korrelieren (siehe Anhang Kap. 5.2.8, Abbildung 63 und Tabelle 10).

Nitrat dominiert in der Wulka und Donau, gelöster organischer Stickstoff im See und in den Salzlacken

Abbildung 19. Nitrat-N-Konzentration [$\mu\text{g L}^{-1}$] in den betroffenen Gewässern.

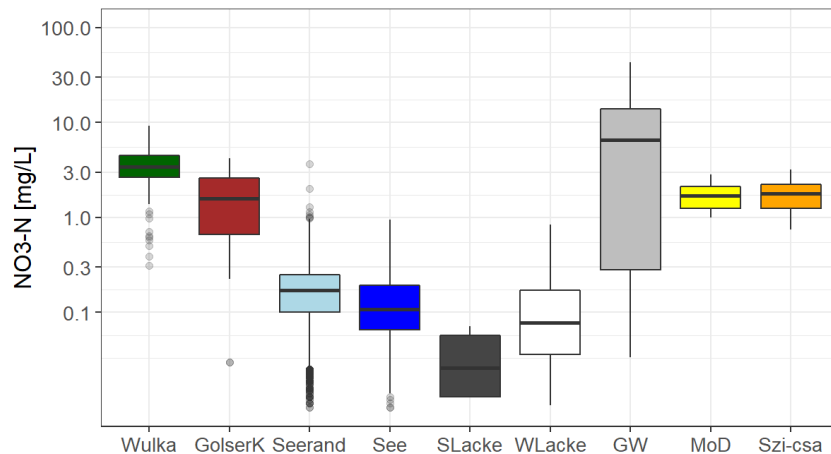
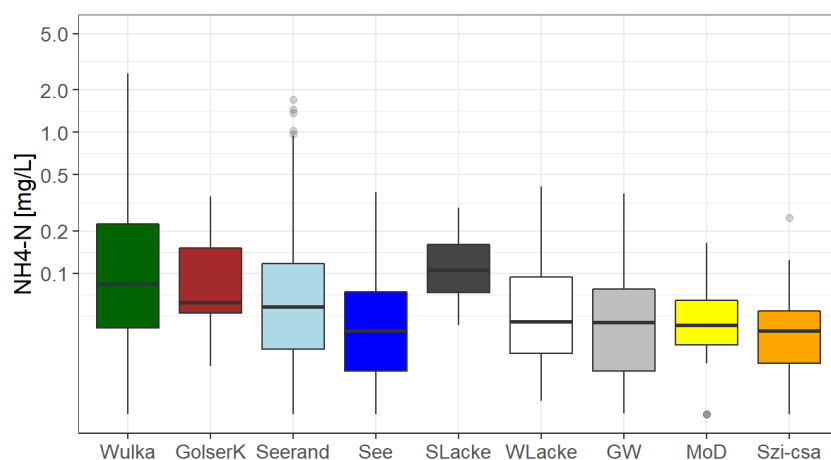


Abbildung 20. Ammonium-N-Konzentration [$\mu\text{g L}^{-1}$] in den betroffenen Gewässern.



Wie für die Ionen wurden auch bei den Nährstoffen allfällige Einflüsse der Wulka und des Golser Kanals bzw. der Kläranlage Podersdorf auf die nächstgelegenen Messstellen am Schilfrand bzw. auf die Monitoringstellen im Nordteil des offenen Sees untersucht. Das Bild ist vergleichbar: Der Einfluss ist nahe der Mündung der Zubringer und des ARA-Einlaufs an den leicht erhöhten Konzentrationen erkennbar, in der Seemitte ist kein Einfluss nachzuweisen (Boxplots siehe Anhang Kap. 5.2.3). Hervorzuheben ist allerdings, dass es bereits beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel zu merklichen Umsetzungsprozessen bei den Nährstoffen kommt: Orthophosphat erreicht den freien See in erhöhten Konzentrationen, während Nitrat bereits beim Durchtritt durch den Schilfgürtel zu einem Gutteil denitrifiziert wird (Wolfram et al. 2020a). Ähnliche Vorgänge sind beim Durchtritt von Golser Kanal und Ablauf der ARA Podersdorf zu vermuten.

2.5 Spurenstoffe

2.5.1 Donau und Moson-Donau

Untersuchungsergebnisse von einer großen Anzahl von anorganischen und organischen Spurenstoffen wurden von ungarischer Seite für den Zeitraum 2010 bis 2019 von der Messstelle Rajka vízmérce zur Verfügung gestellt. Diese Messstelle liegt an der Donau bei Flusskilometer 1848 im Bereich der Ausleitung der Moson-Donau. In der Moson-Donau selber liegen keine Messungen von organischen Spurenstoffen vor. Daher wurden für die folgenden Auswertungen Daten der Messstelle Rajka vízmérce herangezogen und speziell jene Spurenstoffe betrachtet, für die entweder in der österreichischen Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW) oder der österreichischen Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG) Schwellenwerte bzw. Umweltqualitätsnormen (UQN) festgelegt sind (inklusive Pestizide der QZV Chemie GW). Für folgende Parameter dieser Gruppen liegen im Betrachtungszeitraum zumindest 10 Messungen vor. Diese Parameter wurden daher in die nähere Betrachtung einbezogen: 1,2,3-Trichlorbenzol, 1,2,4-Trichlorbenzol, 1,2-Dichlorethan, 1,3,5-Trichlorbenzol, 2,4-DDD, 2,4-DDE, 2,4-DDT, Aclonifen, Alachlor, Aldrin, AOX, Arsen, Atrazin, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(g,h,i)-perylene, Benzo(k)fluoranthren, Benzol, Bifenox, Blei, Cadmium, Chlorfenvinphos, Chlorpyrifos, Chrom, Chrom, Chloroform, Cybutryn, Cypermethrin, DDT insgesamt, Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Dichlormethan, Dichlorvos, Dieldrin, Diuron, Endosulfan, Endrin, Ethylbenzol, Fluoranthren, Heptachlor und Heptachlorepoxyd, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Hexachlorcyclohexan, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Isodrin, Isoproturon, Kupfer, Lindan, Naphthalin, Nickel, Nonylphenol, Octylphenol, p,p'-DDT, p,p-DDD, p,p-DDE, PAK6 Grundwasser, Pentachlorbenzol, Pentachlorphenol, Quecksilber, Quinoxifen, Simazin, Terbutryn, Tetrachlorethen, Trichlorbenzole, Trichlorethen, Trifluralin, Xylole, Zink.

Die letzte österreichische Messstelle an der Donau oberhalb der Ausleitung in die Moson-Donau ist die GZÜV-Messstelle Hainburg FW31000377 etwa 30 Flusskilometer stromauf. Zu Vergleichszwecken wurden die Spurenstoffuntersuchungen dieser Messstelle aus den österreichischen GZÜV Untersuchungen aus der H2O Datenbank für den Zeitraum 2010-2019 entnommen und ebenfalls für die Auswertungen herangezogen (BMLRT, 2020). Hier wurden ebenfalls speziell jene Spurenstoffe betrachtet, für die entweder in der QZV Chemie GW oder der QZV Chemie OG Schwellenwerte bzw. Umweltqualitätsnormen festgelegt sind (inklusive Pestizide der QZV Chemie GW) und im Betrachtungszeitraum zumindest 7 Messungen vorlagen: 1,2,3-Trichlorbenzol, 1,2,4-Trichlorbenzol, 1,2-Dichlorethan, 1,2-

Für eine Vielzahl der in QZV Chemie GW und QZV Chemie OG geregelten Stoffe liegen Messdaten aus der Donau im Bereich der Ausleitung der Moson-Donau vor.

Dichlorethen, 1,3,5-Trichlorbenzol, 1,3-Dichlor-2-propanol, Alachlor, Aldrin, AOX, Arsen, Atrazin, Benzidin, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(g,h,i)-perylene, Benzo(k)fluoranthren, Benzol, Benzylchlorid, Bifenox, Bisphenol A, Blei, C10-13 Chloralkane, Cadmium, Chlordan, Chlorfenvinphos, Chlorpyrifos, Chrom, Clothianidin, Cyanid, Cypermethrin, DDT insgesamt, Di-(2-ethyl-hexyl)phthalat (DEHP), Diazinon, Dibutylzinnverbindungen, Dichlormethan, Dichlorvos, Dieldrin, Dimoxystrobin, Diuron, EDTA, Endosulfan, Endrin, Ethylbenzol, Famoxadon, Fenpropimorph, Fipronil, Fluoranthren, Fluorid, Foramsulfuron, Heptachlor und Heptachlorepoxyd, Hexachlorbenzol, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Hexachlorcyclohexan, Hexachlorcyclohexan, Hexachlorcyclohexan, Imidacloprid, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Irgarol, Isodrin, Isopropylbenzol, Isoproturon, Kupfer, LAS (Lineare Alkylbenzolsulfonate), Lindan, Linuron, Methiocarb, Metosulam, Mevinphos, Naphthalin, Nickel, Nicosulfuron, Nonylphenol, NTA, o,p'-DDT (2,4'-DDT), Octylphenol, Omethoat, p,p'-DDT, p,p-DDD (4,4-DDD), p,p-DDE (4,4-DDE), Penoxsulam, Pentachlorbenzol, Pentachlornitrobenzol, Pentachlorphenol, Pethoxamid, Phosalon, Pinoxaden, Quecksilber, Sebuthylazin, Selen, Simazin, Summe PAK6 GW, Tembotrion, Terbutryn, Tetrachlorethen, Tetrachlormethan, Thiacloprid, Topramezon, Tributylzinnverbindungen, Trichlorethen, Trichlorfon, Trichlormethan, Trifluralin, Xylole, Zink. Neben diesen Messungen im Rahmen der GZÜV liegen für die Messstelle Hainburg für die Jahre 2016 und 2017 zu 5 Messterminen Analyseergebnisse für PFOS vor, welche ebenfalls in die Auswertungen einbezogen wurden.

Bei der überwiegenden Anzahl der Messungen wurden Werte <BG oder <NG ermittelt.

Trotz der Vielzahl der sowohl im Rahmen der ungarischen als auch der österreichischen Untersuchungsprogramme für unterschiedlichste Parameter erhobenen Messdaten verbleiben nur wenige Datensätze für eine quantitative Auswertung, da die Messergebnisse vielfach unter der jeweiligen Nachweis- (NG) oder Bestimmungsgrenze (BG) liegen. In Abbildung 21 ist der Anteil der Werte >BG für den ungarischen Messdatensatz dargestellt. Für alle gemessenen und nicht dargestellten Parameter wurde immer eine Konzentration <BG ermittelt. Von insgesamt 68 Parametern in der Auswertung wurden somit bei 21 Parametern zumindest ein Wert >BG gefunden. Bei der überwiegenden Anzahl der untersuchten Parameter waren jedoch alle Werte <BG. Bei den österreichischen Messdaten wird zwischen Werten <BG (und >NG) und Werten <NG unterschieden. Abbildung 22 zeigt den Anteil von Messwerten >BG, <BG und <NG für alle jene Parameter bei denen auch Messwerte >NG aufgetreten sind. Von diesen 39 Parametern traten bei 16 auch Wert >BG auf. Damit liegen von insgesamt 106 untersuchten Parametern bei 67 Parameter alle Werte <NG.

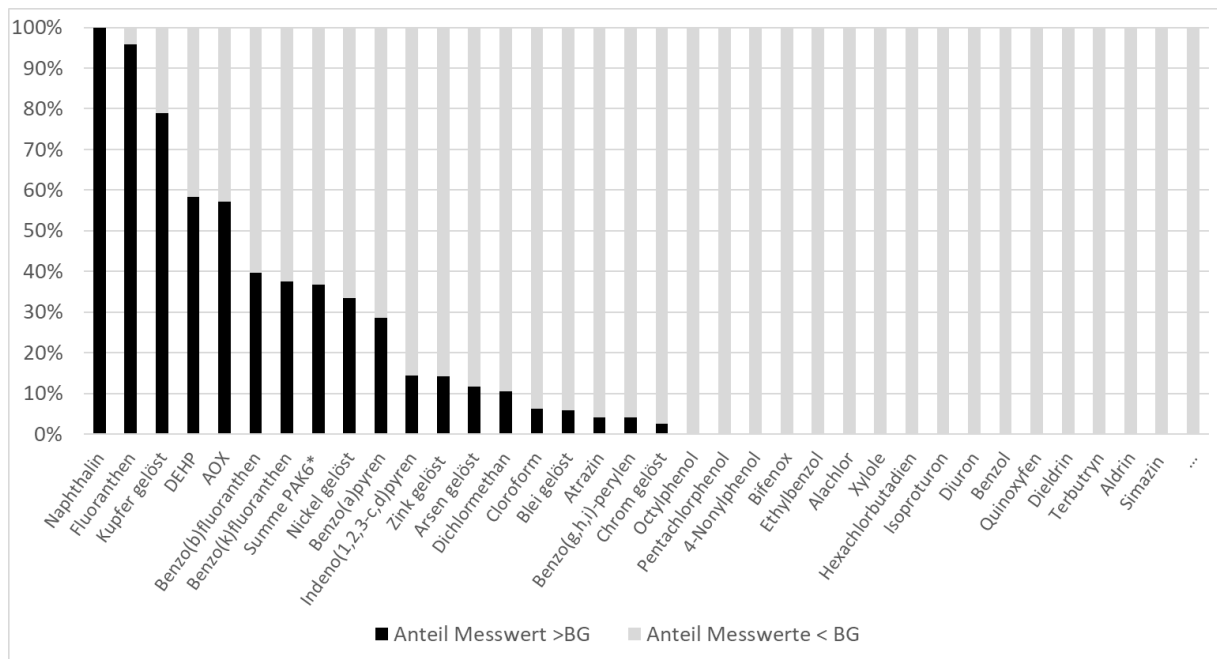


Abbildung 21. Untersuchungsparameter in der ungarischen Donau bei Rajka vízmérce (fkm 1848) und Darstellung der Häufigkeit mit der Messergebnisse über der Bestimmungsgrenze (>BG) oder unter der Bestimmungsgrenze (<BG) liegen.

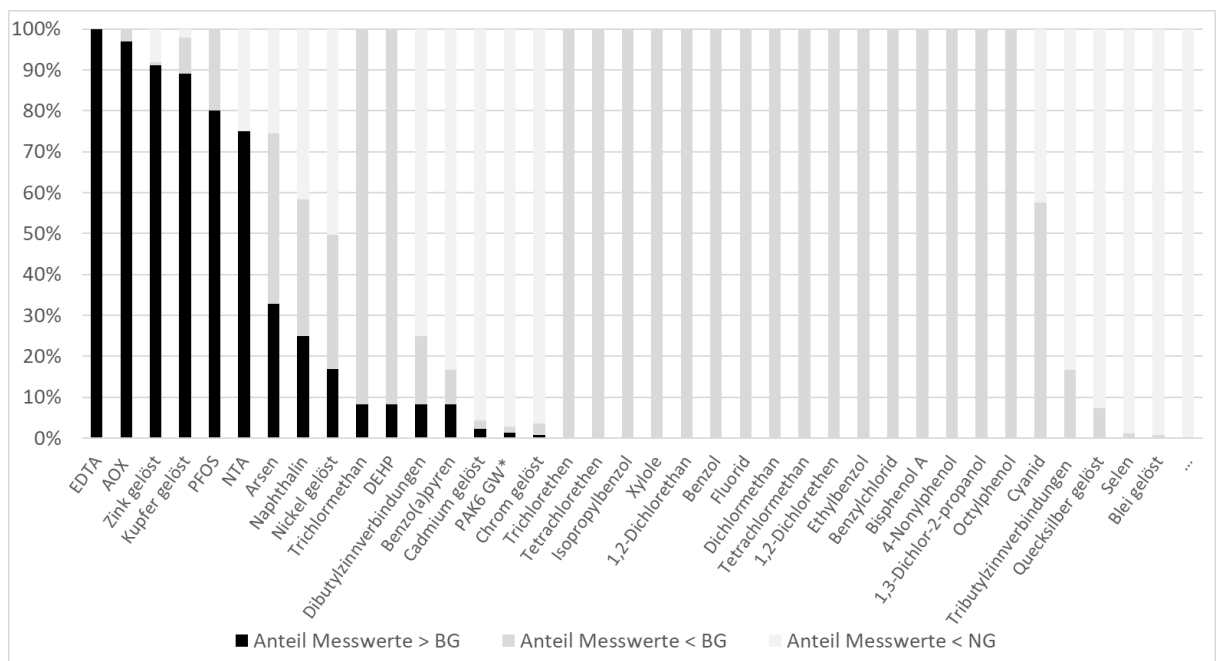


Abbildung 22. Untersuchungsparameter in der österreichischen Donau bei Hainburg (fkm 1875) und Darstellung der Häufigkeit mit der Messergebnisse über der Bestimmungsgrenze (>BG), unter der Bestimmungsgrenze aber über der Nachweisgrenze (<BG) oder unter der Nachweisgrenze (<NG) liegen.

In einem nächsten Schritt wurden die Messergebnisse den Schwellenwerten der QZV Chemie GW und den UQN der QZV Chemie OFG gegenübergestellt. Für in der QZV Chemie GW nicht näher spezifizierten Pestizide wurde mit einem Schwellenwert von $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ gearbeitet. In Tabelle 3 ist eine quantitative Auswertung für alle jene

Parameter dargestellt, für die mehr als 10 % der Messwerte >BG gefunden wurde. Da auch hier aufgrund eines teilweise hohen Anteils von Werten <BG oder <NG eine Unsicherheit in Hinblick auf quantitative Aussagen gegeben ist, wurde der Mittelwert der Messungen als Maximal- und als Minimalvariante berechnet. Für die ungarischen Daten ohne Berücksichtigung einer NG wurden für die Minimalvariante alle Messergebnisse <BG mit Null ausgewertet und für die Maximalvariante wurden Werte <BG gleich der BG gesetzt. Für die österreichischen Messdaten mit Berücksichtigung einer NG wurden für die Minimalvariante Werte <NG gleich Null und Werte <BG gleich der BG gesetzt. Für die Maximalvariante wurden Werte <NG gleich der NG und Werte <BG gleich der BG gesetzt.

Tabelle 3. Gegenüberstellung von Mittelwerten einer Minimal- und einer Maximalauswertung von Messwerten der Donau bei Hainburg und bei Rajka mit Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) der QZV Chemie OG bzw. Schwellenwerten der QZV Chemie GW. RF bedeutet Risikofaktor und stellt den Quotienten aus den Messwerten und den jeweiligen Grenzwerten dar. Überschreitungen der Schwellenwerte bzw. UQN (RF >1) werden rot dargestellt.

Parameter	Messstelle	Anzahl Messwerte	Mittelwert min	Mittelwert max	JD-UQN OG	Schwellenwert GW	RF OG min	RF OG max	RF GW min	RF GW max
		n	$\mu\text{g L}^{-1}$				-			
AOX	Duna Rajka	7	7,9286	12,214	50		0,16	0,24		
AOX	Donau Hainburg	127	12,554	12,746	50		0,25	0,25		
Arsen gelöst	Donau Hainburg	137	0,5135	1,0044	24	9	0,02	0,04	0,06	0,11
Arsen gelöst	Duna Rajka	120	0,2458	1,3467	24	9	0,01	0,06	0,03	0,15
Benzo(a)pyren	Donau Hainburg	12	0,0003	0,0012	0,00017	über PAK6	1,57	7,21		
Benzo(a)pyren	Duna Rajka	49	0,0004	0,0011	0,00017	über PAK6	2,60	6,48		
Benzo(b)fluoranth.	Donau Hainburg	12	0,0000	0,0010		über PAK6				
Benzo(b)fluoranth.	Duna Rajka	48	0,0005	0,0011		über PAK6				
Benzo(k)fluoranth.	Donau Hainburg	12	0,0000	0,0010		über PAK6				
Benzo(k)fluoranth.	Duna Rajka	48	0,0004	0,0010		über PAK6				
DEHP	Donau Hainburg	12	0,1654	0,5092	1,3		0,13	0,39		
DEHP	Duna Rajka	48	0,2911	0,3744	1,3		0,22	0,29		
Dichlormethan	Donau Hainburg	12	0,0250	0,1000	20		0,00	0,01		
Dichlormethan	Duna Rajka	48	1,1750	1,6229	20		0,06	0,08		
EDTA	Donau Hainburg	12	4,0000	4,0000	50		0,08	0,08		
Fluoranthen	Donau Hainburg	12	0,0000	0,0100	0,0063	über PAK6	0,00	1,59		
Fluoranthen	Duna Rajka	49	0,0066	0,0066	0,0063	über PAK6	1,04	1,05		
Indeno(1,2,3-c,d)py.	Donau Hainburg	12	0,0000	0,0005		über PAK6				
Indeno(1,2,3-c,d)py.	Duna Rajka	49	0,0002	0,0011		über PAK6				
Kupfer gelöst	Duna Rajka	119	1,7506	1,9523	4,4	1800	0,40	0,44	0,00	0,00
Kupfer gelöst	Donau Hainburg	137	1,9273	2,0083	4,4	1800	0,44	0,46	0,00	0,00
Naphthalin	Donau Hainburg	12	0,0105	0,0197	2		0,01	0,01		
Naphthalin	Duna Rajka	49	0,0158	0,0158	2		0,01	0,01		
Nickel gelöst	Donau Hainburg	137	0,3011	0,9000	4	18	0,08	0,23	0,02	0,05
Nickel gelöst	Duna Rajka	120	0,4297	1,0113	4	18	0,11	0,25	0,02	0,06
NTA	Donau Hainburg	12	0,7000	0,8000	50		0,02	0,02		
PAK6 GW*	Donau Hainburg	72	0,0003	0,0142		0,09			0,00	0,16
PAK6 GW*	Duna Rajka	292	0,0083	0,0120		0,09			0,09	0,13
PFOS	Donau Hainburg	5	0,0022	0,0024	0,00065		3,35	3,66		
Zink gelöst	Donau Hainburg	136	4,5177	4,5879	35,1		0,13	0,13		
Zink gelöst	Duna Rajka	120	1,0798	7,1298	35,1		0,03	0,20		

* berechnet aus den in der QZV Chemie GW angeführten sechs Einzelsubstanzen

Der Vergleich der quantitativ auswertbaren Messwerte aus der Donau mit den Schwellenwerten der QZV Chemie Grundwasser zeigt, dass die Schwellenwerte für alle Parameter deutlich unterschritten werden. Dies gilt im Wesentlichen auch für die anderen untersuchten Parameter, da der Schwellenwert zumindest gleich aber zumeist deutlich höher ist als die jeweilige BG oder NG und somit auch von einer Unterschreitung des Schwellenwertes bei Messwerten <BG oder <NG ausgegangen werden kann. Die vorhandenen Messdaten decken die Parameter der QZV Chemie GW weitgehend ab. Lediglich für Kohlenwasserstoffindex und Bor wurden keine Daten erhoben, wobei letzteres nicht zu den Spurenstoffen gezählt werden kann.

Die Schwellenwerten der QZV Chemie GW werden in der Donau bei allen bewertbaren Spurenstoffparametern unterschritten.

Ein Vergleich der Mittelwerte aus den Messdaten mit den UQN der Chemie OG zeigt für die Parameter Benzo(a)pyren, PFOS und Fluoranthen Überschreitungen an, die für Benzo(a)pyren und PFOS auch deutlich ausfallen. Für diese Parameter wird neben den über Biota Messungen nachgewiesenen Zielverfehlungen für Quecksilber und PBDE auch in den Ergebnissen des Projektes STOBIMO-Spurenstoffe (Clara et al. 2019) über Emissionsmodellierung ein Risiko einer Zielverfehlung für weite Bereiche Österreichs ausgewiesen. Für die übrigen dargestellten Parameter wird die UQN deutlich unterschritten. Dies gilt auch für den überwiegenden Teil der Parameter mit Messwerten <BG bzw. <NG. Ausnahmen sind Heptachlor und Heptachlorrepxid sowie Cypermethrin deren Nachweisgrenzen über den UQN liegen und somit eine Zielerreichung zurzeit nicht nachgewiesen ist. Für einzelne Stoffen der QZV Chemie liegen zudem keine Messdaten vor: 2,4-Dichlorphenol, 2,5-Dichlorphenol, Dimethylamin, Hexabromcyclododecan, Silber, Chloressigsäure, Dicofol.

Für die Stoffe Benzo(a)pyren, PFOS und Fluoranthen liegt der Mittelwert der Messwerte in der Donau über den UQZ. Für einige Parameter ist eine eindeutige Bewertung nicht möglich.

2.5.2 Grundwasser und Salzlacken

Die Grundwasserqualität wird in Österreich auf Basis der Vorgaben der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 98/2010) bewertet. In der aktuellen Bewertung (BMNT 2019) wird Grundwasserkörper Seewinkel unter den Beobachtungsgebieten (B) für Nitrat geführt (Tabelle 4

Tabelle 4). Dabei wurden sowohl im Beobachtungszeitraum 2013–2015 als auch im Beobachtungszeitraum 2014–2016 in 10 von 24 Messstellen Überschreitungen der Schwellenwerte festgestellt. Für alle anderen Parameter, für welche in der QZV Chemie GW Schwellenwerte definiert wurden, und somit auch für alle Stoffe, die unter die Kategorie Spurenstoffe fallen, wurden keine entsprechenden Überschreitungen ausgewiesen.

Tabelle 4. Ergebnisse der Ausweisung von Beobachtungs- und voraussichtlichen Maßnahmengebieten für Nitrat – nach den Auswertekriterien der QZV Chemie GW (§ 10) (BMNT 2019).

Grundwasserkörper	Fläche (km ²)	Jahresbericht 2016 (2013–2015)	Jahresbericht 2017 (2014–2016)
Marchfeld [DUJ]	942	vM (42/72)	vM (40/71)
Parndorfer Platte [LRR]	254	vM (5/7)	vM (4/7)
Weinviertel [DUJ]	1.347	B (7/17)	B (7/17)
Traun-Enns-Platte [DUJ]	810	B (15/50)	(13/50)
Wulkatal [LRR]	381	B (3/9)	B (4/9)
Weinviertel [MAR]	2.008	B (11/31)	B (11/31)
Ikvtal [LRR]	165	vM (5/9)	vM (5/9)
Seewinkel [LRR]	412	B (10/24)	B (10/24)
Stremtal [LRR]	51	B (2/5)	B (2/5)
Hügelland Rabnitz [LRR]	431	B (1/3)	B (1/3)
Südl. Wiener Becken-Ostrand [DUJ]	209	vM (8/12)	vM (9/13)
Summe (km ²)		7.010	6.200
Anzahl (B/vM)		(7/4)	(6/4)

Bei den Salzlacken ist von einer ähnlichen Spurenstoffbelastung wie im Grundwasser auszugehen.

Über die Belastung der Salzlacken mit Spurenstoffen konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen keine Informationen erhoben werden. Da die Salzlacken weitestgehend vom Grundwasser her dotiert werden, ist für die Salzlacken mit einer vergleichbaren Belastung wie im Grundwasser auszugehen.

2.5.3 Wulka und Neusiedler See

Untersuchungen REBEN

Die bisher umfassendste Darstellung der Belastung von Wulka und Neusiedler See mit organischen Spurenstoffen erfolgte in Zessner et al. (2019). Darüber hinaus wurden im Projekt REBEN (Wolfram et al. 2020d) auch Metalle (anorganische Spurenstoffe) und Prozesse wie Adsorption, Desorption/Mobilisation von Spurenstoffen an Seesedimente betrachtet. Im Rahmen der GZÜV werden Konzentrationsmessungen der Parameter der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer lediglich in der Wulka durchgeführt. Dabei wurden im Jahre 2013 16 Vertreter der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und 2018 mit wenigen Ausnahmen die

GZÜV-Aufnahmen in der Wulka 2013 & 2018

übrigen organischen Spurenstoffe dieser Verordnung 12-mal analysiert. Lediglich für die in der Verordnung enthaltenen Schwermetalle (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn) gibt es häufigere Untersuchungen.

Im Neusiedler See selbst gibt es keine Untersuchungen von Spurenstoffen im Zuge der GZÜV in der Wasserphase. Im Zuge eines Sondermessprogrammes wurden die Umweltqualitätsnormen (UQN) der QZV Chemie Oberflächengewässer in Biota überwacht (Clara et al. 2015). Weitere Untersuchungen zu Spurenstoffen in der Wasserphase in Wulka und Neusiedler See erfolgten im Rahmen unterschiedlicher spezifischer Projektvorhaben (Clara et al. 2019; Wolfram et al. 2020d; Zessner et al. 2019). Tabelle 5 zeigt einen Überblick aus Zessner et al. (2019) über die Konzentrationen ausgewählter Stoffe. Dabei wurden Daten aus unterschiedlichen Messprogrammen zusammengestellt.

Die Untersuchungen von Clara et al. (2015) zeigen, dass so weitgehend flächendeckend in Österreich auch in Wulka und Neusiedler See die Biota-UQN für Quecksilber und PBDE nicht eingehalten werden. Darüber hinaus ist für Heptachlor und Heptachlorepoxyd aufgrund nicht ausreichender Analysegenauigkeit eine Aussage über Einhaltung der Biota-UQN nicht möglich. Die Biota-Werte für PFOS liegen in Wulka und Neusiedler See knapp unter der UQN.

In der Wasserphase zeigen die vorhandenen Untersuchungen ein Risiko einer Überschreitung der UQN in der Wulka für die beiden PAK Benzo(a)pyren und Fluoranthen. Ein eindeutiger Befund ist aufgrund einer nicht ausreichenden analytischen Genauigkeit bzw. einer geringen Anzahl von Messwerten derzeit nicht möglich. PFOS wurde im Rahmen der GZÜV nicht in der Wasserphase gemessen. Untersuchungen im Rahmen der Projekte STOBIMO-Spurenstoffe (Clara et al. 2019) und REBEN (Wolfram et al. 2020d) deuten mit einem Mittelwert von 5 ng L^{-1} jedoch auf eine deutliche Überschreitung der UQN von $0,65 \text{ ng L}^{-1}$ hin.

Die Wulka ist mengenmäßig der bei weitem bedeutendste oberirdische Zufluss zum Neusiedler See und damit findet auch der relevanteste wasserbürtige Spurenstoffeintrag in den See über die Wulka statt. Die Spurenstoffkonzentrationen im See erfahren gegenüber der Wulka trotzdem eine deutliche Veränderung. Zum einen kommt es durch Schwebstoffrückhalt während des Durchtritts der Wulka zu einer Reduktion der Konzentration partikulär transportierter Spurenstoffe (z.B. Benzo(a)pyren, Fluoranthen), zum anderen kann es im See aber auch zu einer Anreicherung in der Wasserphase (z.B. Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Blei gelöst oder PFOA) oder zu einer deutlichen Reduktion durch Abbau (EDTA) oder Adsorption an das Schilfsediment kommen (eventuell PFOS) kommen. Die Abbildung 23 zeigt die gemessene Konzentrationsveränderungen zwischen Wulka, Wulka nach Durchtritt durch den Schilfgürtel, offener See

Im Neusiedler See gibt es keine reguläre Messstelle des nationalen Monitorings für Spurenstoffe. Messdaten entstammen Untersuchungsprogrammen spezifischer Projekte.

Es besteht ein Risiko einer Überschreitung der UQN in der Wulka für Benzo(a)pyren, Fluoranthen und PFOS.

PAK wie Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden überwiegend an Feststoffen gebunden transportiert. Der Rückhalt von Schwebstoffen im Schilfgürtel führt zu einer deutlichen Reduktion des Eintrags in den See.

Tabelle 5. Mittlere Konzentrationen ausgewählter organische Spurenstoffe der QZV Chemie OG in Wulka und Neusiedler See aus unterschiedlichen Quellen, Mittelwerte > JD-UQN sind rot markiert (Zessner et al. (2019), aktualisiert basierend auf Wolfram et al. (2020d)).

	Nonylphenol	Octylphenol	Benzo(a)pyren	NTA	EDTA	Fluoranthen	PFOS
JD-UQN	0,3	0,1	0,00017	50	50	0,0063	0,00065
Wulka GZÜV Messstelle Seehof (2013/2018)							
n>BG/n	1/12	0/12	2/12	12/12	12/12	0/12	0
µg L ⁻¹	<BG (0,1)	<BG (0,1)	0,0048	2,3	29,7	<BG (0,02)	n.b.
Wulka aus "Neusiedlersee - ökodynamische Rehabilitation (Zessner et al. 2012)"							
n>BG/n	3/3	1/3	0	3/3	3/3	1/3	0
µg L ⁻¹	0,07	<BG (0,02)	n.b.	6,1	10,2	0,027	n.b.
Wulka, Untersuchungen aus den Projekten STOBIMO Spurenstoffe und REBEN (gelöster Anteil bzw. nach dem Schilfgürtel)							
n>BG/n	0/2	0	0/8	2/2	2/2	1/8	9/9
µg L ⁻¹	<BG (0,025)	n.b.	<BG (0,0002)	<BG (0,5)	26,5	<BG (0,002)	0,0050
Neusiedler See Süd (nationales ungarischen Monitoring, 2005/2009)							
n>BG/n	8/8	2/8	1/9	0	0	9/9	0
µg L ⁻¹	0,9	5	<BG (0,001)	n.b.	n.b.	0,0042	n.b.
Neusiedler See aus "Neusiedlersee - ökodynamische Rehabilitation (Zessner et al. 2012)"							
n>BG/n	2/3	0/3	0	3/3	3/3	0/3	0
µg L ⁻¹	0,04	<BG (0,01)	n.b.	2,4	2,5	<BG (0,01)	n.b.
Neusiedler See, Untersuchungen aus dem Projekt REBEN							
n>BG/n	0/2	0	1/6	0/2	2/2	1/6	7/9
µg L ⁻¹	<BG (0,025)	n.b.	0,0002	<BG (0,5)	2,8	0,0038	0,0008

n>BG...Anzahl der Analyseergebnisse > Bestimmungsgrenze

n...Anzahl der Analysen

Im See kommt kann es zur Aufkonzentrierung, zum Abbau, zur Speicherung oder Mobilisierung von Spurenstoffen kommen.

Neben möglichen Überschreitungen der UQN für Benzo(a)pyren, und PFOS wurden im See auch Hinweise auf eine mögliche Überschreitung der UQN bei gelöstem Blei gefunden.

und Wasserphase des Schilfgürtels der Bereiche Illmitz und Mörbisch.

Die teilweise deutliche Anreicherung von Konzentrationen im See gegenüber dem Eintrag in die Wulka führt dazu, dass eine Frage der Einhaltung der UQN im der Wulka nicht auf den See übertragen werden kann. Speziell gilt das für gelöstes Blei, wo zwischen der Konzentration in der Wulka, welche weit unter der UQN liegen, und den Konzentrationen im See eine deutliche Zunahme gemessen wurde, sodass im See eine Überschreitung der UQN nicht ausgeschlossen werden kann.

2.6 Sedimentbildung und Verlandung

Der See als endorheisches System

Das Becken des Neusiedler Sees war ursprünglich endorheisch, d.h. es verfügte über keinen oberflächigen Abfluss. Alle Stoffe, die in den See gelangten, verblieben grundsätzlich im System, das lediglich bei extremen Hochwässern mit der Raab und der Donau verbunden war

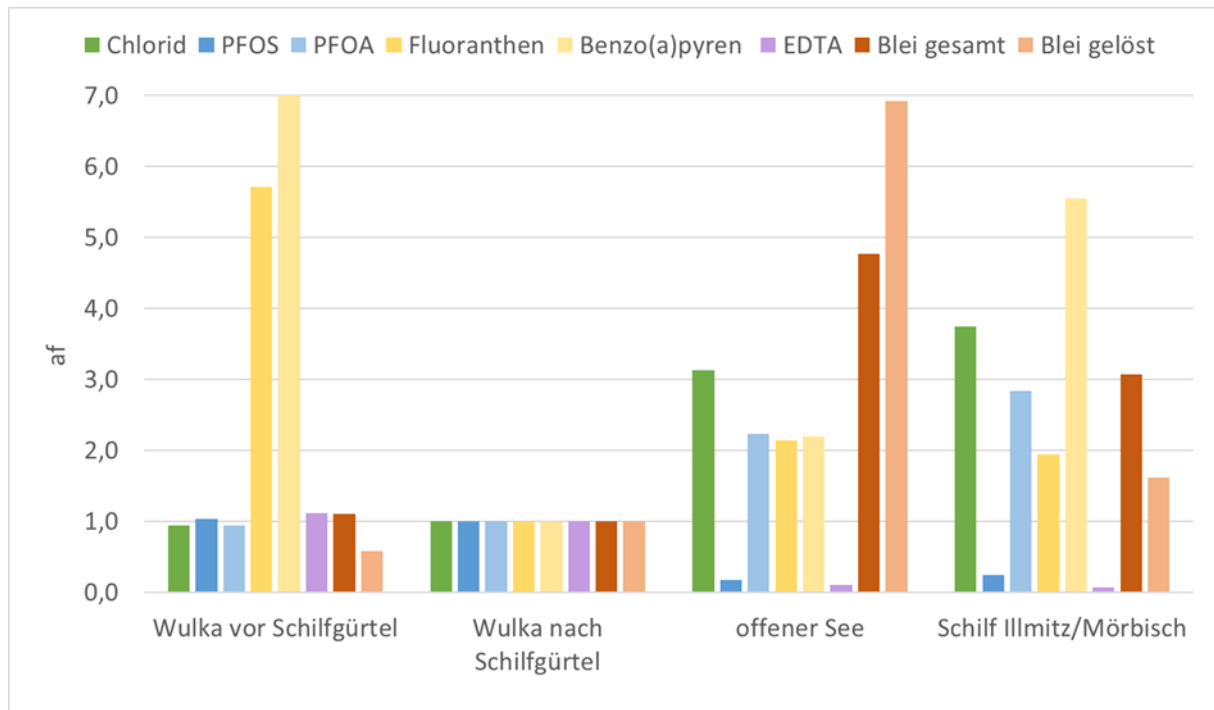


Abbildung 23. Anreicherungs- bzw. Abreicherungsfaktor ($af = C_n/C_o$) für ausgewählte Parameter im Wulka-See-Schilfgürtel-Kontinuum. C_n steht für die Konzentration in der jeweiligen Wasserphase und für C_o wurde die Konzentration im Zufluss über die Wulka nach dem Schilfgürtel in den offenen See gewählt (Wolfram et al. 2020d).

(Herzig & Dokulil 2001). Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde mit der Errichtung des Einser-Kanals ein künstlicher Abfluss geschaffen. In längeren Niederwasserphasen verbleiben aber nach wie vor alle Stoffe, die über Niederschlag, Zubringer oder Grundwasser in den See eingetragen werden, im System und akkumulieren hier, d.h. sie tragen langfristig nicht nur zur Aufkonzentration des Wassers, sondern auch zur Verlandung des Sees bei.

Das Ausmaß der Verlandung kann aus der Gegenüberstellung der Sedimentvolumina bei den Seevermessungen 1963 und 1988 abgelesen werden. Nach Csaplovics et al. (1997) hat sich das im österreichischen Seebecken lagernde Schlammvolumen in diesen rund 25 Jahren von 75 Mio m³ auf 150,17 Mio m³ etwa verdoppelt, wobei die Aufhöhung vor allem einen Sedimentsockel im Schilfgürtel gebildet hat.

Zwischen 1963 und 1988 verdoppelte sich das im See befindliche Schlammvolumen

Diese Verlandung geht nur zu einem geringen Anteil auf Sedimenteintrag aus dem Einzugsgebiet zurück. Die Schwebstofffracht der Wulka (und anderer Zubringer) wird überwiegend im Schilfgürtel beim Durchtritt der Gewässer durch die als Filter fungierenden Schilfbestände zurückgehalten. Der Großteil des mineralischen Anteils im Sediment des Neusiedler Sees hat hingegen einen anderen Ursprung.

Gelöstes Calcium aus der Wulka fällt im See aus und trägt zur Sedimentbildung und damit zur Verlandung des Neusiedler Sees bei

Die chemischen Eigenschaften des Neusiedler Sees bedingen, dass einige der eingetragenen gelösten Stoffe im See nur zum Teil in Lösung verbleiben, zum Teil aber als Salze oder Mineralien ausfallen. Sie tragen damit zur Bildung von Sediment und langfristig zur Verlandung des Sees bei. Das gilt einerseits für Silikat, das in Form von Tonmineralien wie Kaolinit ausfällt, andererseits und im Besondern aber für Calcium, das mengenmäßig der bedeutendste gelöste Inhaltsstoff in den meisten Gewässern unserer Breiten und so auch in Zubringern wie der Wulka ist. Im Neusiedler See wird das Lösungsgleichgewicht von Calcium infolge des hohen pH-Werts und Sodagehalts des Gewässers überschritten, was zur Ausfällung von Calciumkarbonat CaCO_3 (Calcit) und Calcium-Magnesium-Karbonaten führt (Fussmann *et al.* 2020). Das Ergebnis dieser Ausfällung ist die milchige Trübe des Neusiedler Sees, die zum Großteil aus den ständig neu gebildeten und durch Wind und Wellen in Schwebelage gehaltenen Calcit-Kristallen besteht. Bereits Berger & Neuhuber (1979) weisen auf diese Fällungsprozesse hin; im Rahmen einer Stoffbilanz wurde von Wolfram *et al.* (2012) eine Quantifizierung der anfallenden Sedimentmengen vorgenommen.

Calcium-Konzentration 2019:
Wulka 96,3 mg L⁻¹
Neusiedler See 18,5 mg L⁻¹

Die Calcium-Fällung ist bereits im Vergleich der Konzentrationen in der Wulka und im See nachvollziehbar. So lag die Calcium-Konzentration im Jahr 2019 im Jahresmittel in der Wulka Höhe Seehof bei 96,3 mg L⁻¹ (GZÜV-Daten, Messstelle FW10000027, n=12), im Neusiedler See hingegen nur bei 18,5 mg L⁻¹ (Mittelwert an den Probenstellen 4, 5, 24, und 27, n=4x8). Während die Aufkonzentration (ausgedrückt als *af*-Wert) im See bei den übrigen Ionen in etwa bei *af*=3 liegt, wird die Calcium-Konzentration demnach auf 1/5 reduziert (siehe Anhang Kap. 5.2.5).

Huminsäure-Komplexe verhindern eine noch stärkere Ausfällung von Calcium

Eine Überprüfung der Lösungsgleichgewichte bestätigt die geringe Löslichkeit von Calciumsalzen im alkalischen Wasser des Neusiedler Sees. Entsprechende Berechnungen wurden mit der Open-source-Software aqion 7.1.9 durchgeführt. Allerdings ergäbe sich nach Ausgleich der Lösungsgleichgewichte eine berechnete Calcium-Konzentration im Seewasser von unter 5 mg L⁻¹, was deutlich unter den Messwerten liegt. Der Grund ist in Humin- und Fulvosäure-Komplexen zu sehen, die eine höhere Löslichkeit von Calcium ermöglichen (Hoch *et al.* 2000; Lin *et al.* 2005; Ouattmane *et al.* 1999; Zuddas *et al.* 2003). Auch mikrobiologische Prozesse dürften eine nicht unerhebliche Rolle bei der Bindung von Calcium spielen (Al Disi *et al.* 2019; Rivadeneyra & Rivadeneyra 2016). Unbestritten bleibt aber die Tatsache, dass ein großer Anteil des in den See eingetragenen Calciums ausfällt und damit zur Verlandung des Neusiedler Sees beiträgt.

Wo genau die Calcit-Fällung stattfindet, war bis vor kurzem unklar. Man könnte annehmen, dass der Calcium-Eintrag durch die Wulka und die Ausfällung von Calciumkarbonat für den breiten Schilfgürtel auf Höhe der Wulkamündung verantwortlich sind. Krachler *et al.* (2005) führen dies als Negativbeispiel für die Folgen einer externen Wasserzufuhr an. Wie die Untersuchungen im Projekt REBEN gezeigt haben, ist diese Zuschreibung jedoch nicht richtig. Beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel findet keine Calcit-Fällung statt, da hier nicht die dafür erforderlichen physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen herrschen (pH-Wert, Sodagehalt). Die Calcium-Fracht der Wulka erreicht vielmehr unvermindert den offenen See, d.h. erst dort wird Calcium ausgefällt, was zur Trübung des Seewassers und zur Bildung des Kalkschlamm beiträgt. Auch die Untersuchungen von Fussmann *et al.* (2020) deuten darauf hin, dass die authigene Bildung von Calcium-Magnesium-Karbonaten im Freiwasser stattfindet. Die gebildeten Schwebstoffe werden in der Folge im gesamten See in windstillen Buchten und verteilt im (über Kanäle zugänglichen) Schilfgürtel abgelagert; in seenahen Bereichen führt die Sedimentation zur Aufhöhung des Seewalls (Csaplovics *et al.* 2020; Wolfram *et al.* 2020a; Wolfram *et al.* 2020d).

In diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass ein Teil der Calcium-Fracht der Wulka nicht aus dem eigenen Einzugsgebiet des Flusses stammt. Knapp 40% des mittleren Jahresabflusses der Wulka (Tendenz steigend) gelangen über die Kläranlagen des Abwasserverbands Eisenstadt – Eisbachtal, des Wasserverbands Wulkatal und des ReinhaltEVERBANDS Neusiedler See – Westufer in den Vorfluter. Die Einzugsgebiete dieser drei Wasserverbände werden jedoch vom Wasserleitungsverband NÖrdliches Burgenland versorgt, der wiederum seine Wässer vornehmlich aus dem südlichen Wiener Becken – Mitterndorfer Senke bezieht. Bereits derzeit gibt es also eine Wasserzuleitung in den Neusiedler See. Sie beträgt im Mittel über die Zeitreihe 2000–2018 jährlich knapp 15 Mio. m³ (Bandbreite rd. 10–20 Mio. m³; K. Maracek, Amt der Bgld. Landesregierung, schriftl. Mitt.). Da die Calcium-Konzentration dieses Wassers nach den vom Wasserleitungsverband NÖrdliches Burgenland (2020) durchgeführten Trinkwasseranalysen mit dem natürlichen Calcium-Gehalt im Wulka-Einzugsgebiet vergleichbar ist (unpubl. Daten), kann gefolgert werden, dass etwa 2/5 der im See anfallenden Calcium-Ausfällung und Kalkschlamm-Bildung auf diese Zuleitung zurückzuführen ist. Andererseits werden heute die gereinigten Wässer der Kläranlagen Neusiedl, Parndorf und Weiden, die vormals in den See eingeleitet wurden, nunmehr zur ARA Bruck/Leitha gepumpt. Hier hat also eine Verringerung der externen Calcium-Frachten stattgefunden.

Der Umstand, dass der See nach mehreren Jahrtausenden nach wie vor nicht verlandet ist, dürfte vor allem zwei Ursachen haben:

Die Sedimentbildung durch die Calcit-Fällung ist nicht für den breiten Schilfgürtel Höhe Wulka-Mündung verantwortlich

Rund 2/5 der Kalkschlamm-Bildung im See geht auf Wasser zurück, das über die Trinkwasserzuleitung aus dem südlichen Wiener Becken (Mitterndorfer Senke) ins Einzugsgebiet der Wulka und damit in den Neusiedler See gelangt.

Warum der See in Tausenden von Jahren noch nicht verlandet ist

1) Die mineralischen Bestandteile des Sediments (Salze, Mineralien) wurden in den regelmäßigen Austrocknungsphasen des Sees durch den Wind aus dem See ausgetragen. Es könnte zudem eine Kompaktierung des Sediments eine gewisse Absenkung der Sedimentoberfläche bewirkt haben.

2) Das jährlich anfallende organische Material wurde in dem alkalischen und trüben See sehr effektiv abgebaut und trug nur unwesentlich oder sehr langsam zur Sedimentbildung bei.

Die Eingriffe im 20. Jhdt. beschleunigten den Verlandungsprozess

Diese zwei Prozesse wurden mit der Errichtung des Einser-Kanals im Laufe des 20. Jahrhunderts gestört. Die häufigen Ableitungen führten zum Austrag großer Mengen an Salzen aus dem See. Lediglich in langen Niederwasserphasen konnte es durch Aufkonzentration zu hohen Salinitäten bis über 16 g L^{-1} kommen (gegenüber rd. 2 g L^{-1} heute). In einem mehrheitlich subsalinen System ($0,5\text{--}3 \text{ mg L}^{-1}$ Gesamtsalzgehalt, sensu Hammer (1986)) konnte sich das Schilf deutlich ausbreiten und der Schilfgürtel zu einem dominierenden Kompartiment des Sees werden, dessen offene Wasserfläche heute deutlich unter 50% liegt. Das Schilf fungiert als Filter und Senke für Schwebstoffe, womit die Verlandung in den Uferbereichen vorangetrieben wird. Zudem ist der Austausch zwischen dem trüben offenen See und den isolierten Schilfarealen eingeschränkt. In der Folge erfolgt der Abbau des (vor allem im Schilfgürtel anfallenden) organischen Materials nur mehr in eingeschränkter Form, teils infolge anoxischer Verhältnisse und eines herabgesetzten pH-Werts (vgl. Zessner et al. (2012), Wolfram et al. (2020d), Hainz et al. (2020)), teils infolge des Fehlens der anorganischen Trübe, die über den Biofilm auf den Schwebstoffteilchen von großer Bedeutung für den Abbau ist (vgl. Krachler et al. (2009)).

Ungeklärte Fragen zum Abbau des organischen Materials im Schilfgürtel

Unser Wissen zum Abbau des organischen Materials im Schilfgürtel ist leider unzureichend. Es ist denkbar, dass der zuvor geschilderte Prozess der Akkumulation von organischem Material im Schilfgürtel nicht reversibel ist und die vor mehr als 100 Jahren in Gang gesetzte Verlandung höchstens verlangsamt werden kann. Es kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, dass ein Abbau in trockengefallenen Bereichen bei Zutritt von Luftsauerstoff vermehrt ermöglicht wird, was zumindest lokal die Verlandung nicht nur bremsen, sondern sogar rückgängig machen könnte. Diese wichtige Frage sollte einen Schwerpunkt künftiger Untersuchungen darstellen.

Ebenso ist davon auszugehen, dass auch der Austrag von Salzen in Trockenphasen heute nicht mehr in der gleichen Form erfolgen würde, wie dies für frühere Jahrhunderte angenommen werden kann. Ein Windaustrag von Mineralsalzen ist vom trockenen Seeboden im offenen See vorstellbar – wie dies auch in niederschlagsarmen Jahren bei ausgetrockneten Salzlacken beobachtet werden

kann, in denen der Gewässergrund mangels Pflanzendecke ungeschützt der Winderosion ausgesetzt ist. Für den Schilfgürtel erscheint diese Vorstellung unrealistisch.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die hydrologischen Eingriffe in den See zu Beginn des 20. Jahrhunderts und die seitdem häufigen Ableitungen von Salzen maßgeblichen Einfluss auf die Verlandung des Sees hatten. Heute trägt vor allem der laufende Eintrag an Calcium und die damit verbundene Bildung von Kalkschlamm, noch mehr aber der im Schilfgürtel gehemmte Abbau des organischen Materials zur weiteren Verlandung bei. Ein höherer Soda-Gehalt und damit verbunden ein hoher pH-Wert würden die weitere Verlandung verlangsamen. Solche Bedingungen kennzeichnen die intakten Salzlacken des Seewinkels.

3 GUTACHTEN

3.1 Bewertungsansatz

Die nachfolgende Bewertung bezieht sich nicht auf ein konkretes, im Detail ausgearbeitetes Projekt, sondern geht von Szenarien aus, die im Detail noch präzisiert werden müssen. Das Ziel unserer Überlegungen war es, „red flags“ aufzuzeigen, also kritische Punkte, die einer näheren Betrachtung bedürfen und als Weichenstellung für künftige Überlegungen dienen. Es soll dabei auch die Sicherheit oder Unsicherheit der Bewertung aufgezeigt werden. Wo erforderlich, wird auf jene Punkte und offenen Fragen hingewiesen, die aus heutiger Sicht keine abgesicherte Bewertung erlauben.

Für die Bewertung wurden keine Modellierungen oder Simulationen berechnet, allerdings vorhandene Simulationen wie jene in Zessner *et al.* (2012) genutzt.

Dotationsszenarien

Aus verschiedenen Dotationsszenarien wurde nach Vorgabe des Auftraggebers folgende ausgewählt:

- Szenario I: Dotation aus der Moson-Donau in den Sankt Andräer Zicksee mit maximal 0,2 m³/s, von dort Versickerung ins Grundwasser des Seewinkels;
- Szenario II: Dotation aus der Moson-Donau direkt ins Grundwasser des Seewinkels über mehrere Versickerungs- oder Schluckbrunnen mit maximal 1 m³/s;
- Szenario III: Dotation direkt in den Neusiedler See, beschränkt auf Zeiten mit einem mittleren Seewasserstand von 115,2 m ü.A. oder darunter, im Jahresmittel mit bis zu 1 m³/s (Spitzen bis 2 m³/s).

Die Bewertung der Szenarien I und II erfolgt nur für das Grundwasser und die Salzlacken des Seewinkels, die Bewertung des Szenarios III nur für den Neusiedler See.

Nachfolgende Tabelle 6 fasst die Szenarien zusammen und gibt die jeweils theoretisch zu erwartende Gesamtwassermenge an. Die Dotationsdauer von 12 Monaten entspricht einer Worst-Case-Betrachtung und geht im Szenario III von ganzjährigen Niederwasserständen <115,2 m ü.A. aus, was in den letzten Jahrzehnten nie auch nur annähernd aufgetreten ist. Ohne merkliche Häufung von Niederwasserständen würden in diesem Szenario deutlich geringere Wassermengen zugeleitet werden. Im bisher trockensten Jahr der letzten Jahrzehnte mit der größten Anzahl an Tagen <115,2 m ü.A. (Jahr 2003) hätte nach diesem Szenario über einen Zeitraum von knapp 5 Monaten Wasser zugeleitet werden können. Die Wassermenge hätte damals zwischen 12 und 13 Mio m³ betragen.

Um die angegebenen Zahlen in die richtige Relation zu setzen, wird auf die Wasserbilanz in Tabelle 1 verwiesen. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 154,8 Mio m³/Jahr, der mittlere Wulkazufuss 35,4 Mio m³/Jahr. Bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. und einer Oberfläche des Sees von rund 275 km² entspricht eine Dotation von 1 Mio m³ einer Anhebung um rd. 4 mm, somit weniger, als an einem heißen Sommertag verdunsten kann. Die tägliche Anhebung des Wasserstandes bei einer Zuleitung von 1 m³/s (das entspricht maximal 86 400 m³ pro Tag) betrüge bei einem Wasserstand von 115,5 m ü.A. rd. 0,3 mm.

Betreffend Szenario I wird auf den wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid 5-W-A1390/127-2010 vom 16.12.2010 verwiesen, wonach aus zwei Grundwasserbrunnen im Mittel (über mehrere Jahre) maximal 0,3 Mio m³, in einem Einzeljahr maximal 0,6 Mio m³ pro Jahr dotiert werden dürfen. In einem früheren Bescheid war eine Wasserzufuhr von 2,195 Mio m³ bewilligt worden. Eine Untersuchung aus dem Jahr 2005 wies eine Dotationsmenge in den Zicksee von rund 108 L/s nach (Maracek 2006).

Szenario III sieht Dotationsmengen vor, die in etwa der aktuellen Wasserjahresfracht der Wulka entsprechen

Tabelle 6. Übersicht über die Szenarien zur Bewertung der Dotation im Seewinkel (SW) und im See.

Szen.	aus ...	in ...	m ³ /s	ab ... m ü.A.	Monate	m ³ /Jahr	Bewertung
I	Moson-Donau	Zicksee St. Andrä	max. 0,2	–	6	3,15 Mio.	SW
II	Moson-Donau	Grundwasser	max. 1,0	–	6	15,77 Mio.	SW
III	Moson-Donau	Neusiedler See	Ø 1,0 (max. 2,0)	115,2	12	31,54 Mio.	See

3.2 Auswirkungen auf die Hydrologie

3.2.1 Grundwasser Seewinkel

Die nachfolgenden Überlegungen konzentrieren sich auf das Szenario II. Die grundsätzliche Möglichkeit einer Dotation in den St. Andräer Zicksee (Szenario I) haben die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt und muss hier aus hydrologischer Sicht nicht näher betrachtet werden. Zur ökologischen Bewertung siehe unten.

Eine entscheidende Frage in der Bewertung des Szenarios II aus hydrologischer Sicht ist, welche Menge überhaupt ins Grundwasser dotiert werden könnte. Die Dotationswassermenge ist naturgemäß geringer, wenn eine Versickerung lediglich an einer Stelle vorgenommen würde. Zielführender ist daher eine Dotierung an mehreren Stellen, die eine flächigen Ausbreitung des Dotationswassers im Grundwasser ermöglicht.

Welche Menge kann ins Grundwasser versickert werden?

Eine Dotierung sollte über mehrere steuerbare Bauwerke erfolgen

Grundsätzlich wird eine Dotierung über eigene Bauwerke, die auch gesteuert werden können, einer offenen Dotierung z.B. einer vorhandenen Schottergrube vorgezogen. Bei Versickerung an mehreren Stellen im Bereich zwischen Albrechtsfeld und Althof erscheint eine Menge von mehreren 100 L/s, maximal 1 m³/s denkbar, allerdings nicht ganzjährig. Zur Art der Versickerung (direkte Einbringung versus Versickerung über eine belebte Bodenzone) siehe unten in Kap. 3.5.

Ein „Aufschwimmen“ des Dotationswassers auf dem Grundwasserkörper ist unwahrscheinlich

Eine in Hinblick auf Fragen zum Chemismus wichtige Frage ist jene der Einmischung. Aufgrund der komplexen räumlichen Struktur des Schotterkörpers ist von einer Vermischung von Dotationswasser und Grundwasserkörper auszugehen. Ein „Aufschwimmen“ des (im Sommer wärmeren Donauwassers) erscheint unwahrscheinlich.

Zum Mischungsverhältnis wurde folgende Überschlagsrechnung angestellt:

- Fläche: 478 km²
- Durchschnittl. Mächtigkeit des Grundwasserkörpers: 10–15 m
- Porosität: 10 –15%
→ Grundwasservolumen: $4,78 \times 10^8$ bis $1,07 \times 10^9$ m³
- Dotation: max. 1 m³/s
→ Dotationsvolumen: 86400 m³/Tag über 6 Monate = 15,77 Mio m³/a für den gesamten Seewinkel
- Durchschnittlicher Niederschlag: 600 mm/a
= 286,8 Mio m³/a für den gesamten Seewinkel

Die tägliche Dotationsmenge macht im Szenario II 0,01–0,02% des gesamten Volumens des Grundwasserkörpers aus.

Auf Grundlage dieser Zahlen beträgt die angenommene Dotationsmenge rd. 5% des jährlichen Niederschlags (der allerdings nur zu ca. 10% zur Grundwasserneubildung beiträgt; K. Maracek, pers. Mitt.). Die tägliche Dotationsmenge beträgt in diesem vereinfachten Rechenansatz nur 0,01–0,02% des gesamten Volumens des Grundwasserkörpers. Bei einer theoretischen gleichmäßigen Verteilung der täglichen Dotationsmenge auf den gesamten Grundwasserkörper und ohne Berücksichtigung von erhöhten Verdunstungsverlusten oder verstärkten Entnahmen für Bewässerung oder andere Zwecke, errechnet sich daraus eine mittlere Anhebung des Grundwasserspiegels um 1–2 mm. *De facto* wird sich die Grundwasserdotation allerdings auf eine wesentlich kleinere Fläche auswirken. Je kleiner diese angenommen wird, desto stärker ist die zu erwartende Anhebung des Grundwasserstandes. Bei einem betroffenen Areal von wenigen km² betrüge die mittlere Aufhöhung rund 20 cm, lokal sind vorübergehend auch 0,5–1 m denkbar. Details dazu müssen künftigen Simulationen vorbehalten bleiben.

Diese Zahlen dienen nur als grobe Einschätzung. Es steht außer Frage, dass eine Versickerung von Donauwasser ins Grundwasser des Seewinkels nur in Kombination mit anderen wasserbaulichen

Maßnahmen durchgeführt werden kann. Das betrifft insbesondere die Errichtung oder Beseitigung von Stauwerken oder Kanälen. Auch sollte das Ausmaß der Wasserbenutzung durch Bewässerung überdacht werden.

3.2.2 Salzlacken Seewinkel

Die Salzlacken des Seewinkels sind hydrologisch teils durch Grundwasser, vor allem aber durch Niederschläge beeinflusst. Einige Lacken werden direkt aus dem Grundwasser dotiert (Darscho, Zicksee St. Andrä, Martentau). Die Bedeutung ausreichend hoher Grundwasserstände für die verdunstungsgetriebene Nachlieferung von Salzen aus dem salzführenden Horizont ist heute gut bekannt. Es wurde auch hinreichend auf den Umstand hingewiesen, dass die Degradierung vieler Lacken auf den fehlenden Grundwasserkontakt, daneben aber auch auf Wasserableitungen, d.h. ein „Durchspülen“ und damit verknüpfte Entsalzung zurückzuführen ist (Krachler *et al.* 2012). Dies belegt die hohe Sensibilität der Lacken gegenüber unkontrollierten Eingriffen in die Hydrologie des Grundwassers.

Wenn mit Szenario II Oberflächenwasser ins Grundwasser des Seewinkels eingeleitet wird, so bedeutet dies zunächst, dass damit die Option einer Umkehr von negativen Entwicklungen in der Vergangenheit besteht. Die Absenkung des Grundwassers und der Verlust des Kontakts zwischen Grundwasser und salzführendem Horizont können durch eine Wasserzuleitung und eine Anhebung des Grundwasserstandes lokal umgekehrt werden. Die Anhebung darf freilich nicht ein Ausmaß erreichen, das eine häufigere Ableitung von Lackenwasser – quasi ein verstärktes „Spülen“ der Lacken – zur Folge hat.

Aus hydrologischer Sicht wird die Option einer Grundwasseranhebung somit grundsätzlich positiv gesehen. Im Rahmen einer Betriebsordnung und Beweissicherung muss jedoch sichergestellt sein, dass mit der Zuleitung nicht negative Entwicklungen der Vergangenheit verschärft werden.

Sensibles System in Abhängigkeit von Grundwasser, Niederschlag und Verdunstung

Mit einer Anhebung des Grundwassers besteht die Option einer Verbesserung der Hydrologie der Salzlacken

Vermehrte Ableitungen von Lackenwasser über Kanäle sind jedenfalls zu vermeiden

3.2.3 Neusiedler See

Jede Dotation hat neben dem direkten Eintrag einer bestimmten Wassermenge Einfluss auf andere Komponenten der Wasserbilanz. Für die Überlegungen zur Wasserqualität (siehe unten) ist vor allem das Bilanzglied der Ableitungen über den Einser-Kanal von Bedeutung. Auf andere Aspekte, wie z.B. die Erhaltung einer weitgehend

Die Dotation beeinflusst andere Komponenten der Wasserbilanz

natürlichen Wasserstandsdynamik, wird hier nicht näher eingegangen. Es sei dazu auf die Ausführungen in den Gutachten von Wolfram *et al.* (2004a) und Wolfram *et al.* (2004b) verwiesen.

**Erhöhte Ableitungen als
Folge der Wasserzufuhr?
3 Denkvarianten**

Grundsätzlich ist es denkbar, dass die Zuleitungen lediglich die (infolge der Klimaerwärmung) ungünstiger werdende meteorologische Wasserbilanz ausgleichen (**Variante 1**). Im Mittel brächte dies für den Wasserstand des Sees keine Änderung zum Status quo und würde damit auch nicht die Wahrscheinlichkeit von Ableitungen an der Wehranlage gegenüber der aktuellen Lage erhöhen. Diese Variante würde dennoch dazu beitragen, den See als Landschaftselement zu erhalten.

Wird mehr Wasser zugeführt als der künftige, durch die Klimaerwärmung verursachte Fehlbetrag in der Wasserbilanz (**Variante 2**), so führt dies zu einer Erhöhung des Wasserstandes des Sees und macht damit häufiger als bisher Ableitungen erforderlich.

Es ist auch eine **Variante 3** denkbar, in der die Dotation die Folgen der Klimaerwärmung nicht kompensieren kann und künftig trotz Wasserzufuhr häufiger Niederwasserstände auftreten als in den vergangenen Jahrzehnten. Ableitungen wären dann seltener erforderlich als heute.

**Die Prognosen zur Wasserzu-
leitung hängen von den Aus-
wirkungen der Klima-
erwärmung auf die
Wasserbilanz ab**

Da die Ableitungen – wie im Befund ausführlich dargelegt – den Grundchemismus entscheidend beeinflussen, unterscheiden sich die drei Varianten hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Sodacharakter, die Wasserqualität und die Verlandung des Sees. Die Bewertung hängt somit entscheidend von den Annahmen betreffend die Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Wasserbilanz ab.

Untersuchungen zum Klimawandel von Schöner *et al.* (2011) und Blöschl *et al.* (2018) für die kommenden Jahrzehnte lassen eine Zunahme der Lufttemperatur erwarten. G. Kubu (Univ. Bodenkultur) in Zessner *et al.* (2012) ging in seinen Simulationen von einer Erhöhung um 2,5 °C und einer dadurch um 16% höheren Evaporation aus. Auch Eitzinger *et al.* (2009) zufolge ist für die kommenden Jahrzehnte eine Tendenz zu häufigeren (bzw. längeren) Trockenphasen wahrscheinlich, was langfristig einen abnehmenden Wasserstand erwarten lässt. Nach Schöner *et al.* (2011) hingegen deutet die prognostizierte leichte Zunahme der Niederschläge im Osten Österreichs darauf hin, dass die Verluste gemildert, wenn nicht sogar kompensiert werden könnten. Einen negativen Trend für den Wasserstand des Sees sehen ungarische Experten (Fertő 2019 Consortium (Hungary) 2020; Wolfram *et al.* 2020c).

**Die Simulationen in Zessner
et al. (2012) entsprechen
Variante 3**

In der bisherig ausführlichsten Studie zur künftigen Entwicklung des Neusiedler Sees aus hydrologischer und chemischer Sicht berechnete G. Kubu in Zessner *et al.* (2012) Simulationen über 500 Jahre,

um die Häufigkeit von Niederwasserständen und damit möglicher Dotationen abschätzen zu können. Nach diesen Berechnungen reicht eine Dotation von bis zu 4 m³/s über bis zu sechs Monate – das dotierte Volumen betrug in den Simulationen im Mittel 63 Mio m³ pro Jahr und lag damit viermal so hoch wie im hier betrachteten Szenario III – nicht aus, um die Wahrscheinlichkeit von Niederwasserständen im Mittel auf dem gleichen Niveau zu halten wie bisher. Die Wasserbilanz in der Simulation von G. Kubu entspräche also der oben angeführten Variante 3, in der die Dotation die Folgen der Klimaerwärmung nicht kompensieren kann. Das gleiche gilt naturgemäß für das Szenario III im ggst. Gutachten, wenn man die gleiche Steigerung der Evaporation um 16% annimmt. Selbst bei weniger dramatischen Auswirkungen der Klimaerwärmung ist anzunehmen, dass Szenario III deren Folgen nicht kompensieren kann, da erst bei Wasserständen unter 115,2 m ü.A. eine Dotation erfolgen soll. Ableitungen über den Einser-Kanal wären also in jedem Fall weniger häufig als derzeit.

Aufgrund der Auswirkungen von Ableitungen auf den Chemismus und damit Aspekte der Verlandung (siehe unten) muss jedoch deutlich darauf hingewiesen werden, dass diese Bewertung zur Wahrscheinlichkeit von Ableitungen auf der Annahme beruht, dass sich die Wasserbilanz tatsächlich negativ entwickelt. Ist dies nicht der Fall, d.h. übersteigen die Dotationsmengen die klimabedingten Verluste in der Wasserbilanz, so steigt zwangsläufig die Häufigkeit von Ableitungen über den Einser-Kanal. Allerdings ist diese Option nicht realistisch, da das auslösende Kriterium für eine Wasserzufuhr (sehr niedrige Wasserstände) nur als Folge der Klimaerwärmung häufiger schlagend würde.

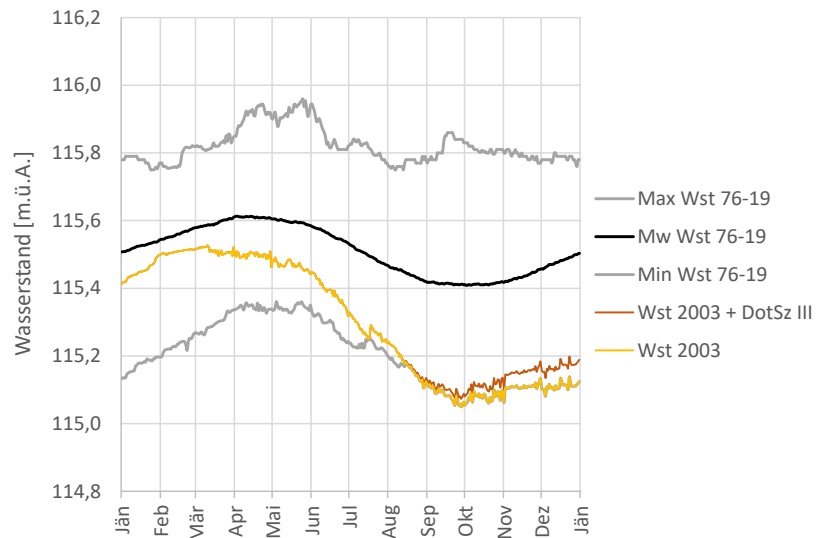
Die nachfolgende Abbildung 24 zeigt den Effekt der Dotation im Szenario III auf den Wasserstand in einem konkreten Jahr (trockenes Jahr 2003), in dem im Herbst der niedrigste Wasserstand der letzten 50 Jahre verzeichnet wurde. Die Darstellung berücksichtigt nicht allfällige Änderungen der Wasserbilanz (z.B. Verdunstung) bei größerer Wasseroberfläche oder Benetzung des Schilfgürtels. Der Pegelgang wurde lediglich aus der Volumen-Wasserstand-Relation von Csaplovics et al. (1997) berechnet.

Wie ersichtlich, hätten mit den Szenario III die extremen Niederwasserstände im Herbst etwas gemildert werden können. Der Ausgangspunkt für das nachfolgende Jahr wäre um 6–7 cm höher gelegen.

Die Abschätzung der Ableitungsmengen über den Einser-Kanal beruht entscheidend auf den Prognosen zu den Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Wasserbilanz.

Mit Szenario III sind vermehrte Ableitungen nicht realistisch

Abbildung 24. Verlauf des mittleren Wasserstands des Neusiedler Sees seit 1976 mit Angabe der Bandbreite (Min/Max) und des Mittelwerts (Mw) sowie Jahresgang im Jahr 2003 ohne Dotation und mit Dotation nach Szenario III.



3.3 Auswirkungen auf den Grundchemismus

3.3.1 Grundwasser Seewinkel

Die Dotationsmenge ist für die chemische Beurteilung einer Wasserzufuhr von entscheidender Bedeutung

Wichtige Punkte für die Beurteilung des Grundchemismus: Einmischung, chemische Zusammensetzung, Redox-Verhältnisse und Temperatur

Wie oben ausgeführt, hängt jede Beurteilung von Auswirkungen einer Wasserzuleitung naturgemäß von der Menge ab, die pro Tag oder über ein Jahr zugeleitet und versickert wird. Grundwassermodellierungen haben gezeigt, dass in trockenen Zeiten bis zu 1 m³/s (theoretisch bis 1,5 m³/s) möglich sind, im Mittel über ein ganzes Jahr ist von geringeren mittleren Dotationsmengen auszugehen.

Für die Beurteilung einer Grundwasseranreicherung in Hinblick auf den Grundchemismus sind zu berücksichtigen:

- die Art der Einmischung im Grundwasser
- das Mischungsverhältnis
- die chemische Zusammensetzung des Dotationswassers in Relation zum Grundwasserchemismus
- Auswirkungen auf die Redox-Verhältnisse im Grundwasser
- Auswirkungen auf die Grundwassertemperatur

In Kap. 3.2.1 wurde ausgeführt, dass von einer weitgehenden Durchmischung des Dotationswassers im Grundwasserkörper auszugehen ist. Das oben abgeschätzte Mischungsverhältnis kann allerdings nicht für die unmittelbaren Bereiche der Versickerung angenommen werden. Hier wird es zweifelsohne zu einer Verschiebung im Grundwasserchemismus kommen. Die Darstellung im Kap. 2.3 zeigt, dass das Grundwasser im Seewinkel (mit Alkalinität 6,8 mEq L⁻¹, Calcium 6,5 meq L⁻¹ und Natrium 3,5 meq L⁻¹) stärker mineralisiert ist als das potenzielle Dotationswasser aus der Moson-Donau, das aber seinerseits reicher an Elektrolyten ist als Regenwasser. In den Bereichen

der Versickerung wird es daher zu einer Abnahme der Gesamthärte und der Ionenkonzentrationen im Grundwasser kommen. Angesichts des großen Volumens des Grundwasserkörpers wird diese Veränderung jedoch nicht als kritisch angesehen. Es ist innerhalb des Grundwassers nicht mit einem Auswaschen von Salzen zu rechnen. Weitere Berechnungen im Rahmen einer hydraulischen Modellierung werden jedoch empfohlen, um die Ausbreitung des dotierten Grundwasserstromes besser abschätzen zu können.

Auch die unterschiedlichen Ionenrelationen und die damit verbundenen lokalen Veränderungen werden aus Sicht der Verfasser nicht als kritisch angesehen. Die für den Seewinkel charakteristischen hohen Salzgehalte rühren einerseits aus Zutritten von Tiefengrundwässern über Bruchlinien, andererseits aus dem salzführenden Horizont. In diesen würde auch im Falle einer Wasserzufuhr eine ausreichende Nachlieferung von Salzen aus der Tiefe erfolgen, zumal eine Dotation ja primär bestehende Defizite von elektrolytarmem Regenwasser ausgleichen würde.

Eine Unsicherheit besteht angesichts zeitweise anoxischer Verhältnisse, die vor allem im SO des Seewinkels und im Hanság anzutreffen sind. Die Auswirkungen eines verstärkten Grundwasserzustroms in Bereiche mit reduzierten Bedingungen sind schwer abzuschätzen. Es sind Mobilisierungen von Schadstoffen denkbar, die in der Folge nicht nur lateral, sondern auch vertikal, unter Umständen auch in Areale von bewilligten Grundwasserentnahmen transportiert werden. Konkrete Modellierungen dazu liegen nicht vor. Nach Experteneinschätzung wird dieses Risiko allerdings als nicht hoch eingeschätzt, da durch die Dotation keine Grundwasserströme bzw. -wasserstände erzeugt werden, die es bisher noch nicht gab. Derartige Verhältnisse gab es wiederholt bei natürlichen Grundwasserhochständen wie zuletzt in den Jahren 2014 und 2015 (K. Maracek, pers. Mitt.). In jedem Fall wäre jedoch eine Beweissicherung erforderlich, um möglich negative Entwicklungen frühzeitig erkennen und zu können.

Das gilt auch für Auswirkungen einer Erhöhung der Wassertemperatur des Grundwassers, die in mehrerlei Hinsicht ein wesentlicher Parameter für die Beschreibung qualitativer Grundwasserprozesse ist. Die Temperatur stellt einen zentralen Rahmen für die Prozessgeschwindigkeit biologischer und chemischer Vorgänge im Grundwasser dar. Vereinfacht ist davon auszugehen, dass 1 °C Temperaturerhöhung eine Beschleunigung der Prozesse um etwa 7% bewirkt, was rechnerisch einer Verdoppelung bei 10 °C Temperaturerhöhung gleichkommt. Die Temperatur ist aber auch für chemische Gleichgewichte und Löslichkeiten maßgebend. Im Bereich von 12 °C bedeutet eine Erhöhung der Temperatur um 1 °C eine Verminderung der Sauerstofflöslichkeit um etwa 0,2 mg L⁻¹. Angesichts dessen und in

Die geringere Mineralisierung und unterschiedlichen Ionenrelationen im Donauwasser werden nicht als kritisch für den Grundchemismus des Grundwassers angesehen

Zeitweise anoxische Verhältnisse im Südosten des Seewinkels – nach Experteneinschätzung kein hohes Risiko

Zur Bedeutung der Wassertemperatur

Nach Experteneinschätzung besteht aufgrund von temperaturbedingten Veränderungen im Chemismus kein hohes Risiko für das Grundwasser

Hinblick auf bereits derzeit teilweise anoxische Bereiche ist die Qualität des Grundwassers im Falle einer Dotation einer Beweissicherung zu unterziehen, sowohl mit Bezug zu bestehenden Wasserrechten, aber auch zu den Vorgaben der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser. Im Falle negativer Auswirkungen der Einleitung von zu warmem Dotationswasser in den Aquifer sind entsprechende technische Maßnahmen zu ergreifen (z.B. Temperaturpufferbecken). Wie zur Frage der Sauerstoffsituation sehen wir letztlich aber auch hinsichtlich temperaturbedingter Veränderungen im Chemismus des Grundwassers kein hohes Risiko.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit einer Versickerung von Donauwasser keine gravierenden negativen Auswirkungen auf den Grundchemismus des Grundwassers im Seewinkel verbunden sind. Es bestehen aber gewisse Unsicherheiten (Durchmischung, Redox-Bedingungen, Temperatur). Im Falle einer Dotierung wäre daher eine Beweissicherung erforderlich, um negative Entwicklungen frühzeitig erkennen und gegensteuern zu können.

3.3.2 Zicksee St. Andrä

Der Zicksee wird seit vielen Jahren über das Grundwasser dotiert

Limnologische Studie 2012 als Bewertungsgrundlage

Die Auswirkungen der bestehenden Dotation von Grundwasser in den Zicksee von St. Andrä wurden 2012 limnologisch untersucht (Wolfram et al. 2013). Es liegen hier also konkrete Ergebnisse zu den Folgen einer Zuleitung vor, die sich chemisch vom Lackenwasser unterscheidet.

Der Zicksee gilt heute infolge der jahrelangen Grundwasserzuleitungen und der Nutzung als Bade- und Fischgewässer als degradierte Sodalacke. Die Untersuchungen von 2012 ergaben Leitfähigkeiten zwischen 1940 und 2600 $\mu\text{S cm}^{-1}$, was im Bereich anderer, niedrigkonzentrierter Lacken liegt. Unter den Kationen dominierten im Lackenwasser Magnesium und Natrium, unter den Anionen Sulfat. Es unterschied sich damit vom Dotationswasser (Grundwasser), das von Calcium-Hydrogenkarbonat dominiert war.

Leitfähigkeiten 1200–1700 $\mu\text{S cm}^{-1}$ vor 2010, bis 2600 $\mu\text{S cm}^{-1}$ im Jahr 2012

Niedrigere Leitfähigkeitswerte (1200–1700 $\mu\text{S cm}^{-1}$) waren in früheren Jahren gemessen worden, möglicherweise als Folge höherer Dotationsmengen; im Zeitraum der Untersuchung 2012 lag die Dotationsmenge bei rd. 100 L/s. Auch in der Ionenzusammensetzung wurden 2012 leichte Verschiebungen gegenüber früheren Aufnahmen registriert.

Ähnliche Zooplankton-Gemeinschaft in Zeiten hoher (vor 2010) und mäßiger Wasserzuleitung (2012)

Die Untersuchungen des Zooplanktons ergaben wiederum – ungeachtet der Unterschiede in Salzgehalt und Ionenzusammensetzung – deutliche Ähnlichkeiten zwischen der Aufnahme 2012 und früheren

Studien von Metz & Forró (1989). Es fehlten, früher wie 2012, typische Leitarten der Sodalacken des Seewinkels wie *Arctodiaptomus spinosus* und *A. bacillifer*. Ob dies eine Folge der Dotation oder der fischereilichen Nutzung ist, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. Insgesamt und ungeachtet dieses Defizits weisen die Lebensgemeinschaften des Zicksees St. Andrä (Algen, Zooplankton) durchaus noch Ähnlichkeiten mit jenen anderer Salzlacken auf.

Die Dotation aus dem Grundwasser 2012 führte zu geringfügigen Änderungen im Chemismus nahe der Einleitung. Die Auswirkungen waren lokal beschränkt und nur kurzfristig gegeben. Nach Beendigung der Dotation erfolgte rasch wieder eine Angleichung des Chemismus der beeinflussten Stelle an die Verhältnisse im übrigen See. Der kurzfristige und kleinräumige Einfluss der Grundwasserzuleitung wurden aus ökologischer Sicht nicht negativ bewertet. Es wurden jedoch auch Bedenken gegen eine Dotation des Zicksees in höherem Ausmaß als derzeit bewilligt geäußert.

2012: kurzfristige und lokal beschränkte Auswirkungen auf den Chemismus

Die hier ausführlicher beschriebene Untersuchung von 2012 bietet eine gute Grundlage für die Beurteilung im ggst. Gutachten. Hinsichtlich der kurzfristigen Dotationsmenge unterscheidet sich Szenario I mit 200 L/s zwar von der seinerzeitigen Dotationsmenge (rd. 100 L/s), liegt aber zumindest in der gleichen Größenordnung. Deutlich höher ist die angenommene Gesamtmenge von 3,15 Mio m³/Jahr im Szenario I gegenüber der bewilligten Menge von 0,3 / 0,6 Mio m³/Jahr gemäß Bescheid von 2010. Sie entspricht aber früheren Dotationsmengen von >2 Mio m³/Jahr.

Die unterschiedlichen Dotationsmengen vor (>2 Mio m³/Jahr) und nach 2010 (0,3/0,6 Mio m³/Jahr) können – neben rein wasserstandsbedingten Konzentrationsaufhöhungen – plausibel als Ursache für die unterschiedlichen Gesamtsalzgehalte angesehen werden. Die Lebensgemeinschaften ließen hingegen keinen Effekt unterschiedlich starker Dotationsmengen erkennen. Für das Szenario I gehen wir daher davon aus, dass sich mit einer abermaligen Erhöhung der Dotationsmenge der Chemismus erneut in Richtung niedrigerer Salzgehalte verändern würde, sehr wahrscheinlich begleitet von einer Verschiebung der Ionenrelationen. Für die Lebensgemeinschaften, die bereits derzeit gegenüber typischen Sodalacken des zentralen Seewinkels verändert sind, dürfte dies zu keiner weiteren nachhaltigen Veränderung führen. Es ist anzunehmen, dass sie bei einer erhöhten Dotation weiterhin Ähnlichkeiten, aber auch deutliche Abweichungen von den Biozönosen anderer Salzlacken aufweisen würden. Diese Annahme berücksichtigt lediglich die Auswirkungen von chemischen Veränderungen auf die Lebensgemeinschaften. Ein beständiger Eintrag (Inokulum) von pflanzlichen und tierischen planktischen Organismen über Donauwasser würde hingegen sehr

Auswirkungen einer erhöhten Dotation auf Chemismus und Ökologie des Zicksees sind erwartbar, dürften aber innerhalb der Bandbreite der vergangenen Jahrzehnte liegen

wahrscheinlich zu erkennbaren Verschiebungen in der taxonomischen Zusammensetzung im Plankton des Zicksees führen. Es sollten daher Überlegungen angestellt werden, mit welchen technischen Optionen diese Veränderung so gering wie möglich gehalten werden kann.

Zusammenfassend erscheint eine Dotation des Zicksees St. Andrä aus chemischer Sicht möglich. Erfahrungen aus früheren Untersuchungen zu den Auswirkungen einer bereits derzeit bewilligten Grundwasserzufuhr lassen den Schluss zu, dass auch eine Steigerung der Dotationsmenge gewässerökologisch vertretbar ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine durchgehende Zuleitung von 200 L/s über 6 Monate sicherlich als Worst-Case-Szenario anzusehen ist und die Auswirkungen bei geringerer Zuleitung naturgemäß geringer ausfallen würden.

3.3.3 Salzlacken Seewinkel

Der Grundchemismus (Soda, pH) ist das wichtigste Kriterium zur Bewertung der Salzlacken

Wie oben bereits erwähnt, hängen die Salzlacken in ihrem Grundchemismus entscheidend von einem funktionierenden Wechselspiel von Grundwasserzutritt bzw. -kontakt zum salzführenden Horizont, Niederschlag und Verdunstung sowie oberflächigen Abflüssen ab. Letztere sind das Ergebnis menschlicher Eingriffe in Form von Kanälen (v.a. der sog. Zweierkanal) und Drainagierung, die in etlichen Lacken eine extreme Aussüßung und des Weiteren ein Vordringen von wenig salztoleranten Pflanzen und schließlich die Verlandung (Verschilfung) zur Folge hatten.

Risiken und Chancen liegen nahe beieinander

Ein Eingriff ins Grundwasser bedeutet einerseits eine Chance, massive Grundwasserabsenkungen aus der Vergangenheit (vor allem im zentralen Seewinkel) zu kompensieren, bergen aber auch das Risiko einer unkontrollierten Wasserzufuhr. Dies könnte wiederum eine verstärkte Ableitung nach sich ziehen und damit den zuvor beschriebenen Degradierungsprozess beschleunigen. Chancen und Risiken liegen also knapp beieinander. Wie immer die Grundwasseranreicherung gestaltet wird: Für die Salzlacken ist jedenfalls eine Ableitung von Salzen über Kanäle so gering wie möglich zu halten.

Ableitungen von Lackenwasser (und Salzen) sind unbedingt zu vermeiden

Aus dem Gesagten ist abzuleiten, dass nicht der Chemismus des Dotationswassers (Moson-Donau), sondern die hydrologischen Implikationen für den Grundchemismus der Salzlacken entscheidend sind.

In Hinblick auf Hydrologie und Chemismus der Lacken sind eine flexible Steuerung und eine Beweissicherung erforderlich

Zusammenfassend ist daher eine Grundwasseranreicherung mit Wasser aus der Moson-Donau in Hinblick auf den Grundchemismus der Lacken nicht grundsätzlich positiv oder negativ, sondern von der hydrologischen Steuerung abhängig. Diese muss in Abhängigkeit

von einer hydrologisch-chemischen Beweissicherung sehr flexibel gehandhabt werden.

3.3.4 Neusiedler See

Die Bedeutung des Grundchemismus (Salzgehalt, pH-Wert, aber auch Trübe) für ein Funktionieren der Abbauprozesse im Neusiedler See wurde im Befund ausführlich dargelegt (Kap. 2.3). Für Abschätzungen zum künftigen Zustand sind zwei gegenläufige Entwicklungen zu berücksichtigen:

Zum einen kann es als Folge der Klimaerwärmung zu einer Verschärfung der Wasserstandssituation kommen. Das hätte eine zunehmende Aufkonzentration des Sees zur Folge, die Häufigkeit von Ableitungen über den Einser-Kanal und dadurch verbundenen Verluste von Salzen würde abnehmen. Der See könnte sich damit mehr seinem ursprünglichen Charakter als Sodasee annähern, was einen effektiveren Abbau des anfallenden organischen Materials nach sich zöge. Die Verlandung des Sees würde damit deutlich verlangsamt werden.

Eine zunehmend ungünstige Wasserbilanz erhöht den Salzgehalt des Sees. Die Verlandung wird dadurch verlangsamt.

Zum anderen besteht das Risiko, dass durch Wasserzuleitungen die Wasserbilanz in die andere Richtung verschoben wird. Dies hätte häufigere Ableitungen und eine Aussüßung des Sees zur Folge, was eine (im wahrsten Sinne des Wortes) Verwässerung des Sodacharakters des Sees mit sich brächte. Dadurch würden nicht nur die Lebensraumbedingungen einer Reihe von spezialisierten und gewässertypischen Arten verschlechtert (siehe dazu Ausführungen im Gutachten von Wolfram et al. (2004a)), sondern auch der Abbau des organischen Materials verlangsamt. Die Verlandung des Sees würde dadurch beschleunigt werden.

Höhere Ausleitungen führen zur Aussüßung des Sees. Der Lebensraum „Sodasee“ wird dadurch verschlechtert, die Verlandung beschleunigt.

Wie zuvor beschrieben, hängt die Prognose der Häufigkeit von Ableitungen entscheidend von den Klimaprognosen ab und ist damit entsprechend unsicher. Dies gilt gleichermaßen für das Szenario III. Wie im Kap. 3.2 ausgeführt, ist jedoch nicht mit einer Verschiebung der Wasserbilanz in Richtung vermehrte Ableitungen zu rechnen. Unter den angenommenen Rahmenbedingungen (durchschnittlich bis zu 1 m³/s, Spitzen bis 2 m³/s, Zuleitung erst ab 115,2 m ü.A.) wird die Dotation eine anzunehmende erhöhte Evapotranspiration nur zum Teil kompensieren können. Sie würde zum wasserwirtschaftlichen Ziel, den See als Landschaftselement zu erhalten, beitragen, jedoch nur keine signifikante Anhebung des Wasserstandes erlauben. Die Dotation sollte jedoch ausreichen, um den See als Landschaftselement zu erhalten.

Eine mögliche Betriebsordnung für eine Dotation erfordert die Festlegung von Grenzwerten für Salzgehalt und pH-Wert

Um zu gewährleisten, dass der Sodacharakter des Sees auch bei einer Wasserzufuhr erhalten bleibt, sollte im Rahmen einer Betriebsordnung nicht nur der Wasserstand festgelegt werden, ab dem eine Dotation starten soll, sondern auch ein Richtwert für Salzgehalt und pH-Wert im Freiwasser definiert werden. Des Weiteren sollten regelmäßig die Grenzwasserstände für eine Ableitung über den Einserkanal evaluiert und wenn möglich angepasst werden, um die Häufigkeit von Ausleitungen und damit von Salzverlusten so gering wie möglich zu halten.

Sowohl Salzgehalt als auch pH-Wert können im Rahmen des Monitorings der Biologischen Station Illmitz laufend überprüft werden, der Salzgehalt kann zudem unter Zuhilfenahme der Stoffbilanzen gut abgeschätzt werden. Für den pH-Wert ist anzunehmen, dass die Einmischung von Donauwasser ähnliche oder geringere Effekte hätte wie derzeit jene von Wulkawasser. Dies lässt sich anhand von Mischungsberechnungen veranschaulichen, die mit der Open-source-Software aqion 7.1.9 durchgeführt wurden.

Der pH-Wert des Sees verändert sich je nach Mischungsverhältnis von Dotations- und Seewasser

Abbildung 25 zeigt drei Mischreihen von Neusiedler-See-Wasser mit Regenwasser (links) bzw. Wasser aus der Moson-Donau (Mitte) und der Wulka (rechts). Je nach Chemismus des Dotationswassers (Regen, Donau, Wulka) und Mischungsverhältnis (von 100% bis 0% Dotationswasser, Letzteres entspricht 100% Seewasser) erfolgt der Angleich des pH-Werts unterschiedlich gut, wobei in der Einmischung von Moson-Donau-Wasser sogar ein rascherer Angleich an den Seechemismus zu erwarten ist als bei der Wulka. Krachler (2006) kam anhand von Mischungsversuchen zu einem ähnlichen Ergebnis, ging allerdings in seiner Prognose von deutlich niedrigeren Salzgehalten im See aus. Diese zu vermeiden bedarf es jedenfalls Richtwerte, die im Falle einer Dotation nicht unterschritten werden sollten.

Die Kurven in Abbildung 25 können aufgrund der Komplexität des Seechemismus nicht direkt zur Prognose im Falle einer Dotation herangezogen werden. Aus den Dotationsmengen in Tabelle 6 kann jedoch ein Worst-Case-Szenario abgeleitet werden:

Überlegungen zu Veränderungen des pH-Werts je nach Ausmaß der Dotationsmenge

Je nach Wasserstand zwischen 115,0 und 115,4 m ü.A. schwankt das Volumen des Sees zwischen rund 115 und 200 Mio m³. Das Maximalszenario von rund 31,5 Mio m³ in einem Jahr (Szenario III) ergäbe einen Anteil des Dotationswassers von etwa 16–27%, was aufgrund der Zuleitung von kalkreichem Wasser aus der Moson-Donau eine geringe pH-Absenkung (rd. 0,1) zur Folge hätte. Eine gleiche Menge an höherem Zufluss von Wulkawasser würde den pH-Wert rechnerisch um 0,1–0,2 absenken. De facto ist die Änderung des pH-Werts auf Höhe der Wulkamündung nur lokal spürbar und senkt den pH-Wert im offenen See insgesamt nicht merklich ab (vgl. Abbildung 12 und Diskussion dazu).

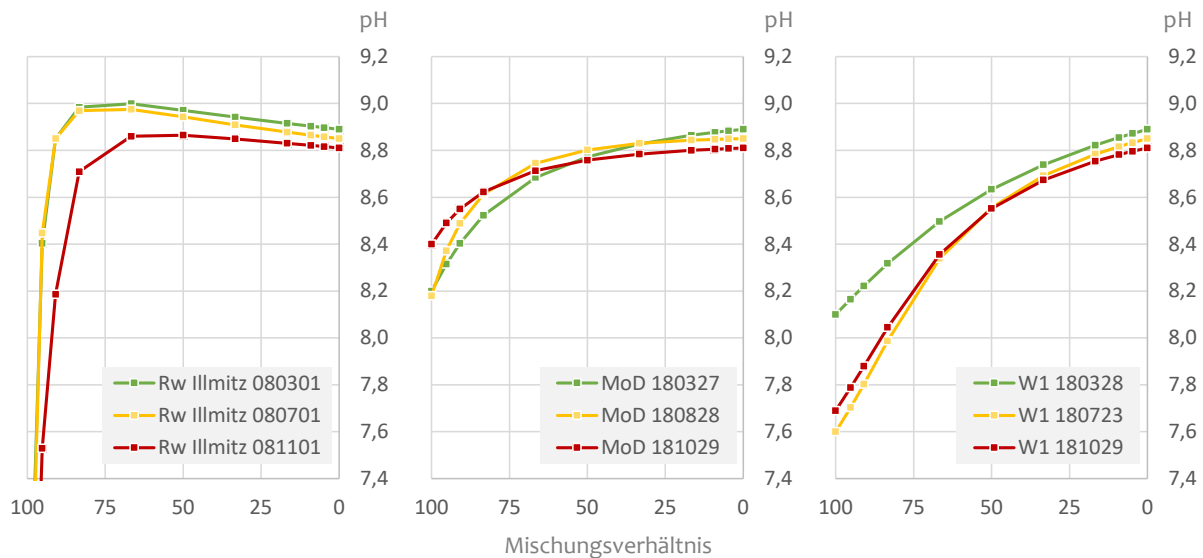


Abbildung 25. Entwicklung des pH-Werts in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis von Regenwasser (links), Moson-Donau-Wasser (Mitte) und Wulkawasser (rechts) jeweils mit Neusiedler-See-Wasser. Die x-Achse zeigt das Mischungsverhältnis von 100% (reines Dotationswasser) bis 0% (reines Seewasser, pH 8,8–8,9). Die drei Kurven zeigen jeweils drei Termine im Frühjahr (grün), Sommer (gelb) und Herbst (rot).

Die zuvor abgeschätzten Änderungen des pH-Werts gelten unter der Annahme einer vollständigen Durchmischung des gesamten Seewassers, was angesichts der Unterschiede zwischen Nordteil und Südteil, aber auch unter Einbeziehung von Schilfgürtelwasser nicht plausibel angenommen werden kann. Der Effekt der pH-Ab-senkung dürfte also geringfügig stärker sein. Zudem steigert sich der Effekt vermutlich über mehrere Jahre hinweg. Insgesamt wäre jedoch nur mit einer sehr geringen Abnahme der mikrobiellen Ab-bauleistung von organischem Material infolge der pH-Wert-Ände-rung zu rechnen.

Stärkere pH-Wert-Änderungen wären im Falle von Ableitungen über den Einser-Kanal und einer Aussüßung des Sees zu erwarten, wie dies auch die Zeitreihe der letzten 25 Jahre verdeutlicht (Abbildung 16). Der erhöhte Verlust an Salzen würde den alkalischen Charakter des Sees verändern, indirekt den pH-Wert absenken, damit die Ab-bauleistung von organischem Material verringern und die Verlan-dungsrate steigern. Unter den im Szenario III definierten Rahmen-bedingungen erscheint diese Entwicklung jedoch unwahrscheinlich (siehe Kap. 3.2.3).

Neben dem Risiko der Aussüßung und pH-Wert-Änderung ist ein weiterer langfristig wirksamer Einfluss durch Verschiebung der Ionenverhältnisse nicht von vornherein auszuschließen (z.B. Anstieg des Anteils von Chlorid und Sulfat unter den Anionen auf Kosten von Hydrogenkarbonat/Karbonat). Das Ionenverhältnis der Wulka un-

Mit einer Zuleitung im Aus-maß gemäß Szenario III ist eine signifikante Absenkung des pH-Werts im See unwahr-scheinlich

Mit Szenario III ist ein nachhaltiger negativer Einfluss auf die Ionenverhältnisse des Sees unwahrscheinlich

Der See wird auch bei einer Wasserzufuhr gemäß Szenario III seinen Sodacharakter beibehalten

terscheidet sich nicht nur von jenem des Sees, sondern auch von jenem der Moson-Donau. Nachdem die angenommene Jahresmenge des Dotationswassers aus der Moson-Donau im Szenario III jedoch zumeist deutlich weniger als der jährliche Zufluss über die Wulka betragen dürfte, erscheint ein nachhaltiger negativer Einfluss unwahrscheinlich.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Sodacharakter des Sees (hoher pH-Wert und hohe NaHCO_3 -Konzentration) erhalten, ja sogar noch gestärkt werden muss, um die Verlandung des Sees zu verlangsamen. Ein Übermaß an Ausleitungen von Seewasser über den Einser-Kanal muss daher verhindert werden. Mit dem Szenario III ist jedoch unter realistischen Annahmen zur Klimaentwicklung und den Auswirkungen auf den Wasserstand kein hohes Risiko vermehrter Ableitungen gegeben. Die Gefahr einer Aussüßung infolge der Wasserzuleitung ist daher sehr gering und der See wird seinen Charakter als Sodasee beibehalten. Da dem Chemismus des Neusiedler See für dessen langfristigen Erhalt so große Bedeutung zukommt, wird jedoch empfohlen, Richtwerte zum Salzgehalt und pH-Wert als Zusatzkriterien in eine künftige Betriebsordnung für eine Wasserzuleitung in den See aufzunehmen.

3.4 Auswirkungen auf die Nährstoffsituation

3.4.1 Grundwasser Seewinkel

Die Gesamtphosphor-Konzentration in der Moson-Donau liegt ähnlich hoch wie im Neusiedler See, aber höher als an den meisten Messstellen im Grundwasser des Seewinkels (SRP im arithmetischen Mittel $15 \mu\text{g L}^{-1}$, excl. Messstellen GW PG10002702 und PG10003022). In den meisten Fällen wird es im Grundwasser im Zuge des mikrobiellen Abbaus des organischen Materials nicht nur zu einer Aufklärung, sondern auch einer Aufhöhung an gelöstem Phosphor kommen. Je nach Menge des organischen Materials und Sauerstoffverbrauch wird sich ein Gleichgewicht zwischen Adsorption an Partikel und Rücklösung unter reduzierten Bedingungen einstellen.

Im ungünstigsten (aber nicht realistischen Fall) wird der gesamte Phosphor aus dem Dotationswasser der Moson-Donau in Orthophosphat umgewandelt. Mit einem Gesamtphosphor-Mittelwert ergäbe das eine Orthophosphat-Konzentration (als Ion PO_4) von $0,264 \text{ mg L}^{-1}$, was nahe dem Schwellenwert gemäß QZV Chemie Grundwasser ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) läge (BGBl. II Nr. 98/2010 idgF). Unter Berücksichtigung von Adsorption und Aufnahme, vor allem aber auch einer Vermischung mit dem vorhandenen Grundwasser ist infolge der Versickerung von Donau-Wasser keine Überschreitung des

Schwellenwert gemäß QZV
Chemie Grundwasser für
 PO_4 : $0,3 \text{ mg L}^{-1}$

Schwellenwerts zu erwarten. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass dieser in einigen, weiter südlich gelegenen Grundwassermessstellen im Seewinkel über den Zeitraum 2000–2019 bereits derzeit öfters überschritten wird (in 27,7% aller Jahr-Messstelle-Kombinationen). Das ist vor allem in jenen Bereichen kritisch, die zumindest zeitweise reduzierte Verhältnisse aufweisen. Eine Verschärfung dieser Situation, d.h. eine räumliche Ausdehnung von Bereichen mit Schwellenwert-Überschreitungen infolge einer Wasserzuleitung ist aber nicht zu erwarten.

Eine Überschreitung des Schwellenwerts für PO_4 im Grundwasser ist teilweise derzeit gegeben. Durch eine Wasserzuleitung ist keine Verschärfung der Situation zu erwarten.

Für Stickstoff wird der Eintrag nicht kritisch gesehen, da die Emissionen aus der Landwirtschaft jene über das Dotationswasser sicherlich weit übersteigen.

Stickstoffüberschreitungen im Grundwasser sind durch die Landwirtschaft bedingt

Zusammenfassend sind als Folge einer Wasserzuleitung keine nachteiligen Auswirkungen auf das Grundwasser zu erwarten. Aufgrund der Komplexität der Grundwasserströme ist jedoch wie in anderen Bereichen auch bei den Nährstoffen eine Beweissicherung erforderlich, die gegebenenfalls auf die Steuerung der Zuleitung rückwirkt.

3.4.2 Zicksee St. Andrä

Die limnologische Studie von 2012 wies Gesamtphosphor-Konzentrationen im Zicksee bis über $200 \mu\text{g L}^{-1}$ nach (Wolfram et al. 2013). Bei früheren Analysen lagen die Werte zwischen rund 40 und $140 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Konzentrationen in der Moson-Donau unterschreiten diese Werte mehrheitlich oder liegen in der gleichen Größenordnung.

Stickstoff ist im Zicksee wie auch in anderen Salzlacken und im Neusiedler See vorwiegend in Form von gelösten organischen Verbindungen vorhanden, während Nitrat infolge der Denitrifikation nur in sehr geringen Mengen vorhanden ist. Mit der Dotation aus dem Grundwasser (als $\text{NO}_3\text{-N}$ bis über 12 mg L^{-1}) konnte lokal eine Aufhöhung der Nitratwerte im Zicksee nachgewiesen werden, die jedoch bereits 2 Wochen später nicht mehr nachweisbar war.

Diese Befunde lassen den Schluss zu, dass der Zicksee in trophischer Hinsicht durch eine verstärkte Dotation nicht nachhaltig verändert würde. Die Salzlacken des Seewinkels sind zudem natürlicherweise sehr nährstoffreich und produktiv, d.h. aus ökologischer Sicht nicht besonders sensitiv gegenüber erhöhten Nährstoffeinträgen.

Eine erhöhte Dotierung des Zicksees lässt keine nachhaltigen negativen Auswirkungen auf die Trophie erwarten

Lokal im Bereich der Einleitestelle sind allerdings bei lange anhaltender Dotierung eine geringere Trübung, d.h. bessere Lichtverhältnisse zu erwarten, die eine verstärkte Algenentwicklung nach sich ziehen könnten. Wie groß dieser potenziell beeinflusste Bereich ist, lässt sich nicht abschätzen. Es ist denkbar, dass Wind und Wellen bei

Lokale Effekte im Bereich der Einleitestelle (geringere Trübung, stärkere Algenentwicklung) sind denkbar

niedrigen Wasserständen zu einer raschen Aufwirbelung von Feinsedimenten beitragen und die Ausdehnung von Gewässerbereichen mit günstigen Lichtverhältnissen gering halten. Der Aspekt lokaler Auswirkungen auf die Wasserqualität sollte jedoch bei der Wahl der Einleitestelle berücksichtigt werden.

Zusammenfassend wird das Risiko negativer Auswirkungen einer erhöhten Dotierung auf die Wasserqualität des Zicksees St. Andrä als gering angesehen.

3.4.3 Salzlacken Seewinkel

Wie in Kap. 2.4 ausgeführt, sind die Sodalacken des Seewinkels endorheische Systeme und damit natürlicherweise hoch-eutroph. Es gibt daher nicht zuletzt deshalb in der QZV Ökologie OG keine Phosphor-Richtwerte für die Salzlacken (BGBl. II Nr. 99/2010 idgF ; Wolfram et al. 2011).

Nährstoffeinträge über das Grundwasser in die Salzlacken sind ökologisch unbedenklich

Eine merkliche und aus ökologischer Sicht nachteilige Veränderung der Nährstoffverhältnisse in den Salzlacken als Folge der Wasserzu- und -abfuhr und Versickerung ins Grundwasser kann ausgeschlossen werden.

3.4.4 Neusiedler See

Reduktion von Nährstoffeinträgen ist ein vorrangiges wasserwirtschaftliches Ziel

Die Verringerung der Nährstofffrachten in den Neusiedler See ist seit Jahrzehnten ein vorrangiges wasserwirtschaftliches Ziel (Wolfram et al. 2014). Seit den 1980er Jahren wurden die Nährstoffeinträge mit dem Ausbau der Kläranlagen im Einzugsgebiet des Sees signifikant gesenkt (Herzig 1990; Wolfram & Herzig 2013); Bemühungen in diese Richtung dauern bis heute an (Hatvani et al. 2018; Wolfram et al. 2020c).

Wie die Auswertungen zur Stoffbilanz gezeigt haben, konnte der Eintrag von Phosphor über externe Frachten von rund 80 t im Jahr 1982/83 nur im österreichischen Seeteil (Malissa et al. 1986; Stalzer et al. 1986) über weniger als 30 t pro Jahr (inkl. Einzugsgebiet Kroisbach in Ungarn) Anfang der 1990er auf 10–13 t in trockenen Jahren nach 2000 reduziert werden. In den Jahren danach stiegen die Frachten geringfügig wieder an (Wolfram & Herzig 2013).

Seit den 1980er Jahren konnten die externen Phosphor- und Stickstofffrachten signifikant reduziert werden

Die Stickstofffrachten konnten von rd. 885 t (nur Österreich) auf 250 t im Zeitraum 2001–2005 verringert werden (Stalzer 1990; Wolfram & Herzig 2013). Heute überwiegt auf der Eintragsseite die atmosphärische Deposition.

In Hinblick auf diese Erfolgsgeschichte erscheint jeder zusätzliche Eintrag von Nährstoffen über Donauwasser kontraproduktiv. Die Gesamtfracht an Phosphor betrüge im Szenario III (mit rund 31,5 Mio. m³) allerdings „nur“ 2–3 t Gesamtphosphor pro Jahr. Diese zusätzliche Nährstofffracht würde sich nicht unmittelbar auf die zu erwartenden Konzentrationen im offenen See auswirken, da diese nur zum Teil von den externen Einträgen abhängen, zum größeren Teil heute aber über Austauschprozesse mit dem Schilfgürtel gesteuert werden. Eine erhöhte Wasserzufuhr lässt zudem erwarten, dass der Austausch offener See – Schilfgürtel besser funktioniert und damit auch ein effektiver Nährstoffexport aus dem offenen See in strömungsberuhigte Uferbereiche gegeben ist. Der zusätzliche Eintrag von Wasser aus der Moson-Donau könnte also durch einen erhöhten Austrag in den Schilfgürtel kompensiert werden, zumindest bei Betrachtung allein des offenen Sees. Für den See in seiner Gesamtheit erhöht sich zweifelsohne die Gesamtfracht an Phosphor.

Ein höherer Wasserstand fördert den Austrag von Phosphor aus dem offenen See in den Schilfgürtel

Beim Stickstoff errechnet sich für das Szenario III eine zusätzliche Gesamtjahresfracht von knapp 60 t, was – bezogen auf 250 t als derzeitige Fracht in einem trockenen Jahr – einer Erhöhung von mehr als 20% entspräche. Realistisch ist jedoch in Hinblick auf den grenzwasserstand von 115,2 m ü.A. eine deutlich geringere Fracht.

Der zusätzliche Eintrag an Nährstoffen im Szenario III ist somit in der Regel vernachlässigbar. Die Erhöhung der Phosphor- und Stickstofffrachten dürfte im Bereich der natürlichen Variabilität der letzten Jahre liegen.

Der Gesamt-Nährstoffeintrag im Szenario III ist gering.

Die tatsächlichen Auswirkungen sind nicht nur in Hinblick auf die angesprochenen, stark wasserstandabhängigen Austauschprozesse zwischen offenem See und Schilfgürtel schwer abzuschätzen. Von Bedeutung dürfte auch die Art der Einleitung sein. Auf dem Weg der Wulka durch den Schilfgürtel verändern sich beispielsweise die Phosphor-Konzentrationen markant. Ein Teil der eingetragenen Phosphorfracht (partikuläre Fraktion) wird bereits im Schilfgürtel zurückgehalten und zeitverzögert großteils in gelöster Form wieder ausgetragen. Beim Stickstoff konnte je nach Art der Durchströmung eine unterschiedlich stark ausgeprägte Denitrifikation nachgewiesen werden (d.h. mikrobieller Abbau/Umbau von Nitrat und Export in die Atmosphäre als elementarer N₂). Sie senkt den tatsächlichen Stickstoff-Eintrag in den offenen See deutlich unter jene Fracht, die aus der Wulka in den Schilfgürtel gelangt (Wolfram et al. 2020a; Wolfram et al. 2020d).

Als weiterer Aspekt ist die Frage lokaler Auswirkungen erhöhter Nährstoffeinträge zu betrachten. Aufgrund der Variabilität der Windverhältnisse ist das Strömungsbild im See niemals einheitlich und die Einmischung einer Fahne ausgehend von einer Punktquelle

Lokale Eutrophierungseffekte hängen von der Art der Einleitung ab

chaotisch und schwer vorhersehbar. Csaplovics *et al.* (2014) schlagen daher vor, dass die Fahne im Falle einer Dotation eher in fadenförmige Streifen gezogen werden sollte als sich homogen in das umgebende Wasser einzumischen. Dieser Vorschlag erscheint aus Sicht der Verfasser plausibel, sollte aber im Falle einer Wasserzufuhr im Rahmen von Versuchen überprüft werden.

Letztlich sind aber mit dem Szenario III seeweit betrachtet keine Eutrophierungsszenarien zu erwarten, wie sie in den 1970er auftraten. Je nach Art der Dotation sind lokale Effekte denkbar. Sie hängen zum Teil damit zusammen, dass der eingetragene Phosphor als direkt algenverfügbares Orthophosphat vorliegt. Zum Teil sind lokal aber auch bessere Lichtbedingungen zu erwarten, die eine verstärkte Phytoplanktonproduktion fördern, zumal die Trübe und die ungünstigen Lichtbedingungen derzeit die wichtigsten wachstums-limitierenden Faktoren am See sind (Dokulil & Padisák 1994; Dokulil & Herzig 2009). Diese lokalen Effekte können jedoch durch geeignete Maßnahmen zur Art der Einleitung verringert werden.

Insgesamt wird der Nährstoffeintrag weniger kritisch gesehen als mögliche Einflüsse auf Grundchemismus und Verlandung

Zusammenfassend kommt den Nährstoffeinträgen nicht jene Bedeutung als möglicher negativer Einfluss von Wasserzuleitungen zu wie die Auswirkungen auf Grundchemismus und Verlandungstendenzen. Sie sollten jedoch bei Überlegungen zur Art und zum Ort der Einleitung nicht außer Betracht gelassen werden.

3.5 Auswirkungen auf Spurenstoffe

3.5.1 Grundwasser Seewinkel

In Österreich gilt beim Grundwasserschutz der Grundgedanke, dass Grundwasser in Trinkwasserqualität erhalten werden soll. In Hinblick auf die Spurenstoffe sind die Anforderungen an die Grundwasserqualität in der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser festgelegt. Eine nach § 7 QZV Chemie GW (BGBl. II Nr. 98/2010) für eine Einbringung von Spurenstoffen (Schadstoffen) erforderliche Bewilligung ist dann möglich, wenn eine Verschmutzung des Grundwassers durch Stoffe, für die ein Schwellenwert festgelegt wurde, vermieden wird. Dies ist unter anderem dann gegeben, wenn diese Schwellenwerte bei Eintritt in das Grundwasser eingehalten werden.

Eine Bewilligung der Einbringung des Wassers aus der Moson-Donau in das Grundwasser des Seewinkels erscheint auf Basis vorliegenden Daten möglich

Für den überwiegenden Teil, der in dieser Verordnung geregelten Parameter, liegen Konzentrationsmessungen in der Donau im Bereich der Ausleitung in die Moson-Donau vor. Die Monitoringergebnisse liegen dabei deutlich unter den vorgegebenen Schwellenwerten. Eine Bewilligung der Einbringung des Wassers aus der Moson-

Donau in das Grundwasser des Seewinkels erscheint daher auf Basis vorliegenden Daten für Spurenstoffe grundsätzlich möglich.

Nach § 6 QZV Chemie GW besteht ein Verbot eines direkten Einbringens (Versickerung ohne Passage über einen belebten Oberboden) einer Reihe in der Verordnung angeführter Stoffe in das Grundwasser. Es ist davon auszugehen, dass diese Stoffe bzw. Stoffgruppen im Donauwasser zumindest teilweise enthalten sind. Es wäre daher juristisch zu prüfen, ob eine Ausnahme für die Einbringung nach § 32a Abs. 1 lit. a oder b WRG 1959 für die Dotation des Grundwassers im Seewinkel durch Wasser der Moson-Donau zutrifft. Sollte die entsprechende Ausnahmeregelung hier nicht zutreffen, wäre nur eine indirekte Einbringung nach entsprechender Bewilligung möglich.

Die Möglichkeit einer Ausnahme vom Verbot einer direkten Einbringung in das Grundwasser ist zu prüfen

Da derzeit lediglich Daten zur Belastung der Moson-Donau bei der Ausleitung aus der Donau mit Spurenstoffen vorhanden sind, ist in weitergehenden Untersuchungen zu prüfen, ob es auf der Fließstrecke der Moson-Donau zu Beeinträchtigung kommt, die einer Nutzung als Dotationswasser entgegenstehen. Zudem wären für einzelne bisher fehlende Untersuchungsparameter (Kohlenwasserstoffindex) der Nachweis einer Unterschreitung der Schwellenwert der QZV Chemie GW nachzuholen sowie allfällige zukünftige Erweiterungen der Parameterliste zu beachten. Jedenfalls sollte eine entsprechende Dotation des Grundwassers des Seewinkels mit einer laufenden Überwachung der Spurenstoffbelastung des Dotationswassers sowie der beeinflussten Grundwasserbereiche einhergehen, um allfällige Fehlentwicklungen rechtzeitig erkennen zu können.

Eine mögliche Belastung der Moson-Donau auf der Fließstrecke ist zu klären

3.5.2 Salzlacken Seewinkel

Da ein direkter Eintrag von Spurenstoffen in die Salzlacken nicht als relevant eingeschätzt wird, somit die Spurenstoffbelastung jener des Grundwassers folgt und eine starke Aufkonzentrierung in den Salzlacken nicht angenommen wird, erfolgt die Bewertung der Situation der Salzlacken im Wesentlichen jener des Grundwassers. Zusätzlich sollte im Falle einer Umsetzung der Versickerung ein Monitoring an einer repräsentativen Stelle eingerichtet werden, welches auch kritische Parameter der QZV Chemie OG umfasst.

3.5.3 Neusiedler See

Der Neusiedler See ist aufgrund der spezifischen Belastungssituation und der klimatischen, hydrologischen und morphologischen Rahmenbedingungen in Hinblick auf Spurenstoffbelastungen als besonders vulnerabel einzustufen (Zessner et al. 2019). Zum einen ist

das Einzugsgebiet der Wulka als Hauptzubringer intensiv landwirtschaftlich genutzt, zum anderen stellt die Wulka für eine Reihe von Siedlungen den Vorfluter mit einen insgesamt geringen Verdünnungspotential dar. So entstammt etwa ein Drittel des Abflusses der Wulka dem Ablauf kommunaler Kläranlagen. Der Schilfgürtel im Mündungsbereich der Wulka stellt einen effektiven Puffer gegenüber dem Eintrag von Feststoffen in den See dar, allerdings kann es dort auch zu Rücklösungen kommen, die die gelöste Belastung des Sees weiter erhöhen (Wolfram *et al.* 2020d). Stoffe, die in den See gelangen, können durch die aufkonzentrierende Wirkung des Sees (die Verdunstung übertrifft den Niederschlag) in der Wasserphase angereichert, oder über Austrag in den Schilfgürtel im Sediment gespeichert werden. Gerade in diesem Fall besteht jedoch die Gefahr, dass es bei geänderten Bedingungen zu einer Mobilisierung und damit einer Rückbelastung des Sees kommen kann. Darüber hinaus gibt es Stoffe, die trotz bekannter Umweltpersistenz im See deutlich abgebaut werden. Über die Endprodukte des Abbaus bzw. die etwaige Entstehung von Metaboliten gibt es derzeit allerdings keine Erfahrung (Zessner *et al.* 2019).

Bereits derzeit besteht für einige Parameter das Risiko einer Überschreitung der UQN.

Neben der generellen Vulnerabilität des Sees gegenüber Spurenstoffen, die unabhängig von betrachteten Einzelstoff gegeben ist, besteht auf Basis der Vorgaben der QZV Chemie OG für den Neusiedler See – neben der in Österreich flächendeckend vorliegenden Verfehlungen der Biota-UQN bei PBDE und Quecksilber – ein Risiko der Verfehlung der UQN für Benzo(a)pyren, PFOS und eventuell gelöstem Blei. In der Wulka kommt das Risiko einer Zielverfehlung für Fluoranthene dazu, ein Parameter, der auch im See nahe einer Überschreitung der UQN liegen dürfte. Es erscheint daher die Entwicklung eines umfassenden Spurenstoffkonzeptes zum langfristigen Schutz des Sees ist erforderlich. Dieses sollte sich mit der Frage von möglichen Maßnahmen im Einzugsgebiet (z.B. Erosionsschutz, weitergehende Abwasserreinigung), aber auch um ein weiteres Verständnis des Verhaltens ausgewählter Indikatorsubstanzen im See beschäftigen.

Eine Dotation erhöht die in den See eingebrachte Fracht an Spurenstoffen.

Eine Dotation mit externem Oberflächenwasser erhöht die in den See eingebrachten Spurenstofffrachten und ist daher mit großer Vorsicht zu betrachten. Entsprechende zusätzliche Einträge und deren mögliche Auswirkungen wären jedenfalls in einem Spurenstoffkonzept für den See mit zu betrachten und entsprechende Anforderungen an die Qualität des Dotationswassers zu definieren. So sollte jedenfalls vermieden werden, dass durch weitergehende Abwasserreinigungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Sees erreichte Erfolge der Belastungsreduktion durch einen zusätzlichen Eintrag über Dotationswasser zunichte gemacht werden würden.

	Donau	Wulka
Parameter	$\mu\text{g L}^{-1}$	
AOX	12	18
Benzo(a)pyren	0,0008	0,0048
Blei gelöst	< 0,7	<0,7
EDTA	4,0	29,7
Flouranthen	0,006	<0,02
Naphtalin	0,016	0,020
NTA	0,75	2,30
PFOS	0,0023	0,0050
Zink gelöst	4,5	10

Tabelle 7. Mittelwerte ausgewählter Stoffe der GZÜV Untersuchungen in Wulka und Donau. Bei den Messergebnissen in der Donau wurden neben den Messungen im Rahmen der GZÜV bei Hainburg auch die ungarischen Ergebnisse bei der Ausleitung der Moson-Donau verwendet.

Die Donau weist im Vergleich mit anderen potentiellen Dotationswässern eine vergleichsweise geringe Belastung mit Spurenstoffen auf (Zessner *et al.* 2012). Auch im Vergleich mit der Wulka ist die generelle Belastungssituation in der Donau günstiger (z.B. Verdünnungsverhältnisse für Kläranlagenabläufe, Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet). Dies spiegelt sich auch in den Konzentrationen von Spurenstoffen wider, welche in **Tabelle 7** im Vergleich zwischen Wulka und der Donau im Bereich der Ausleitung der Moson-Donau dargestellt sind.

Für Parameter, die in der Donau gegenüber der Wulka die geringeren Konzentrationen aufweisen und im See dominant dem Prozess einer Aufkonzentrierung im Freiwasser aufgrund des Überhanges der Verdunstung über den Niederschlag unterworfen sind, wäre im Falle einer Dotation mit einer geringeren Konzentration im See zu rechnen als ohne. Im Falle einer Anreicherung im Schilfsediment führt dagegen jeder zusätzliche Frachteintrag des jeweiligen Stoffes zu einer weiteren Anreicherung und einem erhöhten Risiko einer Rückbelastung und damit verbundener erhöhter Konzentrationen. Insgesamt lässt es sich allerdings zurzeit nicht vorhersagen, wie sich eine Dotation längerfristig auf die Spurenstoffkonzentrationen im See für einzelne Parameter im Detail auswirken würde.

In Hinblick auf für den See bereits heute kritischen Stoffe PFOS, Benzo(a)pyren und Fluoranthen, besteht auch in der Donau eine Überschreitung der UQN. Dies liegt auch an der ubiquitären Belastung der österreichischen Gewässer mit diesen Spurenstoffen, wie sie auch bei Clara *et al.* (2019) gezeigt wurde. Für gelöstes Blei werden sowohl in der Donau als auch in der Wulka die UQN deutlich unterschritten. Hier wurden allerdings starke Konzentrationserhöhungen im See selbst und fallweise Werte höher als die UQN beobachtet. Für diese Parameter ist daher auch in Hinblick auf eine Dotation mit dem Wasser der Moson-Donau besondere Vorsicht geboten.

Eine Voraussage über den längerfristigen Einfluss einer Dotation auf die Konzentrationen einzelner Spurenstoffe ist derzeit nicht möglich.

Auch in der Donau liegen Messwerte von für den See kritischer Parameter über der UQN.

Strategien zur Begrenzung und Überwachung des Spurenstoffeintrages sind erforderlich.

Im Falle einer Umsetzung sind jedenfalls eine Reihe von Vorsichtsmaßnahmen zu treffen. So ist zur Vermeidung des Eintrages von Spurenstoffen, die wie die PAK Benzo(a)pyren, Fluoranthen aber zum Teil auch Blei in relevantem Umfang über Feststoffe transportiert werden, eine Dotierung mit höheren Schwebstoffkonzentrationen im Dotationswasser zu unterbinden. Zudem sollten die über Dotation eingetragenen Frachten für ausgewählte Parameter begrenzend reguliert werden und es müsste ein begleitendes Monitoring im Dotationswasser und im See eingerichtet werden, um Fehlentwicklungen rechtzeitig erkennen zu können.

3.6 Auswirkungen auf Sedimentation und Verlandung des Neusiedler Sees

- Verlandung durch
1. verringerten Abbau von organischem Material (pH-Wert, Soda-charakter)
 2. Ausfällung von Calcit (Kalkschlamm)

Jährliche Kalkschlamm-bildung derzeit: 30–40 000 m³

Erhöhung der Kalkschlamm-bildung je nach Dotations-szenario: 3 bis 4 000 m³

In Kap. 3.3.4 wurde auf die möglichen Auswirkungen einer Wasserzufuhr auf den Sodacharakter und den pH-Wert, damit auf den mikrobiellen Abbau von organischem Material und auf das Thema Verlandung eingegangen. Ein anderer Aspekt, der jedoch über den Grundchemismus damit zusammenhängt, ist die Bildung von Kalkschlamm durch die Ausfällung von Calcit (siehe Befund in Kap. 2.3). Nach den Auswertungen im Projekt REBEN lässt sich aus der Calcium-Stoffbilanz die Gesamtmenge des jährlich autochthon gebildeten Calcits mit rund 10 000 t abschätzen, was mehr als 25 000 m³ Sedimentvolumen entspricht. Berücksichtigt man noch die Ausfällung anderer Mineralien (Dolomit, Silikate) und das als Biofilm anhaftende organische Material, so kann mit einer jährlich neu gebildeten Schlammmenge von 30–40 000 m³ gerechnet werden.

Mit einer Wasserzufuhr aus der Moson-Donau würde Wasser mit einer Konzentration von 2,8 meq L⁻¹ oder 56 mg L⁻¹ in den See eingeleitet, das ist etwa die halbe Calcium-Konzentration der Wulka. Im Szenario III würden damit bis zu 1 800 t Calcium in den See gelangen (gegenüber durchschnittlich 3 600 t derzeit über die Wulka). Geht man davon aus, dass sich im See trotz dieser Zuleitung eine vergleichbare Calcium-Konzentration einstellt wie derzeit (1,4 meq L⁻¹ oder 28 mg L⁻¹), so bedeutet das, dass die Hälfte der zugeleiteten Calciumfracht jährlich ausgefällt würde. Umgerechnet auf Calcit und auf feuchten Kalkschlamm würde dies die jährliche Verlandung um rund 6 000 bis 8 000 m³ erhöhen.

Die Erhöhung der Kalkschlamm-bildung gegenüber dem Status quo betrüge somit als Folge der Wasserzuleitung aus der Moson-Donau im Szenario III bei ganzjähriger Dotation rund 20%.

Diese Zahlen sind in Relation zu setzen zur Gesamtverlandung des Sees. Nach Csaplovics et al. (1997) hat sich das im österreichischen Seebecken lagernde Schlammvolumen im Zeitraum 1963 bis 1988 (25 Jahre) nahezu verdoppelt (75 Mio. m³ → 150,17 Mio. m³); die jährliche Zunahme lag damals bei rd. 3 Mio m³. Leider liegen keine zuverlässigen Daten zur Verlandung seit 1988 vor. Die detaillierten Auswertungen der Daten aus dem Projekt GeNeSee in Bericht 2 des Projekts REBEN (Csaplovics et al. 2020) erlaubten es nicht, für den Zeitraum seit 1988/1996 (Csaplovics et al. 1997) gesichert von Tendenzen der „Verlandung“ oder „Absenkung“ des Sedimentniveaus im Schilfgürtel zu sprechen. Auswertungen von ungarischen Experten betreffend eine zunehmende Verschilfung des Südteils des Sees sind für die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts und herauf bis in den 1980er Jahre nachvollziehbar und dokumentiert, für den Zeitraum danach aber mit Unsicherheiten behaftet. Ungeachtet dessen ist anzunehmen, dass der Großteil der von Csaplovics et al. (1997) festgestellten Verlandung seit den 1960er Jahren nicht auf die zuvor beschriebene Kalkschlammabildung, sondern auf die Produktion des Schilfs bzw. den nicht ausreichenden Abbau von pflanzlichem Material zurückgeht. Zwischen den 1960er und Ende der 1980er Jahre könnte neben der Auflandung in der Vertikalen auch die flächenmäßige Ausdehnung des Schilfgürtels eine Rolle gespielt haben. In den letzten Jahren war keine vergleichbare Ausdehnung der Schilfflächen zu beobachten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Unsicherheiten und Wissensdefizite zu langfristigen Veränderungen der Sedimentation eine quantitative Bewertung möglicher Auswirkungen einer Wasserzufuhr auf die Verlandung des Sees erschweren. Innerhalb des Rechenansatzes zur Abschätzung des jährlich anfallenden Kalkschlammes kann zumindest der Status Quo (30–40 000 m³ pro Jahr) mit dem Dotationsszenario III (maximal plus 6–8 000 m³ pro Jahr) in Relation gesetzt werden, was für diese Komponente der Verlandung einen negativen Einfluss der Wasserzufuhr nahelegt. Er dürfte aber gegenüber dem Beitrag der organischen Produktion zur Verlandung des Sees eine kleine (wenn auch kaum reversible) Rolle spielen.

3.7 Sonstige Auswirkungen

In den vorangehenden Kapiteln wurden ausschließlich hydrologische und chemische Aspekte betrachtet. Als weiteres Risiko einer Wasserzufuhr sind die Einschleppung invasiver Arten und negative Folgen auf die Biodiversität der Region Neusiedler See zu nennen.

Von 1963 bis 1988 verdoppelte sich das Schlammvolumen im österreichischen Seebecken

Eine Dotation würde durch die Kalkschlammabildung zur Verlandung des See beitragen. Der Anteil an der gesamten Verlandungsrate wäre jedoch gering.

Invasive Arten

Die konkreten Auswirkungen durch die Einbringung von nicht-autochthonen Arten ist aus zwei Gründen schwer abzuschätzen: Es ist unklar, 1) welche Arten theoretisch in den See eingeschleppt werden könnten, 2) ob dies reproduzierende Populationen ausbilden und sich damit dauerhaft etablieren würden.

**Flohkrebse, Wollhandkrabbe
und Neogobius-Arten**

Konkret denkbar ist eine Einschleppung von Flohkrebse (Amphipoda), die in der Donau in den letzten 20 Jahren teilweise massiv zugenommen und die heimische Fauna verdrängt haben. Auch die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) ist in die mittleren bis unteren Donau vorgedrungen und könnte als Brackwasserart im Neusiedler See geeignete Lebensraumbedingungen vorfinden. Das gilt auch für verschiedene Grundelarten (*Neogobius* spp.), die in manchen Donauabschnitten zu mittlerweile zu den häufigsten Fischarten zählen (Liška et al. 2015) und in den letzten Jahren auch in Donauzubringer wie die Leitha vorgedrungen sind (Wolfram & Wolfram 2012) (G. Fürnweger, unpubl.).

**Sporadische Einwanderung
(über den Einser-Kanal)
versus kontinuierliche Zufuhr
im Falle einer Dotation**

Dem ist entgegenzuhalten, dass der See früher immer wieder eine Verbindung zur Donau hatte und auch heute über den Einser-Kanal bei sehr hohen Wasserständen eine Einwanderung allochthoner Arten möglich ist. Andererseits ist das Potenzial einer Beeinflussung bei einer sporadischen Zuwanderung sicherlich geringer als bei kontinuierlichen Zufuhr über einen längeren Zeitraum.

Das Risiko durch invasive Arten ist also vorhanden, aber nicht konkret einzuschätzen. (In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass es mit Aal, Graskarpfen, Sonnenbarsch, Blaubandbärbling u.a. bereits derzeit mehrere nicht-heimische Fischarten im Neusiedler See gibt.)

**Eine Einschleppung auch von
Larven und Eiern sollte durch
technische Maßnahmen ver-
hindert werden**

Um eine Einschleppung durch invasive Arten zu vermeiden, sollten technische Maßnahmen (z.B. Filter) getroffen werden, um einen sicheren Rückhalt zu gewährleisten. Das wäre im Detail zu planen und dürfte keine geringe technische Herausforderung darstellen, damit auch eine Verdriftung von Larven oder Eiern aus der Moson-Donau in den See vermieden wird.

Zusammenfassend ist das Risiko einer Einschleppung von invasiven Arten gegeben. Es sollten technische Maßnahmen überlegt werden, um negative Auswirkungen auf die Biodiversität zu vermeiden.

3.8 Resümee und Empfehlungen

Ziel des vorliegenden Gutachtens war es, die grundsätzliche Eignung von Wasser aus der Moson-Donau zur Dotierung des Grundwassers im Seewinkel und/oder des Neusiedler Sees zu prüfen und zu bewerten. Mit dem Gutachten soll eine Entscheidungsgrundlage für die kommenden Jahre geschaffen werden.

Grundlage der Bewertung war eine detaillierte Analyse der verfügbaren Daten zum Chemismus der Moson-Donau im Vergleich zum Neusiedler See, der Wulka, dem Grundwasser und den Salzlacken des Seewinkels. Es wurden die hydrologischen Rahmenbedingungen beschrieben und die steuernden Prozesse zum Grundchemismus, zur trophischen Situation, zu ausgewählten Aspekten der Verlandung und zu Spurenstoffen beschrieben und diskutiert.

Die Auswertungen haben deutlich gemacht, dass der Neusiedler See und der Seewinkel aus wasserwirtschaftlicher Sicht zwar einen einheitlichen Naturraum darstellen. Die Frage der Dotierung erfordert jedoch eine getrennte Betrachtung, da es aus hydrologischer Sicht keinen nennenswerten Konnex zwischen See und Grundwasserkörper im Seewinkel gibt.

Beim Neusiedler See ist die Frage, ob eine Dotation mit Oberflächen- und Grundwasser in Hinblick auf Wasserqualität und Verlandung möglich ist, **nicht grundsätzlich mit ja oder nein zu beantworten**, vielmehr hängt dies ganz entscheidend vom **Ausmaß der Dotierung** und von der technischen Ausgestaltung dieser weitreichenden Maßnahme ab.

In einem früheren Gutachten wurden von Wolfram et al. (2004a) vor allem vier kritische Aspekte einer Wasserzuleitung in den Neusiedler See angesprochen:

- i. Das Risiko einer **Aussüßung** als Folge erhöhter Ableitungen über den Einserkanal
- ii. Die Verringerung der **Wasserstandsdynamik** als Folge der Zuleitung – ein Aspekt, der vor allem naturschutzrechtlich relevant ist und in diesem Gutachten nicht näher betrachtet wurde. Es wird hier auf die Ausführungen im Gutachten von 2004 verwiesen.
- iii. Das Risiko von Einträgen von **Neobionten** und **xenobiotischen Stoffen**
- iv. **Lokale Effekte** im Bereich der Einleitung

Das Problem erhöhter Ableitungen aus dem See wird auch im gegenständlichen Gutachten auf Basis neuerer Daten und Auswertungen als kritisch angesehen. Es ist jedoch nicht rein ökologisch zu bewerten (Beeinträchtigung des Lebensraumes für die Pflanzen- und Tierwelt), sondern auch hinsichtlich der Folgen auf die Verlandung des Sees (Einfluss auf den Sodacharakter, auf Kalkschlamm-bildung und den Abbau von organischem Material).

Die Bewertungen im Gutachten von Wolfram et al. (2004a) gingen im Wesentlichen von einer gleichbleibenden mittleren Wasserbilanz aus, d.h. es wurden keine Veränderungen der Wasserbilanz als Folge der Klimaerwärmung mit berücksichtigt. Auf Grundlage dieses Bewertungsansatzes und in Hinblick auf die beiden ersten der oben angesprochenen Punkte wurde von den Autoren eine Zuleitung ab 115,3 bis 115,5 m ü.A. (in unterschiedlichen Szenarien) abgelehnt, ab 115,0 m ü.A. jedoch für zulässig erachtet „für den Fall, dass sich die hydrologische Bilanz des Neusiedler Sees langfristig negativ entwickeln sollte“. Eine Wasserzuleitung ab 115,2 m ü.A. erschien den Autoren als akzeptabel, wenn eine Langzeit-Gesamtamplitude von 80 cm erhalten bliebe (was bei einem Maximalwasserstand von bis zu 116,0 m ü.A. auch gegeben wäre).

Das vorliegende Gutachten hat die grundsätzlichen Bedenken bestätigt, aber auch gezeigt, dass das **Risiko erhöhter Ableitungen**, einer Aussüßung des Sees und des Verlusts von dessen Sodasee-Charakter bei einer Wasserzuleitung **gemäß Szenario III** (im Jahresmittel 1 m³/s mit Spitzen von 2 m³/s, Zuleitung bei Niederwasser ab 115,2 m ü.A.) **sehr gering** ist.

In Zusammenschau der Erkenntnisse aus früheren Studien sowie den neuesten Ergebnissen aus dem laufenden Monitoring sowie dem Projekt REBEN können folgende **Bewertungen** getroffen und **Empfehlungen** formuliert werden:

1. Eine Dotation des Seewinkels über den **Zicksee St. Andrä** (Szenario I) erscheint grundsätzlich denkbar. Das Gewässer hat vergleichbare Wasserzuleitungen in der Vergangenheit erfahren. Auswirkungen auf den Chemismus im Szenario I sind lokal und kurzfristig jedenfalls zu erwarten, die aquatischen Lebensgemeinschaften dürften sich gegenüber dem Status Quo nicht maßgeblich verändern, sofern ein beständiger Eintrag von (planktischen) Organismen aus der Moson-Donau verhindert wird.
2. Im Falle einer direkten Dotierung des **Grundwassers** (Szenario II) sollte diese an mehreren Stellen mit jeweils geringen Dotationsmengen erfolgen. Eine Kombination der Szenarien I (Dotation Zicksee) und II (Dotation Grundwasser) erscheint sinnvoll.
3. Für die Wasserqualität der über das Grundwasser dotierten **Salzlacken** ergeben sich durch eine Wasserzufuhr Chancen zu ökologischen Verbesserungen. Um mögliche negative Auswirkungen auf die Wasserqualität zu vermeiden, muss eine Wasserzufuhr jedoch in Kombination mit anderen hydrologischen Maßnahmen (Stauhaltungen, Kanäle) geplant und durchgeführt sowie durch ein Monitoring begleitet werden.
4. Details zu den Grundwasserströmungen und Veränderungen im Grundwasserhaushalt sind im Rahmen einer hydrologischen Modellierung zu untersuchen. Offene Fragen sind darüber hinaus auch in Hinblick auf die mögliche Art der Einbringung (direkt, indirekt) des Dotationswassers in den Untergrund zu klären.
5. Eine Einleitung in den **Neusiedler See** über den – im Osten des Sees relativ schmalen – Schilfgürtel wird nicht empfohlen, vielmehr erscheint eine Dotierung an mehreren Stellen und direkt in den offenen See besser geeignet, um lokale Effekte zu minimieren. Dies sollte aber im Rahmen von Versuchen überprüft werden.
6. Die wesentliche Vorgabe für eine Dotierung aus Sicht der Wasserqualität ist, dass vermehrte Ausleitungen aus dem See über den Einser-Kanal vermieden werden. Mit dem Szenario III und einer Dotierung erst ab 115,2 m ü.A. wird das Risiko erhöhter Ausleitungen, einer Aussüßung des Sees und des Verlusts des Sodasee-Charakters des Neusiedler Sees als sehr gering angesehen.
7. Eine Dotierung mit bis zu 1 m³/s im Jahresmittel (und Spitzen von 2 m³/s) ab einem Grenzwasserstand von 115,2 m ü.A. ist in Hinblick auf die Wasserqualität möglich und kann bereits eine spürbare Wirkung auf den Wasserstand haben. Sollte sich herausstellen, dass sich die Veränderungen im Zuge der Klimaerwärmung *nicht* nachhaltig negativ auf die Wasserbilanz auswirken, so ist eine Dotierung auch mit geringeren Mengen angesichts der damit verbundenen höheren Wahrscheinlichkeit von Ableitungen aus dem See und damit einhergehenden Salzverlusten kritisch zu sehen. Dies sollte im Rahmen von Simulationen bzw. Modellierungen zur Stoffbilanz näher untersucht werden. Dabei ist jedoch anzumerken, dass Dotationen ab 115,2 m ü.A. in einem Szenario ohne klimabedingt veränderter Wasserbilanz nur äußerst selten auftreten würden.

8. In jedem Fall wäre für eine Dotierung mit Oberflächenwasser eine Betriebsordnung zu erstellen, in der Grenzwasserstände für eine Zuleitung definiert werden. Die Betriebsordnung sollte Emissionsbegrenzungen enthalten, d.h. Grenzwerte für Wasserqualitätsparameter im Dotationswasser (z.B. Nährstoffkonzentrationen, organische Belastung, Spurenstoffe). Eine Wasserzufuhr bei Hochwasser der Moson-Donau und entsprechend hohen Schwebstoff- und Spurenstofffrachten ist zu vermeiden.
9. Die Betriebsordnung sollte immissionsseitig Richtwerte der längerfristigen Entwicklung des Chemismus des Sees berücksichtigen, insbesondere zum pH-Wert, zum Salzgehalt, zur Ionenzusammensetzung („Sodacharakter“) und zu den Spurenstoffen. Werden diese längerfristig nicht eingehalten, so sollte keine Dotation in den Neusiedler See erfolgen.
10. Nicht alle negativen Einflüsse können durch Vorgaben einer Betriebsordnung oder die technische Ausgestaltung der Wasserzufuhr vermieden werden. Die verstärkte Zuleitung von calciumreichem Wasser in den See wird die Bildung von Kalkschlamm erhöhen und damit zur Verlandung des Sees beitragen. Der Beitrag ist jedoch im Vergleich zum derzeitigen Eintrag über die Wulka gering.
11. Ebenso ist ein zusätzlicher Eintrag von Spurenstoffen in den See durch eine Dotation unvermeidlich. Eine Vorhersage der Beeinflussung zukünftiger Konzentrationen unterschiedlicher Parameter ist derzeit nicht möglich, da diese von einer Reihe von seeinternen Prozessen abhängig sind, die zurzeit nicht gänzlich verstanden werden.
12. Die beiden zuvor genannten Punkte sind im Rahmen weiterer Arbeiten zu klären. Es sollten die im Projekt REBEN begonnenen Berechnungen zur Feststoff-Bilanzierung fortgesetzt werden, insbesondere inwieweit die Verlandung durch Kalkschlamm langfristig durch Sedimententnahmen kompensiert werden kann. Auch weitere Maßnahmen zur Eindämmung und Verlangsamung der Verlandung entsprechend den Vorschlägen im wasserwirtschaftlichen Managementplan des Projekts REBEN (Sedimentmanagement, Schilfmanagement; Wolfram et al. (2020b)) sind zu berücksichtigen. Das schließt auch weiterführende Untersuchungen zum Abbau des organischen Materials im Neusiedler See ein. Schließlich wären Untersuchungen zu den Konzentrationsentwicklungen von Spurenstoffen im See wichtig, um die Relevanz unterschiedlicher Prozesse (Aufkonzentrierung, Mobilisation, Speicherung) bei unterschiedlichen Wasserständen besser abschätzen zu können.
13. Die Einschleppung von potenziell invasiven Arten sollte vermieden werden, sei es durch Filtervorrichtungen, sei es im Rahmen einer Aufbereitung des Dotationswassers. Letzteres kann auch zur Reduktion der Einträge von Nährstoffen und organischem Material sinnvoll sein, um lokale Effekte zu minimieren.
14. Es sind im Falle einer Dotation detaillierte Vorkehrungen und Regelungen für Störfälle, Revisionen oder Wartungen zu formulieren.
15. Ungeachtet der Art, des Ausmaßes und der Dauer einer Wasserzufuhr ist eine Beweissicherung durchzuführen, die sowohl die Moson-Donau als auch den Neusiedler See umfasst und je nach Ergebnissen flexible und rasche Anpassungen der Wasserzuleitung ermöglicht.

Abschließend kann festgehalten werden, dass es keine grundsätzlichen „red flags“ gibt, die eine Dotation des Grundwassers des Seewinkels sowie des Neusiedler Sees in Hinblick auf die Wasserqualität als nicht realisierbar erscheinen lassen. Es bedarf jedoch weiterer Planungen und vor allem

strenger Vorgaben in hydrologischer und hydrochemischer Hinsicht, um mögliche negative Auswirkungen zu vermeiden oder so gering wie möglich zu halten. **Im Falle des Seewinkels besteht die Chance, mit der Grundwasseranreicherung negative Entwicklungen der letzten Jahrzehnte umzukehren und zum Schutz der Salzlebensräume im Seewinkel beizutragen.** Der Neusiedler See „braucht“ demgegenüber aus ökologischer Sicht keine Wasserzufuhr und würde seinen Charakter als Steppensee und damit auch die Grundlage für die hohe ökologische Wertigkeit selbst bei häufigen Niedrigwasserständen erhalten. Es sind aber Szenarien einer Dotation denkbar, die mit den ökologischen Zielen gemäß Strategiestudie Neusiedler See vereinbar erscheinen. Eine Wasserzuleitung mit bis zu 1 m³/s im Jahresmittel (und Spitzen von 2 m³/s) ab einem Wasserstand 115,2 m ü.A. (Szenario III) wird von den VerfasserInnen als ein solches Szenario angesehen.

Diese Aussagen beziehen sich ausschließlich auf die eingangs formulierten Themen zur Wasserqualität in hydrochemischer Hinsicht. Fragen zur mikrobiell-hygienischen Wasserqualität und Naturschutzaspekte wurden hier nicht berücksichtigt.

4 LITERATUR

Al Disi, Z. A., T. R. R. Bontognali, S. Jaoua, E. Attia, H. A. S. Al-Kuwari & N. Zouari, 2019. Influence of temperature, salinity and $Mg(2+):Ca(2+)$ ratio on microbially-mediated formation of Mg-rich carbonates by *Virgibacillus* strains isolated from a sabkha environment. *Scientific reports* 9(1):19633-19633 doi:10.1038/s41598-019-56144-0.

Amt der Bgld. Landesregierung, 2012. Zusammenfassung der Gutachten zur Dotation des Neusiedler Sees, Eisenstadt, Österreich.

Berger, F. & F. Neuhuber, 1979. The hydrochemical problem. In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London, 89-99.

BGBl. II Nr. 98/2010 idgF, Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW). Wien.

BGBl. II Nr. 99/2010 idgF, Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG. Wien.

Blaschke, A., J. Derx, P. Reiner & C. Gschöpf, 2015. Studie zum Grundwasserbewirtschaftungsplan für den Seewinkel. Studie i.A. der Burgenländische Landesregierung, Wien.

Blaschke, A., J. Derx, M. Zessner, R. Kirnbauer, G. Kavka, H. Strelec, A. Farnleitner & L. Pang, 2016. Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. *Science of the Total Environment* 573:278-289.

Blaschke, A., A. Farnleitner, A. Kirschner & R. Sommer, 2018. Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasser-Wirtschaft der Umlandgemeinden, Phase 1: "Pilotstudie". Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Blaschke, A. & C. Gschöpf, 2011. Grundwasserströmungsmodell Seewinkel. Studie i.A. der Burgenländische Landesregierung, Wien.

Blaschke, A., R. Merz, J. Parajka, J. Salinas & G. Blöschl, 2011. Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot von Grund- und Oberflächenwasser. *Österr Wasser- und Abfallw* 63(1-2):31-41.

Blaschke, A. P., 2020. Hydrologie. Teilbericht Nr. 1 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 Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Blöschl, G., A. Blaschke, K. Haslinger, M. Hofstätter, J. Parajka, J. Salinas & W. Schöner, 2018. Auswirkungen der Klimaänderung auf Österreichs Wasserwirtschaft – ein aktualisierter Statusbericht. *Österr Wasser- und Abfallw* 70(9-10):462-473.

Blöschl, G., W. Schöner, H. Kroiß, A. Blaschke, R. Böhm, K. Haslinger, N. Kreuzinger, R. Merz, J. Parajka, J. Salinas & A. Viglione, 2011. Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft - Ziele und Schlussfolgerungen der Studie für Bund und Länder. *Österr Wasser- und Abfallw* 63(1-2):1-10.

BMLRT, 2020. H₂O Fachdatenbank, Version 5.1.2. <https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/fivestep/abfrageQdPublic.xhtml> Accessed 29. September 2020.

BMNT, 2019. Wassergüte in Österreich, Jahresbericht (2014-2016). Überwachung des Gewässerzustands gemäß GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 465/2010).

Boros, E., Z. Horváth, G. Wolfram & L. Vörös, 2014. Salinity and ionic composition of the shallow astatic soda pans in the Carpathian Basin. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 50:59-69 doi:10.1051/limn/2013068.

- Clara, M., A. Amann, O. Gabriel, G. Hochedlinger, M. Humer, F. Humer, K. Kittlaus, S. Kulcsar, C. Scheffknecht, H. Trautvetter, M. Zessner & O. Zoboli, 2019. STOBIMO Spurenstoffe, Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus. Endbericht in Vorb., Wien.
- Clara, M., A. Draxler & K. Deutsch, 2015. Fisch-Untersuchungsprogramm 2013: GZÜV Untersuchungen. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Csaplovics, E., L. Bácsatyai, I. Márkus & A. Sindhuber, 1997. Digitale Geländemodelle des Neusiedler Seebeckens. Wiss Arb Bgld 97.
- Csaplovics, E., G. Király & I. Márkus, 2014. 2.4 Entwicklung des Schilfgürtels. In Wolfram, G., L. Déri & S. Zech (eds) Strategiestudie Neusiedler See - Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien - Szombathely, pp. 36-42.
- Csaplovics, E., G. Wolfram, G. Kum & P. Riedler, 2020. Schilfstruktur und Morphologie. Teilbericht Nr. 2 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 Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.
- Dick, G., M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & J. Rauer, 1994. Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Vienna.
- Dietz, G., 1963/1966. Jahreszyklische faunistische und ökologische Untersuchungen der Ciliatenfauna der Natrongewässer am Ostufer des Neusiedler See. Diss. Univ. Wien.
- Dobesch, H. & F. Neuwirth, 1979. Water balance. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London, 79-84.
- Dobrowsky, M.-T., 1975. Morphologische und ökologische Untersuchungen an Wasserfröschen (*Rana esculenta*-Komplex) des Seewinkels (Burgenland). Hausarb. Univ. Wien.
- Dokulil, M. & J. Padisák, 1994. Long-term compositional response of phytoplankton in a shallow, turbid environment, Neusiedlersee (Austria/Hungary). *Hydrobiologia* 275/276:125-137.
- Dokulil, M. T., 2013. Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. *Hydrobiologia* 731(1):19-29 doi:10.1007/s10750-013-1550-5.
- Dokulil, M. T. & A. Herzig, 2009. An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. *Aquatic Ecology* 43(3):715-725 doi:10.1007/s10452-009-9282-3.
- ÉDU-KÖVIZIG, 2011. Wasserrechtliche Bewilligung zur Wehranlage Mekszikópuszta vom 28.07.2011 (Zl. 854-9/2011). Umweltschutz, Naturschutz und Wasseraufsicht Nordtransdanubien, Győr.
- Éduvizig, 2002. Fertő tó vízpótlása koncepció (Wasserzufuhr für den Neusiedler See), Győr.
- Eitzinger, J., G. Kubu, H. Formayer, P. Haas, T. Gerersdorfer & H. Kromp-Kolb, 2009. Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees. Endbericht im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge, Institut für Meteorologie (BOKU-Met), Wien, 80 pp.
- Fertő 2019 Consortium (Hungary), 2020. Investigations supporting water management planning to protect the water quality of Lake Neusiedl. Synthesis of the results. REBEN – Reed Belt Neusiedl – Joint Approach for Ensuring the Water Quality of Lake Neusiedl (AT-HU 53. Interreg project), Budapest – Győr – Sopron.
- FFH-Richtlinie, 1992. Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat- oder FFH-Richtlinie).

- Fischer-Nagel, A., 1977. Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes, Österreich. Diss. Univ. Berlin.
- Fleischhacker, V., 2012. Klimawandel und Tourismus in Österreich 2030. Auswirkungen - Chancen & Risiken - Optionen & Strategien. Studien-Kurzfassung. Studie i.A. des Bundesministeriums für Wirtschaft, Familie und Jugend (BMWFJ), Wien, 33 pp.
- Franz, H. & G. Husz, 1961. Die Salzböden und das Alter der Salzböden im Seewinkel. Mitt Österr Bodenkundl Ges 9.
- Furtak, H. & H. R. Langguth, 1967. Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. In: Mem IAH-Congress, Hannover, 1967. p 86-96.
- Fussmann, D., A. von Hoyningen-Huene, A. Reimer, D. Schneider, H. Babková, R. Peticzka, A. Maier, G. Arp, R. Daniel & P. Meister, 2020. Authigenic formation of Ca-Mg carbonates in the shallow alkaline Lake Neusiedl, Austria. Biogeosciences 17:2085-2106 doi:10.5194/bg-17-2085-2020.
- Gerabek, K., 1952. Die Gewässer des Burgenlandes. Bgld Forschung, Landesarchiv 20:10-55.
- Hainz, R., G. Kum, G. Lindner, P. Blaschke, G. Wolfram, O. Zoboli & M. Zessner, 2020. Online-Sonden und Freilandversuche. Teilbericht Nr. 5 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 Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.
- Hammer, U. T., 1986. Saline lake ecosystems of the world. Dr. W. Junk bv Publ., Dordrecht - Boston - Lancaster. Monogr. Biol. 59, 616 pp.
- Hatvani, I., N. Magyar, M. Zessner, J. Kovács & A. Blaschke, 2014. The Water Framework Directive: Can more information be extracted from groundwater data? A case study of Seewinkel, Burgenland, eastern Austria. Hydrogeol J 22:779–794.
- Hatvani, I. G., A. K. T. Kirschner, A. H. Farnleitner, P. Tanos & A. Herzig, 2018. Hotspots and main drivers of fecal pollution in Neusiedler See, a large shallow lake in Central Europe. Environmental science and pollution research international 25(29):28884-28898 doi:10.1007/s11356-018-2783-7.
- Herzig, A., 1990. Die limnologische Entwicklung des Neusiedler Sees. In: Internat Symposium "Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseenlandschaften Bodensee - Neusiedler See - Balaton", Pamhagen (Bgld.), 24.-27.4. 1990. AGN, p 91-97.
- Herzig, A. & M. Dokulil, 2001. Neusiedlersee - ein Steppensee in Europa. In Dokulil, M., A. Hamm & J.-G. Kohl (eds) Ökologie und Schutz von Seen. Facultas, Wien, 401-415.
- Hoch, A. R., M. Reddy & G. R. Aiken, 2000. Calcite crystal growth inhibition by humic substances with emphasis on hydrophobic acids from the Florida Everglades. Geochimica et Cosmochimica Acta 64:61-72 doi:10.1016/S0016-7037(99)00179-9.
- Humer, F., H. Brielmann, U. Wemhöner & R. Philippitsch, 2015. Grundwasseralter in Österreich. Mittlere Verweilzeiten in ausgewählten Grundwasserkörpern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Knie, K., 1959. Über den Chemismus der Wässer im Seewinkel und des Neusiedler Sees. Wiss Arb Bgld 23.
- Knie, K. & H. Gams, 1962. Bemerkenswerte Wässer im Seewinkel, Burgenland. Wasser und Abwasser 1962:77-120.
- Kollmann, W., 2007. Hydrologie Pama-Kittsee. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- Krachler, R., 1992. Beiträge zu Chemismus und Wasserhaushalt der Lacken des Burgenländischen Seewinkels.
- Krachler, R., 2006. Neusiedler See - Ökodynamische Rehabilitierung: Wasserchemische Aspekte. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Landeswasserbauamt Schützen am Gebirge, Wien, 49 pp.

- Krachler, R., J. Geiger & R. Krachler, 2005. Wasserchemische Aspekte einer Dotierung des Neusiedlersees mit Donau-Uferfiltrat. Burgenländische Heimatblätter 67:105-116.
- Krachler, R., I. Korner, M. Dvorak, N. Milazowszky, W. Rabitsch, F. Werba, P. Zulka & A. Kirschner, 2012. Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008 – 2011). Österreichischer Naturschutzbund (Redaktion: R. Krachler, A. Kirschner & I. Korner), Eisenstadt, Österreich.
- Krachler, R. & R. Krachler, 2005. Donau-Uferfiltrat für den Neusiedlersee? Natur und Umwelt.
- Krachler, R., R. Krachler, E. Milleret & W. Wesner, 2000. Limnochemische Untersuchungen zur aktuellen Situation der Salzlacken im burgenländischen Seewinkel. Bgld Heimatblätter (Eisenstadt) 2000(1/2):3-49.
- Krachler, R., R. Krachler, A. Stojanovic, B. Wielander & A. Herzig, 2009. Effects of pH on aquatic biodegradation processes. Biogeosciences Discuss 6:13.
- Kromp-Kolb, H., J. Eitzinger, G. Kubu, H. Formayer, H. Haas & T. Gerersdorfer, 2005. Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge, Wien.
- Kubu, G., 2010. Grundlagen und Ergebnisse der Experten zur Neufassung der Wehrbetriebsordnung für die Wehranlage Mekszikópuszta am Rand des Neusiedler Sees. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Wien - Eisenstadt, 6 pp.
- Kubu, G., 2019. Wasserbilanz Neusiedler See. Interne Jahresauswertungen i.A. der Österreichisch-Ungarische Gewässerkommission, Wien.
- Kubu, G., T. Krámer & F. Szilagyí, 2014. 2.2 Hydrologie und Wasserwirtschaft. In Wolfram, G., L. Déri & S. Zech (eds) Strategiestudie Neusiedler See - Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien, pp. 10-24.
- Kusel-Fetzmann, E. & B. Hofbauer, 1986. Untersuchungen über die Ursachen von Blaualgenblüten (Cyanobakterien) im Neusiedler See. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 72:373-410.
- Legler, F., 1941. Zur Ökologie der Diatomeen burgenländischer Natrontümpel. Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw Klasse, Abt I 150.
- Lin, Y.-P., P. Singer & G. Aiken, 2005. Inhibition of Calcite Precipitation by Natural Organic Material: Kinetics, Mechanism, and Thermodynamics †. Environmental science & technology 39:6420-8 doi:10.1021/es050470z.
- Liška, I., F. Wagner, M. Sengl, K. Deutsch & J. Slobodník, 2015. Joint Danube Survey 3. A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. ICPDR, Vienna.
- Löffler, H., 1957. Vergleichende limnologische Untersuchungen an den Gewässern des Seewinkels (Burgenland). 1. Der winterliche Zustand des Gewässers und deren Entomostrakenfauna. Verh Zool-Bot Ges Wien 97:27-52.
- Löffler, H., 1959. Zur Limnologie, Entomostraken- und Rotatorienfauna des Seewinkelgebietes (Burgenland, Österreich). Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw Klasse, Abt I 168:315-362.
- Löffler, H., 1960. Die Entomostrakenfauna der Ziehbrunnen und einiger Quellen des nördlichen Burgenlandes. Wiss Arb Bgld 24:32 pp.
- Malissa, H., H. Puxbaum, M. Pimminger, A. Nikoopour, H. Löffler, P. Zahradnik & H. Brossmann, 1986. Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 72:41-89.
- Maracek, K., 2006. Simultandurchflussmessungen zur Erkundung des Versickerungsverhaltens im Zulaufbereich zum Zicksee / St. Andrä. Hydrographischer Dienst Burgenland, Eisenstadt, 5 pp.
- Maracek, K. & C. Sailer, 2019. Hydrographisches Monitoring am Neusiedler See als Grundlage angewandter Wasserwirtschaft. Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich 89:104-119.

- Metz, H. & L. Forró, 1989. Contributions to the knowledge of the chemistry and crustacean zooplankton of sodic waters: the Seewinkel pans revisited. BFB-Bericht 70:3-73.
- Metz, H. & L. Forró, 1991. The chemistry and crustacean zooplankton of the Seewinkel pans: a review of recent conditions. Hydrobiologia 210:25-38.
- Österreichisch-Ungarische Gewässerkommission, 1996. Jubiläumsschrift 1956-1996 - 40 Jahre Österreichisch Ungarische Gewässerkommission.
- Quatmane, A., M. Hafidi, M. EL Gharous & J. Revel, C., 1999. Complexation of calcium ions by humic and fulvic acids. *Analisis* 27(5):428-431.
- Peschek, E., 1961. Beiträge zur Biologie der Salzlacken im Neusiedler See-Gebiet. *Verh Internat Verein Limnol* 14:1124-1131.
- Piper, A., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos Trans AGU* 25(6):914-928.
- Plattner, J., 2004. Ökodynamische Rehabilitierung des Neusiedler Sees: Hydrologie-Quantität. Bericht i.A. des Landeswasserbaubezirksamts Schützen/Gebirge, Eisenstadt.
- Plattner, J., 2006a. Restrisikountersuchung bei hohen Seewasserständen. Ziv.Ing. Büro Plattner, Wien.
- Plattner, J., 2006b. Variantenstudium - Wasserzuleitung von der Donau. Ziv.Ing. Büro Plattner, Wien.
- Reitingner, J. & R. Schmalfuss, 1993. Ergebnisse des Forschungsprojektes "Wasserhaushaltsstudie Neusiedlersee". *rchf LagerstforschGeolB-A* 14:133-137.
- Rivadeneira, A. & M. Rivadeneira, 2016. The influence of Salt Concentration on the Precipitation of Magnesium Calcite and Calcium Dolomite by *Halomonas Anticariensis*. *Expert Opinion on Environmental Biology* 5 doi:10.4172/2325-9655.1000130.
- Sailer, C. & K. Maracek, 2019. Der Neusiedler See - ein Überblick. *Österr Wasser- und Abfallw* doi:10.1007/s00506-019-00621-3.
- Schagerl, M. & G. Wolfram, 2006. Der Chemismus der Salzgewässer. In Oberleitner, I., G. Wolfram & A. Achatz-Blab (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 71-76.
- Schall, S., 1990. Einfluß von Temperatur und Salzgehalt auf das Überleben typischer Cladoceren aus den Sodalacken des Seewinkels. *Dipl.arb. Univ. Wien*.
- Schartner, C., U. Wemöner & F. Humer, 2017. Hydrochemische Karte Österreichs 2017. Bericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schiemer, F., 1965. Über einige Funde der Gattung *Monhystrella* (Nematoda, Monhysterinae) in binnländischen athallasohalinen Salzgewässern. *Wiss Arb Bgld* 34:60-67.
- Schiemer, F. & A. Farahat, 1966. Redoxpotential und Sauerstoffverbrauch von Böden einiger Salzgewässer im Gebiet des Neusiedler Sees (Österreich). *Veröffentlichungen d Österr Nationalkomitees für das IBP* 3.
- Schöner, W., R. Böhm, K. Haslinger, G. Stanzer, R. Merz, A. Blaschke, A. Viglione, J. Parajka, H. Kroiß, N. Kreuzinger & G. Blöschl, 2011. Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schönerkle, M., P. Kinner, G. Heiss, G. Soja, W. Friesl, R. Treitler, J. Schindler & A. Kleissner, 2006. Neusiedler See - Tourismus mit Zukunft. Wissenschaftliche Untersuchung zur Auswirkung des Wasserstandes des Neusiedler Sees innerhalb der Region Neusiedler See. Austrian Research Centers, Seibersdorf.
- Schroll, E., 1959. Zur Geochemie und Genese der Wässer des Neusiedler Seegebietes. *Wiss Arb Bgld* 23.

Soja, A.-M., K. Kutics, K. Maracek, G. Molnár & G. Soja, 2014. Changes in ice phenology characteristics of two Central European steppe lakes from 1926 to 2012 - influences of local weather and large scale oscillation patterns. *Climatic Change* 126:119–133 doi:10.1007/s10584-014-1199-8.

Stalzer, W., 1990. Wasserwirtschaft und Gewässerschutz im Raume Neusiedler See. AGN Tagungsbericht, Int. Symposium: Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseelandschaften. Bodensee-Neusiedler See-Balaton, 79-81.

Stalzer, W., G. Spatzierer & U. Wenninger, 1986. Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72:125-187.

Stundl, K., 1949. Untersuchungen im Zicklackengebiet am Neusiedler See. *Bl Naturkde Naturschutz* 25(10):138-141.

Umweltbundesamt, 2018. Grundwasserkörper Stammdatenblatt GK100134 - Seewinkel [LRR]. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.

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.

Wasserleitungsverband Nördliches Burgenland, 2020. Wasserqualität. <https://www.wasserleitungsverband.at/> Accessed 5. Oktober 2020.

Weilguni, H., 2005. Machbarkeitsstudie der Dotation mit Donauuferfiltrat. Bewertung der Brunnenstandorte. Verbundplan Ges.m.b.H., Wien.

Wolfram, G., 2006. Bedeutung und Vorkommen von Salzlebensräumen. In Oberleitner, I., G. Wolfram & A. Achatz-Blab (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 13-26.

Wolfram, G., A. P. Blaschke, R. Hainz, P. Riedler, M. Zessner & O. Zoboli, 2020a. Synthese. Teilbericht Nr. 7 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 Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Wolfram, G., E. Boros, A. P. Blaschke, E. Csaplovics, R. Hainz, G. Király, R. Kovács, T. Krámer, R. Mayer, A. Nagy, M. Pannonhalmi, P. Riedler, I. Vass, M. Zessner & O. Zoboli, 2020b. Wasserwirtschaftlicher Managementplan für den Neusiedler See. Technischer Bericht im Rahmen des Projektes REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, und Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Wien – Budapest – Győr.

Wolfram, G., E. Boros, A. P. Blaschke, R. Hainz, G. Király, T. Krámer, R. Mayer, M. Pannonhalmi, P. Riedler, M. Zessner, I. Vass & O. Zoboli, 2020c. Österreichisch-Ungarische Synthese. Angewandte hydrologische und limnologische Grundlagenuntersuchungen im Rahmen des Projekts REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, and the Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Wien – Budapest – Győr.

Wolfram, G., L. Déri & S. Zech, 2014. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1 / Fertő tó Stratégiai Tanulmány – 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission / Osztrák Vízügyi Bizottság megbízásából, Wien - Szombathely, 246 pp.

Wolfram, G., K. Donabaum & M. Dokulil, 2011. Bewertung des ökologischen Zustandes des Neusiedler Sees anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton. Studie i.a. des BMLFUW, Wien, 63 pp.

Wolfram, G., K. Donabaum, M. Dokulil, H. Gassner, A. Kirschner, N. Kreuzinger, E. Miksch, E. Nemeth, K. Pall, M. Richter & M. Salbrechter, 2004a. Ökologische Machbarkeitsstudie Dotation Neusiedler See. Gutachten i.A. des BMLFUW und des Amtes der Bgld. Landesregierung, Wien, 247 pp.

Wolfram, G., K. Donabaum, M. Dokulil, H. Gassner, A. Kirschner, N. Kreuzinger, E. Miksch, E. Nemeth, K. Pall, M. Richter & M. Salbrechter, 2004b. Ökologische Machbarkeitsstudie Dotation Neusiedler See. Stellungnahme zu einer Dotation ab einem Grenzwasserstand von 115.20 m ü.A. Bundesministerium für Land-

und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft. Bericht-Nr. 03/034-B03, Wien, 7 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., M. Großschartner, P. Riedler & K. Donabaum, 2013. Limnologische Basiserhebung Zicksee 2012. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 – Gewässeraufsicht, Wien.

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

Wolfram, G., P. Riedler, R. Hainz, S. Hintermaier, M. Zessner, O. Zoboli, E. Saracevic, R. D & A. Amann, 2020d. Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht Nr. 3 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 Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Wolfram, G., K. Ruzicska & S. Hintermaier, 2012. Kap. 3.2.5 Stoffbilanzen. In Zessner, M., O. Gabriel & K. Schilling (eds) Neusiedler See - Ökodynamische Rehabilitation Betrachtungen zur Wasserqualität der Raab. Technische Universität Wien, Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 – Wasser und Abfallwirtschaft, Wien - Budapest - Győr.

Wolfram, G., M. Schagerl, K. Donabaum & P. Riedler, 2004c. Die benthische Lebensgemeinschaft der Salzlacken des Seewinkels. Teil 1: Abiotische Charakterisierung. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel (Projekt: "Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Verteilung benthischer Evertebraten in den Salzlacken des Seewinkels und ihre Rolle als Nahrungsgrundlage für Wasservögel"), Wien.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2012. Die Fischfauna der Leitha im Burgenland. Studie i.A. des Amts der Bgld Landesregierung, Abt. 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, 43 pp.

Wolfram, G., K. P. Zülka, R. Albert, J. Danihelka, E. Eder, W. Fröhlich, T. Holzer, W. E. Holzinger, H.-J. Huber, I. Korner, A. Lang, K. Mazzucco, N. Milasowszky, I. Oberleitner, W. Rabitsch, N. Sauberer, M. Schagerl, B. C. Schlick-Steiner, F. M. Steiner & K.-H. Steiner, 2006. Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 216 pp.

Zámolyi, A., B. Salcher, E. Draganits, U. Exner, M. Wagreich, S. Gier, M. Fiebig, J. Lomax, G. Surányi, M. Diel & F. Zámolyi, 2017. Latest Pannonian and Quaternary evolution at the transition between Eastern Alps and Pannonian Basin: new insights from geophysical, sedimentological and geochronological data. *International Journal of Earth Sciences* 106:1695-1721 doi:10.1007/s00531-016-1383-3.

Zessner, M., O. Gabriel, K. Schilling, M. Pannonhalmi, L. Sutheo, M. Kovács, I. Toth, A. Clement, T. Karches, F. Szilagyí, T. Kramer, J. Józsa, 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.

Zessner, M., O. Zoboli, D. Reif, A. Amann, E. Sigmund, G. Kum, Z. Saracevic, E. Saracevic, S. Kittlaus, J. Krampe & G. Wolfram, 2019. Belastung des Neusiedler Sees mit anthropogenen Spurenstoffen: Überlegungen zu Herkunft und Verhalten. *Österr Wasser- und Abfallw* 71(11):522-536 doi:<https://doi.org/10.1007/s00506-019-00623-1>.

Zoufal, W., E. Miksch & A. Herzig, 1989. Beiträge zur Rotatorienfauna des Seewinkels. BFB-Bericht 71:177-186.

Zuddas, P., K. Pachana & D. Faivre, 2003. The influence of dissolved humic acids on the kinetics of calcite precipitation from seawater solutions. *Chem Geol* 201:91-101 doi:10.1016/S0009-2541(03)00230-4.

5 ANHANG

5.1 Geochemische Typen

Die nachfolgende geochemische Typisierung wurde aus Schartner et al. (2017) entnommen:

Erdalkalische Wässer (Typ 1-3) Die erdalkalischen Wässer zeichnen sich durch einen hohen Gehalt an Calcium und Magnesium aus, während der Gehalt an Natrium und Kalium unter 20% liegt. Je nachdem, ob der Hydrogencarbonat-Anteil oder jener von Sulfat, Chlorid und Nitrat überwiegt, handelt es sich um erdalkalisch-carbonatisches (Typ 1) oder erdalkalisch-sulfatisches (Typ 3) Wasser. Der hydrochemische Wassertyp 2 stellt einen Zwischentyp von Typ 1 und Typ 3 dar. Mit der Unterteilung in die Subtypen 1a, 1b und 1c wird zusätzlich unterschieden, ob das Wasser überwiegend Calcium-karbonatisch (Typ 1a) oder überwiegend dolomitisch (Typ 1c) ist. Der Typ 1b ist Calcium-Magnesium-carbonatisch und somit eine Mischung der Typen 1a und 1c.

Erdalkalisch-alkalische Wässer (Typ 4 und 5) Die erdalkalisch-alkalischen Wässer weisen einen Calcium- und Magnesiumgehalt von 50–80 % und einen Natrium- und Kaliumgehalt von 20–50 % auf. Überwiegt der Anteil von Hydrogencarbonat gegenüber jenem von Sulfat, Chlorid und Nitrat, so handelt es sich um ein erdalkalisch-alkalisch-carbonatisches Wasser (Typ 4). Bei einem Anteil von Sulfat, Chlorid und Nitrat von mehr als 50% ist das Wasser erdalkalisch-alkalisch-sulfatisch (Typ 5).

Alkalische Wässer (Typ 6 und 7) Die alkalischen Wässer werden durch einen hohen Natrium- und Kaliumgehalt (>50%) charakterisiert. Der Gehalt an Calcium und Magnesium beträgt <50%. Der Wassertyp 6 (alkalisch-carbonatisch) weist einen Hydrogenkarbonatgehalt von über 50% auf, wohingegen sich der Wassertyp 7 (alkalisch-sulfatisch) durch einen Hydrogenkarbonatgehalt von weniger als 50% auszeichnet.

Tabelle 8. Hydrochemische Wassertypen, aus: Schartner et al. (2017).

Hydrochemischer Wassertyp		Charakteristik		
		HCO ₃	SO ₄ +Cl+NO ₃	Mg
Erdalkalische Wässer (Ca + Mg > 80 %; Na + K < 20 %)				
1	Erdalkalisch – carbonatisch (unterteilt in Untertypen 1a , 1b , 1c)	> 60 %	< 40 %	
1a	Überwiegend Ca-Karbonat	> 60 %	< 40 %	< 20 %
1b	Überwiegend Ca-Mg-Karbonat (Mischungen von Subtypen 1a und 1c)	> 60 %	< 40 %	20-40 %
1c	Überwiegend Dolomit	> 60 %	< 40 %	> 40 %
2	Erdalkalisch - carbonatisch – sulfatisch	40- 60 %	40-60 %	
3	Erdalkalisch - sulfatisch	< 40 %	> 60 %	
Erdalkalisch-alkalische Wässer (Ca + Mg 50-80 %; Na + K = 20–50 %)				
4	Erdalkalisch – alkalisch - carbonatisch	> 50%	< 50%	
5	Erdalkalisch – alkalisch - sulfatisch	< 50%	> 50%	
Alkalische Wässer (Ca + Mg < 50 %; Na + K > 50 %)				
6	Alkalisch - carbonatisch	> 50 %	< 50 %	
7	Alkalisch - sulfatisch	< 50 %	> 50 %	

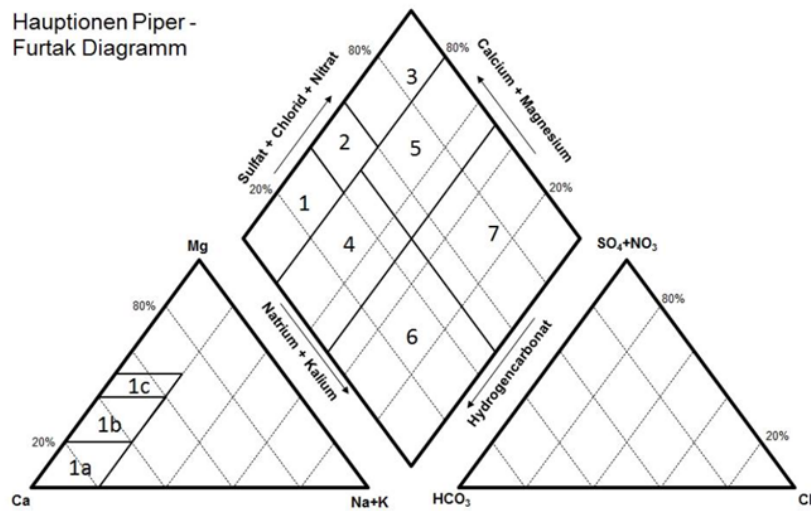


Abbildung 26. Piper-Diagramm mit den unterteilten Wassertypen nach Furtak & Langguth (1967).

5.2 Grafiken

5.2.1 Boxplots Grundchemismus

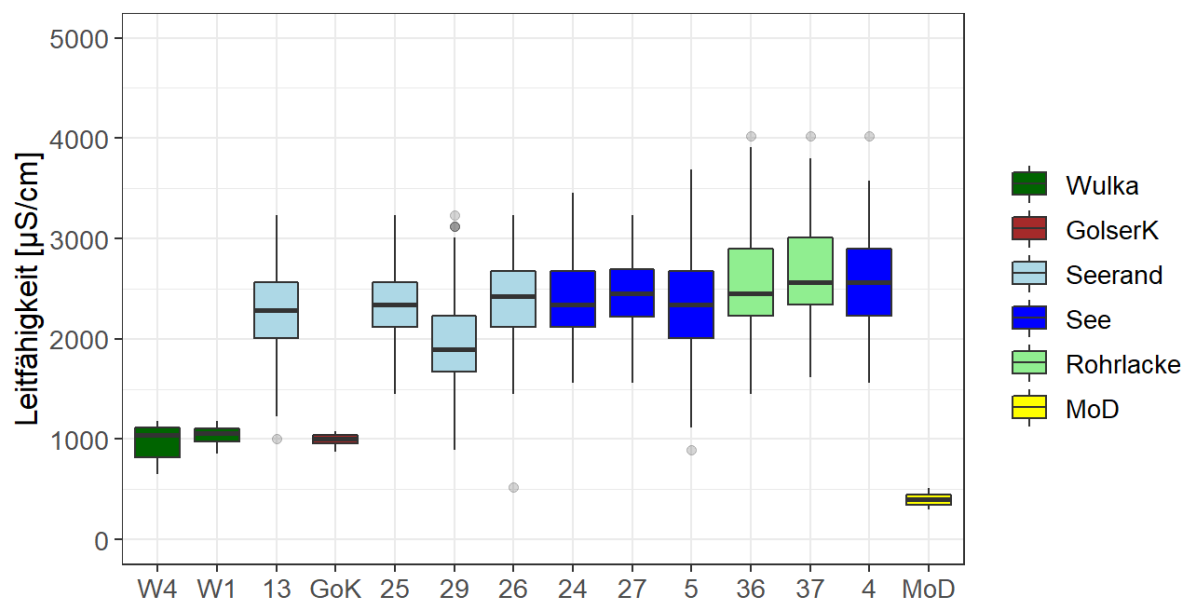


Abbildung 27. Unterschiede in der Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

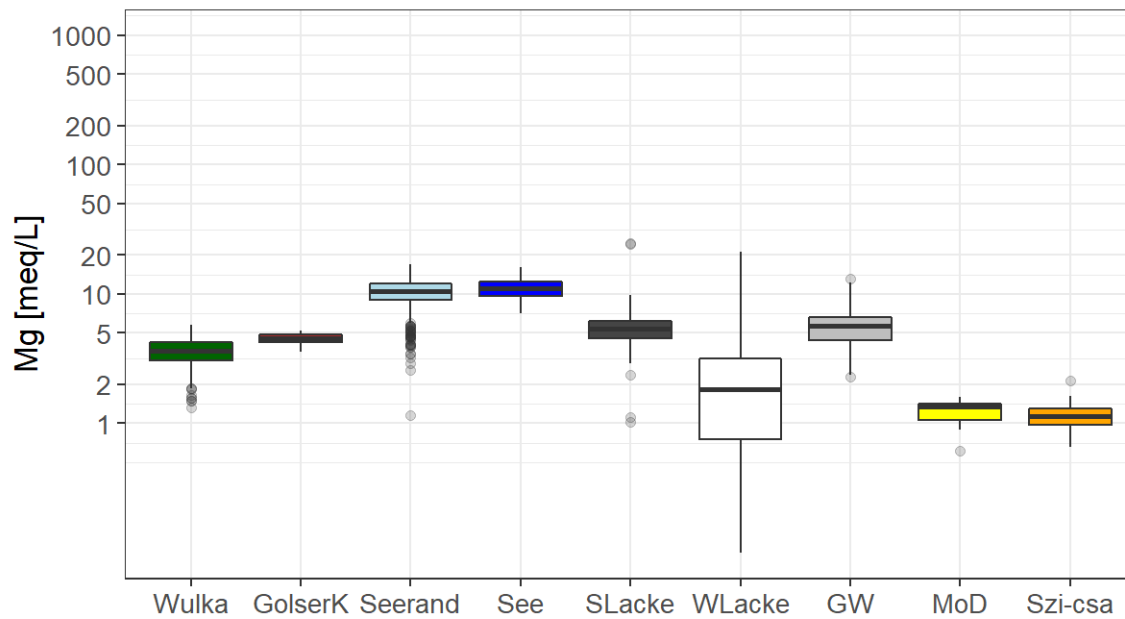


Abbildung 28. Magnesium-Konzentration [meq L⁻¹] in den betroffenen Gewässern.

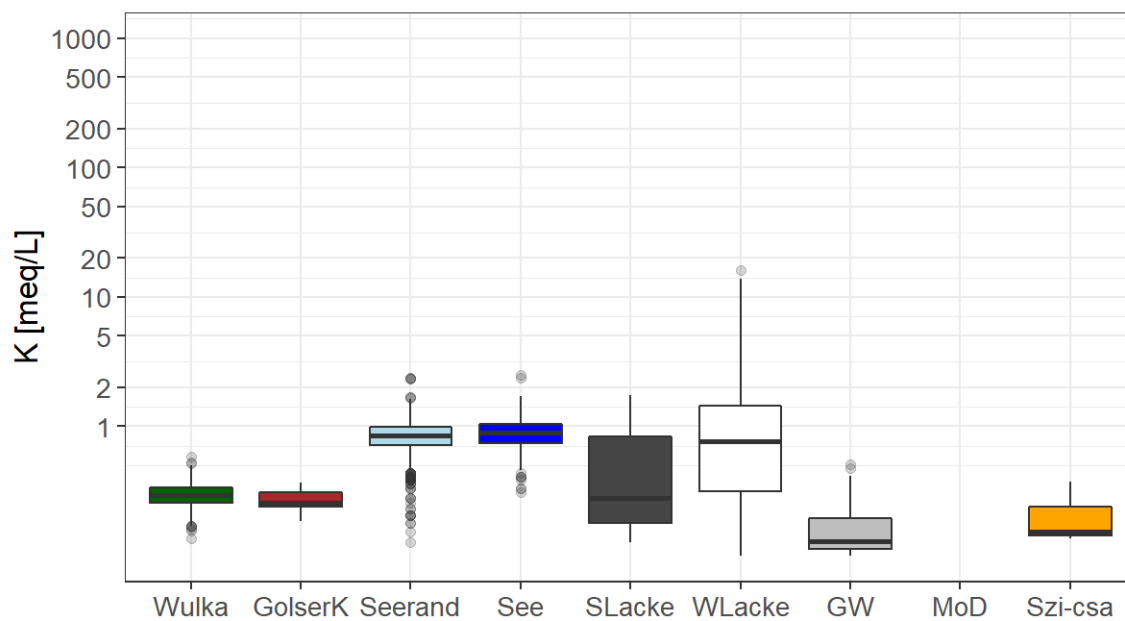


Abbildung 29. Kalium-Konzentration [meq L⁻¹] in den betroffenen Gewässern.

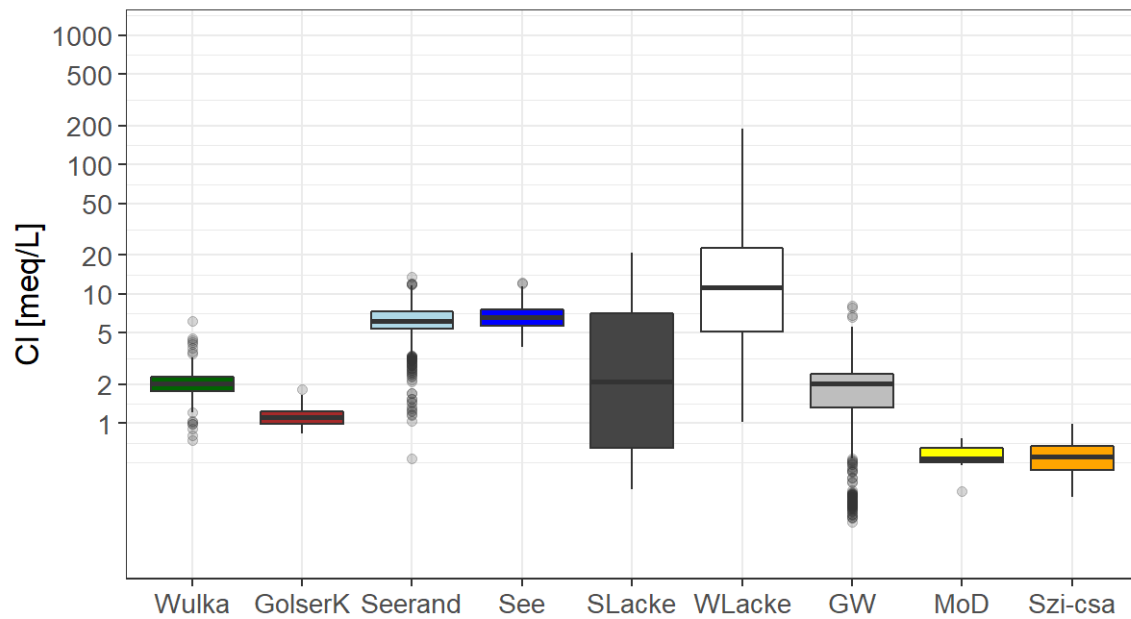


Abbildung 30. Chlorid-Konzentration [meq L⁻¹] in den betroffenen Gewässern.

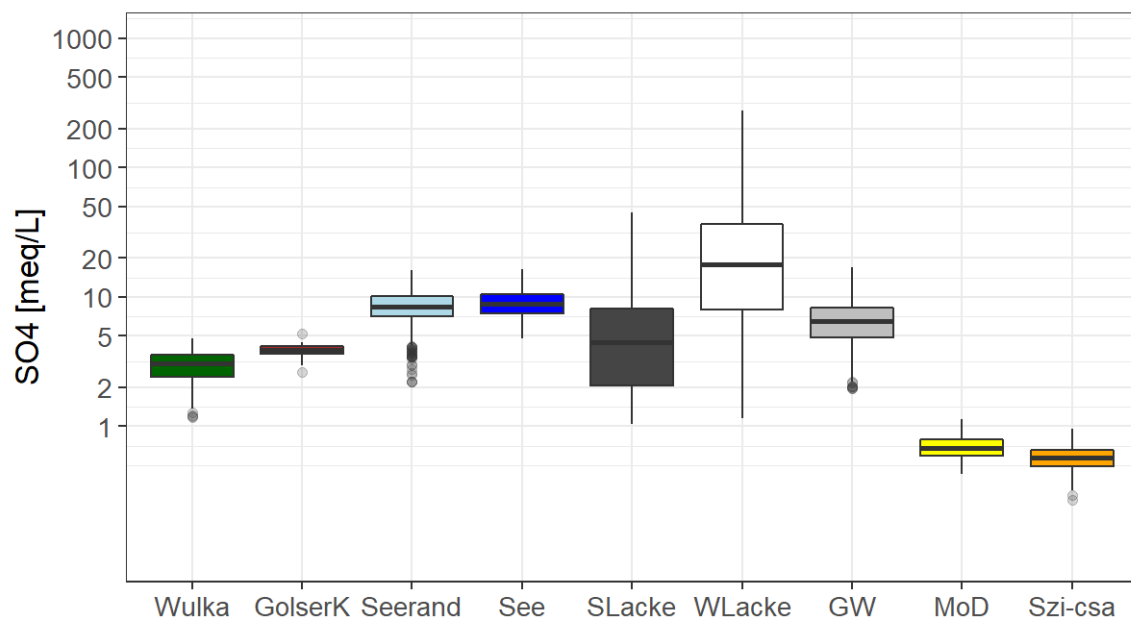


Abbildung 31. Sulfat-Konzentration [meq L⁻¹] in den betroffenen Gewässern.

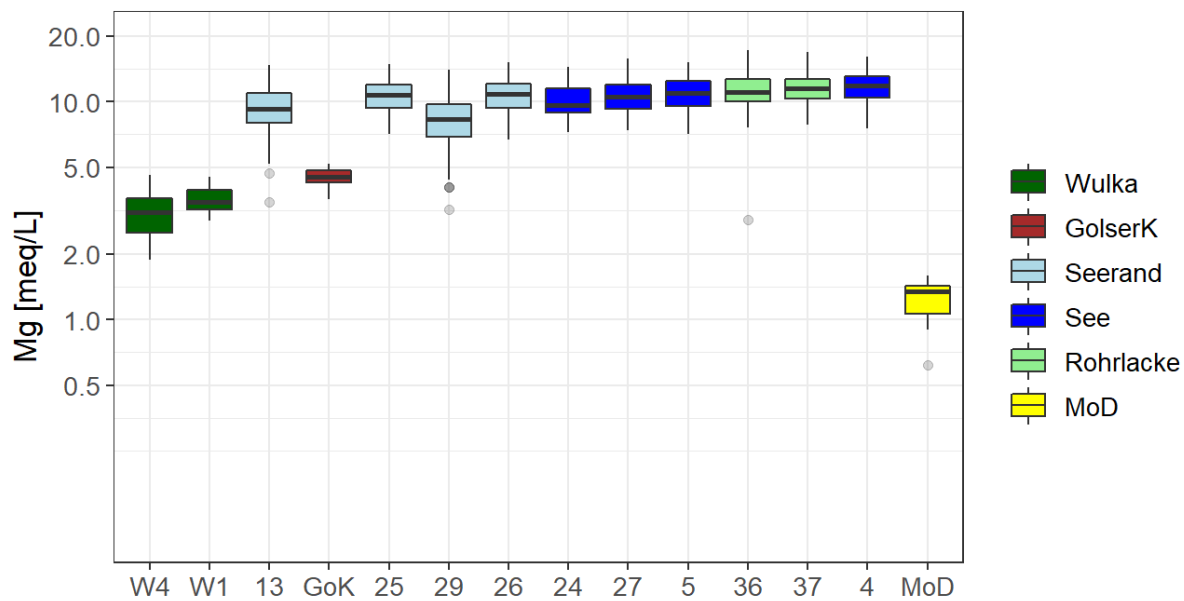


Abbildung 32. Unterschiede in der Magnesium-Konzentration [mg L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

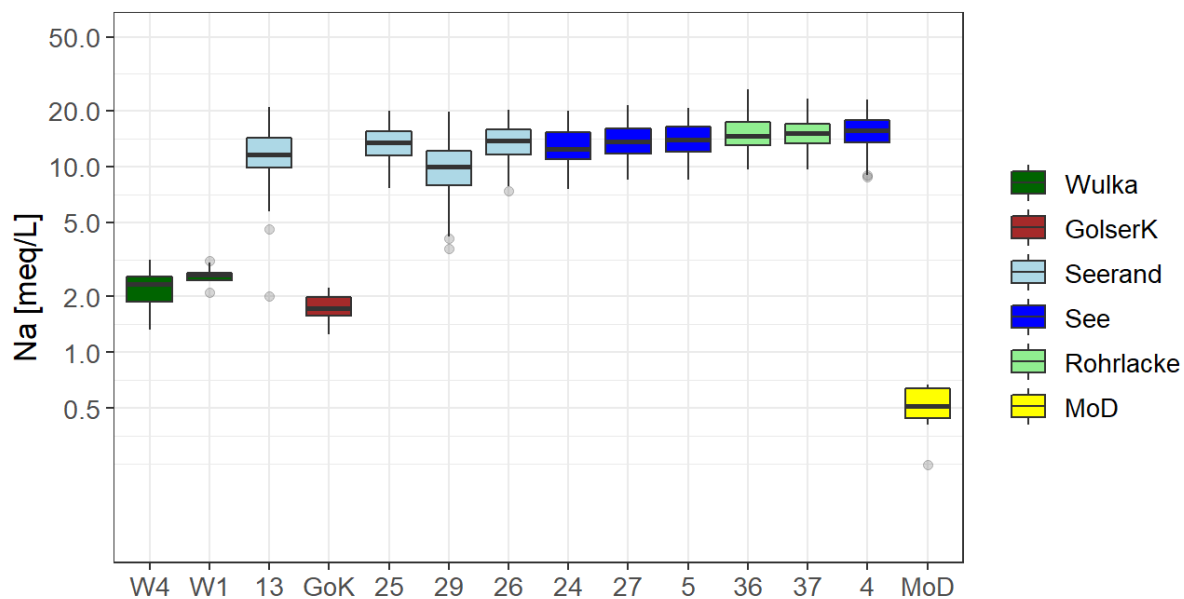


Abbildung 33. Unterschiede in der Natrium-Konzentration [mg L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

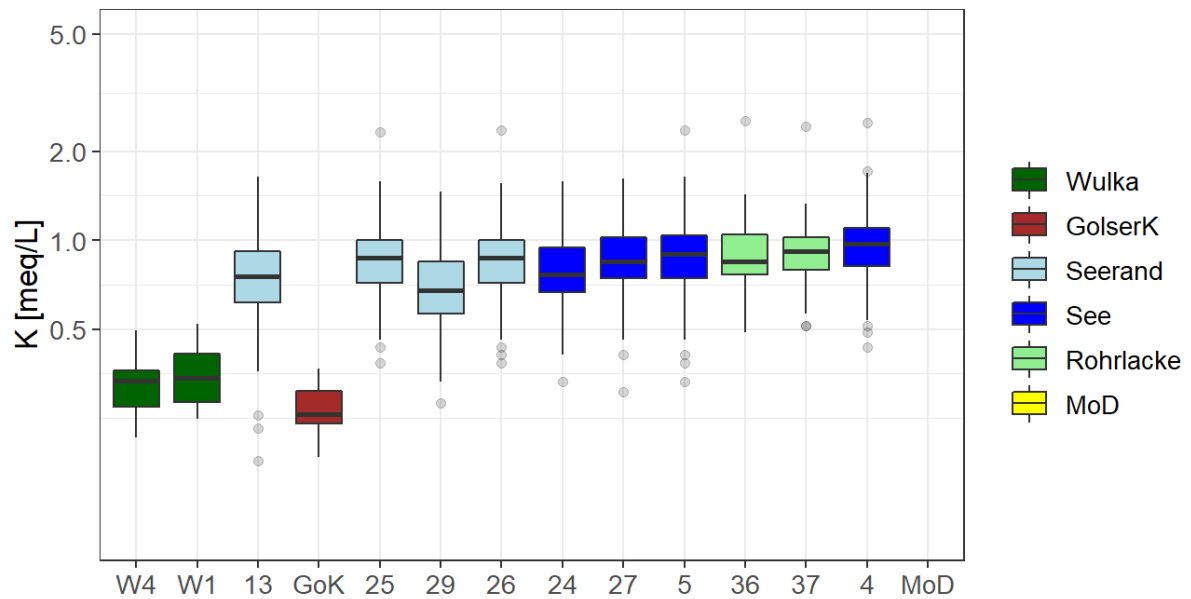


Abbildung 34. Unterschiede in der Kalium-Konzentration [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

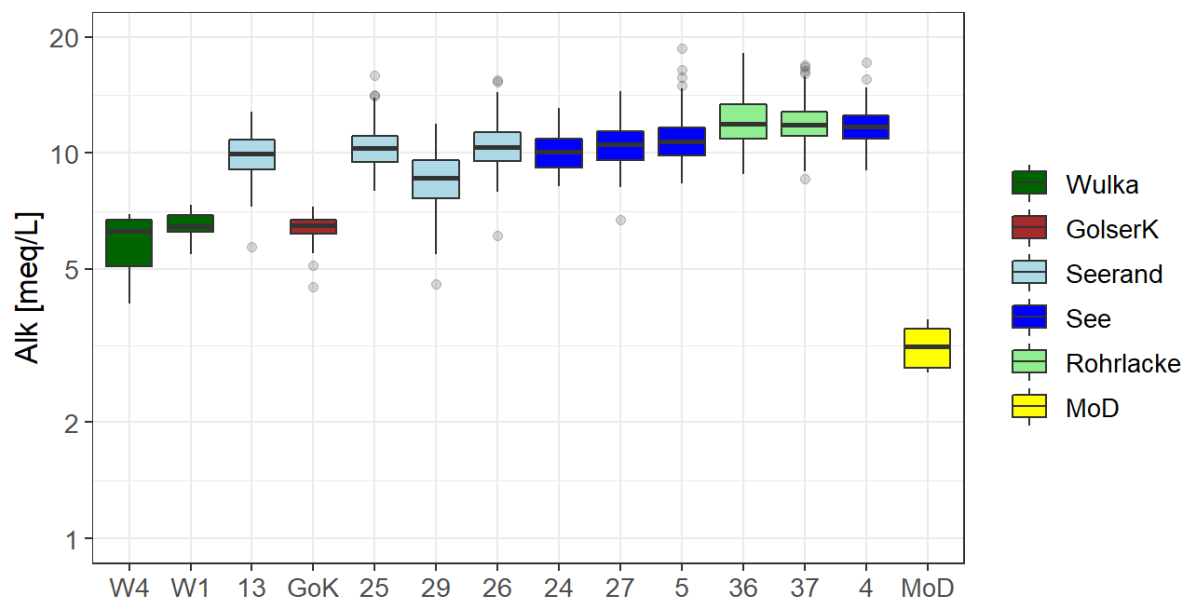


Abbildung 35. Unterschiede in der Alkalinität [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

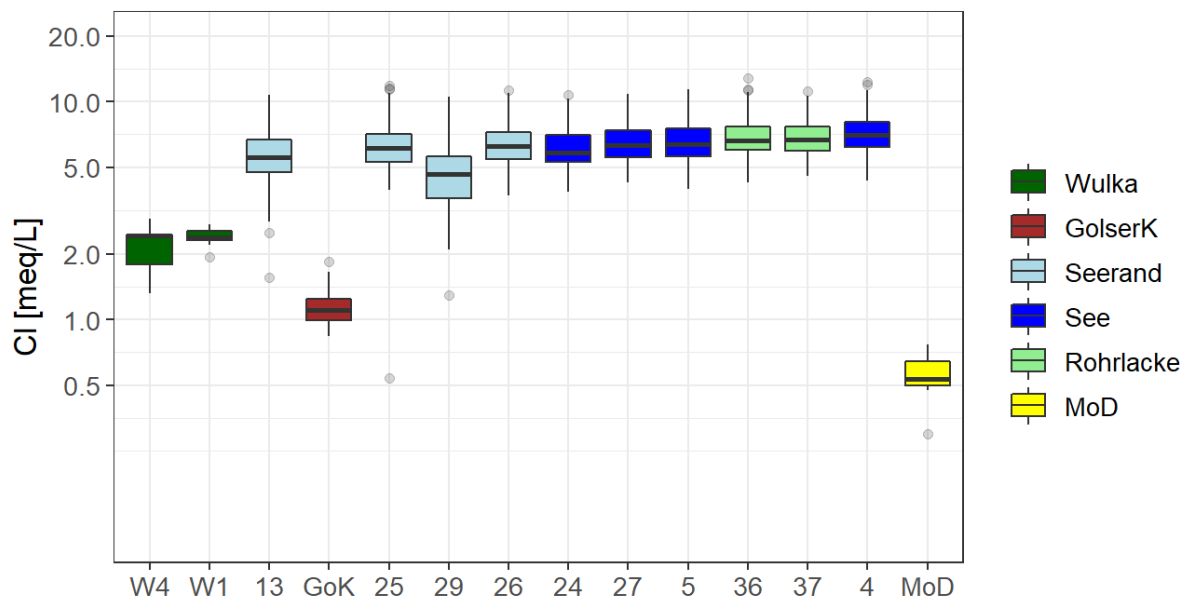


Abbildung 36. Unterschiede in der Chlorid-Konzentration [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

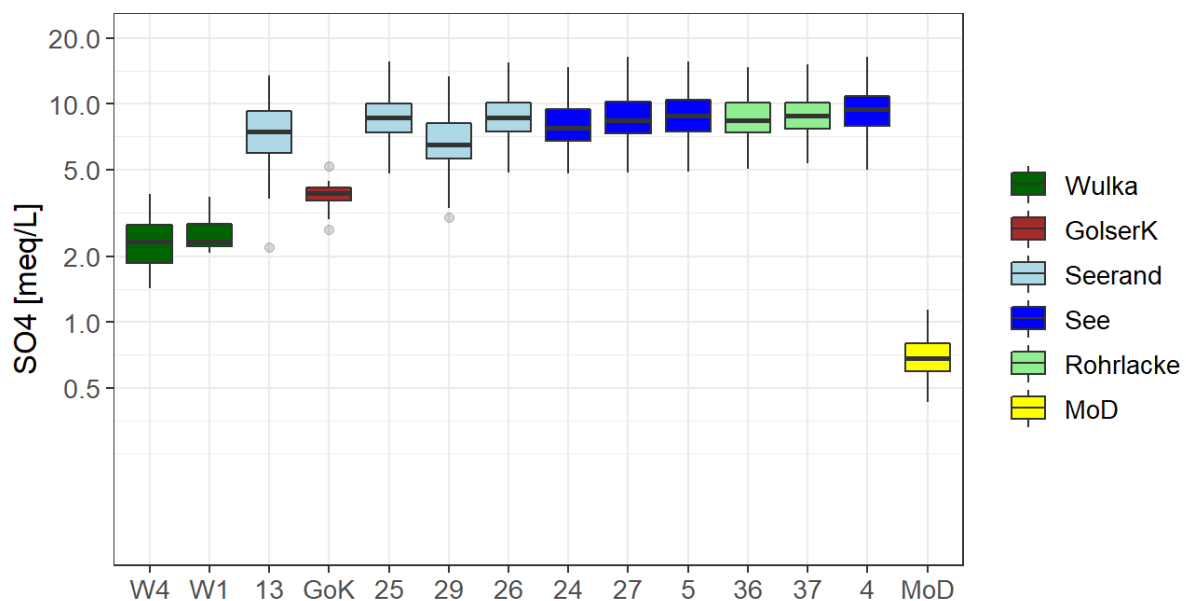


Abbildung 37. Unterschiede in der Sulfat-Konzentration [meq L⁻¹] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

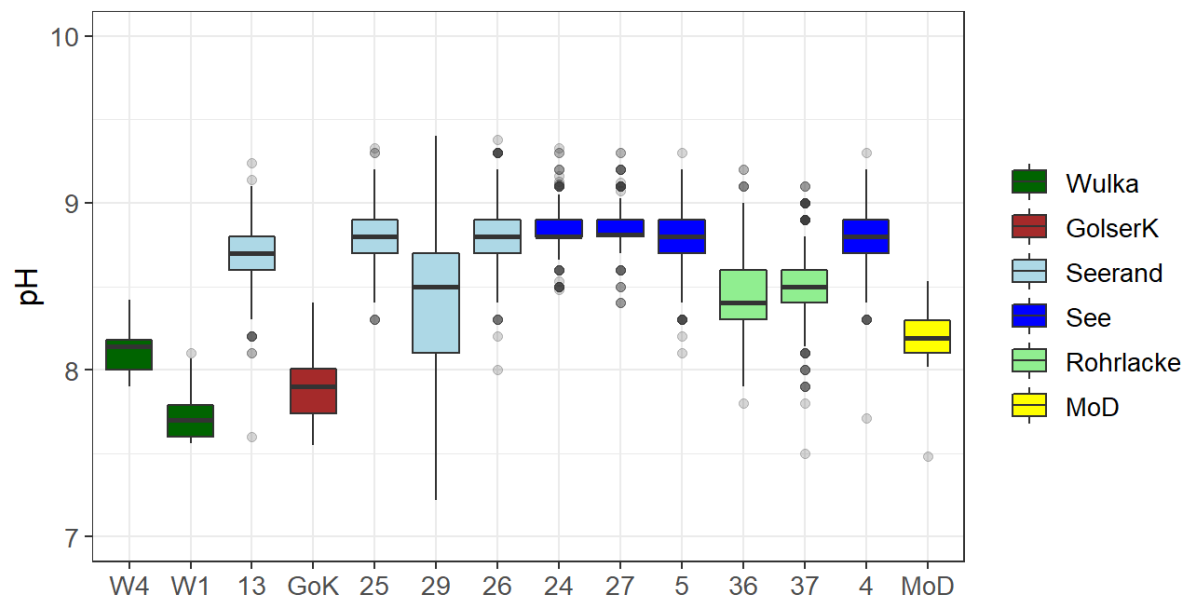


Abbildung 38. Unterschiede im pH-Wert zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

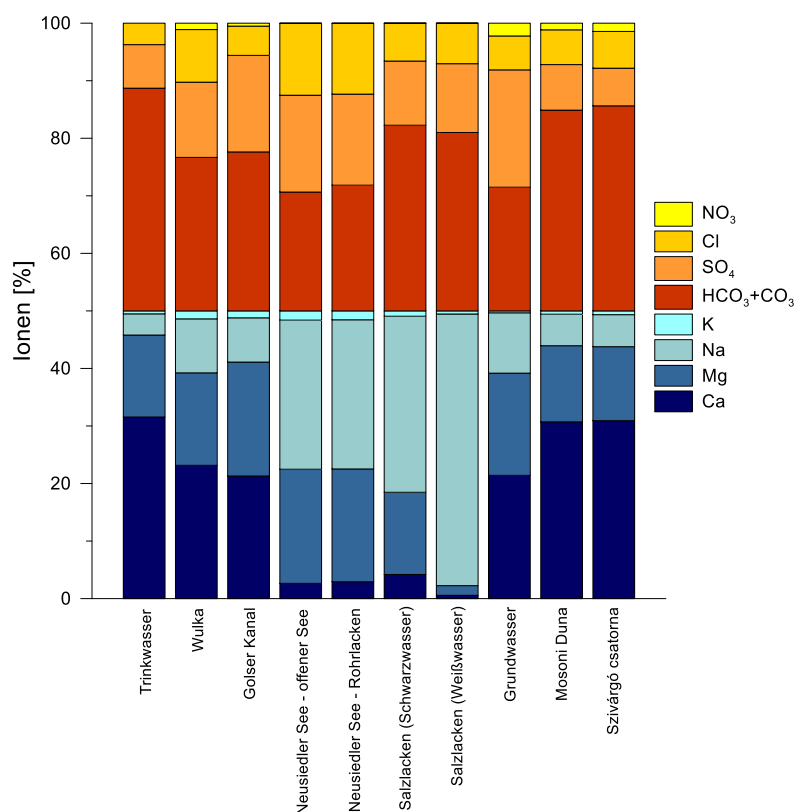


Abbildung 39. Chemische Zusammensetzung der betroffenen Gewässer, dargestellt als mittlere relative Anteile der Ionenäquivalente. Zum Vergleich ist die Zusammensetzung des Trinkwassers im Wulka-Einzugsgebiet dargestellt.

5.2.2 Zeitreihen Grundchemismus

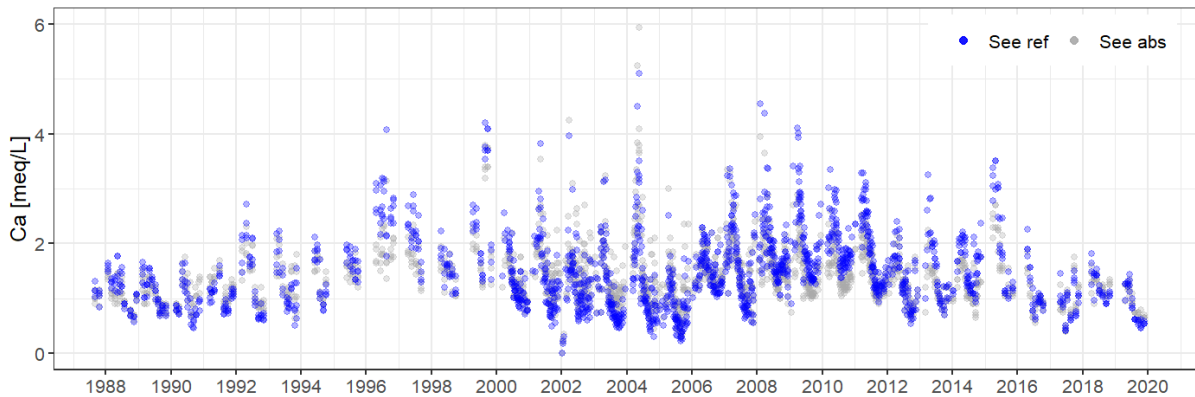


Abbildung 40. Veränderung der Calcium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

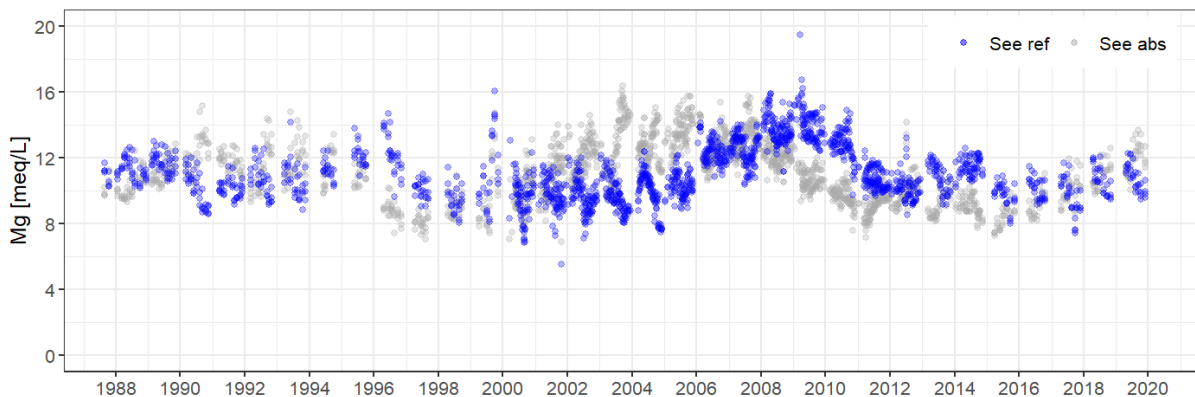


Abbildung 41. Veränderung der Magnesium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

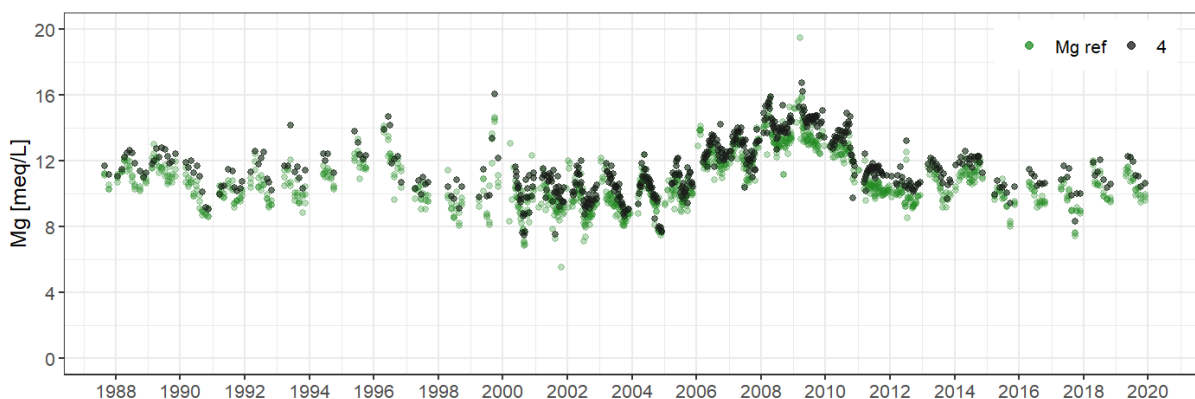


Abbildung 42. Veränderung der Magnesium-Konzentration [meq L^{-1}] im Südteil (Stelle 4) und im Nordteil (Stellen 5, 24, 27, als „Mg ref“) des Neusiedler Sees, referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.

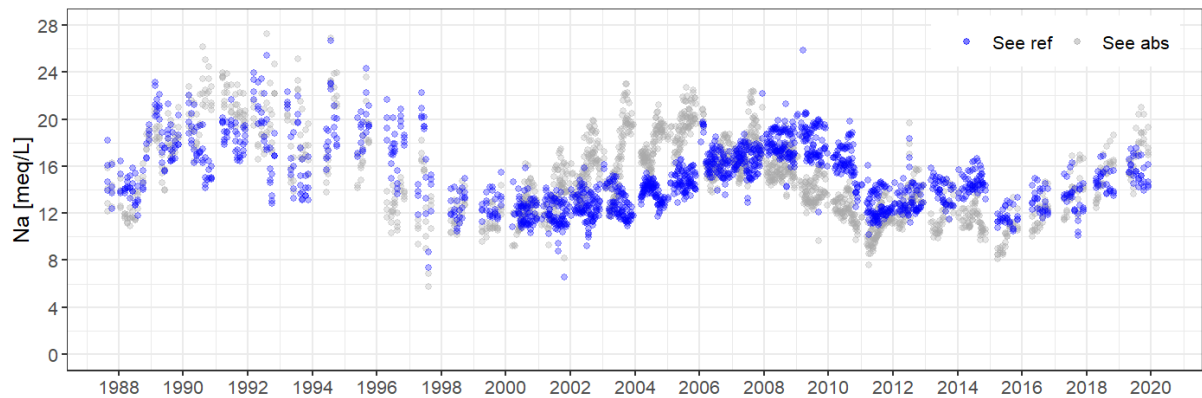


Abbildung 43. Veränderung der Natrium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

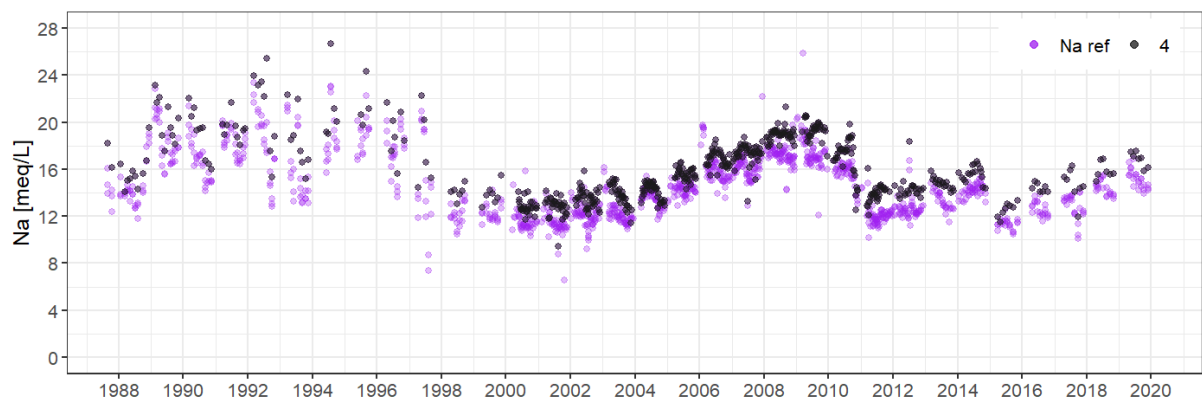


Abbildung 44. Veränderung der Natrium-Konzentration [meq L^{-1}] im Südteil (Stelle 4) und im Nordteil (Stellen 5, 24, 27, als „Na ref“) des Neusiedler Sees, referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.

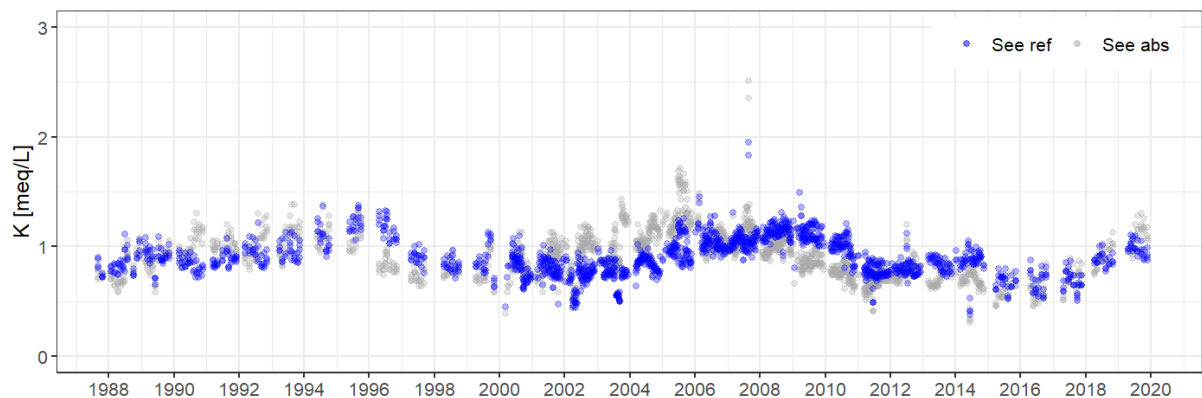


Abbildung 45. Veränderung der Kalium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

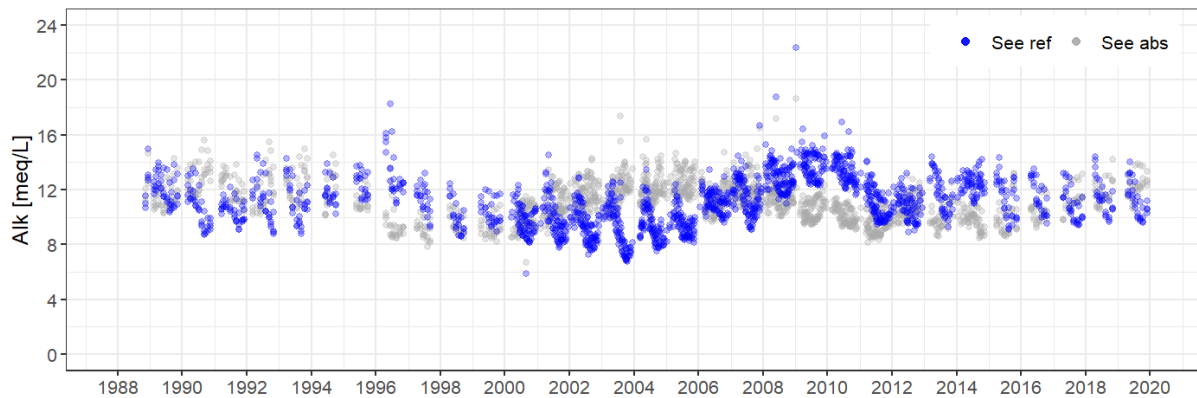


Abbildung 46. Veränderung der Alkalinität [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

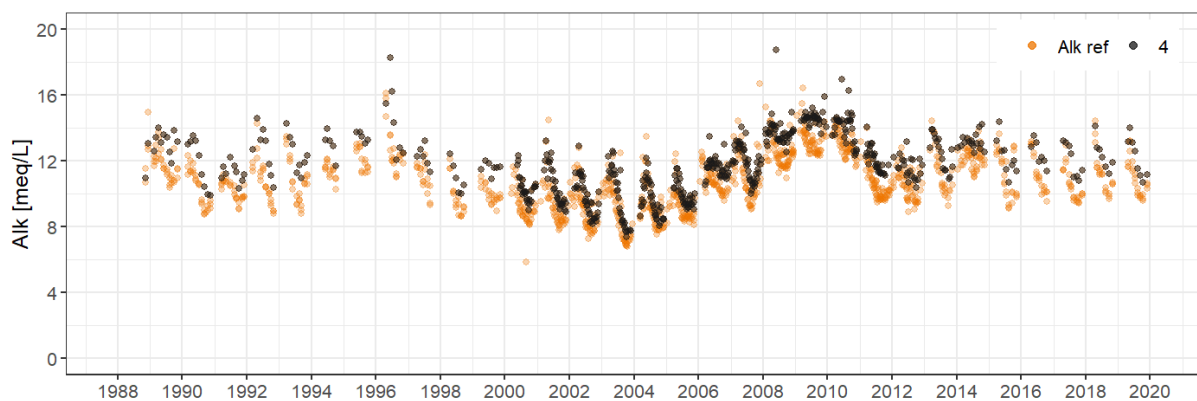


Abbildung 47. Veränderung der Alkalinität [meq L^{-1}] im Südteil (Stelle 4) und im Nordteil (Stellen 5, 24, 27, als „Alk ref“) des Neusiedler Sees, referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.

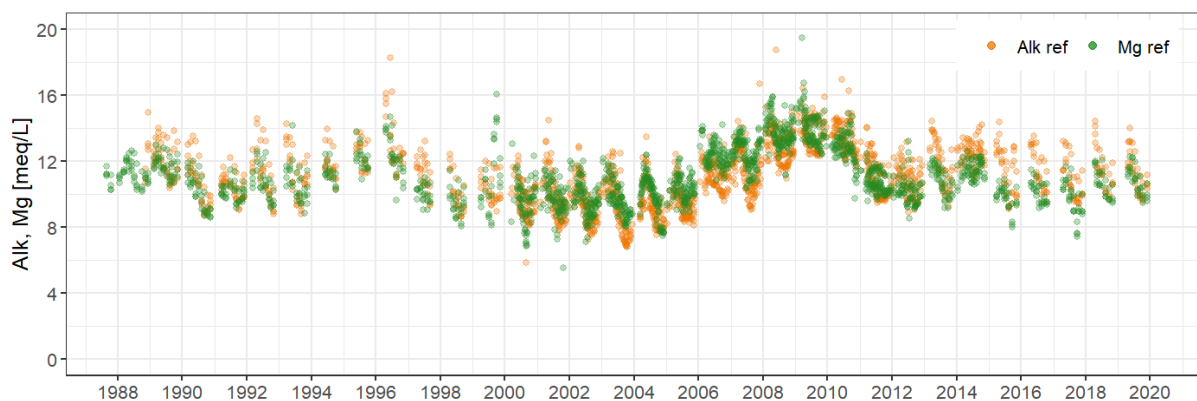


Abbildung 48. Vergleich der Alkalinität und der Magnesium-Konzentration [meq L^{-1}] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27), referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A.

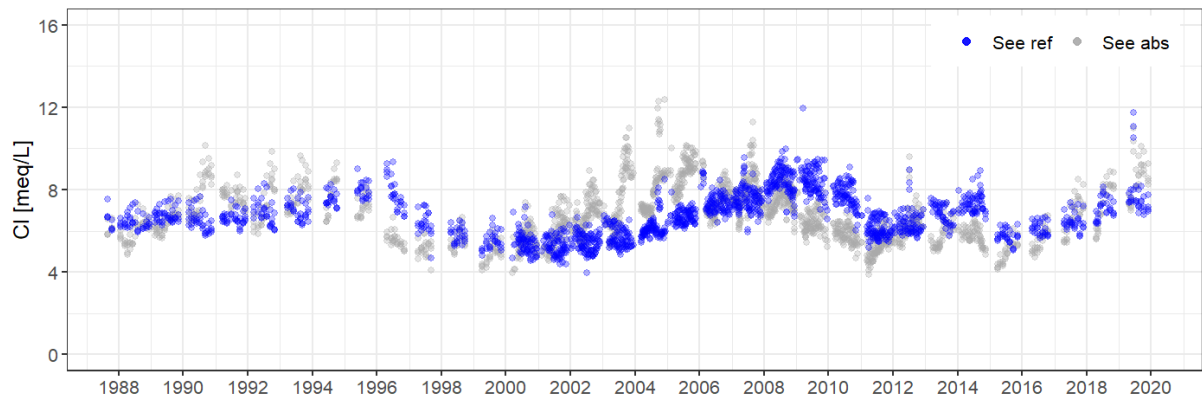


Abbildung 49. Veränderung der Chlorid-Konzentration [meq L⁻¹] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

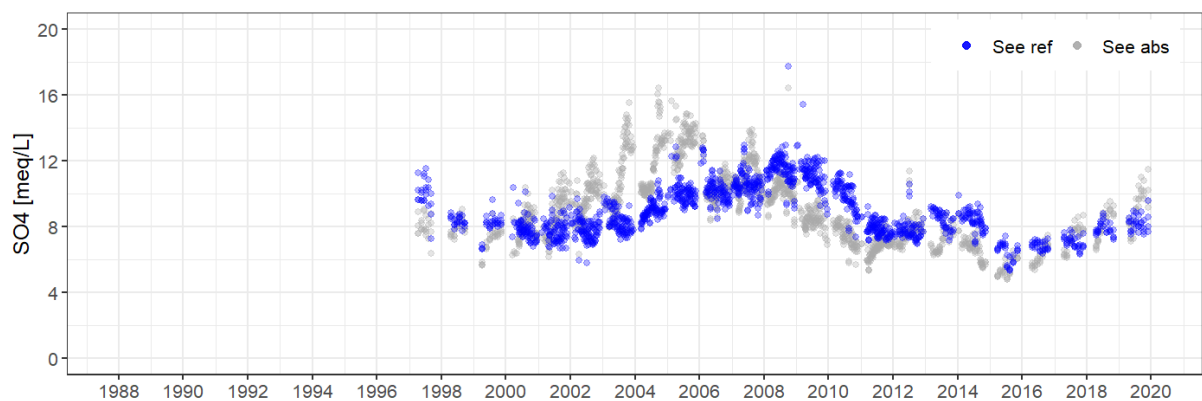


Abbildung 50. Veränderung der Sulfat-Konzentration [meq L⁻¹] im offenen Teil des Neusiedler Sees (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27) als Messwerte (See abs) und referenziert auf das Volumen bei einem mittleren Wasserstand von 115,5 m ü.A. (See ref).

5.2.3 Boxplots Nährstoffe

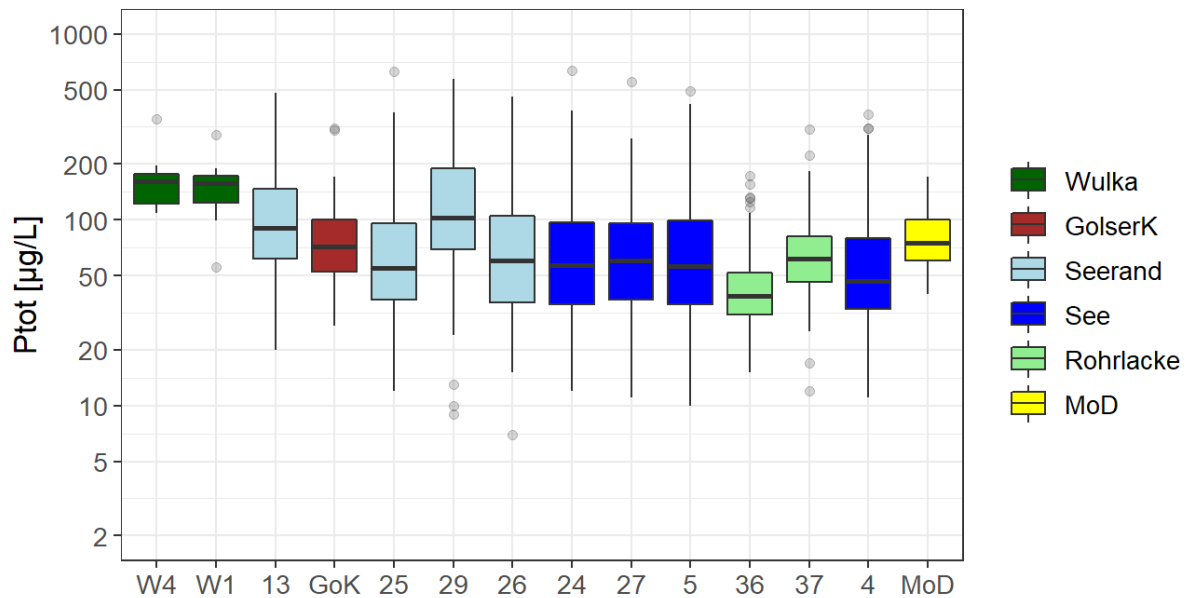


Abbildung 51. Unterschiede in der Gesamtposphor-Konzentration [meq L^{-1}] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

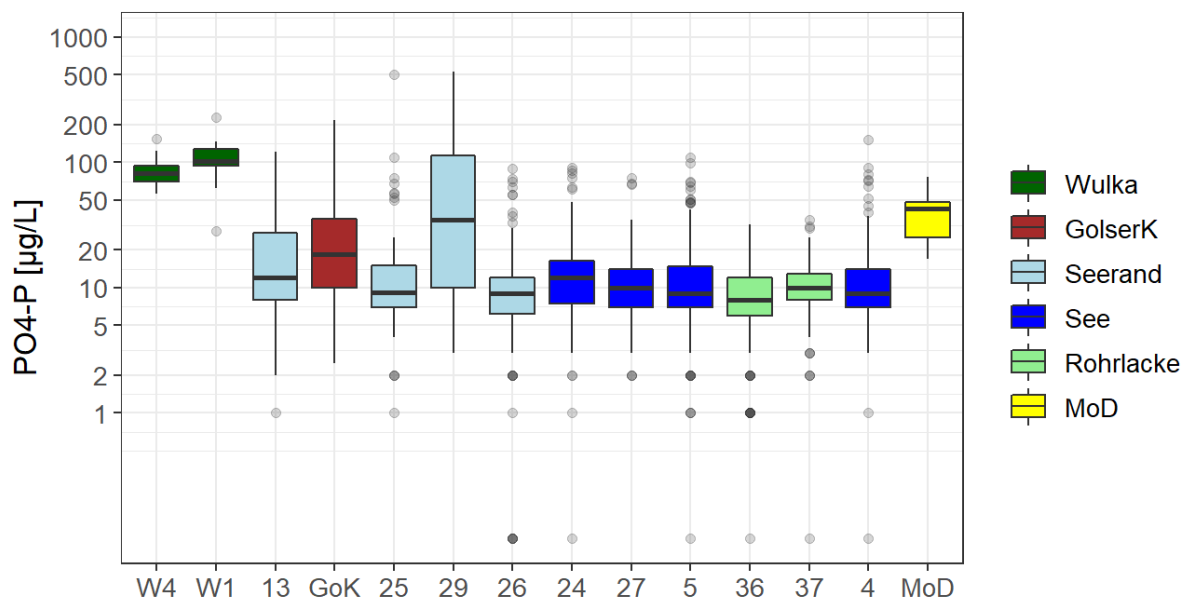


Abbildung 52. Unterschiede in der Orthophosphat-P-Konzentration [meq L^{-1}] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

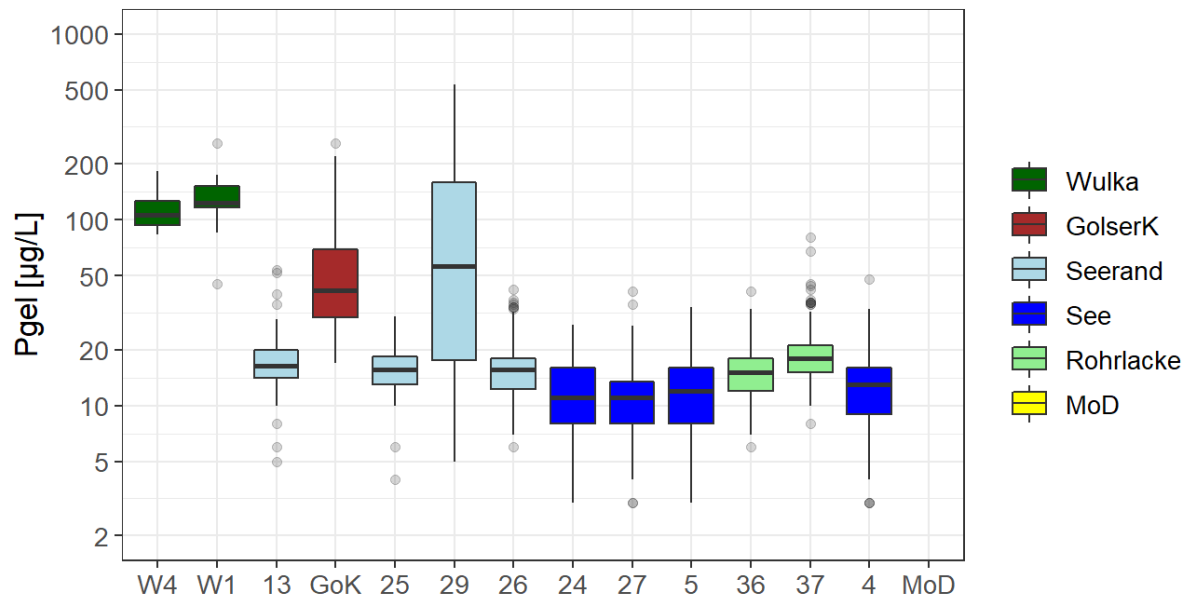


Abbildung 53. Unterschiede in der Konzentration des gesamten gelösten Phosphors [$meq L^{-1}$] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

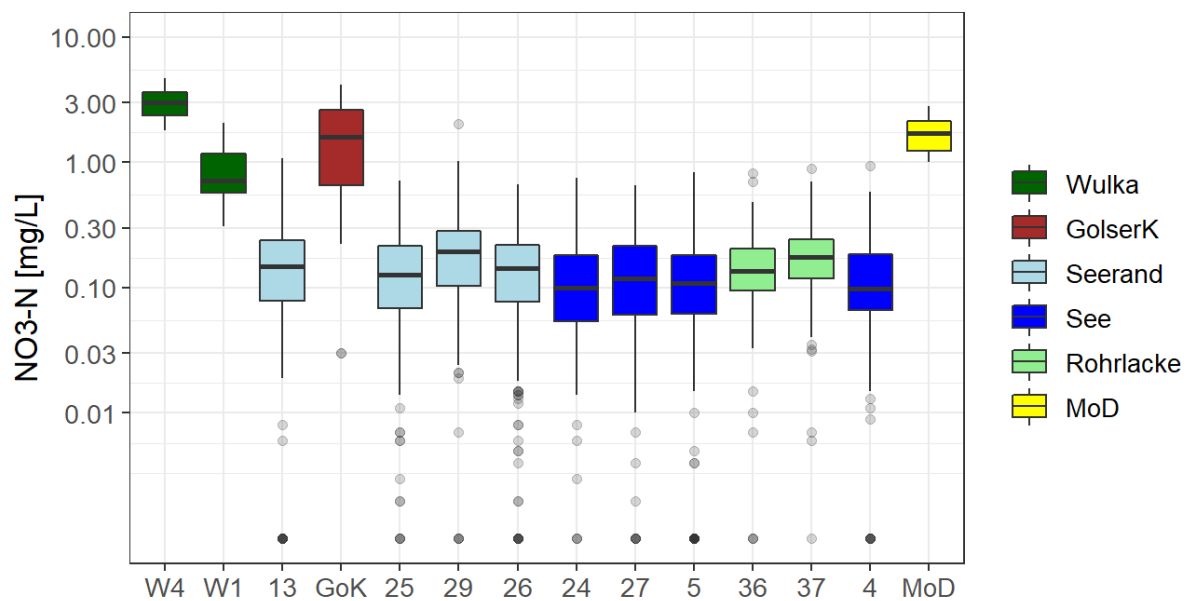


Abbildung 54. Unterschiede in der Nitrat-N-Konzentration [$meq L^{-1}$] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

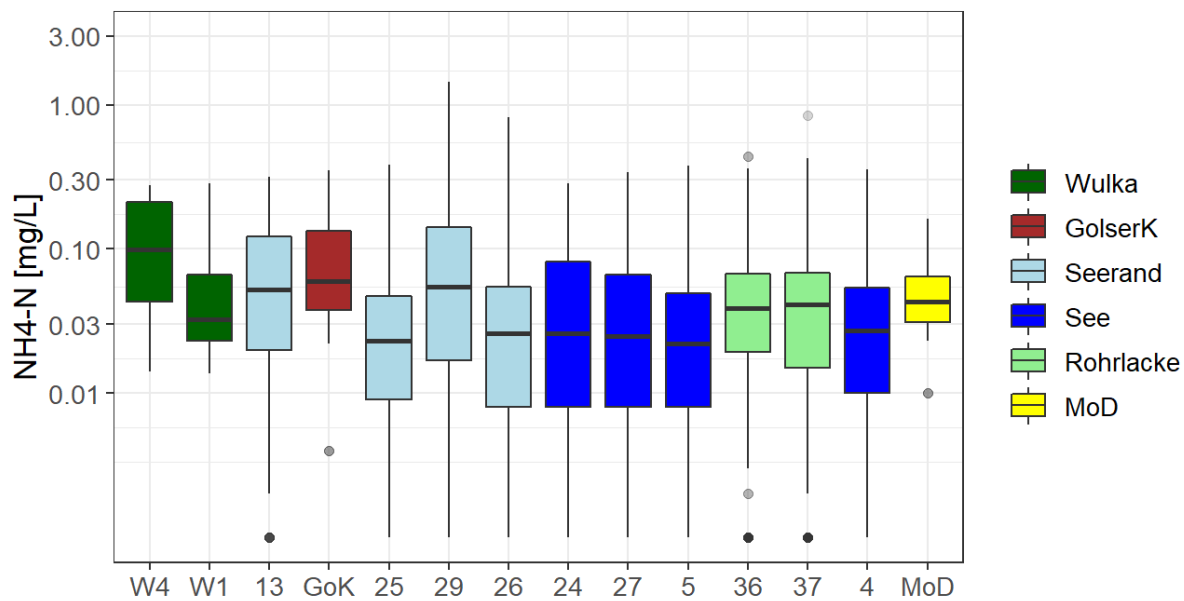


Abbildung 55. Unterschiede in der Ammonium-N-Konzentration [mg L^{-1}] zwischen verschiedenen Messstellen im Neusiedler See, in Zubringern und in der Moson-Donau.

5.2.4 Friedman-Test: Vergleich der vier Messstellen im offenen See des Neusiedler Sees

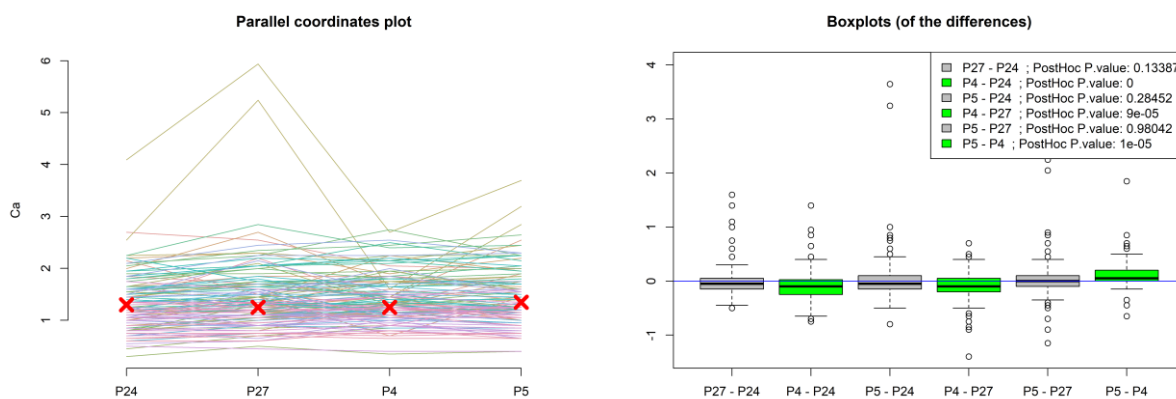


Abbildung 56. Non-parametrischer multipler Vergleich der Calcium-Konzentration [mg L^{-1}] an den Messstellen im offenen See (Neusiedl: P24, Podersdorf: P27, Illmitz: P5, Apetlon: P4; siehe Abbildung 1).

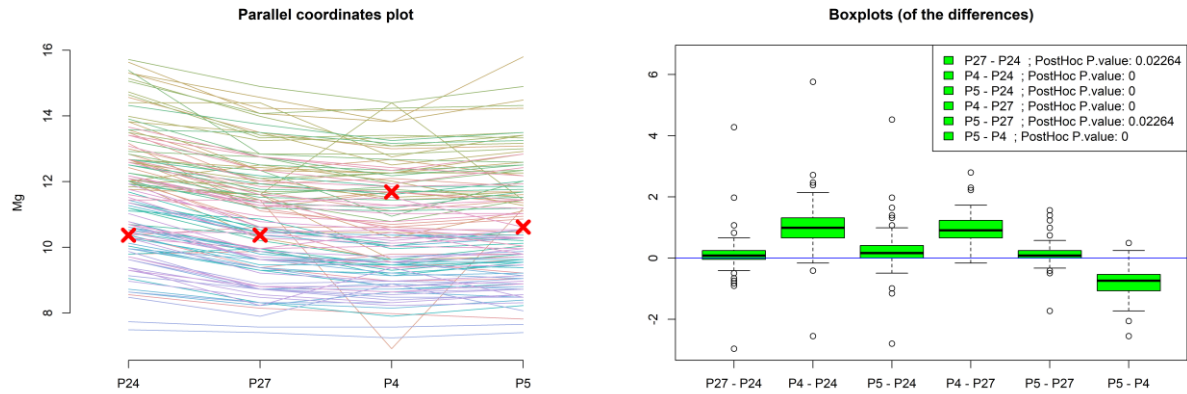


Abbildung 57. Non-parametrischer multipler Vergleich der Magnesium-Konzentration [mg L⁻¹] an den Messstellen im offenen See.

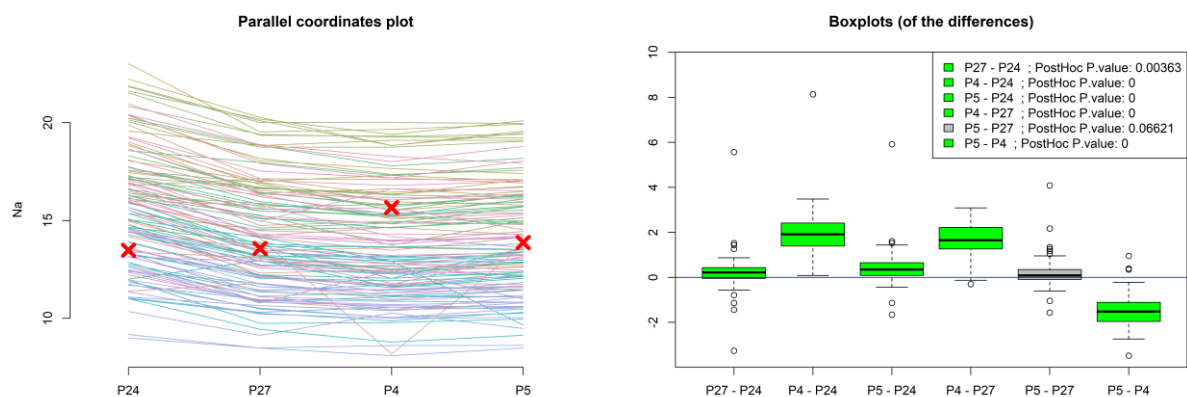


Abbildung 58. Non-parametrischer multipler Vergleich der Natrium-Konzentration [mg L⁻¹] an den Messstellen im offenen See.

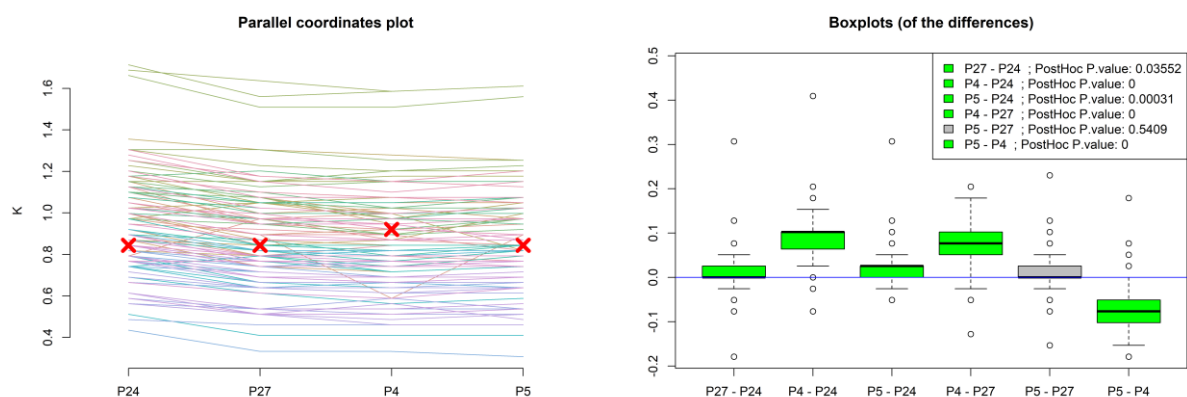


Abbildung 59. Non-parametrischer multipler Vergleich der Kalium-Konzentration [mg L⁻¹] an den Messstellen im offenen See.

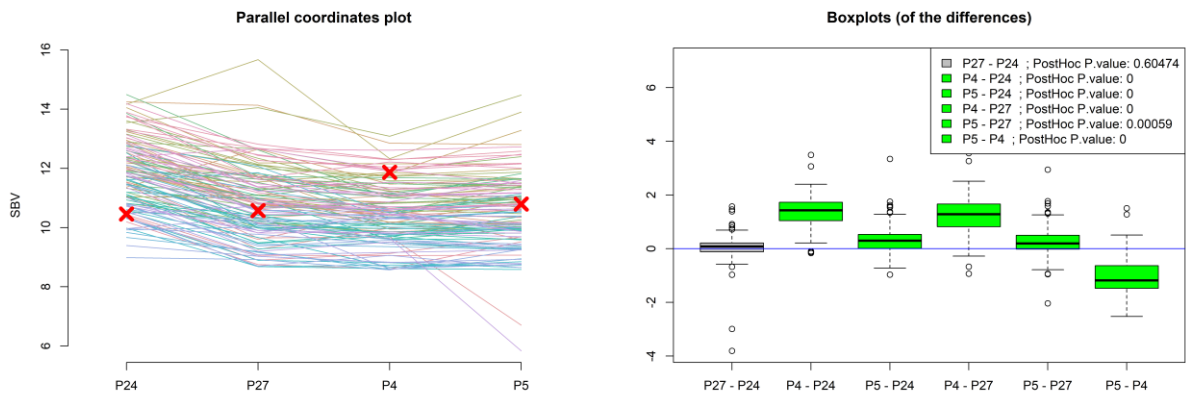


Abbildung 60. Non-parametrischer multipler Vergleich der Alkalinität [meq L^{-1}] an den Messstellen im offenen See.

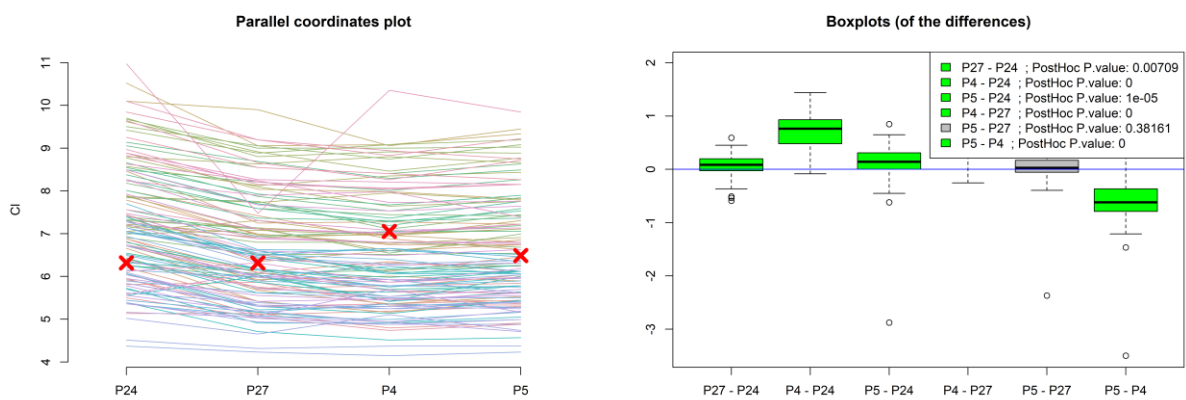


Abbildung 61. Non-parametrischer multipler Vergleich der Chlorid-Konzentration [meq L^{-1}] an den Messstellen im offenen See.

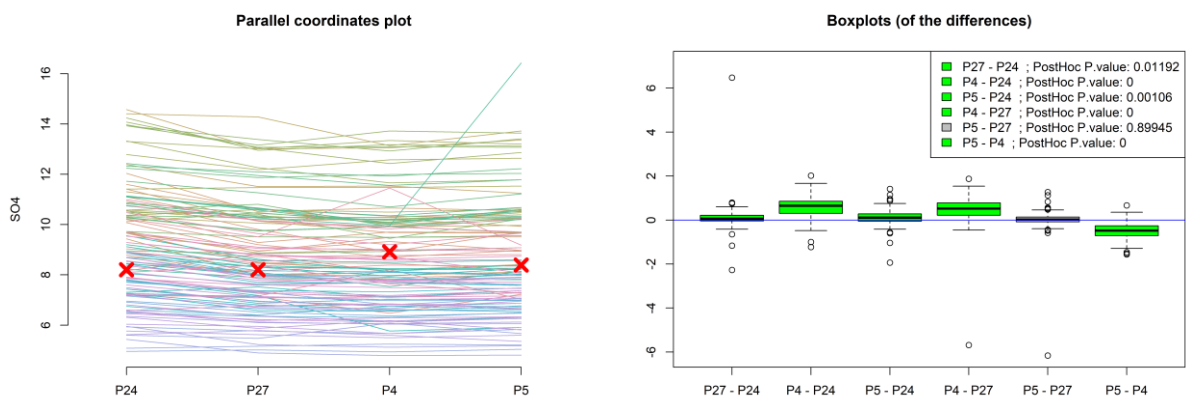


Abbildung 62. Non-parametrischer multipler Vergleich der Sulfat-Konzentration [meq L^{-1}] an den Messstellen im offenen See.

5.2.5 Zunahme des Salzgehalts des Neusiedler Sees in Jahren ohne Ableitungen über den Einser-Kanal

Aus der Veränderung der Konzentrationen im See in Jahren ohne Ableitungen über den Einser-Kanal kann errechnet werden, um wie viel die Ionen-Konzentrationen im Mittel pro Jahr ansteigen. Tabelle 9 zeigt die Jahresmittelwerte der Hauptionen im Zeitraum 1989–2019. Jahre ohne Ableitungen waren 1992–1995, 2002–2008, 2012 und 2016–2019. Die jährliche, wasserstandskorrigierte Zunahme der Äquivalenzionen-Konzentration ist in Tabelle 11 zusammengefasst. Der Gesamtsalzgehalt stieg in ableitungsfreien Jahren im Schnitt um 5–6% pro Jahr.

Tabelle 9. Anzahl von Messwerten von Ionen-Konzentrationen Jahresmittelwerte im Neusiedler See (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27).

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
1989	40	40	40	40	40	40	40	
1990	36	36	36	36	36	36	36	
1991	36	36	36	36	36	36	36	
1992	32	32	32	32	32	32	32	
1993	32	32	32	32	32	32	32	
1994	20	19	20	20	20	20	20	
1995	20	20	20	20	20	20	20	
1996	28	28	28	28	28	28	28	
1997	24	24	22	23	24	24	23	23
1998	24	24	24	24	24	24	24	24
1999	28	28	28	28	28	28	28	28
2000	71	70	71	71	71	71	71	71
2001	77	77	77	77	77	77	77	77
2002	96	96	96	96	96	96	96	96
2003	90	90	90	88	90	90	89	90
2004	92	92	91	92	92	92	92	91
2005	88	88	87	87	88	88	88	88
2006	89	89	89	89	89	89	89	89
2007	107	107	107	107	105	105	107	107
2008	109	109	109	109	109	109	109	109
2009	93	93	91	93	91	93	91	91
2010	81	81	81	81	81	81	81	81
2011	95	95	95	95	95	95	95	95
2012	71	69	71	71	71	71	71	71
2013	44	44	44	44	44	44	44	44
2014	61	61	61	61	61	61	61	61
2015	31	31	31	31	31	31	31	31
2016	28	28	28	28	27	27	28	28
2017	32	32	32	32	32	32	32	32
2018	28	28	28	28	28	28	28	28
2019	31	31	31	31	31	31	31	31

Tabelle 10. Jahresmittelwerte der Einzelionen-, Gesamt-Kationen- und Gesamt-Anionen-Konzentration sowie des Gesamt-Salzgehalts im Neusiedler See (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27), jeweils bezogen auf einen Referenzwasserstand von 115,5 m ü.A.

	Ca ²⁺ meq L ⁻¹	Mg ²⁺ meq L ⁻¹	Na ⁺ meq L ⁻¹	K ⁺ meq L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ meq L ⁻¹	CO ₃ ²⁻ meq L ⁻¹	Cl ⁻ meq L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ meq L ⁻¹	Kat meq L ⁻¹	An meq L ⁻¹	Kat:An	Sal mg L ⁻¹
1989	1,11	11,70	18,82	0,91	10,61	1,45	6,76		32,53			
1990	0,92	10,12	17,37	0,84	9,24	1,46	6,48		29,24			
1991	1,04	10,13	18,52	0,88	8,77	1,68	6,61		30,57			
1992	1,34	10,66	18,91	0,94	9,44	1,78	6,90		31,85			
1993	1,23	10,62	16,53	0,97	9,35	1,78	7,03		29,34			
1994	1,37	11,26	19,44	1,08	9,71	2,09	7,54		33,16			
1995	1,65	12,15	20,54	1,22	10,33	2,10	7,97		35,56			
1996	2,67	12,29	17,84	1,16	11,17	1,96	7,77		33,97			
1997	2,13	10,06	15,67	0,90	9,83	1,47	6,38	9,98	28,76	27,66	1,04	2,39
1998	1,53	9,45	12,61	0,83	8,49	1,51	5,81	8,33	24,42	24,14	1,01	2,04
1999	2,48	11,09	12,67	0,87	9,01	1,34	5,50	8,09	27,11	23,94	1,13	2,07
2000	1,29	9,54	12,11	0,81	8,34	1,31	5,40	7,83	23,75	22,88	1,04	1,94
2001	1,40	9,72	11,89	0,80	8,41	1,37	5,26	7,72	23,81	22,76	1,05	1,93
2002	1,21	9,64	12,59	0,72	7,97	1,43	5,41	7,79	24,16	22,61	1,07	1,93
2003	1,10	9,69	12,81	0,74	7,83	1,40	5,69	8,29	24,34	23,21	1,05	1,98
2004	1,42	9,97	13,77	0,85	8,47	0,95	6,17	8,98	26,01	24,57	1,06	2,13
2005	0,84	10,31	14,72	0,99	8,45	1,03	6,68	10,03	26,86	26,19	1,03	2,27
2006	1,52	12,36	16,38	1,05	10,04	1,09	7,38	10,27	31,32	28,78	1,09	2,49
2007	1,58	12,48	16,61	1,06	10,35	1,13	7,54	10,52	31,74	29,56	1,07	2,55
2008	1,88	13,73	17,86	1,14	11,72	1,27	8,40	11,50	34,61	32,88	1,05	2,81
2009	2,03	14,04	18,19	1,12	12,53	1,33	8,43	11,16	35,38	33,44	1,06	2,85
2010	2,00	12,81	16,28	0,99	12,21	1,25	7,72	9,87	32,08	31,04	1,03	2,61
2011	1,86	10,70	12,61	0,77	9,91	1,10	6,10	7,87	25,94	24,98	1,04	2,10
2012	1,30	10,13	13,14	0,80	9,59	1,21	6,38	7,79	25,37	24,97	1,02	2,08
2013	1,53	10,84	13,87	0,84	10,51	1,27	6,85	8,45	27,08	27,09	1,00	2,25
2014	1,57	11,47	14,61	0,86	10,98	1,47	7,36	8,40	28,51	28,20	1,01	2,32
2015	2,06	9,76	11,66	0,68	10,12	1,15	5,74	6,40	24,16	23,40	1,03	1,92
2016	1,13	10,14	13,06	0,67	9,92	1,60	6,11	6,83	25,01	24,46	1,02	2,00
2017	0,91	9,66	13,30	0,68	9,62	1,24	6,45	7,03	24,55	24,33	1,01	2,00
2018	1,22	10,67	14,77	0,88	10,21	1,31	7,08	7,87	27,53	26,47	1,04	2,20
2019	0,85	10,78	15,53	0,98	9,78	1,39	7,80	8,21	28,14	27,17	1,04	2,25

Tabelle 11. Mittlere jährliche Zunahme der (wasserstandskorrigierten) Äquivalenzionen-Konzentration in Jahren ohne Ableitungen über den Einser-Kanal zwischen 2002 und 2019.

Zunahme	Ca meq L ⁻¹	Mg meq L ⁻¹	Na meq L ⁻¹	K meq L ⁻¹	SBV meq L ⁻¹	Cl meq L ⁻¹	SO ₄ meq L ⁻¹	KAT meq L ⁻¹	AN meq L ⁻¹	S meq L ⁻¹
MW 2002–2008, 2017–2019	0,019	0,465	0,842	0,064	0,470	0,482	0,514	1,4	1,5	2,9

Tabelle 12. Mittlerer Konzentrationsfaktor *af* als Relation der Ionen-Konzentration im offenen See (Messstellen 4, 5, 24, 27) zur Konzentration in der Wulka im Zeitraum 2000–2019. Zahlen als Mittelwert ± 95%-Konfidenzintervall (n=20).

Zunahme	<i>af_{Ca}</i>	<i>af_{Mg}</i>	<i>af_{Na}</i>	<i>af_K</i>	<i>af_{SBV}</i>	<i>af_{Cl}</i>	<i>af_{SO4}</i>
P4	0,25 ± 0,07	3,22 ± 1,17	7,51 ± 1,37	3,15 ± 1,04	1,95 ± 0,42	3,46 ± 0,70	2,96 ± 1,15
P5	0,28 ± 0,08	3,02 ± 1,11	6,82 ± 1,42	2,93 ± 1,05	1,80 ± 0,41	3,19 ± 0,65	2,80 ± 1,09
P24	0,28 ± 0,07	2,97 ± 1,10	6,64 ± 1,33	2,90 ± 1,06	1,74 ± 0,38	3,14 ± 0,67	2,78 ± 1,07
P27	0,28 ± 0,10	3,02 ± 1,11	6,83 ± 1,41	2,96 ± 1,12	1,76 ± 0,41	3,20 ± 0,65	2,82 ± 1,07

5.2.6 Hydrochemische Charakterisierung des Grundwassers im Seewinkel

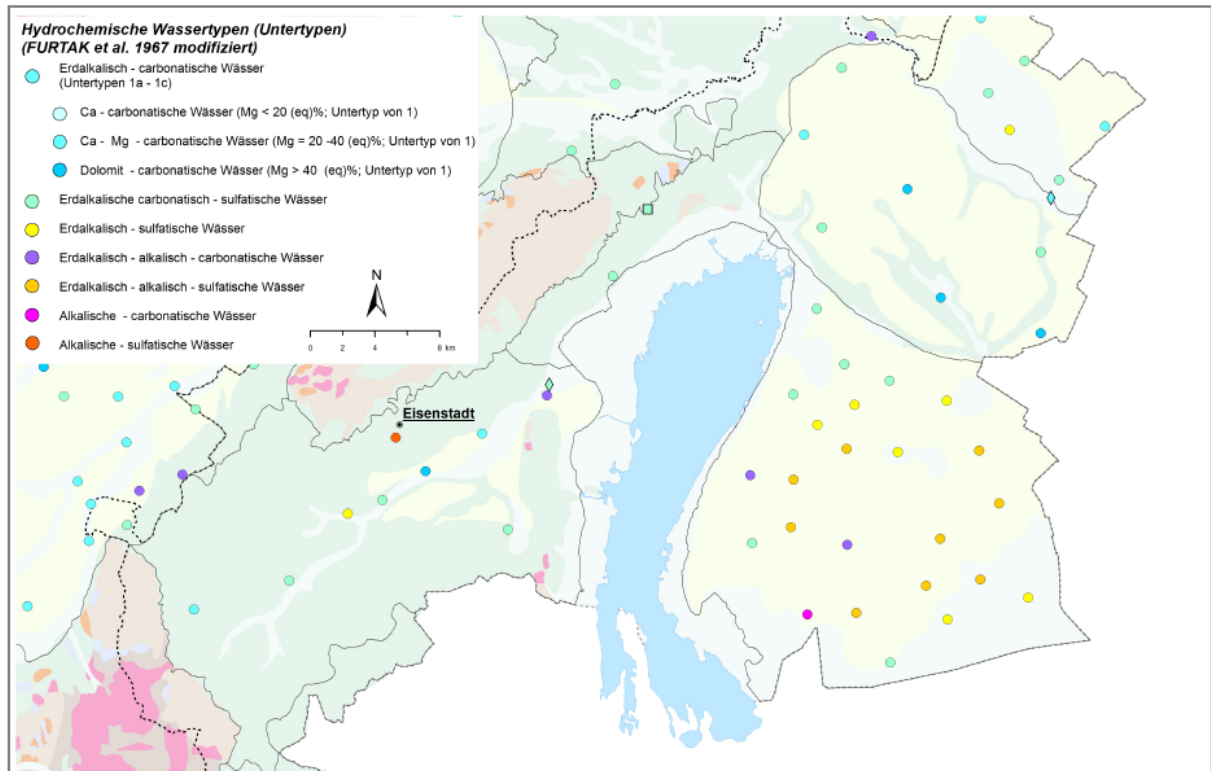
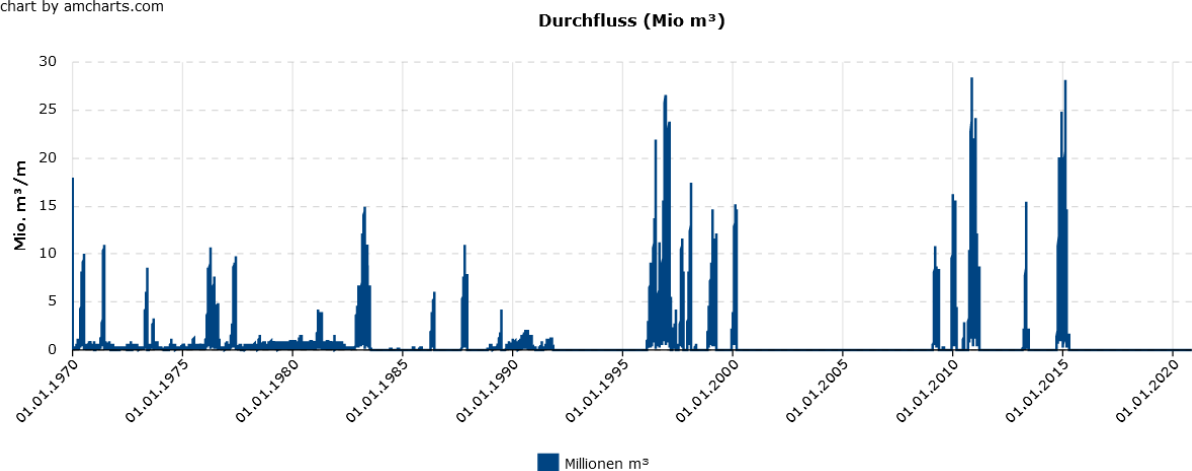


Abbildung 63. Charakterisierung der Grundwassermessstellen im Seewinkel nach hydrochemischen Wassertypen (aus: Schartner et al. (2017)).

5.2.7 Ausleitungen aus dem Neusiedler See über den Einser-Kanal

Quelle: <https://wasser.bgld.gv.at/hydrographie/der-neusiedler-see/webcam-wehr>

chart by amcharts.com



5.2.8 Messstellen im Grundwasser mit reduzierenden Bedingungen

Die nachfolgende Abbildung 63 hebt jene Messstellen hervor, in denen im Zeitraum 2000–2020 im Mittel geringe Sauerstoff- und/oder Nitrat-N-Konzentrationen gemessen wurden (vgl. Tabelle 11).

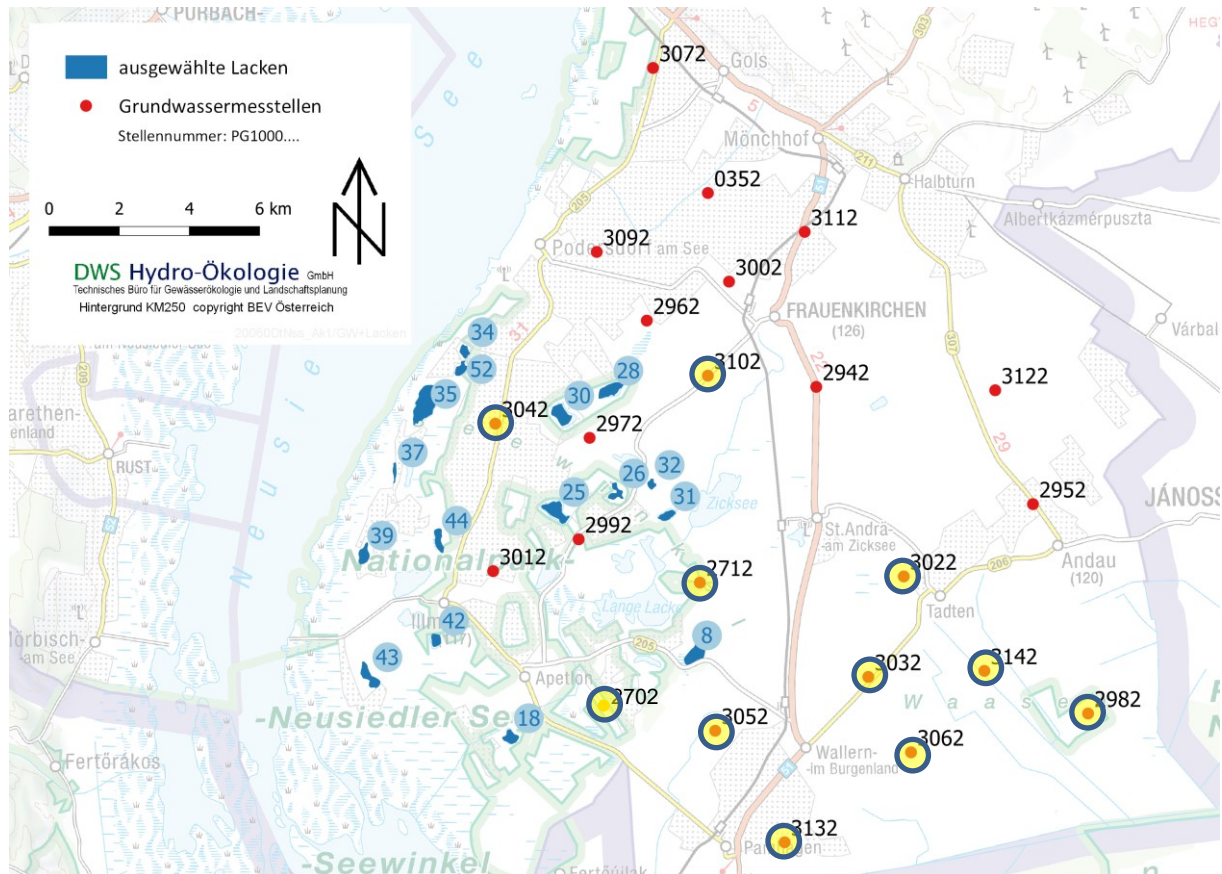


Abbildung 64. Grundwasser-Messstellen mit reduzierenden Bedingungen (gelbe Kreise).

Tabelle 13. Jahresmittelwerte der Einzelionen, der Gesamt-Kationen und -Anionen (KAT, AN) und des Gesamt-Salzgehalts im Neusiedler See (Monitoringstellen 4, 5, 24 und 27), jeweils bezogen auf einen Referenzwasserstand von 115,5 m ü.A.

	O2	NO3-N	NH4-N
PG10000352	1-2	>5	<0,01
PG10002702	<1	<1	>0,050
PG10002712	<1	<1	>0,050
PG10002942	1-2	>5	<0,01
PG10002952	<1	>5	<0,01
PG10002962	1-2	>5	<0,01
PG10002972	>2	>5	<0,01
PG10002982	<1	<1	>0,050
PG10002992	>2	>5	<0,01
PG10003002	1-2	>5	<0,01
PG10003012	>2	>5	<0,01
PG10003022	<1	1-5	>0,050
PG10003032	<1	<1	>0,050
PG10003042	1-2	1-5	0,01-0,03
PG10003052	1-2	1-5	0,01-0,03
PG10003062	<1	1-5	0,01-0,03
PG10003072	<1	>5	0,01-0,03
PG10003082	>2	>5	<0,01
PG10003092	1-2	>5	<0,01
PG10003102	<1	1-5	>0,050
PG10003112	1-2	>5	<0,01
PG10003122	>2	>5	<0,01
PG10003132	<1	<1	>0,05
PG10003142	<1	<1	>0,05