Sanierungsprojekt Ossiacher See – Bleistätter Moor

Stand 2022

Abb. 1: Blick auf das alte Pumphaus im Südbecken des Bleistätter Moores. Foto: KIS R. Fresner.

Einleitung

Das Bleistätter Moor erstreckt sich von Feldkirchen-Rabensdorf bis zum Ossiacher See (rund 600 Hektar). In den 1930-er Jahren wurde es für landwirtschaftliche Zwecke entwässert. Bis 2016 lagen 220 Hektar unter dem Grundwasserspiegel (Polderfläche) und zwei Pumphäuser pumpten das Drainagewasser in die Tiebel (Abb. 1). Heute beträgt die Polderfläche 155 Hektar und das anfallende Drainagewasser wird mittels der 2012 errichteten Pumpen in die Tiebel geleitet. Insgesamt wurden im Mündungsbereich der Tiebel 75 Hektar aus der Bewirtschaftung genommen und größtenteils geflutet.

Ausgangspunkt für die Entscheidung ein Sanierungsprogramm zu entwickeln, war das wiederholt starke Algenaufkommen seit Mitte der 1990-er Jahre im Ostbecken des Ossiacher Sees sowie die Gefährdung von Wohnhäuser durch Hochwässer infolge nicht mehr funktionsfähiger Drainagen im Bleistätter Moor.

Schon früh wurde ein Zusammenhang zwischen dem weiträumigen Fehlen von Wasserpflanzen und der massenhaften Entwicklung der Königsschwingalge „*Oscillatoria princeps*“ im Ossiacher See erkannt. Dass das große ökologische Problem in der Artenzusammensetzung und der Ausprägung der Wasserpflanzen lag, wurde im Jahr 2009 durch die Bewertung[1] der Makrophyten (Wasserpflanzen) mit einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand bestätigt.

Die intensiven limnologischen, ökologischen und technischen Untersuchungen führten zum Ergebnis, dass sich die Wasserqualität des Sees durch die Filterwirkung der Absetzbecken (Schweb-, Schad- und Nährstofffalle) verbessern wird.

Der Hauptzweck der Absetzbecken (Abb. 2) im Bleistätter Moor, die links und rechts der Tiebel im Zeitraum von 2016 bis 2018 angelegt wurden, ist es die Stoffeinträge in den See zu verringern und so zur Verbesserung der Wasserqualität beizutragen bzw. den „guten“ ökologischen Gesamtzustand des Ossiacher Sees zu erreichen.

Weitere mit dem Projekt verbundene Ziele waren die Schaffung von ökologisch wertvollen Lebensräumen sowie die weitere Nutzung des Moores für landwirtschaftliche Zwecke.

1 Pall, K., V. Mayerhofer, S. Mayerhofer, S. Hippeli, & A. Pall (2009): Makrophytenkartierung Ossiacher See – Bewertung, Qualitätselement Makrophyten – Bewertung nach WRRL, 20 pp.

Ergebnisse

Das gewässerökologische Monitoring durch die Abt. 8 Umwelt, Energie und Naturschutz startete gleich nach dem Abstellen der alten Pumpen am 1. März 2017 mit einem engmaschigen Untersuchungsprogramm an mehreren Messstellen in der Tiebel, im Ossiacher See und in den Absetzbecken.

Im Folgenden werden die Ergebnisse ausgewählter Nährstoffparameter des Ossiacher Sees, der Tiebel und der Absetzbecken sowie die Entwicklung der planktischen Algen in den Absetzbecken präsentiert.

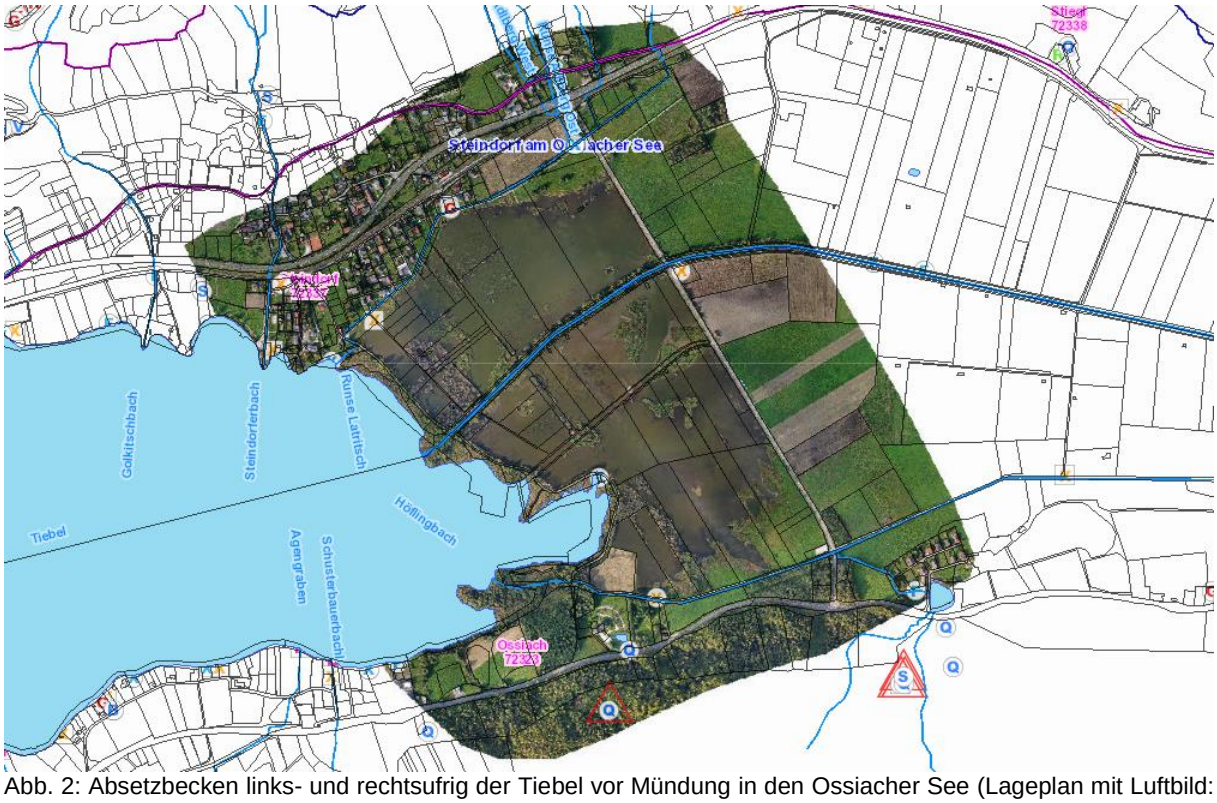


Abb. 2: Absetzbecken links- und rechtsufrig der Tiebel vor Mündung in den Ossiacher See (Lageplan mit Luftbild: Wasser (ktn.gv.at).

Ossiacher See

In der Vergangenheit gelangten bis in die 1970-er Jahre die ungeklärten häuslichen Abwässer aus dem Einzugsgebiet in den See. Die Folge waren massive Algenblüten bzw. Eutrophierungserscheinungen. Der Bau der Ringkanalisation und damit das Fernhalten der Abwässer führten im See rasch zu einem Rückgang des Gesamt-Phosphor-Inhaltes. Dieser Erfolg wurde im Laufe der Zeit jedoch durch die intesive Nutzung des Bleistätter Moores getrübt, da der Zufluss, die Tiebel die nährstoffreichen Drainwässer des Moores in den Ossiacher See leitet. Mit dem Wirksamwerden der errichteten Absetzbecken im Mündungsbereich der Tiebel ist im Ossiacher See wieder ein Rückgang beim Gesamt-Phosphor zu beobachten (Abb. 3).

Für die Bewertung von Trophie und ökologischen Zustand werden stets jene Daten, die über der tiefsten Stelle im Westbecken des Ossiacher Sees routinemäßig von null bis in 52 Meter Tiefe erhoben werden, herangezogen. Im Rahmen des Sanierungsprojektes wurde auch im Ostbecken Wasserproben über der tiefsten Stelle (11 m) entnommen. Aus diesem Grund wurde der Inhalt und die gewichtete Konzentration des Gesamt-Phosphors vom Ossiacher See wie gewohnt mit den Daten des Westbeckens und zum Vergleich auch zusammen mit den Daten des Ostbeckens ermittelt.

Abb. 3 stellt die Langzeitentwicklung des volumsgewichteten Gesamt-Phosphor-Inhalts vom Ossiacher See dar, zu dessen Berechnung die Daten der tiefsten Stelle im Westbecken Verwendung fanden.

In der Abb. 4 ist der Gesamt-Phosphor-Inhalt des Ossiacher Sees ab dem Jahr 2016 dargestellt. Es werden die Ergebnisse verglichen, die sich aus den beiden Berechnungsarten ergeben. Die Werte, berechnet aus der Summe von Ost und Westbecken sind nur geringfügig höher. Durch beide Berechnungen ist ab dem Jahr 2019 ein Rückgang der Werte gegeben. Von 2019 auf 2022 nahm der Gesamt-Phosphor-Inhalt um 400 Kilogramm von 2,72 (2,79) Tonnen auf 2,32 (2,39) Tonnen ab.

Auch die gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration nahm deutlich ab (Abb. 5). Das Jahresmittel berechnet aus Ost- und Westbecken sank von 13,7 µg/l auf 11,7 µg/l und berechnet für den gesamten See mit den Werten des Westbeckens von 13,4 µg/l auf 11,5 µg/l.

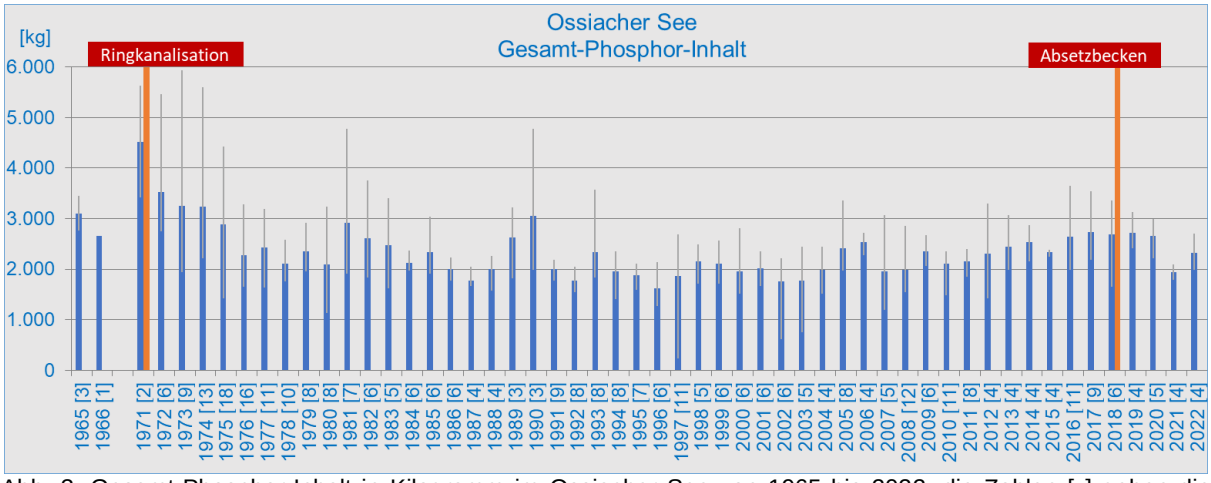


Abb. 3: Gesamt-Phosphor-Inhalt in Kilogramm im Ossiacher See von 1965 bis 2022; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

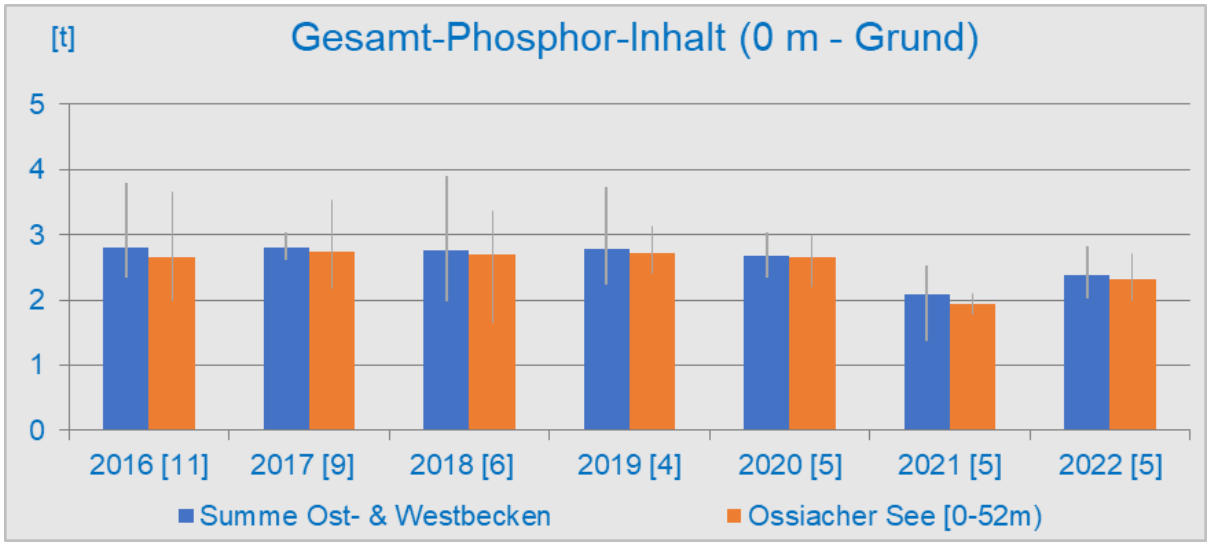


Abb. 4: Vergleich von Gesamt-Phosphor-Inhalt (Tonnen) im Ossiacher See von 2016 bis 2022; berechnet aus Summe von Ost- und Westbecken sowie mit den Daten des Westbeckens; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

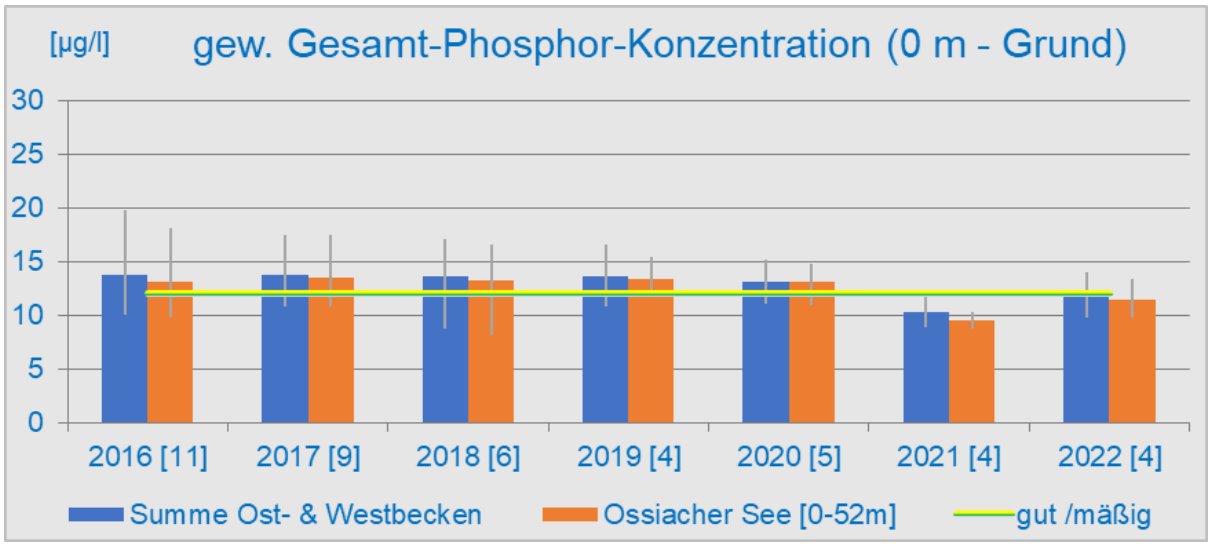


Abb. 5: Vergleich der gewichteten Gesamt-Phosphor-Konzentration im Ossiacher See von 2016 bis 2022; berechnet aus Summe von Ost- und Westbecken sowie mit den Daten des Westbeckens; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

Tiebel 2018 - 2022

Im vierten Jahr nach Fertigstellung haben sich die Absetzbecken als Sediment- und Nährstofffalle weiterhin gut bewährt. Sie halten einen Teil der Nährstoffe, die hauptsächlich von den Drainagewässern des Bleistätter Moores stammen, zurück. Tab. 1 veranschaulicht ausgesuchte Nährstoff-Konzentrationen in der Tiebel inklusive der Pumpwässer vor und nach sowie in den Absetzbecken. Bis zum November 2018 (Bau der Tiebelsperre) wurden die Absetzbecken nur wenig von der Tiebel gespeist.

Besonders die Phosphor-Fraktionen: Gesamt-Phosphor, Orthophosphat-Phosphor und gelöster Phosphor sind in der Tiebel nach den Absetzbecken stets deutlich geringer.

Geringer sind auch die Werte in der Tiebel nach Durchfluss der Absetzbecken beim Nitrat- und Ammonium-Stickstoff.

Eine Abnahme nach den Absetzbecken ist auch bei den abfiltrierbaren Stoffen zu beobachten.

Bei den Parametern gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) liegen nach den Absetzbecken meist höhere Konzentrationen vor.

Ein differenziertes Bild liefert die Darstellung der einzelnen Untersuchungstermine. So muss festgehalten werden, dass es durchaus Zeitpunkte gibt, an denen die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in der Tiebel nach den Absetzbecken größer sind als in der Tiebel vor den Absetzbecken. Allerdings waren die Jahresmittel der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen mit Ausnahme des Jahres 2019 in der Tiebel nach den Absetzbecken stets geringer. Im Jahr 2019 war ein Anstieg von 42 µg/l auf 48 µg/l zu beobachten. Im Jahr 2020 hielten die Absetzbecken einiges zurück, sodass die mittlere Konzentration in der Tiebel von 95 µg/l vor den Absetzbecken auf 63 µg/l nach den Absetzbecken sank (Abb. 6). Auch 2021 und 2022 gab es eine Reduktion von 42 µg/l auf 31 µg/l bzw. von 46 µg/l auf 35 µg/l. Vermutlich haben die relativ niederschlagsarmen Jahre weniger Gesamt-Phosphor aus den Polderflächen mobilisiert. Das Unwetter im Juni 2022 hat vorwiegend den westlichen Teil des Sees betroffen.

Sehr erfolgreich verlief in allen vier betrachteten Jahren die Reduktion des pflanzenverfügbaren Orthophosphat-Phosphors (Abb. 7) und des gelösten Phosphors (Abb. 8).

Eine Reduktion nach den Absetzbecken war auch beim Nitrat- und Ammonium-Stickstoff zu beobachten. Die Nitrat-Stickstoff-Konzentration nahm durch die Absetzbecken durchschnittlich um zwanzig Prozent ab (Abb. 9).

Tab. 1: Mittlere Konzentration ausgewählter Parameter in der Tiebel „vor“ und „nach“ den Absetzbecken sowie in den Absetzbecken (AB) von November 2018 bis Dezember 2022; die Konzentration für die Tiebel vor den Absetzbecken berechnet sich aus Werten der Messstelle „Tiebel vor Einleitung der Pumpwässer“ inklusive der Konzentrationen der Pumpwasser; Zahlen in [X/X/X] geben die Anzahl der Untersuchungstermie vor AB, AB und nach AB an).

Tiebel	vor AB	AB	nach AB		vor AB	AB	nach AB
Phosphor gesamt	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Abfiltrierbare Stoffe	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2018 [20/10/19]	62,2	63,1	44,1	2018 [11/10/11]	24,2	14,9	12,8
2019 [12/6/11]	42,2	49,7	48,0	2019 [12/6/11]	8,7	16,4	16,1
2020 [13/6/13]	95,3	52,7	62,6	2020 [13/6/13]	47,6	14,4	17,2
2021 [14/5/12]	42,2	37,7	31,4	2021 [14/5/14]	14,8	12,2	9,1
2022 [12/5/12]	46,1	43,9	34,5	2022 [12/5/12]	11,7	9,7	10,6
Phosphat-Phosphor	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Ammonium-Stickstoff	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
2018 [20/10/19]	39,3	5,0	4,4	2018 [11/10/11]	423	70	79
2019 [12/6/11]	16,7	5,1	4,7	2019 [12/6/11]	144	59	77
2020 [13/6/12]	13,7	4,6	4,2	2020 [12/6/12]	114	72	58
2021 [14/5/12]	12,1	4,2	4,5	2021 [12/5/12]	117	81	70
2022 [12/5/12]	18,5	5,0	4,2	2022 [12/5/12]	194	67	81
Phosphor gelöst	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Nitrat-Stickstoff	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
2018 [11/10/11]	49,4	12,8	10,2	2018 [11/10/11]	906	526	626
2019 [12/6/11]	23,2	11,3	11,7	2019 [12/5/11]	891	600	698
2020 [13/6/13]	20,5	9,8	10,7	2020 [12/6/12]	975	805	805
2021 [14/5/12]	17,2	7,2	8,0	2021 [12/5/12]	918	856	856
2022 [12/5/12]	22,9	7,3	6,3	2022 [12/5/12]	844	811	811
BSB5	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	TOC	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2018 [11/10/11]	1,0	3,2	2,3	2018 [11/10/11]	4,6	3,7	3,3
2019 [12/5/11]	0,6	3,0	2,0	2019 [12/5/11]	2,1	3,9	3,3
2020 [12/6/12]	0,7	1,8	1,6	2020 [12/6/12]	3,1	3,1	3,4
2021 [12/5/12]	0,8	1,1	1,4	2021 [12/5/12]	2,3	2,6	3,1
2022 [12/5/12]	0,8	1,9	1,6	2022 [12/5/12]	2,1	2,3	2,8

Beim Ammonium-Stickstoff war nach Durchfluss der Absetzbecken in der Tiebel ebenso eine Reduktion der Konzentrationen zwischen 20 und 30 Prozent zu beobachten (Abb. 10).

Die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe in der Tiebel ist eng mit Starkregenereignissen und Oberflächenabflüssen verbunden. Mit dem Monitoring konnte gezeigt werden, dass die Absetzbecken besonders bei Regenereignissen wie gewünscht einen Rückhalt darstellen.

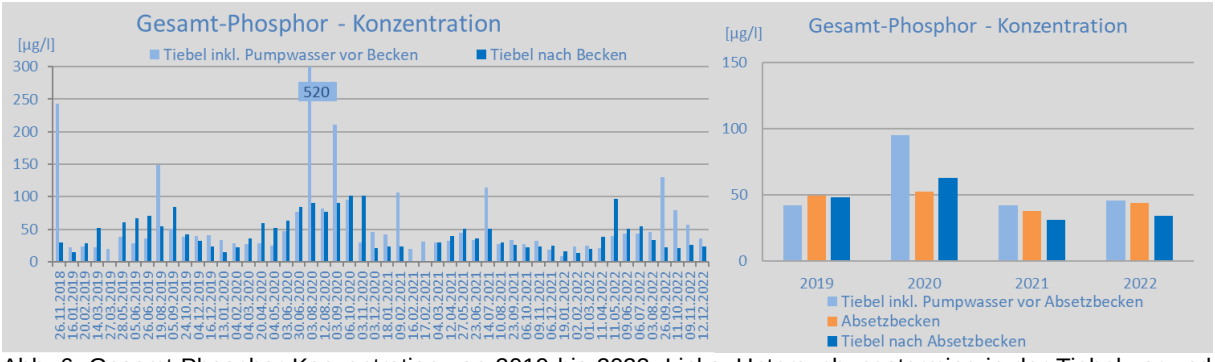


Abb. 6: Gesamt-Phosphor Konzentration von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

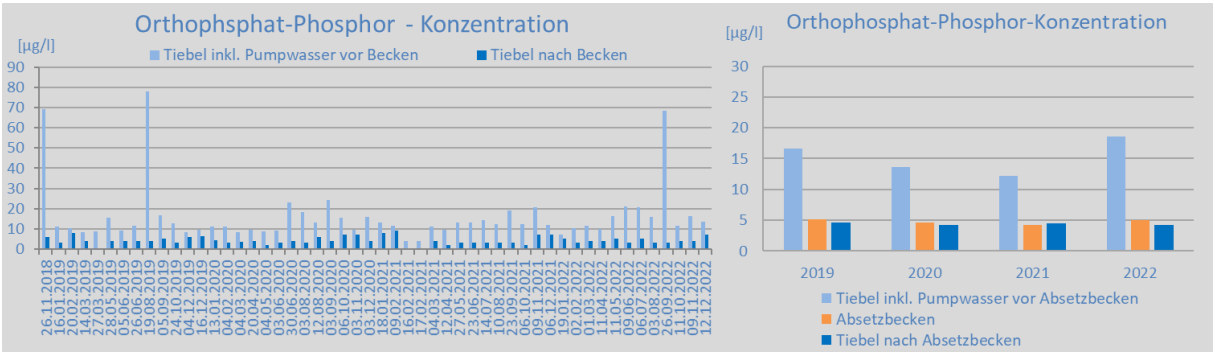


Abb. 7: Orthophosphat-Phosphor-Konzentration von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

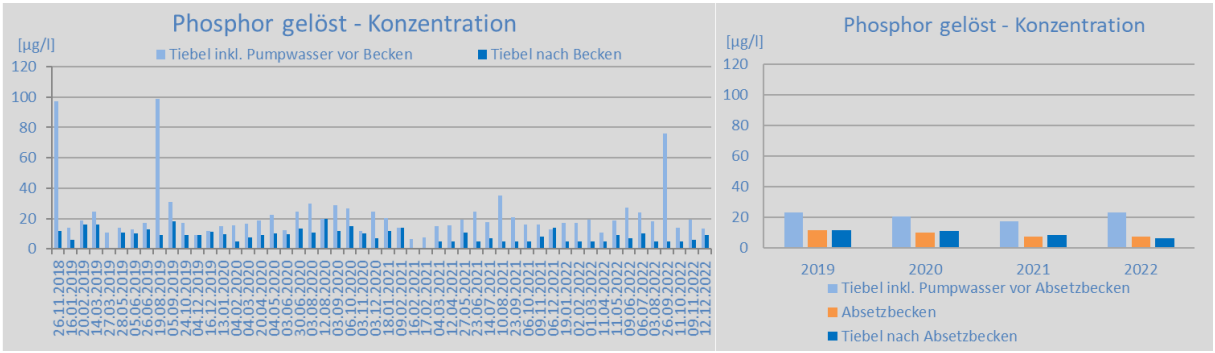


Abb. 8: Konzentration des gelösten Phosphors von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

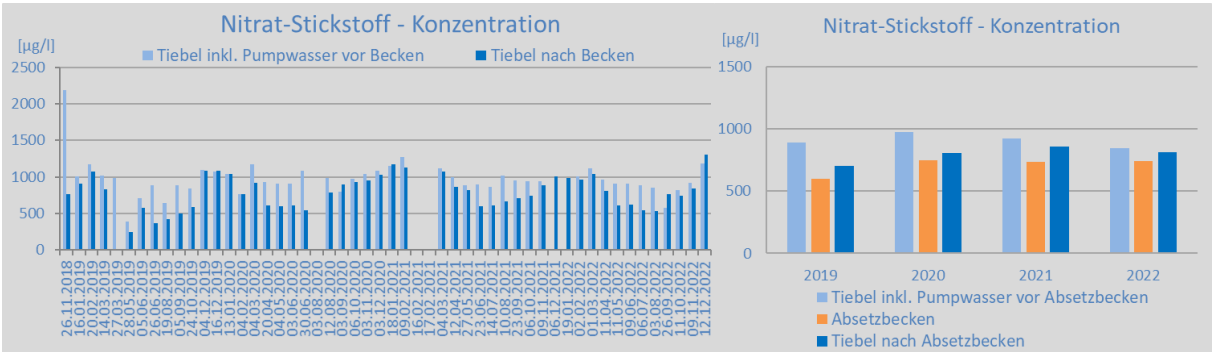


Abb. 9: Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

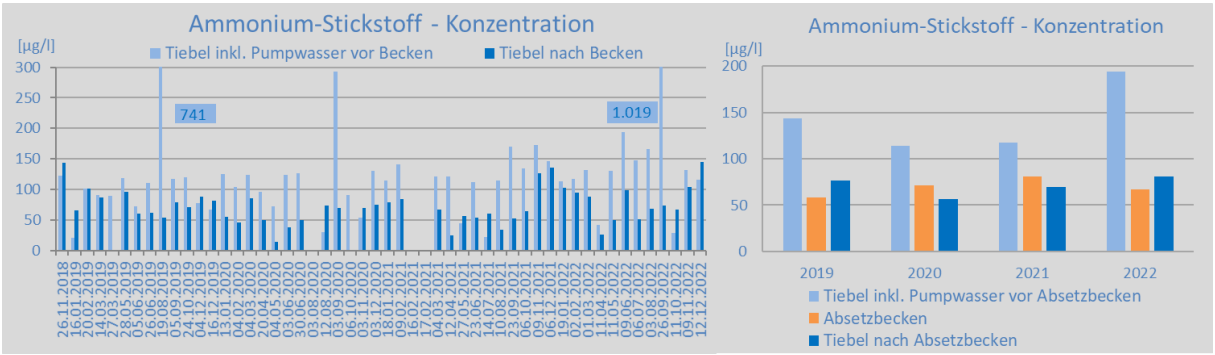


Abb. 10: Ammoniuim-Stickstoff-Konzentration von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

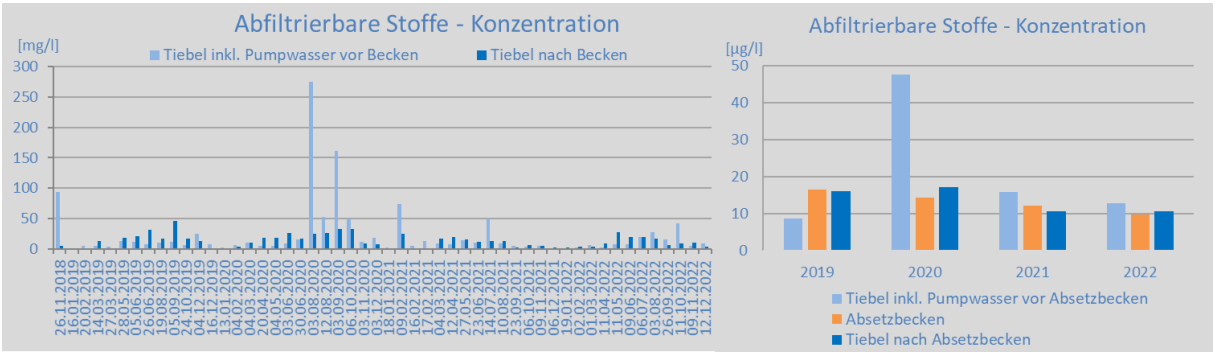


Abb. 11: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

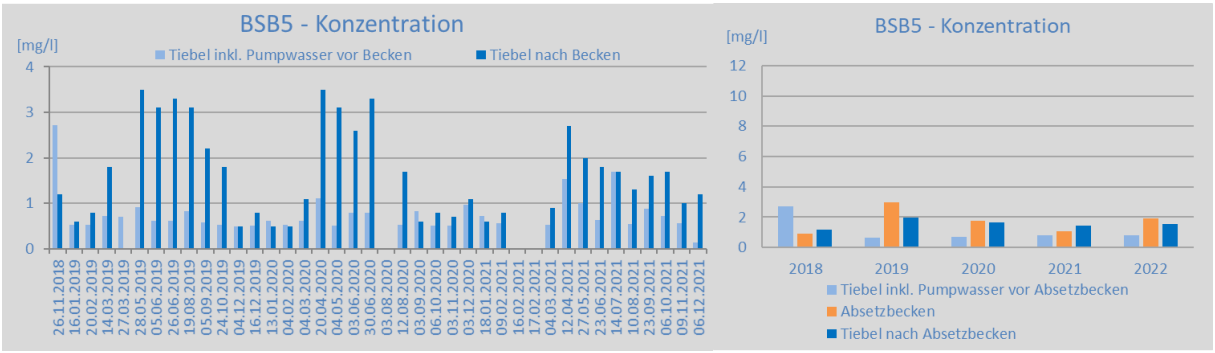


Abb. 12: Konzentration des biochemischen Sauerstoffbedarfs (5 Tage) von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

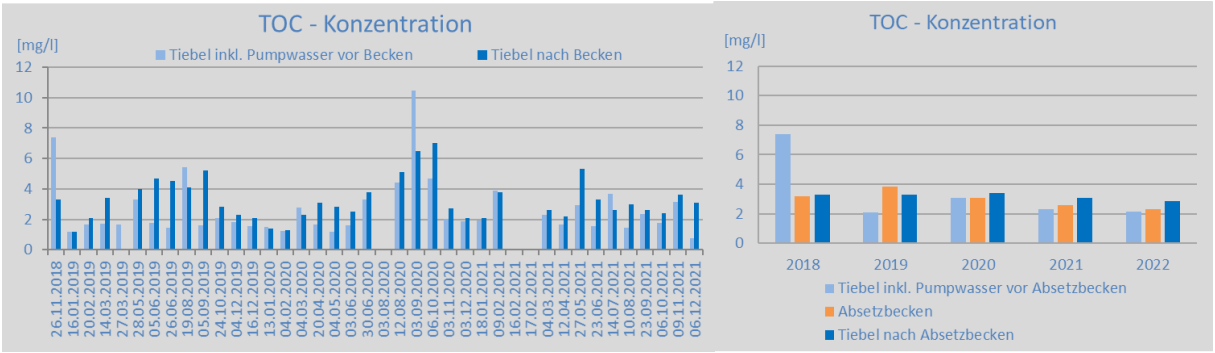


Abb. 13: Konzentration des gesamtorganischen Kohlenstoffs von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

Im ersten Jahr nach der Anbindung der Tiebel an die Absetzbecken (2019) fand bei den abfiltrierbaren Stoffen ein Austrag aus den Becken statt. Die mittlere Konzentration in der Tiebel vor den Becken betrug 8,7 mg/l und danach 16,1 mg/l, in den Becken betrug sie 16,4 mg/l. Infolge der Öffnung der Tiebeldämme Ende 2018 wurden die Absetzbecken deutlich stärker durchströmt und feinste Partikel und Schwebstoffe aus den Absetzbecken gelangten im ersten Jahr in den See.

Bei den Parametern gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) waren nach den Absetzbecken meist höhere Konzentrationen zu messen. Dies liegt daran, dass in den Becken wie gewünscht die Bindung der Nährstoffe bzw. Primärproduktion stattfindet. Besonders mit der Vermehrung von Wasserpflanzen und Schwebealgen wird Kohlenstoffdioxid (CO_2-Senke) in Biomasse festgelegt. Da diese Organismen zu einem gewissen Teil auch in den See gelangen, tragen sie naturgegeben zu Erhöhung der Konzentrationen von TOC und BSB_5 in der Tiebel nach den Absetzbecken bei.

Absetzbecken 2017 - 2022

Bereits am 1. März 2017 vor Fertigstellung aller baulichen Maßnahmen zur Errichtung der Absetzbecken wurden die Pumpen in den alten Pumphäusern abgestellt und es dauerte bis Mitte Juni bis sich der Wasserstand in den Absetzbecken mit dem Wasserstand des Ossiacher Sees ausgespiegelt hatte.

Am 28. März 2017, bei einer Wassertiefe von rund einem Meter begannen in den Absetzbecken die Probenahmen. Ab dem 13. Juli erlaubte es der Wasserstand, eine zweite Probe aus zwei Meter Tiefe zu entnehmen.

Die Datenauswertung hat gezeigt, dass bereits nach wenigen Wochen in den Absetzbecken ein Sauerstoffschwund ab einem Meter Tiefe auftrat. Der Sauerstoff wurde von Mikroorganismen durch den Abbau von organischem Material verbraucht, das infolge der Baggerarbeiten freigelegt bzw. geflutet wurde. Einhergehend mit dem Sauerstoffschwund setzten Phosphor-Rücklösungsprozesse aus dem Sediment ein, die zur Erhöhung der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen beitrugen. Erst mit der herbstlichen Abkühlung und den einsetzenden Winden (Eintrag von atmosphärischen Sauerstoff) ging eine Verbesserung der Sauerstoffsättigung in den Absetzbecken einher. Dazu kam, dass im November 2017 die Tiebeldämme im Zu- und Ablauf der Absetzbecken geöffnet wurden. Der Zulauf aber wurde mit dem Material, das später für den Bau der Tiebelsperre Verwendung fand, wieder verschlossen. Weil dieser Verschluss undicht war, drang fortwährend etwas Wasser aus der Tiebel in die Absetzbecken, was zur besseren Sauerstoffversorgung im grundnahen Wasser und folglich zur Bindung von Phosphat im Sediment beitrug. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass es auch zur Ausschwemmung von Gesamt-Phosphor aus den Absetzbecken kam. Jedenfalls korrelierte in den Absetzbecken die Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration mit der Zunahme der Sauerstoffsättigung, was am Beispiel des südlichen Absetzbeckens kurz vor der Rückleitung in die Tiebel veranschaulicht wird (Abb. 14).

Weiterhin werden große Teile des Bleistätter Moores landwirtschaftlich genutzt bzw. mit Stickstoff gedüngt. Pflanzen vermögen sowohl Ammonium- als auch Nitrat-Stickstoff aufzunehmen. In sauerstoffhaltigen Gewässern wird Ammonium von nitrifizierenden Bakterien zu Nitrat-Stickstoff oxidiert (Nitrifikation), bei Sauerstoffmangel reichert sich Ammonium-Stickstoff (Denitrifikation) an.
Die Tiebel als sauerstoffreiches Gewässer weist meist geringe Ammonium-Stickstoff-Werte auf, während das sauerstoffarme Pumpwasser sehr reichhaltig ist. In stehenden Gewässern fällt beim Abbau organischer Substanz Ammonium an, das sich unter sauerstofffreien Bedingungen oder bei niedrigen Temperaturen (geringe bakterielle Aktivität) über Grund anreichert.

Die Zunahme der Sauerstoffsättigung in den Absetzbecken wirkte sich auch positiv auf die Nitrat- bzw. Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen aus. Zu Beginn der Flutung war bei geringem Wasserstand die Sauerstoffsättigung mit Werten zwischen 60 und 90 Prozent gut und die Ammonium-Stickstoff-Konzentration betrug maximal nur 500 µg/l. Mit den steigenden Wassertemperaturen setzten verstärkt sauerstoffzehrende Abbauprozesse ein, die bereits im Juni zu einem Sauerstoffschwund in ein Meter Tiefe führten. Als Folge des Sauerstoffschwundes war die Ammonium-Stickstoff-Konzentration deutlich angestiegen.

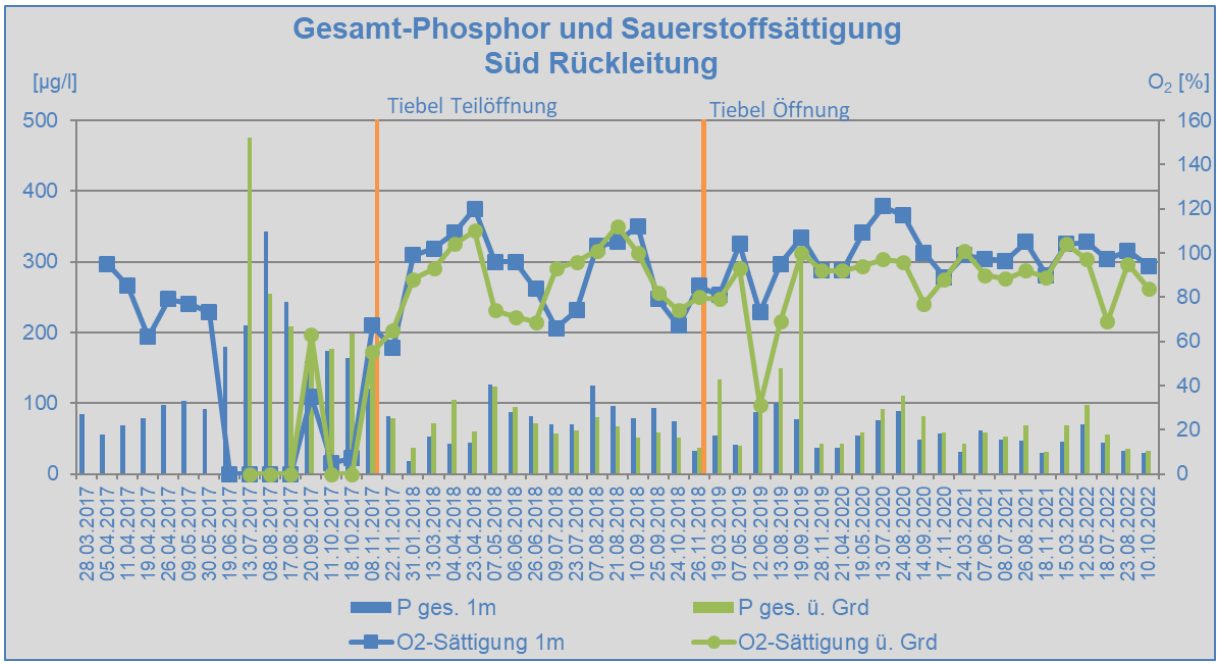


Abb. 14: Gesamt-Phosphor-Konzentration (µg/l) und Sauerstoffsättigung (%) an der Stelle Becken Süd-Rückleitung im Zeitraum von 28.03.2017 – 10.10.2022.

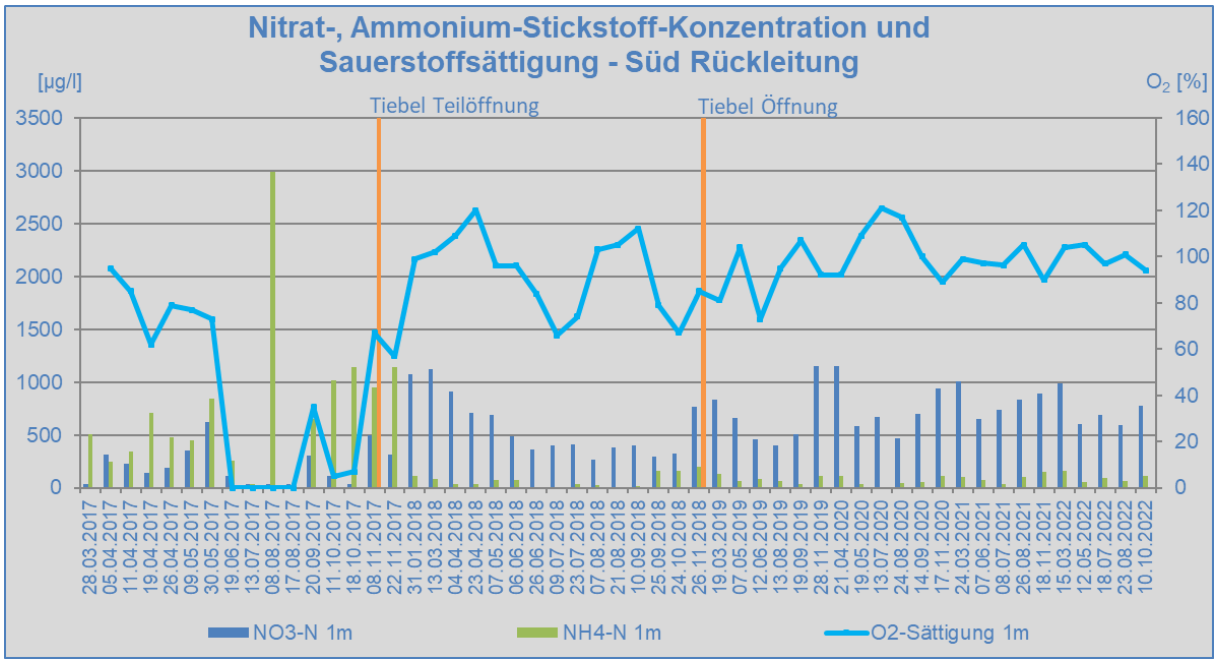


Abb. 15: Nitrat- und Ammonium-Stickstoff-Konzentration (µg/l) und Sauerstoffsättigung (%) an der Stelle Becken Süd-Rückleitung im Zeitraum von 28.03.2017 - 10.10.2022.

Mit der geringfügigen Durchströmung ab November 2018 wurden die Becken mit Sauerstoff versorgt, was wesentlich zur Senkung des Ammonium-Stickstoffs und zur Erhöhung des Nitrat-Stickstoffs beitrug (am Beispiel Messstelle Süd Rückleitung Abb. 15).

Die Absetzbecken nehmen nicht nur Nährstoffe, sondern auch Sedimente auf, die sich besonders im Einströmbereich der Tiebel, wo die Fließgeschwindigkeit stark gebremst wird, anlanden. Da es sich um Sedimentationsbecken handelt, ist eine Wartung bzw. Räumung dieser Sedimente im Einströmbereich in bestimmten Abständen erforderlich. Bereits im Februar 2021 mussten erstmals die angelandeten Sedimente entfernt werden.

Phytoplankton

Beginnend mit dem Jahr 2018 wurde das Phytoplankton bzw. die Algengemeinschaft in den Absetzbecken hinsichtlich Artenzusammensetzung, Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration untersucht.

Generell war das Algenbiovolumen verglichen mit anderen seichten und nährstoffreichen Seen sehr gering.

Nachdem die Tiebel 2019 die Becken vollständig durchströmte, wurde im Vergleich zu 2018 ein geringeres Algenaufkommen festgestellt (Abb. 16). Ein Teil der sich in den Absetzbecken entwickelnden Algen wurde mit der Strömung in den Ossiacher See verfrachtet. Einige Arten die in den Absetzbecken vorkamen, konnten nach der Öffnung als neue Arten für den Ossiacher See bestimmt werden. Wie der Abb. 16 zu entnehmen ist, wird in der warmen Jahreszeit ein höheres Algen-Biovolumen und entsprechend auch eine höhere Chlorophyll-a-Konzentration beobachtet.

Das Südbecken unterschied sich vom Nordbecken insofern, als dass das mittlere Biovolumen der Schwebealgen stets größer war. Ein Hinweis darauf, dass das größere Südbecken langsamer von der Tiebel durchflossen wird.

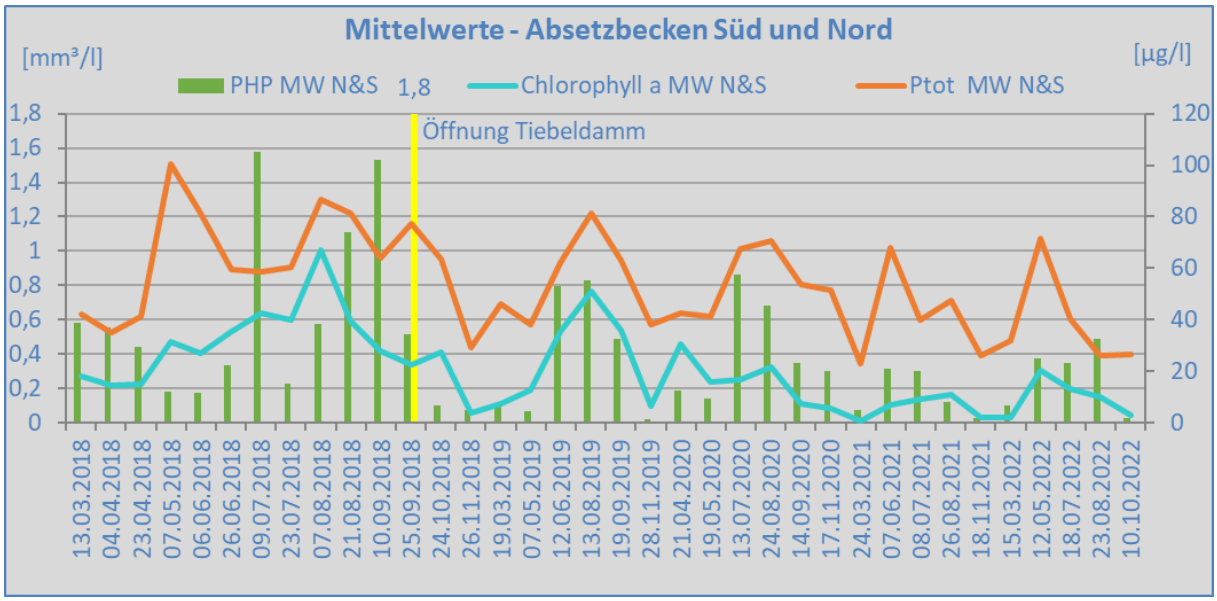


Abb. 16: Mittleres Phytoplankton-Biovolumen (PHP, mm³/l), mittlere Konzentration von Gesamt-Phosphor (Ptot, µg/l) und Chlorophyll-a (µg/l) berechnet aus den Absetzbecken Süd und Nord von 13.03.2018 bis 10.10.2022

Tab. 2: Jahresmittel des Algen-Biovolumens in den Absetzbecken südlich und nördlich der Tiebel.

	2018		2019		2020		2021		2022		2018-2022	
Algenklassen	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord
Bacillariophyceae Centrales	0,011	0,008	0,124	0,008	0,203	0,015	0,019	0,011	0,064	0,010	0,070	0,010
Bacillariophyceae Pennales	0,029	0,026	0,047	0,014	0,118	0,028	0,041	0,015	0,022	0,021	0,048	0,022
Chlorophyceae	0,058	0,009	0,084	0,015	0,078	0,008	0,100	0,002	0,079	0,013	0,075	0,010
Chrysophyceae	0,363	0,256	0,270	0,039	0,056	0,025	0,015	0,026	0,082	0,133	0,213	0,132
Conjugatophyceae-Desmidiales	0,002	0,004	0,001	<0,001	0,003	0,001	0,002	<0,001	<0,001	0,001	0,002	0,002
Cryptophyceae	0,143	0,048	0,044	0,062	0,065	0,017	0,012	0,007	0,037	0,024	0,081	0,035
Cyanophyceae-coccale		<0,001	<0,001		0,003		0,011	<0,001	0,002	<0,001	0,003	<0,001
Cyanophyceae-filamantös	0,002	0,003	0,003	0,005	0,005	0,001	0,011	0,003	0,005	0,009	0,004	0,004
Dinophyceae	0,028	0,009	0,017	0,019	0,016	0,047	0,012	0,002	0,026	0,022	0,023	0,016
Euglenophyta	0,114	0,138	0,024	0,043	0,053	0,019	0,027	0,025	0,017	0,005	0,065	0,071
Ulvophyceae	0,005								<0,001	<0,001	0,005	<0,001
unbestimmbare Formen	0,057	0,017	0,023	0,026	0,004	0,008	0,005	0,004	0,004	0,003	0,031	0,014
Xanthophyceae					0,015				0,040		0,028	
Jahresmittelwert [mm³/l]	0,810	0,516	0,637	0,231	0,617	0,171	0,252	0,096	0,379	0,241	0,646	0,316

Die Jahresmittelwerte des Algen-Biovolumens der Absetzbecken als auch das Biovolumen der einzelnen Algenklassen sind der Tab. 2 zu entnehmen.

Die Algengemeinschaft war im Zeitraum von 2018 bis 2022 in beiden Becken hauptsächlich von den Goldalgen dominiert. Insgesamt waren die Goldalgen durch 22 Arten in den Absetzbecken vertreten. Die Vertreter der Schlundalgen (Cryptophyceae) und der Panzeralgen (Dinophyceae) waren nahezu zu gleichen Teilen in beiden Absetzbecken anzutreffen. Die Grünalgen (Chlorophyceae) und Kieselalgen (Bacillariophyceae) waren im Betrachtungszeitraum im Südbecken häufiger anzutreffen als im Nordbecken. Die Augentierchen (Euglenophyceae) waren im Nordbecken häufiger.

Der prozentuelle Anteil der Algengruppen am mittleren Algen-Biovolumen für die einzelnen Jahre ist in den Abbildungen 17 und 18 dargestellt.

Im ersten Beobachtungsjahr (2018) war das Jahresmittel des Algen-Biovolumens von den Goldalgen dominiert (Abb. 17). In beiden Absetzbecken trat die Art *Synura* sp. dominant auf.

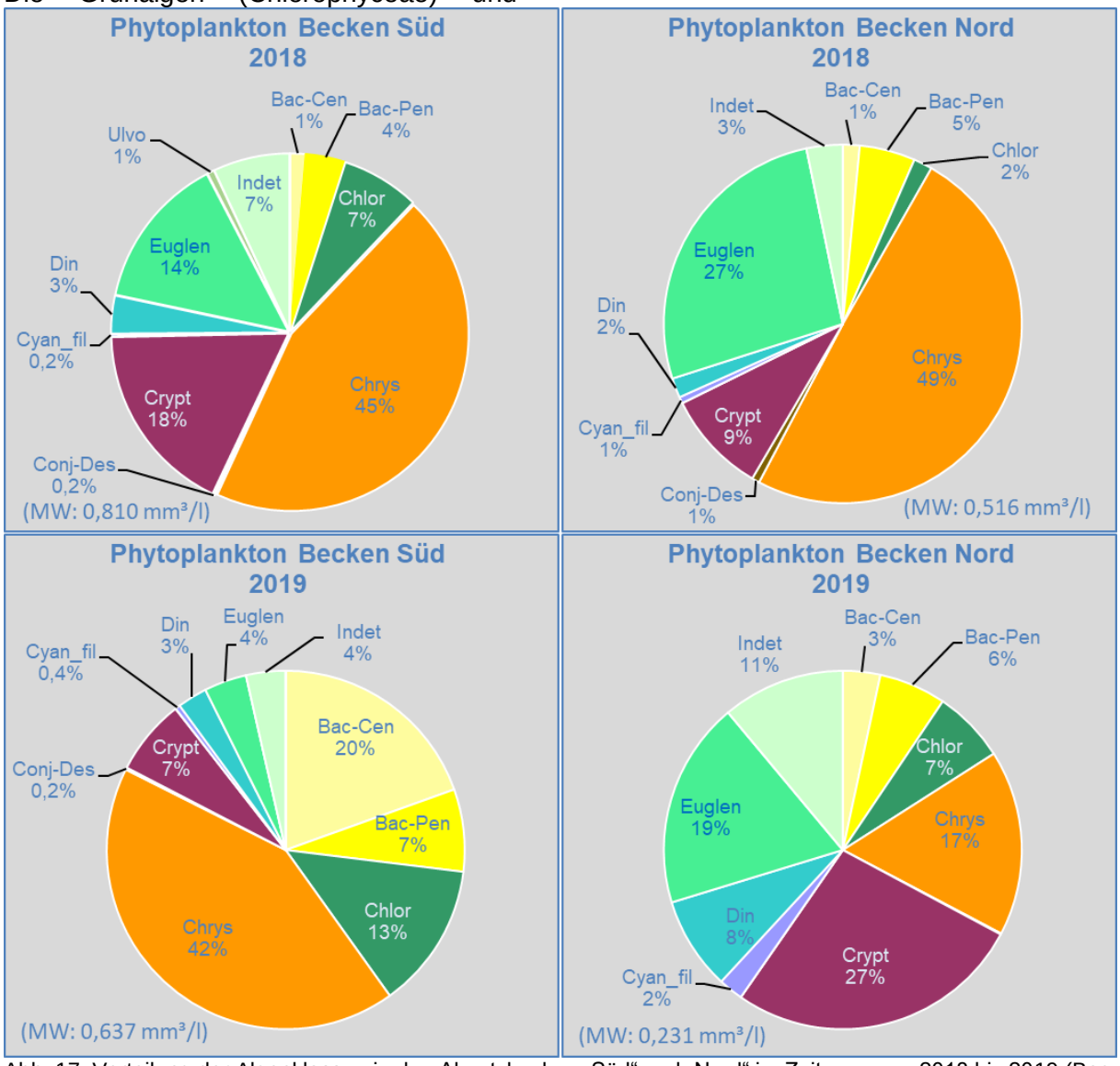


Abb. 17: Verteilung der Algenklassen in den Absetzbecken „Süd“ und „Nord“ im Zeitraum von 2018 bis 2019 (Bac-Cen & Bac-Pen – Bacillariophyceae, Chlor – Chlorophyceae, Chrys – Chrysophyceae, Conj-Des – Conjugatophyceae-Desmidiales, Crypt – Cryptophyceae, Cyan_cocc & Cyan_fil – Cyanophyceae, Din – Dinophyceae, Euglen – Euglenophyceae, Indet – unbestimmbare Formen, Ulvo – Ulvophyceae, Xanth – Xanthophyceae).

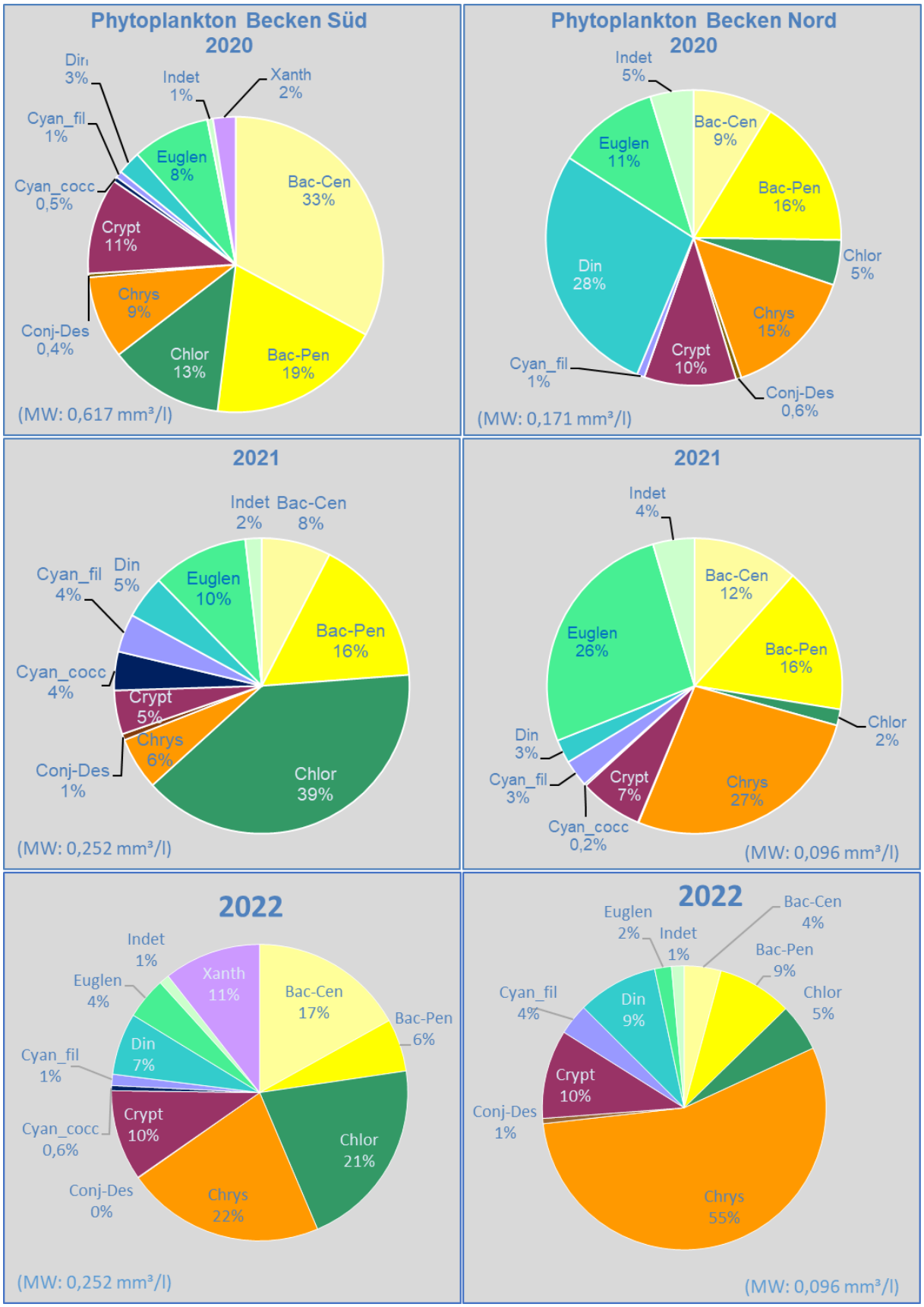


Abb. 18: Verteilung der Algenklassen in den Absetzbecken „Süd“ und „Nord“ im Zeitraum von 2020 bis 2022 (Bac-Cen & Bac-Pen – Bacillariophyceae, Chlor – Chlorophyceae, Chrys – Chrysophyceae, Conj-Des – Conjugatophyceae-Desmidiales, Crypt – Cryptophyceae, Cyan_cocc & Cyan_fil – Cyanophyceae, Din – Dinophyceae, Euglen – Euglenophyceae, Indet – unbestimmbare Formen, Ulvo – Ulvophyceae, Xanth – Xanthophyceae).

2019 erzielten die Goldalgen im Südbecken einen mittleren Biovolums-Anteil von 42 Prozent und *Synura* sp. trat zusammen mit *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* wieder sehr häufig auf. Im Nordbecken erzielten die Goldalgen mit 17 Prozent deutlich weniger als im Jahr zuvor. Die Augenflagellaten, die 2018 im nördlichen Absetzbecken auf mittlere 27 Prozent und im südlichen auf 14 Prozent kamen, waren 2019 nur mehr im Nordbecken von Bedeutung. Der Augenflagellat *Trachelomonas* sp. besiedelte 2018 das Nordbecken und die beiden Arten *Trachelomonas volvocina* und *T. hispida* das Südbecken. Die Schlundalgen haben von 2018 auf 2019 im Nordbecken von neun auf 27 Prozent zugelegt und im Südbecken von 18 Prozent auf sieben Prozent abgenommen.

Im Untersuchungsjahr 2020 waren die beiden Absetzbecken sehr unterschiedlich von den Algen besiedelt (**Fehler! V erweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Im Südbecken erlangten die Kieselalgen (Bacillariophyceae) besonders mit der zentrischen Art *Aulacoseira granulata* 52 Prozent und drängten damit die Goldalgen auf neun Prozent zurück. Im Nordbecken erreichten die stäbchenförmigen Kieselalgen beispielsweise mit *Gomphonema* sp. und *Navicula* sp. insgesamt 25 Prozent und die Goldalgen waren mit 15 Prozent ähnlich gut vertreten wie im Jahr zuvor. Die Panzeralgen (Dinophyceae) bildeten im Nordbecken einen Biovolumsanteil von 28 Prozent und im Südbecken von nur drei Prozent.

2021 waren die Kieselalgen in beiden Absetzbecken ähnlich häufig vertreten (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht g efunden werden.**, Mitte). Goldalgen und Augentierchen bildeten im Nordbecken je etwas mehr als 25 Prozent des Algenbiovolumens. Im Südbecken spielten die Grünalgen mit knapp 40 Prozent eine gewichtige Rolle. Besonders häufig trat die Grünalge *Scenedesmus opoliensis* auf.

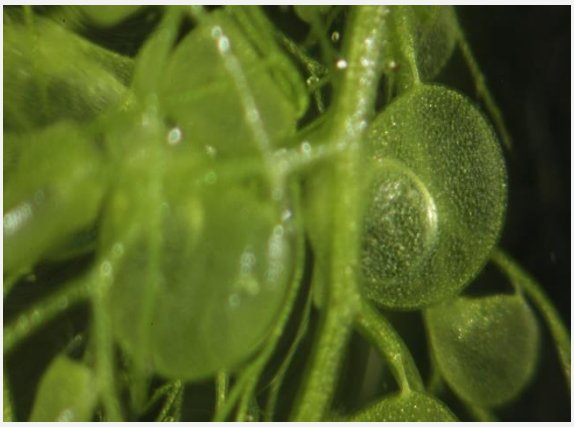
Im Untersuchungsjahr 2022 nahmen in beiden Absetzbecken die Goldalgen wieder eine dominantere Rolle ein. Im Nordbecken erzielten sie mit 20 Arten, darunter vor allem *Dinobryon divergens*, *D. sociale* var. *stipitatum* und *Uroglena* sp. 55 Prozent des Algen-Biovolumens. Im Südbecken erlangten die Goldalgen mit 21 Arten 22 Prozent. Die Grünalgen fielen im Südbecken wieder mit einem Anteil von 21 Prozent ins Gewicht, während sie im Nordbecken lediglich auf fünf Prozent kamen. Nur im Südbecken formte die Gelbgrünalge (Xanthophyceae) *Botryochloris minima* im Jahresmittel einen Biovolumsanteil von zehn Prozent.

Wasserpflanzen

In und rund um die Absetzbecken sind bereits ökologisch hochwertige Flach- und Wechselwasserzonen entstanden, die von zahlreichen Wasserpflanzen und -tieren angenommen wurden.

Besonders die Wasserpflanzen spielen als Nährstoff- bzw. Phosphorbinder eine wichtige Rolle im Zusammenhang mit den Zielen des Sanierungsprojektes.

Im Rahmen einer vom Land Kärnten durchgeführten Bestandsaufnahme konnten 49 Wasser- und Sumpfpflanzen sowie ans Wasser gebundene Pflanzen im Untersuchungsgebiet bestimmt werden (Tab. 3). Davon kommen elf Arten wie beispielsweise der Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris,* Abb. 19), Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), Weiße Seerose (*Nymphaea alba*), Wassernuss (*Trapa natans*, Abb. 19) oder der Wasserknöterich (*Persicaria amphibia,* Abb. 19,) ausschließlich im Wasser vor. Von den 17 Ufer- bzw. Sumpfpflanzen können beispielhaft der Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica* Abb. 19), die Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) oder der Kalmus (*Acorus calamus*) genannt werden. Bachbunge (*Veronica beccabunga* Abb. 19) oder Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa palustris*) seien als Vertreter acht bestimmten amphibischen Pflanzen genannt. Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera* Abb. 19) oder Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos cuculi*) zählen zu den 13 Vertretern im Untersuchungsgebiet, deren Lebensraum ans Wasser gebunden ist.



Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) Foto: KIS M. Friedl.

Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*) Foto: KIS G. Santner.

Wassernuss (*Trapa natans*) Foto: KIS G. Santner.

Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Bachbunge (*Veronica beccabunga*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Abb. 19: Wasserpflanzen in und rund um die Abseztbecken im Bleistätter Moor.

Tab. 3: Vorkommen der Makrophyten im Untersuchungsgebiet. Südbecken SB, Nordbecken NB, OS Ossiacher See, AT Alte Tiebel; Form – Lebensformen: A: Amphiphyt (Mittelstellung zwische Wasser- und Sumpfpflanze), H: Helophyt - Sumpfplfanze, Hyd; Hydrophyt – Wasserpflanze, SW – sonsitge ans Wasser gebundene Art (Naturschutz U. Prochinig).

Artname	Form	SB	NB	OS	AT
Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*)	Hyd	x	x	x	
Akeleiblättrige Wiesenraute (*Thalictrum aquilegifolium*)	SW				x
Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum ssp. Neglectum)*	H	x		x	x
Bachbunge (*Veronica beccabunga*)	A	x			x
Berchtholds-Laichkraut (*Potamogeton berchtholdii*)	Hyd		x		x
Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara)*	SW	x	x	x	x

Artname	Form	SB	NB	OS	AT
Blutweiderich (*Lythrum salicaria*)	H	x	x	x	x
Drachenwurz (*Calla palustris*)	H			x	
Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera*)	SW	x	x	x	x
Echter Beinwell (*Symphytum officinale*)	SW	x	x		x
Flatter-Binse (*Carex elata*)	H	x			
Flatterbinse (*Juncus effusus*)	H	x			x
Flussampfer (*Rumex hydrolapathum*)	H				x
Flutender Schwaden (*Glyceria fluitans*)	A	x			x
Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica*)	H	x			
Gewelltes Laichkraut (*Potamogeton crispus*)	Hyd			x	
Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa palustris*)	A	x			
Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*)	Hyd		x		
Gilbweiderich (*Lysimachia nummularia*)	A	x	x	x	x
Große Goldrute (*Solidago gigantea*)	SW		x		
Großes Springkraut (*Impatiens noli tangere*)	SW				x
Haar-Hahnenfuß (*Ranunculus trichophyllus*)	Hyd	x			x
Japanischer Staudenknöterich (*Fallopia japonica*)	SW			x	
Kalmus (*Acorus calamus*)	H	x			
Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*)	Hyd	x	x	x	x
Kleines Springkraut (*Impatiens parviflora*)	SW				x
Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*)	SW	x			
Mädesüß (*Filipendula ulmaria*)	SW	x	x	x	
Nadel Sumpfbinse (*Eleocharis acicularis*)	A	x			
Raues Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*)	Hyd	x	x	x	
Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*)	H	x	x	x	x
Rossminze (*Mentha longifolia*)	SW	x			x
Schilf (*Phragmites australis*)	H	x	x	x	x
Schmalbaltt Rohrkolben (*Typha angustifolia*)	H	x	x	x	x
Segge (Carex sp.)	H		x		
Seifenkraut (*Sapnaria officinalis*)	SW		x		
Sumpfschachtelhalm (*Equisetum palustre*)	A	x	x	x	x
Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*)	H	x		x	x
Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*)	H		x		
Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis scorpioides*)	A	x	x	x	x
Sumpf-Ziest (*Stachys palustris*)	SW	x	x	x	x
Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*)	H	x	x	x	x
Ufer-Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*)	H	x	x	x	x
Vielwurzel-Wasserlinse (*Spirodela polyrhiza*)	Hyd	x	x	x	x
Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*)	Hyd	x	x		
Wassernuss (*Trapa natans*)	Hyd	x	x	x	
Wasserpfeffer (*Persicaria hydropiper*)	A	x			
Wasserschierling (*Cicuta virosa*)	H	x		x	
Weiße Seerose (*Nymphaea alba*)	Hyd	x		x	

Fische

Ein Jahr nach Fertigstellung der projektsbezogenen Maßnahmen fanden in den Absetzbecken am 30. Oktober 2019 Untersuchungen zum Fischbestand statt.

Die Elektrobefischung erfolgte vom Boot aus mit einem Anodenrechen. Insgesamt wurden drei Habitatstypen festgelegt, die möglichst alle Habitatausprägungen der Absetzbecken umspannten. An diesen Habitatstypen genannt: Wasserfläche, submerse Vegetation und Wasserknöterich erfolgten dreizehn Streifenbefischungen.

Mit dieser Methode wurden insgesamt zwölf Fischarten festgestellt (Tab. 4). Die Rotaugen waren mit 17.322 Individuen am häufigsten, gefolgt von Laube (3.952 Ind.) und Rotfeder (3.225 Ind.). Mit 416 Individuen waren die Bitterlinge (Abb. 20) erfreulich häufig. Besonders weil das Fortpflanzungsverhalten des Bitterlings eng an das Vorhandensein von

Großmuscheln geknüpft ist. Das Weibchen legt ihre Eier mittels einer Legeröhre in den Kiemenraum einer geöffneten Muschel ab. Anschließend entlässt das Männchen über der Muschel seinen Samen, der mit dem Atemwasser angesaugt wird und die Eier befruchtet. Die befruchteten Eier entwickeln sich im Innern der Muschel und die kleinen Bitterlinge verlassen diese nach zwei bis vier Wochen.

Abb. 20: Bitterling (*Rhodeus amarus*). Foto: KIS G. Santner.

Tab. 4: Fischbestand der Absetzbecken vom 30.10.2019: Fangzahl, Länge und Gewicht.

Art	Fang-zahl	Länge (cm)			Gewicht (g)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Aitel (*Squalius cephalus*)	3	7,0	7,0	7,0	3,0	3	3,0
Bitterling (*Rhodeus amarus*)	416	6,0	6,0	6,0	2,0	2	2,0
Brachse (*Abramis brama*)	523	7,0	45,0	17,2	3,0	1.085	285,1
Europäischer Wels (*Silurus glanis*)	3	13,0	100,0	66,0	13,0	7.040	3.776,0
Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	7	12,0	21,0	15,1	21,0	121	50,3
Güster (*Blicca bjoerkna*)	176	5,5	13,0	8,4	2,0	26	8,1
Hecht (*Esox lucius*)	32	26,0	70,0	44,1	106,0	2.397	711,7
Laube (*Alburnus alburnus*)	3.952	6,5	6,5	6,5	2,0	2	2,0
Rostauge (*Rutilus rutilus*)	17.322	6,5	12,0	7,4	3,0	19	4,9
Rotfeder (*Scardinius erythrophthalums*	3.225	6,5	17,0	7,7	3,0	50	8,2
Schleie (*Tinca tinca*)	7	9	39,0	15,2	11,0	473	87,6
Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)	7	4,5	9,9	6,8	1,0	19	7,3

Abb. 21: Baggerarbeiten im Einlaufberich der Absetzbecken im Bleistätter Moor im Februar 2021 (Foto: KIS M. Reichmann).

Bauliche Maßnahmen

Die mit dem Sanierungsprojekt verbundenen Maßnahmen begannen in den Jahren 2005 bis 2007 mit der **Räumung der Tiebel** auf einer Länge von 1,3 km und der **Entfernung von Sedimenten** (Saugbagger) **im Mündungsbereich** der Tiebel sowie dem **Bau des Begrenzungsdammes Ost**.

2008 erfolgten Anpassungsarbeiten am **Seeabschlussdamm** und die Errichtung des **Hochwasserschutzdammes** in Steindorf.

In den Jahren 2007 bis 2012 fanden **Saugbaggerungen im Ostbecken** des Sees statt.

Um die landwirtschaftliche Nutzung des Moores weiterhin zu gewährleisten, wurde nahe der Landesstraße (L50) im Jahr 2012 ein **Pumpenhaus** errichtet. Die fortwährend aus den verbleibenden Polderflächen (155 Hektar, zuvor 220 Hektar) anfallenden Drainagewässer werden hier kurz vor den Absetzbecken in die Tiebel pumpt. Weitere Drainagerohre des insgesamt rund 600 Hektar großen Moores entwässern die nährstoffreichen Drainagewässer frei in die Tiebel.

2016 wurde die **Tiebelsohlschwelle bei Sonnberg** entfernt.

Am 17. Mai 2016 begannen die Arbeiten zur Errichtung der **Absetzbecken**. Während der Arbeiten waren die alten Pumpen in Betrieb, diese wurden im März 2017 abgestellt und abgebaut. Die Tiebeldämme für die Anbindung der Absetzbecken wurden im Herbst 2017 errichtet und die Einlauföffnung wieder verschlossen. Im November 2018 wurde der **Querdamm** in der Tiebel gebaut und seitdem fließt die Tiebel durch die Absetzbecken zum Ossiacher See.

Zu erwähnen ist, dass mehrere Hochwässer in den Jahren 2019 und 2020 reichlich Sedimente mitführten, die sich hauptsächlich im Einlaufbereich abgesetzt

haben. Mitte Februar 2021 mussten die Sedimente mittels Bagger entfernt werden, damit die Tiebel wieder entlang der Tiefenrinnen durch die Absetzbecken fließen kann (Abb. 21). Mit dieser Maßnahme ist auch in Zukunft immer wieder zu rechnen.

Erholungsraum

Auch die Bevölkerung entdeckt das Bleistätter Moor als Ruhe- und Erholungsraum. Die angelegten Wege rund um das Schutzgebiet laden zum Innehalten und Schauen ein.

Die Nutzung für Freizeitaktivitäten wie Baden, Fischen, Radfahren, Reiten oder Rudern ist aufgrund der Schutzgebietsausweisung nicht im Einklang mit den Schutzzielen.

Im Zuge der Schutzgebietsbetreuung „Tiebelmündung - Bleistätter Moor“ bietet das Land Kärnten Führungen im „Natura 2000 Gebiet Bleistätter Moor“ an.

Herausgeber: Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 8 – Umwelt, Energie und Naturschutz
UAbt. Geologie und Gewässermonitoring KIS – Kärntner Institut für Seenforschung
Kirchengasse 43, A-9020 Klagenfurt am Wörthersee

Telefon: 050 536 18452 - E mail: abt8.kis@ktn.gv.at - Web: https://kis.ktn.gv.at