

Vorbereitung der Renaturierung des Santower Sees - Maßnahmen zur Ertüchtigung des Ringgrabens Santower See.

<i>Organisationseinheit:</i> Bauamt <i>Sachbearbeiter:</i> Sven Blomberg	<i>Datum</i> 08.01.2025 <i>Verfasser:</i>
---	--

<i>Beratungsfolge</i>	<i>Geplante Sitzungstermine</i>	<i>Ö / N</i>
Umweltausschuss Stadt Grevesmühlen (Vorberatung)	27.01.2025	Ö

Beschlussvorschlag

Der Umweltausschuss stimmt der Umsetzung der geplanten Maßnahme durch den WBV grundsätzlich zu. In einem ersten Schritt wird dem WBV Wallensteingraben-Küste übertragen, die notwendige wasserrechtliche Erlaubnis bei der zuständigen Unteren Wasserbehörde des Landeskreises zu beantragen. Die Stadt bleibt frei von Kosten!

Sachverhalt

Der Santower See nördlich von Grevesmühlen und sein Einzugsgebiet befinden sich hinsichtlich der wasserhaushaltlichen Situation sowie der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Sees sowie des ökologischen Zustandes von seenahen Teilen des Einzugsgebietes in einem schlechten Zustand.

Die EG-WRRL setzt als wesentliches Ziel, dass sich die Gewässer der Gemeinschaft (Oberflächengewässer und das Grundwasser) bis spätestens 2027 in einem guten Zustand befinden.

Der Santower See ist als GGB (FFH-Gebiet) „Santower See“ (DE 2133-301) und FFH-Lebensraumtyps (LRT) „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ (3140) auch von großer Bedeutung für den Naturschutz.

Die Ursachen des aktuellen schlechten Zustands sind vermutlich vielfältig. Der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg e.V. hatte bereits in der Vergangenheit Planungen von Maßnahmen beauftragt, die zur Verbesserung beitragen sollten. Deren Wirksamkeit konnte jedoch nicht ausreichend belegt werden. Daher wurde eine Machbarkeitsstudie mit limnologischem Gutachten zur weiteren Vorbereitung erarbeitet (s.a. Anlage 2). Die Vorhabenträgerschaft wurde vom Wasser- und Bodenverband Wallensteingraben - Küste übernommen, wodurch eine Förderung der Studie aus ELER-II-Mitteln erreicht werden konnte. Die Studie wurde nach entsprechender Ausschreibung durch die Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH erarbeitet. Dabei wurden Maßnahmen entwickelt bzw. diskutiert, die zum Ziel haben, den See wieder in seine natürliche Trophiestufe zu überführen und damit die Voraussetzung für die Etablierung einer typgerechten Biozönose im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der FFH-Richtlinie zu schaffen.

Der Abschlussbericht der Studie und deren Ergebnisse wurden den beteiligten Institutionen

und interessierten Akteuren (StALU-WM, Landesministerium, uNB, uWB, Landschaftspflegeverband, Gemeinde Stadt Grevesmühlen, Gemeinde Warnow und WBV) in einem gemeinsamen Termin im September 2024 vorgestellt und die in der Studie herausgearbeiteten Maßnahmen diskutiert.

Als wichtigste erste Maßnahme zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse des Santower Sees wurde die Ertüchtigung und der weitere Staubetrieb des Stauwehrs am Fließkilometer 1+100 ermittelt (s.a. Anlage 2, S. 168).

Diese Maßnahme wurde mit der unteren Wasserbehörde (uWB) am 24.09.2024 (vgl. Protokoll im Anhang) besprochen. Im Einzelnen bedeutet dies, dass das Staubauwerk im Ringgraben (Gew.-Nr. 11:22/6, Flurstück 86, Flur 1, Gemarkung 176 Santow, Gemeinde Stadt Grevesmühlen) zunächst reaktiviert werden soll, um schnellstmöglich einen positiven Einfluss auf den Zustand des Santower Sees nehmen zu können. Dazu soll die wasserrechtliche Erlaubnis der Gemeinde erteilt und Stauziele festgelegt werden. Die Unterhaltung der Anlage bleibt weiterhin in Zuständigkeit des WBV. Die Bedienung könnte u.U. dem Landschaftspflegeverband übertragen werden.

Nach Rücksprache mit der uWB wäre das Wasserrecht über den WBV als Verfahrensbeteiligter für die Stadt Grevesmühlen zu beantragen und die Notwendigkeit und die Festlegung zu den Stauzielen sind zu begründen. Weiterhin benötigt wird die Zustimmung der betroffenen Grundstückseigentümer, welche ebenfalls der WBV einholt. Kosten für die Beantragung ansich entstehen keine.

Der WBV bittet zunächst um die Zustimmung der Stadt Grevesmühlen zur Beantragung der wasserrechtlichen Erlaubnis für die Umsetzung der schon vorabgestimmten Maßnahme (s.a. Anlage 1).

Finanzielle Auswirkungen

a.) bei planmäßigen Ausgaben:		Deckung durch Planansatz in Höhe von:	0,00 €
Gesamtkosten:	00,00 €	im Produktsachkonto (PSK):	00000.00000000
b.) bei nicht planmäßigen Ausgaben:		Deckung erfolgt über:	
Gesamtkosten:	00,00 €	1. folgende Einsparungen :	
zusätzliche Kosten:	00,00 €	im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €
		Bezeichnung	
		im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €
		Bezeichnung	
		im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €
		Bezeichnung	
		...	
		2. folgende Mehreinnahmen:	
		im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €
		Bezeichnung	
		im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €

	Bezeichnung	
	im PSK 00000.00000000 in Höhe von:	00,00 €
	Bezeichnung	
	...	

Gemäß § 50 Absatz 1 KV M-V sind über- oder außerplanmäßige Aufwendungen oder Auszahlungen nur zulässig, wenn sie unvorhergesehen und unabweisbar sind und die Deckung gewährleistet ist.

Anlage/n

1	E-Mail WBV vom 20.11.24 (öffentlich)
2	Sanierungs- und Restaurationskonzept Santower See (öffentlich)

Blomberg, Sven

Von: Janke, Holger
Gesendet: Mittwoch, 20. November 2024 09:54
An: 'eiffert@wbv-mv.de'
Cc: Kacprzyk, Lothar; Prahler, Lars; Blomberg, Sven; Schulze, Toni Wilhelm
Betreff: WG: Ringgraben Santower See (abgelegt im CC ECM)
Anlagen: 20240924_Teilnehmer.pdf; 20240924_Protokoll_Diskussion_Studienergebnisse.pdf

Sehr geehrter Herr Eiffert,

das sollte in den Gremien vorgestellt und abgestimmt werden.
Zumindest im Umweltausschuss der Stadt Grevesmühlen als direkt betroffene Gebietskörperschaft muss es dazu inhaltliche Ausführungen geben.
Womöglich wäre es empfehlenswert, die Gemeinde Warnow als unmittelbar angrenzende ebenfalls Gemeinde zu beteiligen.

Der Umweltausschuss tagt am 27.01.2025

Mit freundlichen Grüßen
im Auftrag
Holger Janke
Leiter Bauamt und 2. Stadtrat

Von: Fabian Eiffert <eiffert@wbv-mv.de>
Gesendet: Mittwoch, 20. November 2024 09:25
An: Janke, Holger <h.janke@grevesmuehlen.de>; sekretariat@grevesmuehlen.de
Betreff: Ringgraben Santower See

Sehr geehrte Damen und Herren,

mit der unteren Wasserbehörde (uWB) wurde am 24.09.2024 (vgl. Protokoll im Anhang) besprochen, dass das Staubauwerk im Ringgraben (Gew.-Nr. 11:22/6, Flurstück 86, Flur 1, Gemarkung 176 Santow, Gemeinde Stadt Grevesmühlen) zunächst reaktiviert werden soll, um schnellstmöglich einen positiven Einfluss auf den Zustand des Santower Sees nehmen zu können. Dazu soll die wasserrechtliche Erlaubnis der Gemeinde erteilt und Stauziele festgelegt werden. Die Unterhaltung der Anlage bleibt weiterhin in unserer Zuständigkeit. Die Bedienung könnte außerdem gerne dem Landschaftspflegeverband übertragen werden.

Nach Rücksprache mit der uWB wäre das Wasserrecht also über uns als Verfahrensbeteiligter für die Gemeinde zu beantragen und die Notwendigkeit und die Festlegung zu den Stauzielen sind zu begründen. Weiterhin benötigen wir die Zustimmung der betroffenen Eigentümer einzuholen.

Ich bitte zunächst um Ihre Zustimmung zur Beantragung der wasserrechtlichen Erlaubnis.

Mit freundlichen Grüßen
i.A Fabian Eiffert
Projektingenieur

*Wasser- und Bodenverband
„Wallensteingraben-Küste“
Am Wehberg 17
23972 Dorf Mecklenburg*

*Telefon: 03841-327580
Mobil: 0151-15840361
im Internet: <http://www.wbv-wallensteingraben-kueste.wbv-mv.de>
e-Mail: eiffert@wbv-mv.de*

Stadt Grevesmühlen
Rathausplatz 1
23936 Grevesmühlen
Tel.: +49 3881/723-160
Fax: +49 3881/723-111
E-Mail: h.janke@grevesmuehlen.de
Internet: www.grevesmuehlen.de

Machbarkeitsstudie in Vorbereitung der Renaturierung des Santower Sees mit limnologischem Gutachten

Protokoll

Datum: 24.09.2024
 Ort: Gemeindehaus Warnow
 Inhalt: Präsentation und Diskussion der Studienergebnisse
 Teilnehmer: Siehe Teilnehmerliste
 Verteiler: Teilnehmer


AP	Inhalt (Hinweise, Anregungen, Festlegungen)
	Vorstellungsrunde, Teilnehmende Institutionen: <ul style="list-style-type: none"> - WBV Wallensteingraben-Küste - Landschaftspflegeverband - Institut für angewandte Gewässerökologie - Ministerium Klimaschutz, Landwirtschaft ... - StALU-WM - Gemeinde Warnow - Landkreis NWM (uWB, uNB) - Fortamt Grevesmüchel, - Eigentümer/Nutzer Präsentation der Studienergebnisse mit Diskussion der jeweiligen Arbeitspunkte (AP). Die Diskussionspunkte/-ergebnisse werden im Rahmen der Berichterstellung der Studie berücksichtigt
1	Wasserhaushalt: <ul style="list-style-type: none"> - Keine Diskussion
2	Wasserqualität: <ul style="list-style-type: none"> - Hinweise: <ul style="list-style-type: none"> o Schilfgürtel (Rohrkolben) nimmt zu o Ca. 80 Graskarpfen eingesetzt o Welse ausgesetzt o Kaum noch Wildvögel - Fragestellungen: <ul style="list-style-type: none"> o Phosphor-Konzentration westl. Gräben vs. östl. Gräben? o Stickstoffgehalt Gräben?
3	FFH-Arten und LRT: <ul style="list-style-type: none"> - Hinweise: <ul style="list-style-type: none"> o Pfeifengras verdrängt Artenvielfalt des kalkreichen Niedermoores bei gestörtem Wasserhaushalt o Pflegemaßnahmen des Managementplanes sind so gut wie möglich umgesetzt o Stabilisierung des Wasserhaushaltes ist auch Maßnahme des FHH-Managementplanes und des Wald-FFHs
4	Festlegungen zu den Maßnahmen: <ul style="list-style-type: none"> - 1. Stufe: <ul style="list-style-type: none"> o Wehr im Ringgraben: Stauziel festlegen <ul style="list-style-type: none"> ▪ Staurecht für Gemeinde beantragen. uWB erklärt Bereitschaft, wenn WBV Unterhaltung für Gemeinde übernimmt ▪ In welcher Alt-/Planunterlage ist das Wehr enthalten? (ggf. bei LPV, Hr. Bauer vorliegend) o Überlauf östl. Santow entfällt, wegen Phosphoreintrag und evtl. baulichen Eingriff in FHH-Gebiet - Genehmigungsplanung Renaturierungsmaßnahme: <ul style="list-style-type: none"> o Förderung über WasserFöRL oder Natura2000 <ul style="list-style-type: none"> ▪ WBV kann nur Maßnahme für Fließgewässer übernehmen.

Dorf Mecklenburg, 25.09.2024, gez. Fabian Eiffert

**Vorbereitung der Renaturierung des Santower Sees
in Mecklenburg – Vorpommern
Machbarkeitsstudie mit limnologischem Gutachten**

Abschlussbericht

Auftraggeber: Wasser- und Bodenverband
„Wallensteingraben-Küste“
Am Wehberg 17
23972 Dorf Mecklenburg

Auftragnehmer:  Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH
Schlunkendorfer Straße 2e
14554 Seddiner See
Tel: 033205/710-0
Fax: 033205/62161
E-Mail: info@iag-gmbh.info
www.iag-gmbh.info

Bearbeiter: Dipl.-Geogr. Jens Meisel
Dr. Timm Kabus
Dr. Ariane Nowak
Dr. Kai-Uwe Ulrich
Dipl. – Biol. Thomas Andrusch
Martin Bauer
B. Sc. Tabea Warnow

Inhaltsverzeichnis

1.	Anlass und Aufgabenstellung	1
2.	Beschreibung des Untersuchungsgebietes und des Sees	3
2.1	Santower See sowie oberirdische Zu- und Abflüsse	3
2.2	Geologie und Böden	8
2.3	Landnutzung	10
2.3	Schutzgebiete	13
2.4	Berichtspflichten nach europäischem Recht	13
3.	Untersuchungsergebnisse	14
3.1	Santower See	14
3.1.1	Wasserhaushalt	14
3.1.2	Temperatur und Schichtungsverhalten	38
3.1.3	Sauerstoffverhältnisse	39
3.1.4	pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotenzial	40
3.1.5	Nährstoffverhältnisse - Phosphor	41
3.1.6	Nährstoffverhältnisse - Stickstoff	45
3.1.7	Chlorophyll-a	47
3.1.8	Sichttiefe	50
3.1.9	Trophie	52
3.1.10	Härtebildner / Kalkgehalt	54
3.1.11	Phytoplankton	57
3.1.12	Zooplankton	60
3.1.13	submerse Makrophyten	64
3.1.14	Makrozoobenthos (Dr. Ariane Nowak)	69
3.1.15	Fischfauna	75
3.1.16	Zusammenfassung Wasserqualität Santower See	75
4.	Nährstoffhaushalt	77
4.1	Santower See	77
4.1.1	Nährstoffhaushalt des Freiwassers	77
4.1.2	Niederschlag	78
4.1.3	Zufluss aus den Gräben War/8, War/9 und War/10	78
4.1.4	Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser	80
4.1.5	Zustrom aus dem entwässerten Randmoor	85
4.1.6	P-Fracht aus allen externen Quellen	86
4.1.6	Sedimente des Santower Sees als P-Quelle und P-Senke	87
4.1.7	Verdunstung	100
4.1.8	Abfluss in den Tarnewitzer Bach	100
4.1.9	Abstrom in das Grundwasser	100
4.1.10	provisorische Nährstoffbilanz	101
4.1.10	Zukünftige Entwicklung des Nährstoffhaushaltes	104
5.	Naturschutzfachliche Aspekte	105
5.1	NSG „Santower See“	105

5.2	GGB „Santower See“	108
5.3	Gutachterliche Einschätzung zur Entwicklung des Schutzgebietes und Prognose der Entwicklung	117
5.4	Zusammenfassung.....	122
6.	Wasserwirtschaftliche Untersuchungen	123
6.1	Vorschläge aus dem Pflege- und Entwicklungsplan (SALIX 1997).....	125
6.2	Vorschläge aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007)	126
6.3	Vorschläge des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg	135
6.4	Eigene Untersuchungen und Bewertung früherer Vorschläge.....	137
7.	Maßnahmenplanung.....	147
7.1	Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser 150	
7.2	Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom aus dem entwässerten Randmoor 151	
7.3	Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment	152
7.3	weitere Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes	155
7.4	Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes.....	155
7.4.1	Maßnahmen im Santower See.....	156
7.4.2	Maßnahmen im Graben 22/6 zwischen Fließkilometer 0+000 und 2+300	157
7.4.3	Maßnahmen im Graben 22/6 und einmündenden Gräben oberhalb des Fließkilometers 2+300.....	164
7.4.4	Erforderliche Untersuchungen und Monitoringmaßnahmen.....	166
7.5	Erfolgsmonitoring.....	167
7.6	Zusammenfassung Maßnahmenplanung.....	167
8.	Literaturverzeichnis, Datengrundlagen.....	171

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebene Fließgewässer, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)	3
Abbildung 2: Einzugsgebiet westlich des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)	4
Abbildung 3: Einzugsgebiet östlich des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)	5
Abbildung 4: Reliefverhältnisse im Untersuchungsgebiet (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Digitales Geländemodell)	6
Abbildung 5: Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)	7
Abbildung 6: Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)	7
Abbildung 7: Strömungsrichtung im obersten Grundwasserleiter im Untersuchungsraum (Quelle: Umweltministerium Umwelt Mecklenburg – Vorpommern, Seenreferat)	8
Abbildung 8: Moorbildungen im Uferbereich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)	9
Abbildung 9: Landnutzung in den oberirdischen Einzugsgebieten des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)	10
Abbildung 10: Feldblöcke in der unmittelbaren Umgebung westlich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)	11
Abbildung 11: Feldblöcke in der unmittelbaren Umgebung östlich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)	11
Abbildung 12: Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)	12
Abbildung 13: NSG und FFH-Gebiet Santower See (Quelle: Umweltkarten MV, Schutzgebiete)	13
Abbildung 14: Bohrprofile der errichteten bzw. geplanten Grundwasserpegel am Santower See (Quelle: Brunnenbau Biemann, 2023)	16
Abbildung 15: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1971 – 1976 (Quelle: StALU WM, 2023)	20
Abbildung 16: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1977 – 1982 (Quelle: StALU WM, 2023)	20
Abbildung 17: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1983 – 1989 (Quelle: StALU WM, 2023)	20
Abbildung 18: Uferzone des Santower Sees im Bereich der Badestelle Warnow, 19.07.23 (Quelle: IaG GmbH)	24
Abbildung 19: Abfluss des Santower Sees in den Tarnewitzer Bach, Schachtbauwerk, 14.12.23 (Quelle: IaG GmbH)	25
Abbildung 20: Probenstellen der direkten Zuflüsse in den Santower See aus östlicher Richtung (rot) sowie des Grundwasserpegels S-GW-02 (gelb) (Quelle: Wasser- und Bodenverband „Wallensteingraben-Küste“)	26
Abbildung 21: Graben War/8 (Probenstelle 5) am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)	27

Abbildung 22: Graben War/9 (Probenstelle 4) am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)	27
Abbildung 23: Graben War/10 (Probenstelle 6) am 07.08.2023 und 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)	28
Abbildung 24: Probenstellen im Grabensystem 22/6 (rot) sowie des Grundwasserpegels S-GW-01 (gelb) (Quelle: Wasser- und Bodenverband „Wallensteingraben-Küste“)	30
Abbildung 25: Graben 22/6/1/1 am 18.04.2023 und 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)	31
Abbildung 26: Graben 22/6 am 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)	32
Abbildung 27: Stau im Graben 22/6 ca. 550 m unterhalb der Probenstelle 2 am 18.07.2023 (Quelle: IaG GmbH).....	32
Abbildung 28: Stau im Graben 22/6 an der Probenstelle 1 am 11.10.2023 und am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH).....	33
Abbildung 29: Santower See an der Badestelle Warnow am 11.10.2023 (Quelle: IaG GmbH).....	35
Abbildung 30: Temperaturverhältnisse im Santower See im Untersuchungszeitraum 2023/24	39
Abbildung 31: Sauerstoffverhältnisse im Santower See im Untersuchungszeitraum 2023/24.....	39
Abbildung 32: Tiefenlinienplan des Santower Sees (MLU 2023)	40
Abbildung 33: N:P Verhältnisse im Santower See und Grenze P-Limitation (redfield ratio) in den Untersuchungsjahren 1996 – 2023/24	41
Abbildung 34: Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24(Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019)	42
Abbildung 35: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2020), Daten Seenreferat MV (MLU 2021) (1995 bis 2015).....	43
Abbildung 36: Zirkulationswerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1995 und 2020 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2020), Daten Seenreferat MV (MLU 2021) (1995 bis 2015).....	44
Abbildung 37: Konzentration des Gesamt-Stickstoffs im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019).....	45
Abbildung 38: Konzentration des Chlorophyll-a im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019)	48
Abbildung 39: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Chl.-a im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019).....	49
Abbildung 40: Sichttiefen im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019)	50
Abbildung 41: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Sichttiefe im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019)	51

Abbildung 42: Trophie – Indices nach LAWA (2014) im Santower See zwischen 1995 und 2020 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2020), Daten Seenreferat MV (MLU 2021) (1995 bis 2015)	53
Abbildung 43: Alkalinität im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019).....	55
Abbildung 44: Konzentration des Kalziums im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019).....	56
Abbildung 45: Gesamthärte im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019).....	57
Abbildung 46: taxonomische Zusammensetzung und Biovolumen der Großgruppen des Phytoplanktons des Santower Sees im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023)	58
Abbildung 47: Anteile der Großgruppen des Phytoplanktons am Gesamt-Biovolumen des Santower Sees im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023)	59
Abbildung 48: Biomasse des Metazooplanktons [µg/l] der einzelnen Tiergruppen im zeitlichen Verlauf	62
Abbildung 49: Biomasseanteile [%] der einzelnen Tiergruppen im zeitlichen Verlauf	63
Abbildung 50: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Santower See	63
Abbildung 51: Santower See, Röhrlichtbestand im Nordwesten (Quelle: IaG GmbH)	65
Abbildung 52: Santower See, Zwischenstation 1 (im Nordosten) (Quelle: IaG GmbH)	66
Abbildung 53: Lage der Probenahmestellen am Santower See	69
Abbildung 54: Lage und Bezeichnung der im Zusammenhang mit dem Vorhaben errichteten Grundwasserpegel und Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)	81
Abbildung 55: Grundwasserhöhengleichen (großräumig) des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)	82
Abbildung 56: Tiefenprofile des Sediment-TP (nach Aufschluss) und spezifische P-Gehalte der einzelnen Fraktionen in mg P/kg TS (linke Grafik) sowie prozentuale Anteile der Fraktionen an der extrahierten P-Summe (rechte Grafik) für die Probenahmen am 07.08.23 (oben), 06.11.23 (Mitte) und 08.04.24 (unten)	91
Abbildung 57: Standorte der Maßnahmen M1 und M2 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).....	128
Abbildung 58: Stauwehr im Graben 22/6 am Fließkilometer 1+100 (Quelle: IaG GmbH).....	130
Abbildung 59: Standort der Maßnahme M2 und M3 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).....	130
Abbildung 60: Standort der Maßnahme M4 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).....	131
Abbildung 61: Standort der Maßnahmen M5 bis M7 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).....	132

Abbildung 62: Fischotterpassage im Kreuzungsbereich des Grabens 22/6 mit der L 03 (Quelle: IaG GmbH).....	133
Abbildung 63: Maßnahmenvorschläge des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg für Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 (Quelle: Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg 2024).....	136
Abbildung 64: Grabensystem westlich des Santower Sees im Messtischblatt (ca. 1900) (Quelle: GAIA MV).....	139
Abbildung 65: Grabensystem westlich des Santower Sees in der TK 1:25.000 (ca. 1980) (Quelle: GAIA MV).....	139
Abbildung 66: Grünlandfläche und Bruchwald südöstlich des Grabens 22/6 im Bereich des Stauwehres am Fließkilometer 1+100 am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH).....	141
Abbildung 67: Grünlandfläche südlich des Santower Sees am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH).....	142
Abbildung 68: Gewässernetz und Niedermoorstandorte im Umfeld des Santower Sees (Quelle: Umweltkarten MV)	145

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse der Messungen der Höhenlage der Grundwasseroberfläche an Grundwasserpegeln am Santower See	18
Tabelle 2: Klimatische Wasserbilanz (KWB) für die Wasserfläche des Santower Sees (Quelle: Witterungsdaten: DWD)	22
Tabelle 3: Ergebnisse der Abflussmessungen an den oberirdischen Zuflüssen zum Santower See (Quelle: IaG GmbH).....	29
Tabelle 4: Ergebnisse der Abflussmessungen an den Messstellen im System des Grabens 22/6 (Quelle: IaG GmbH).....	34
Tabelle 5: Wasserstände im Santower See im Untersuchungszeitraum (Quelle: IaG GmbH, M. Bauer)	36
Tabelle 6: provisorische Wasserbilanz des Santower Sees für das Jahr 2023.....	37
Tabelle 7: Bewertung des Santower Sees nach PhytoSee in den Jahren 2007 – 2023. (Quelle: Untersuchung der IaG GmbH (2023), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (2007 bis 2019)	60
Tabelle 8: Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien).....	60
Tabelle 9: Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren).....	61
Tabelle 10: Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden).....	62
Tabelle 11: Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf	64
Tabelle 12: Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf .	64
Tabelle 13: Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß	64
Tabelle 14: Bewertung der im Untersuchungszeitraum 2023 hinsichtlich der submersen Makrophyten kartierten Transekte mit dem Auswertetool PHYLIB.....	67
Tabelle 15: Bewertung der submersen Makrophyten des Santower Sees mit dem Auswertetool PHYLIB für den Zeitraum 2010-2023 (Quelle: Kartierung der IaG GmbH (2023), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (2010 bis 2016)	68
Tabelle 16: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B1 2023 mit Individuen pro m2	71
Tabelle 17: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B2 2023 mit Individuen pro m2	72
Tabelle 18: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B3 2023 mit Individuen pro m2	73

Tabelle 19: Gesamttaxaliste Makrozoobenthos im Santower See 2023.....	74
Tabelle 20: Bewertung des Santower Sees für den Untersuchungszeitraum 2023/24 bezüglich der bewertbaren Qualitätskomponenten nach OGewV (2016).....	76
Tabelle 21: Konzentrationen des Gesamt-Phosphors und P-Menge im Santower See bezogen auf ein Volumen von 1,86 Mio. m ³	78
Tabelle 22: Abflüsse, Konzentrationen des Gesamt-Phosphor sowie P-Frachten aus den oberirdischen Zuflüssen in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH).....	79
Tabelle 23: monatliche P-Frachten aus den oberirdischen Zuflüssen in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH).....	80
Tabelle 24: Untersuchungsergebnisse für Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor für die Grundwasserpegel D-GW 01 - 04 für den Untersuchungszeitraum 2020 / 2021 (Quelle: Daten IaG GmbH).....	83
Tabelle 25: mittlere monatliche P-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH).....	85
Tabelle 26: provisorische P-Bilanz für die externen P-Quellen des Santower Sees.....	87
Tabelle 27: P-Fractionen, die in den Sedimentproben untersucht wurden.....	90
Tabelle 28: Mobilisierungspotenzial und berechneter Konzentrationsanstieg im Seewasser bezogen auf eine mittlere Seetiefe von 1,5 m.....	94
Tabelle 29: P-Diffusionsraten in mg P m ² / Tag im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze im Santower See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung), negative Werte: sedimentwärts gerichtete Fluxe (Retention).....	96
Tabelle 30: mittlere P-Diffusionsraten in mg P m ² / Tag sowie daraus kalkulierte P-Frachten aus dem Sediment in das Freiwasser des Santower Sees.....	97
Tabelle 31: provisorische P-Bilanz für alle P-Quellen und P-Senken des Santower Sees.....	102
Tabelle 32: provisorisch ermittelte P-Frachten aus den relevanten Quellen in das Freiwasser des Santower Sees zwischen Anfang Juni und Anfang September 2023.....	104
Tabelle 33: FFH-LRT im GGB „Santower See“.....	109
Tabelle 34: Arten des Anhang II der RL NATURA 2000 im GGB „Santower See“.....	113
Tabelle 35: Wasserstände im Graben 22/6 am Wehr am Fließkilometer 1+100 (Quelle: IaG GmbH, M. Bauer).....	129
Tabelle 36: Abflüsse, Konzentrationen des Gesamt-Phosphor sowie P-Frachten im Fließverlauf des Grabens 22/6 im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH).....	144

1. Anlass und Aufgabenstellung

Der Santower See nördlich von Grevesmühlen und ein Einzugsgebiet befinden sich hinsichtlich der wasserhaushaltlichen Situation sowie der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Sees sowie des ökologischen Zustandes von seenahen Teilen des Einzugsgebietes in einem schlechten Zustand.

Die Ursachen dieser aktuellen Situation sind vielfältig.

Hinsichtlich der wasserhaushaltlichen Situation sind die wichtigsten Ursachen die Veränderung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet durch Meliorationsmaßnahmen in den 1980er Jahren sowie die Auswirkungen des Klimawandels, insbesondere voraussichtlich in den Jahren nach 2010.

Hinsichtlich der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Sees selbst sind die wichtigsten Ursachen die Veränderungen in den wasserhaushaltlichen Verhältnissen wie voraussichtlich auch die Landnutzung im Einzugsgebiet.

Hinsichtlich des ökologischen Zustandes von seenahen Teilen des Einzugsgebietes ist die wichtigste Ursache des schlechten Zustandes ebenso die Veränderung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse.

Damit stellt die Veränderung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse eine zentrale Ursache für die genannten Probleme dar.

Die Meliorationsmaßnahmen in den 1980er Jahren sollten es ermöglichen, gereinigtes Abwasser im Einzugsgebiet des Santower Sees zu verregnen und um den Santower See herum in den Tarnewitzer Bach und über diesen Bach in die Ostsee abzuleiten. Dazu wurde ein bestehendes Grabensystem südwestlich und westlich des Sees erheblich ausgebaut und dieses Grabensystem über einen Ringgraben an den Tarnewitzer Bach im Ablauf des Santower Sees angeschlossen. Im Zusammenhang mit diesen Ausbaumaßnahmen wurde vor allem nördlich des Sees ein Drainagesystem errichtet, mit dem bislang abflusslose Hohlformen an sie Vorflut angeschlossen wurden. Im Ergebnis wurden alle angeschlossenen Flächen stärker entwässert. Das Wasserdargebot des Einzugsgebietes, das historisch dem Santower See zuströmte, wurde durch die Meliorationsmaßnahmen im ausgebauten Grabensystem gefasst und direkt, ohne Passage des Santower Sees, in den Tarnewitzer Bach abgeleitet. Dies stellte einen bedeutenden Einschnitt in die wasserhaushaltlichen Verhältnisse des Einzugsgebietes wie auch des Santower Sees dar.

Da die geplante Verregnung von gereinigtem Abwasser nie umgesetzt wurde, war und ist das ausgebaute und neu errichtete Grabensystem weitgehend nutzlos.

Dieses Problem wurde voraussichtlich schon während der Umsetzung der Meliorationsmaßnahmen in den 1980er Jahren erkannt, spätestens aber Mitte der 1990er Jahre. Zu diesem Zeitpunkt wurde durch das StALU Schwerin die Erarbeitung eines Pflege- und

Entwicklungsplanes für das NSG „Santower See“ beauftragt und in den Jahren 1995 – 1997 durch das Büro SALIX (Salix, 1995, 1996, 1997) erarbeitet.

Der wichtigste Akteur, der in der Vergangenheit die erforderliche Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse vorangetrieben hat, war und ist der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg und Wismar e. V..

Im Jahr 2006 wurde durch den Verband die Machbarkeitsstudie bzw. Vorplanung zur Renaturierung des Tarnewitzer Baches von der Quelle bis zur Schleuse Warnow beauftragt und durch das Büro PÖYRY (PÖYRY, 2007) erarbeitet.

Durch die Folgen des Klimawandels, insbesondere auf Niederschlag und Verdunstung (klimatische Wasserbilanz) und damit auf die Grundwasserneubildung verschärfte sich die Situation voraussichtlich seit den 2010er Jahren, insbesondere aber im Zeitraum 2017 – 2022.

Der Wasserstand des Santower Sees und die Wasserstände im oberflächennahen Grundwasser gingen noch weiter zurück.

Der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg und Wismar e. V. initiierte zu Beginn der 2020er Jahre erneut die Weiterführung der Planungen aus dem Pflege- und Entwicklungsplan (Salix, 1995, 1996, 1997) und der Machbarkeitsstudie (PÖYRY, 2007) hin zu einer weiterführenden Planung, die, im Gegensatz zu PÖYRY (2007) auch den Ringgraben unterhalb der „Schleuse Warnow“ bis zur Einmündung in den Tarnewitzer Bach berücksichtigt.

Da der Santower See mit einer Fläche von 103,8 ha berichtspflichtig nach EU-WRRL ist und der See sowie seenahe Einzugsgebietsflächen als FFH-LRT ausgewiesen und bewertet wurden, wurden diese Aspekte in die weiterführende Planung aufgenommen, insbesondere weil die bestehenden ökologischen Defizite zu einem großen Teil auf die wasserhaushaltlichen Defizite zurückzuführen sind und weil Zielkonflikte zwischen wasserhaushaltlicher Planung und den Zielen der EU-WRRL sowie der RL NATURA 2000 vermieden werden sollten.

Der Wasser- und Bodenverband „Wallensteingraben-Küste“ erarbeitete 2023 mit Unterstützung des Seenreferats des Umweltministeriums MV sowie des StALU Schwerin eine Leistungsbeschreibung für die vorliegende Planung.

Mit Hilfe ergänzender Untersuchungen wurde eine Machbarkeitsstudie zur Vorbereitung der Renaturierung des Santower Sees erarbeitet, die sowohl die wasserhaushaltlichen Verhältnisse als auch die Wasserqualität des Santower Sees und den ökologischen Zustand des Sees und seenaher Einzugsgebietsflächen berücksichtigt.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes und des Sees

2.1 Santower See sowie oberirdische Zu- und Abflüsse

Die Lage des Sees im Untersuchungsraum ist in der Abbildung 1 dargestellt.

Der Santower See besitzt entsprechend der Angaben aus dem Seenreferat MV eine Fläche von 103,8 ha und eine maximale Tiefe von 3,66 m. Die mittlere Tiefe beträgt 1,79 m, das Volumen 1,86 Mio. m³ (MLU MV 2023). Datenbasis ist voraussichtlich die hydrographische Vermessung des Sees im Jahr 1997. Durch die seitdem aufgetretenen klimawandelbedingten wasserhaltlichen Defizite haben sich die oben genannten morphometrischen Daten zum See mit Sicherheit verändert, insbesondere verringert.

Der Santower See besitzt oberirdische Zuflüsse östlicher und nordöstlicher Richtung. Das Grabensystem westlich des Sees und die Drainagen nördlich des Sees entwässern zunächst in den Ringgraben und aus diesem in den Tarnewitzer Bach. Der Tarnewitzer Bach stellt gleichzeitig den Abfluss des Santower Sees dar. Der Tarnewitzer Bach seinerseits entwässert in die Ostsee.

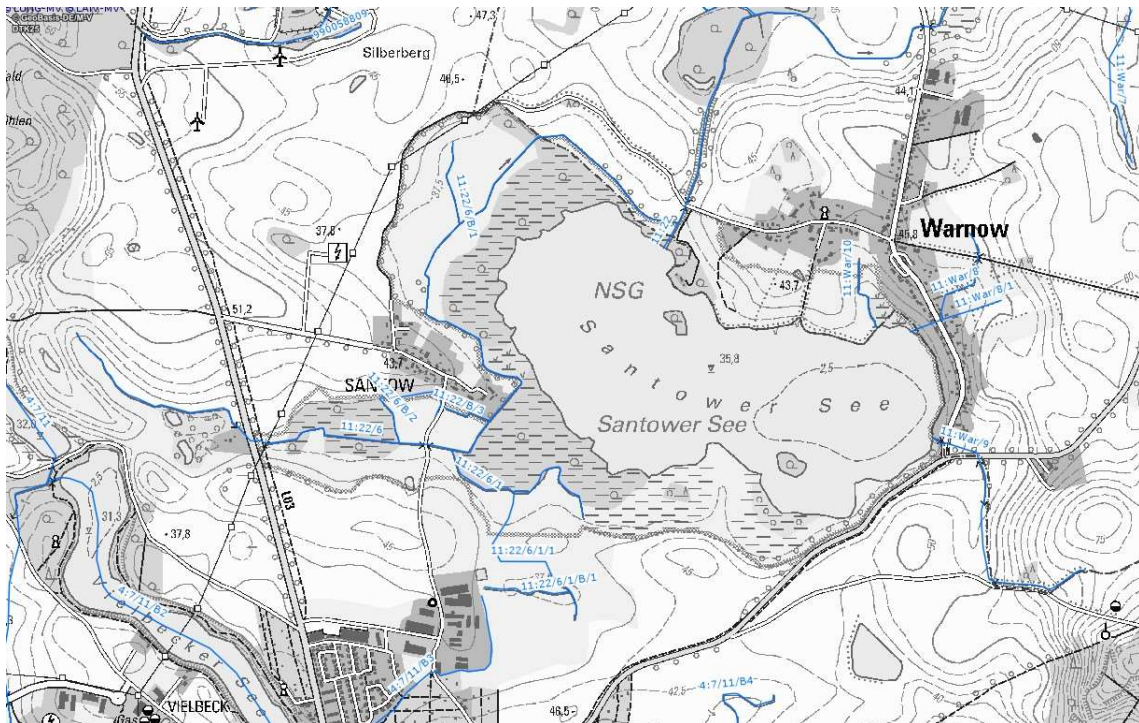


Abbildung 1: Lage des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebene Fließgewässer, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)

Das Einzugsgebiet westlich des Sees wird durch das Netz des Grabens 22/6 geprägt. Der Graben 22/6 verläuft vom See in westliche Richtung durch ein stark eingeschnittenes Tal, durch zwei vermoorte Senken bis weit jenseits der L 03 zwischen Grevesmühlen und Damshagen. Aus südlicher Richtung nimmt der Graben 22/6 südlich von Warnow den Graben 22/6/1 auf. An dieser Stelle schwenkt der Graben 22/6 zunächst in nördliche Richtung um und verläuft parallel zu Seeufer, jeweils an der Grenze zum Randmoor des Santower Sees. Er nimmt dabei

die Gräben 22/6/B1, 22/6/B2 und 22/6/B3 auf. Wenige Meter nordöstlich der Einmündung des Grabens 22/6/B1 befindet sich ein Stauwehr, etwa beim Fließkilometer 1+100.

Das beschriebene Grabennetz westlich des Stauwehrs existierte im Grundriss auch schon vor dem Umbau des Grabennetzes in den 1980er Jahren. Bauer (2024) beschreibt dieses historische Grabennetz wie folgt: „Der Santower See hatte ... keine oberirdischen Zuflüsse in Form von Gräben, die in den See flossen. Das zufließende Oberflächen- und Schichtenwasser wurde in Flachgräben in die Feuchtwiesen des Santower Sees geleitet. Diese Flachgräben hatten nur einen Notüberlauf zum See. Der intakte Torfkörper war in der Lage das Wasser zu speichern und nach der Passage des Torfkörpers in den See zu gelangen. Im Torfkörper wurden alle Nährstoffe aufgefangen, so dass sich der See als mesotropher Klarwassersee mit einer reichen Vegetation aus submersen Makrophyten präsentierte.“ Mit dem Umbau wurden die Flachgräben vertieft und aus dem Randmoor in den sich anschließenden Mineralboden verlegt.

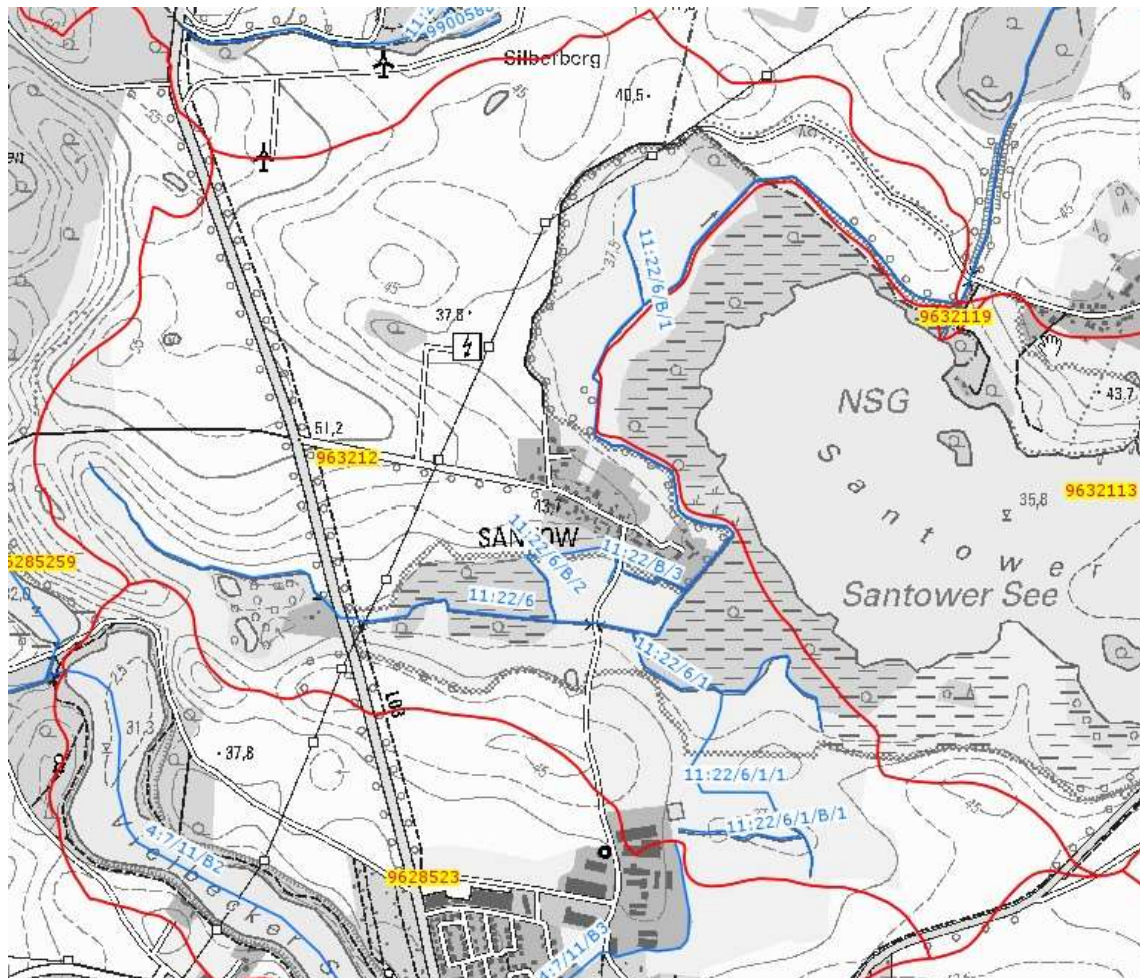


Abbildung 2: Einzugsgebiet westlich des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)

Östlich des Stauwehres unterhalb der Einmündung des Grabens 22/6/B1 verläuft der Graben 22/6 als „Ringgraben“ wiederum parallel zur Uferlinie im Mineralboden am Rande des Randmoores. Bauer (2024) beschreibt diesen Abschnitt des Grabens 22/6 wie folgt: „Der

Ringgraben wurde im Norden ... tief in den Mineralboden eingeschnitten und teilweise aufgrund seiner Tiefe mit einer Bewirtschaftungsberme versehen.“. Ca. 1,1 km unterhalb des Stauwehres, am Fließkilometer 0+000 mündet der Graben 22/6 in den Tarnewitzer Bach. Das auf diese Weise entwässerte Einzugsgebiet (LAWA-Gebietskennzahl 963212) hat eine Größe von ca. 3,1 km² bzw. 3.079.732 m² (Umweltkarten MV, Ebene Einzugsgebiete, 2024).

Durch die Melioration des Gebietes in den 1980er Jahren entwässert dieses Gebiet nicht mehr, wie historisch, in den Santower See, sondern direkt in den Tarnewitzer Bach.

Das Einzugsgebiet östlich des Sees wird durch drei Gräben geprägt, die direkt in den Santower See entwässern. In Abbildung 3 sind diese drei Gräben auf zwei Einzugsgebiete aufgeteilt.

Die Gräben War/10 und War/11 entwässern das Siedlungsgebiet der Siedlung Warnow sowie östlich des Siedlungsbereichs von Warnow. Dieses Teileinzugsgebiet ist dem Gesamt-Einzugsgebiet des Santower Sees (LAWA-Gebietskennzahl 9632113) zugeordnet, eine exakte Größe für die entwässerten Landflächen ist nicht bekannt.

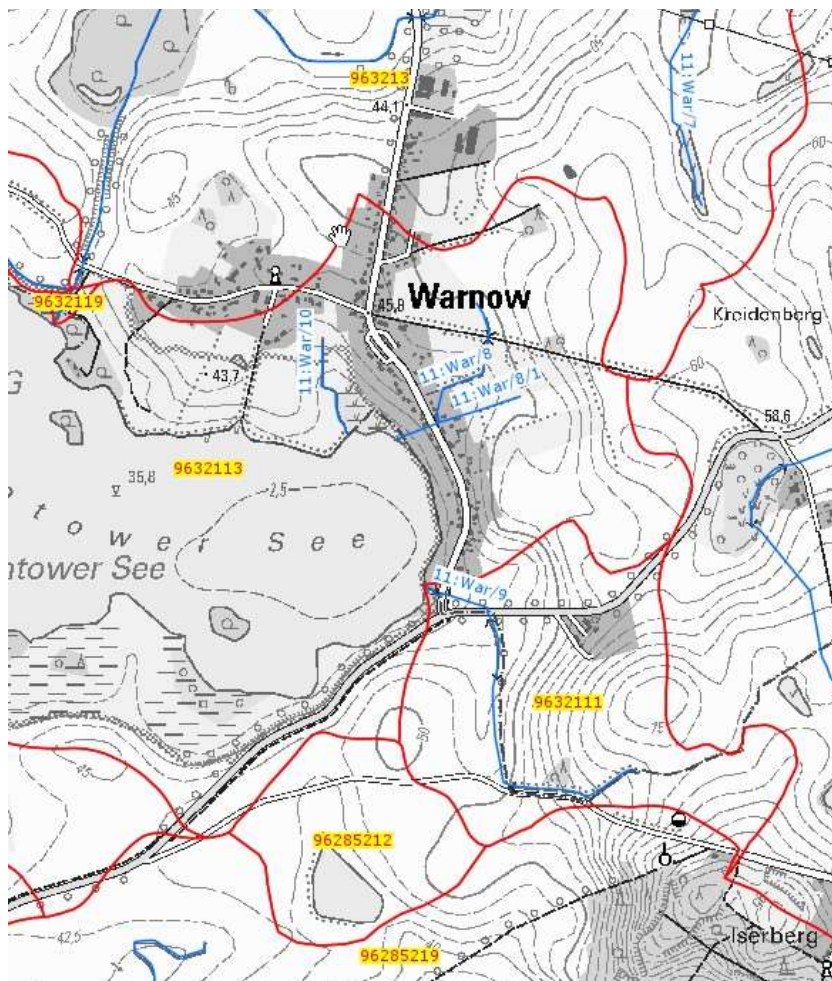


Abbildung 3: Einzugsgebiet östlich des Santower Sees sowie Fließgewässernetz (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Karte: GeoBasis-DE/M-V, DTK 25, verändert)

Der Graben War/9 entwässert ein Gebiet südöstlich des Sees direkt in den Santower See. Der Graben hat eine Länge von ca. 1,1 km. Das zugehörige Einzugsgebiet (LAWA-Gebietskennzahl 9632111) hat eine Fläche von ca. 0,5 km² bzw. 553.571 m² (Umweltkarten MV, Ebene Einzugsgebiete, 2024).

Die im Untersuchungsraum vorherrschenden Reliefverhältnisse sind in der folgenden Abbildung 4 dargestellt.

Danach liegt der Santower See in einer kleinräumigen Geländesenke, in der Umgebung steigt das Gelände recht schnell bis zu den südlich, östlich bzw. nördlich gelegenen Wasserscheiden zu den anschließenden Einzugsgebieten an. Eine Ausnahme bildet das Relief westlich des Sees, hier ist die Wasserscheide weiter entfernt, das Einzugsgebiet damit größer.

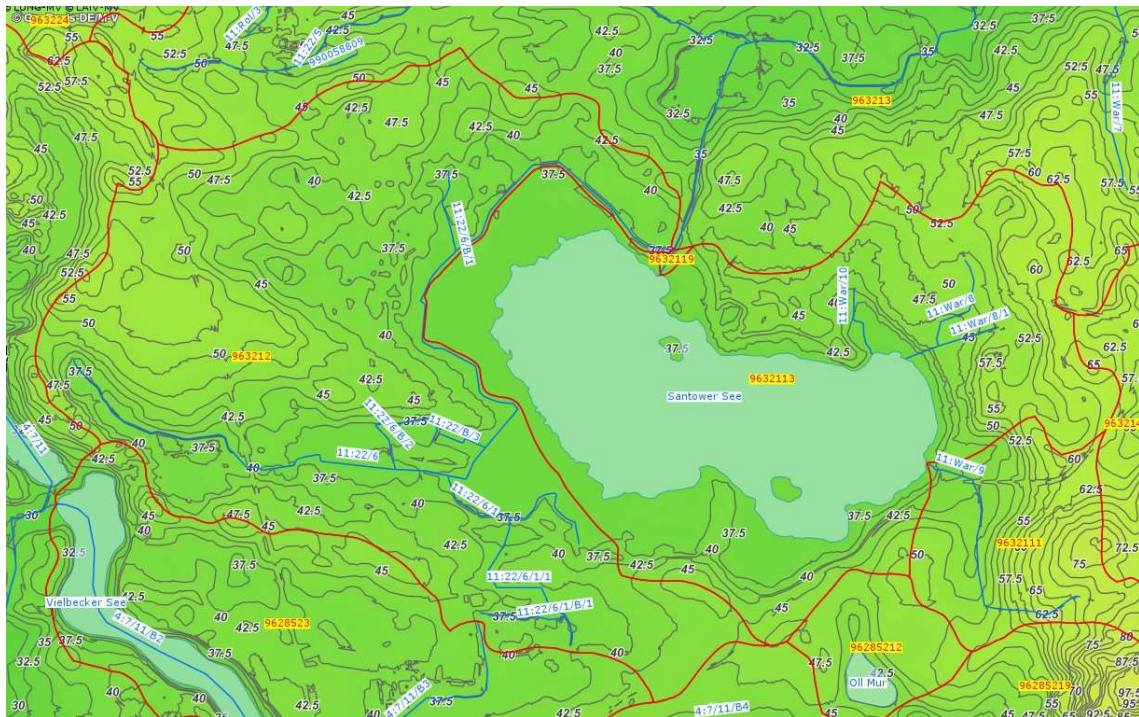


Abbildung 4: Reliefverhältnisse im Untersuchungsgebiet (Quelle: Umweltkarten MV, Ebenen Fließgewässer und Einzugsgebiete, Digitales Geländemodell)

Eine Besonderheit des Reliefs ist im Süden und Westen direkt an die Uferlinie anschließend ausgeprägt: hier schließen sich auf einer Breite von ca. 100 – 200 m sehr flache Bereiche ab, die in ihrer Höhenlage nur knapp über dem Seespiegel liegen

Neben der Speisung der Seen durch die genannten oberirdischen Zuflüsse erfolgt die Speisung aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser. Die generellen Speisungsverhältnisse aus dem obersten Grundwasserleiter sind in der Abbildung 5 dargestellt.

Der Seespiegel des Santower Sees liegt auf einer Höhe von ca. 35,8 m ü NHN (Umweltkarten MV). Abbildung 5 zeigt, dass der generelle Zustrom aus dem obersten Grundwasserleiter aus östlicher Richtung anströmt und in nordwestliche Richtung abströmt. Dabei weist der Hydroisohypsenplan ein beträchtliches Gefälle der dargestellten Grundwasseroberfläche dar: direkt

östlich des Santower Sees beträgt die Höhe der Hydroisohypse 34,0 m ü NHN, am nordwestlichen Ende des Sees beträgt die Höhe der Hydroisohypse nur noch 27,0 m ü NHN.

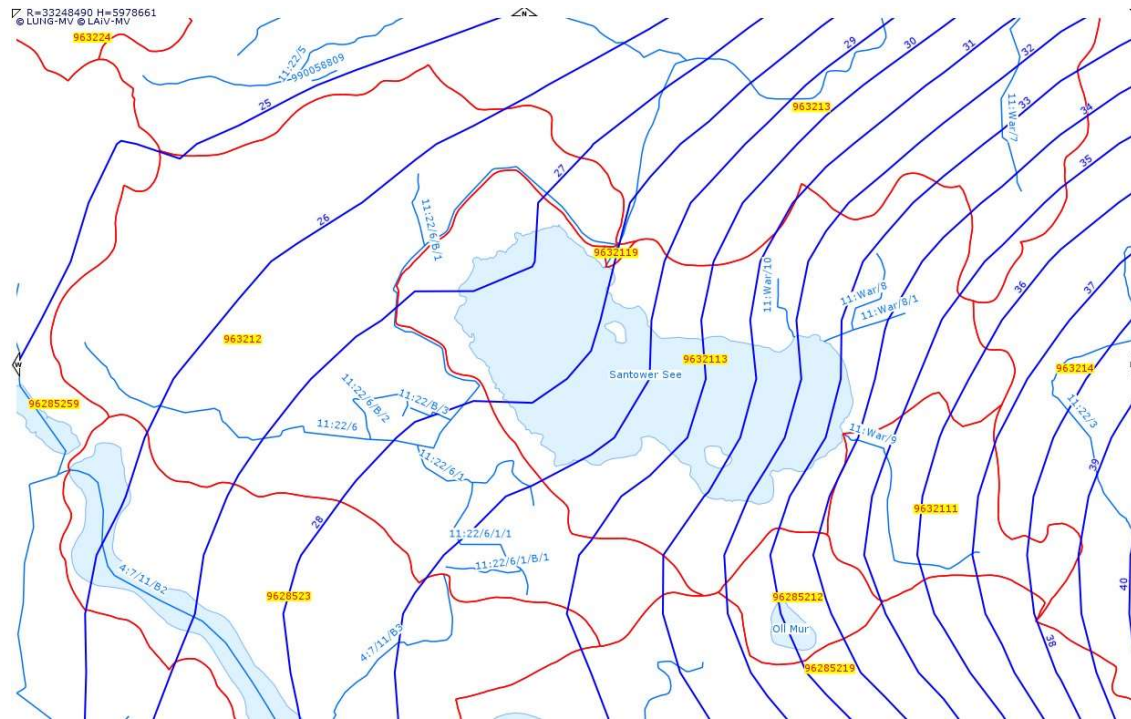


Abbildung 5: Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)

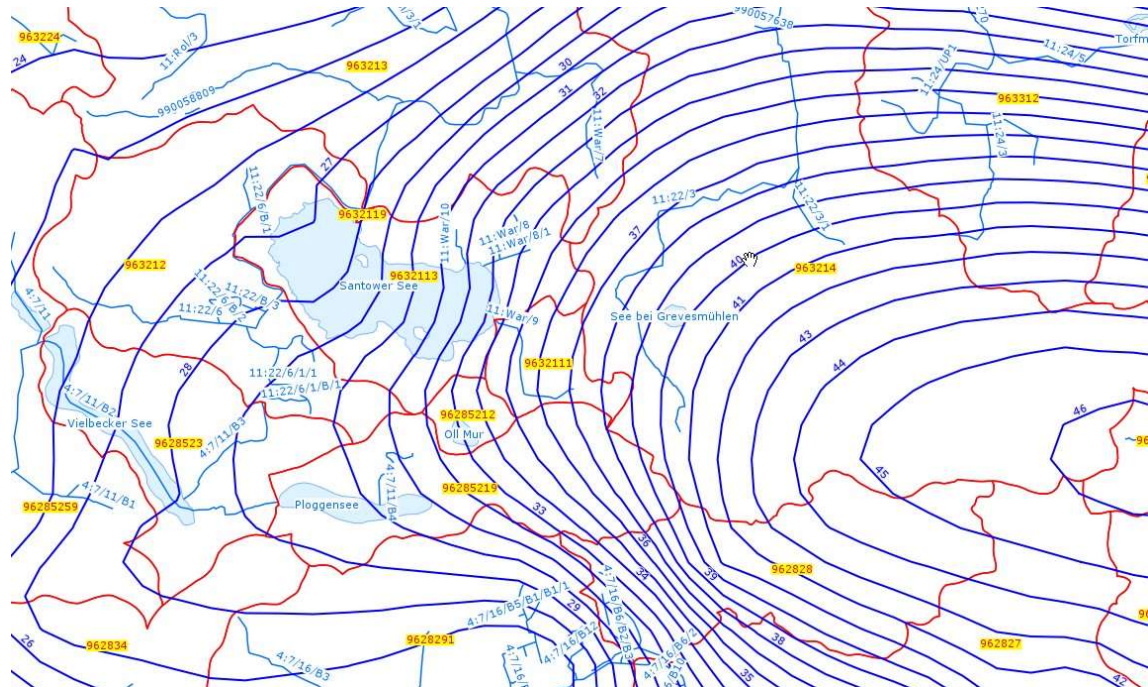


Abbildung 6: Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)

In Abbildung 6 ist das gesamte unterirdische Einzugsgebiet entsprechend der Hydroisohypsen dargestellt. Daraus ergibt sich, dass auch das unterirdische Einzugsgebiet nicht besonders groß ist: es erstreckt sich nach Osten nur über eine Entfernung von ca. 4,5 km, etwa bis zur Siedlung Barendorf. Da das Grund- bzw. Schichtenwasser zudem aus dem obersten Grundwasserleiter aus östlicher Richtung auf die „schmale“ Ostseite des Sees trifft, ist die Fläche, auf der Grundwasserneubildung zugunsten des Santower Sees geschieht, nicht besonders groß.



Abbildung 7: Strömungsrichtung im obersten Grundwasserleiter im Untersuchungsraum (Quelle: Umweltministerium Umwelt Mecklenburg – Vorpommern, Seenreferat)

Obwohl die Höhenangaben sowohl des Wasserspiegels des Sees als auch der Hydroisohypsen eine generalisierte Darstellung sind muss davon ausgegangen werden, dass die Darstellung die Speisungsverhältnisse mit einem Anstrom des Grund- und Schichtenwassers aus östlicher Richtung und einem potenziellen Abstrom in nordwestliche Richtung grundsätzlich richtig darstellt. Dies wurde durch die unten dargestellten Untersuchungsergebnisse bestätigt.

2.2 Geologie und Böden

Im Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG „Santower See“ (SALIX, 1995) sind die geologische Genese des Gebietes sowie die Bodenverhältnisse detailliert dargestellt.

„Das Gebiet um den Santower See liegt an der Pommerschen Haupteisrandlage (innere Baltische Endmoräne). Die innere Baltische Endmoräne ist unterschiedlich stark entwickelt. Zwischen Hamberge und Jamel tritt sie als eine mächtige Stauchmoräne hervor, wobei im Westen durch den steilen Abfall des Iserberges die scharf nach Nordwesten abbiegende Stirn deutlich

in Erscheinung tritt (siehe Foto 1). Hier vorgelagert lag ein großer Toteisblock, an dem die Endmoränenzüge nördlich und südlich vorbeiliefen. Weitere Endmoränen laufen wellenförmig am Nordufer des Vielbecker Sees aus, wo sie schließlich in eine flachwellige Grundmoränenebene übergehen. Südlich der Endmoränen (Gebiet um Grevesmühlen) wurden die vorgelagerten Sander aufgespresst.

Der erwähnte Toteisblock blieb zunächst unter den Geröllmassen der Endmoräne eingeschlossen und formte eine flache Mulde, die sich im Zuge des Abtauens mit Wasser füllte und somit den Santower See bildete. Der Santower See ist daher als geologische Sonderbildung anzusehen. Seine flachen Ufer und die ovale Seeform weisen noch heute darauf hin, dass der See durch Abschmelzen eines großen Toteisblockes entstanden ist. Die ursprüngliche Seeterrasse ist im Osten und Südosten des Sees noch gut erkennbar (GROTH 1957).“ (SALIX, 1995)

„Bodentragendes Substrat im gesamten Gebiet ist der Geschiebemergel. Aufgrund seiner differenzierten Zusammensetzung und der daraus resultierenden unterschiedlichen Verwitterung des Lockergesteins findet man hier mehrere dominierende Bodenformen, wie Braunerden, Parabraunerden, Fahlerden, Gleye und Niedermoorbildungen.

Westlich des Sees kommen ausgedehnte flachgründige Moorböden (Niedermoor auf Sand) vor, wobei die seenahen Bereiche bei der Reichsbodenschätzung nicht weiter untersucht wurden (in der Karte "Böden" mit "o.A." = ohne Angaben gekennzeichnet). An die Niedermoorbildungen schließen sich z.T. reine Sande und Lehme mit unterschiedlichen Sandanteilen an.“ (SALIX, 1995)

Insbesondere die genannten flachgründigen Moorbildungen sind bedeutsam für den Nährstoffhaushalt des Santower Sees, ihre Ausdehnung ist in der folgenden Abbildung dargestellt.



Abbildung 8: Moorbildungen im Uferbereich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)

Die Flächen mit Moorbildungen sind in der Karte hellgrün dargestellt, die Quelle der Darstellung ist die Konzeptbodenkarte 1:25.000 (Kohlenstoffreiche Böden). Daraus ergibt sich, dass sich vor Allem südlich und östlich der Wasserfläche des Sees in einem ca. 100 – 150 m breiten Streifen flachgründige Moore anschließen, deren Oberfläche (siehe Abbildung 4) nur wenig über dem Seewasserspiegel liegt.

2.3 Landnutzung

Die Landnutzung in den Einzugsgebieten der Seen hat historisch und aktuell das Potenzial, die Wasserqualität durch den Zustrom von Grund- und Schichtenwasser oder den Oberflächenabfluss durch Nährstoffemissionen zu beeinträchtigen. Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet ist in der folgenden Abbildung 9 dargestellt.

In der unmittelbaren Umgebung der Seen befinden sich die Siedlungen Santow und Warnow (Darstellung in grau).



Abbildung 9: Landnutzung in den oberirdischen Einzugsgebieten des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)

Die weitere Landnutzung in der unmittelbaren Umgebung und im oberirdischen Einzugsgebiet ist, neben den Siedlungen, durch Ackerland (beige), Grünland (hellgrün) und Wald/Forst (dunkelgrün) geprägt. Insbesondere von den als Ackerland genutzten Flächen westlich und östlich des Sees geht eine potenzielle Belastung aus.

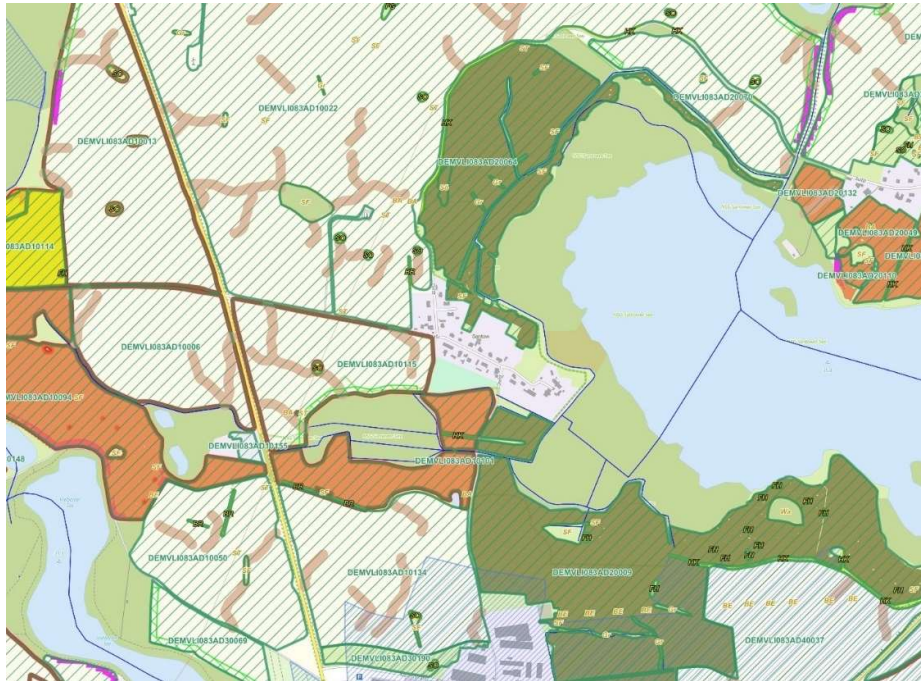


Abbildung 10: Feldblöcke in der unmittelbaren Umgebung westlich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessionell)

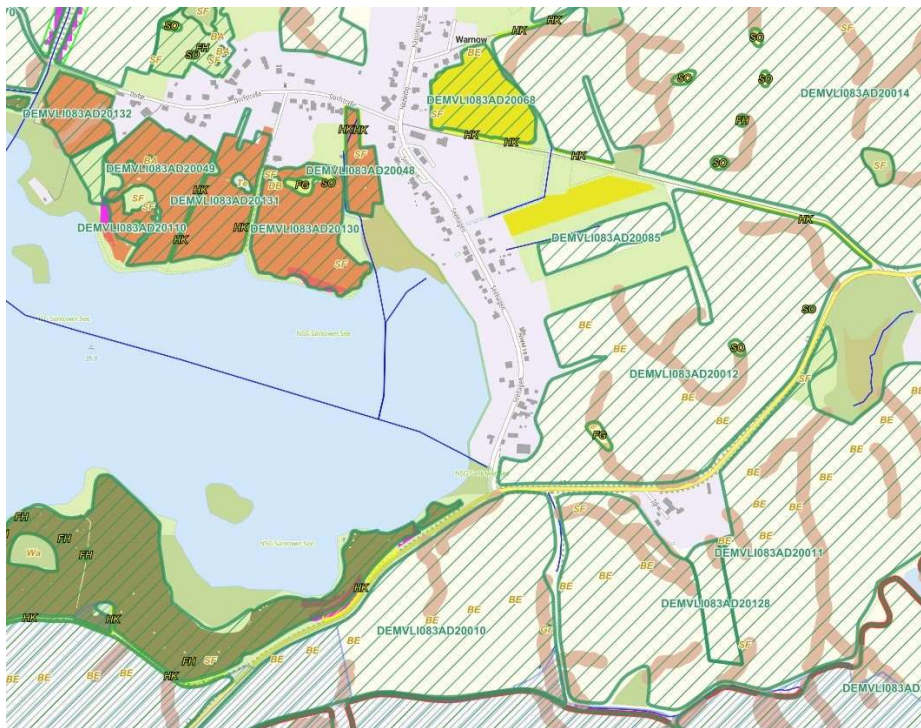


Abbildung 11: Feldblöcke in der unmittelbaren Umgebung östlich des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessionell)

Aktuell sind die Flächen westlich des Sees mit dem Graben 22/6 jedoch nicht an den Santower See angeschlossen, da der Graben 22/6 direkt in den Tarnewitzer Bach entwässert. Gleichzeitig wird aus Abbildung 10 ebenso deutlich, dass sich westlich des Sees zwischen den Ackerflächen (grüne Schraffur) und dem Seeufer eine breite Zone ausdehnt, die durch Dauergrünland

(dunkelgrün: Feucht- und Nassgrünland, braun: extensives Dauergrünland Kernzone, gelb: extensives Dauergrünland Vorrangzone) oder Uferwald (hellgrün) gebildet wird. Dies trifft auch für das Südufer sowie die meisten Abschnitte des Nordufers zu.

Östlich des Santower Sees liegt die Siedlung Warnow direkt am Ufer des Sees, daran schließen sich als Ackerland (grüne Schraffur) genutzte Flächen an. Auch im Einzugsgebiet des Grabens War/9 dominiert die Nutzung durch Ackerland.

Die weitere Landnutzung in der Umgebung des Santower Sees und im Einzugsgebiet des obersten Grundwasserleiters ist ebenso von Wald/Forst (dunkelgrün), Ackerland (beige) und Grünland (hellgrün) geprägt. Dabei sind die Grünlandanteile gering.

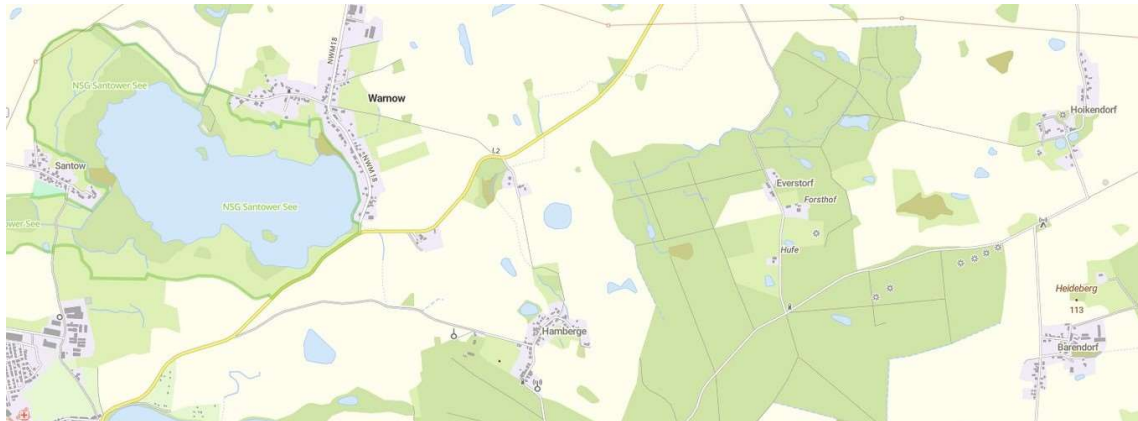


Abbildung 12: Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet des Santower Sees (Quelle: GAIA-MVprofessional)

Östlich des Sees schließt sich zunächst eine breite Zone an, die als Ackerland (beige) genutzt wird, östlich davon liegt das große Waldgebiet Everstorfer Forstes (dunkelgrün), das bis fast an die Einzugsgebietsgrenze bei Barendorf heranreicht.

2.3 Schutzgebiete

Der Santower See und Teile der angrenzenden Landflächen liegen im NSG Santower See. Die Fläche des NSG ist identisch mit dem FFH-Gebiet mit der EU-Nummer DE 2133-301, Santower See (siehe Abbildung 13). Am Südostufer des Sees befindet sich zusätzlich ein ca. 2,5 ha großes Flächennaturdenkmal mit der Bezeichnung „Teile der Weiden am Südostufer des Santower Sees“.

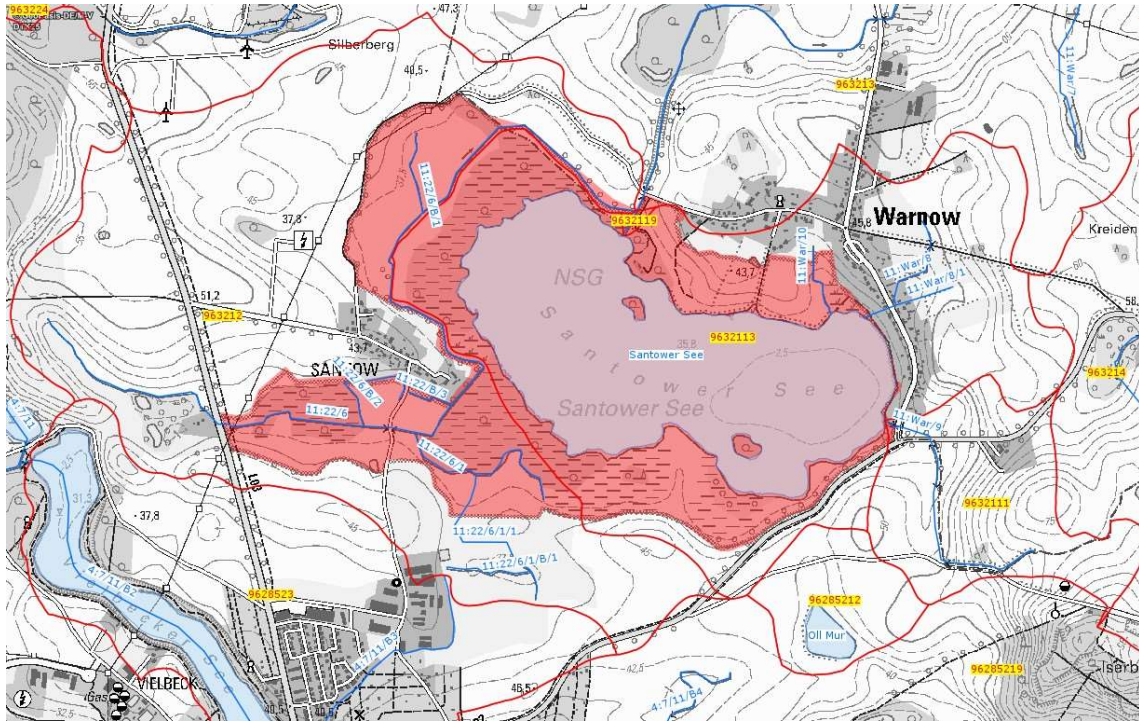


Abbildung 13: NSG und FFH-Gebiet Santower See (Quelle: Umweltkarten MV, Schutzgebiete)

2.4 Berichtspflichten nach europäischem Recht

Der Santower See ist, wie oben dargestellt, Teil des GGB DE 2133-301, Santower See und ist dem LRT 3140 („Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche kalkhaltige Stillgewässer mit Armleuchteralgen“) zugeordnet. Im GGB sind weitere terrestrische Flächen ebenso Lebensraumtypen zugeordnet, und zwar den LRT 3150 „Natürliche eutrophe Seen“, dem LRT 6410 „Pfeifengraswiesen“, dem LRT 6510 „Magere Flachlandmähwiesen“, dem LRT 7230 „Kalkreiche Niedermoore“ und dem LRT 91D0 „Moorwälder“.

Damit ist das Land Mecklenburg-Vorpommern innerhalb der Richtlinie NATURA 2000 hinsichtlich des Erhaltungszustandes des LRT berichtspflichtig. Im Managementplan (StALU WESTMECKLENBURG 2018) wurde der Erhaltungszustand des Santower Sees (LRT 3140) mit C (mäßig-schlecht) bewertet. Die Erhaltungszustände der anderen ausgewiesenen FFH-LRT waren zum Zeitpunkt der Erarbeitung des Managementplanes deutlich besser: der LRT 3150 wurde mit B (gut) bewertet, der LRT 6410 mit A (sehr gut), der LRT 6510 mit B (gut), der LRT 7230 mit A (sehr gut) sowie der LRT 91D0 mit B (gut). Durch die klimawandelbedingten wasserhaushaltlichen Defizite, die insbesondere im Zeitraum 2018 – 2022 auftraten, hat sich der Erhaltungszustand aller

wasserabhängigen LRT deutlich verschlechtert, wie die nachfolgend dargestellten Untersuchungsergebnisse zeigen.

Der Santower See ist mit einer Wasserfläche von 103,8 ha ein berichtspflichtiger Wasserkörper nach EU-WRRL. Er hat die Wasserkörper ID DELW_DEMV_1700700. Der See ist dem WRRL - Seentyp 11 („Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet“) zugeordnet. Damit ist das Land Mecklenburg-Vorpommern innerhalb der EU-WRRL hinsichtlich des ökologischen Zustandes des Wasserkörpers berichtspflichtig. Im Wasserkörpersteckbriefes zum 3. Bewirtschaftungsplan (2022) wird der ökologische Zustand als schlecht bewertet. Hinsichtlich der Zielerreichung wird die Erreichung des guten ökologische Zustandes und des guten chemischen Zustandes auf „nach 2027“ terminiert (BfG 2024).

3. Untersuchungsergebnisse

3.1 Santower See

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse für den Santower See aus dem Untersuchungsprogramm 2023/24 dargestellt.

Entsprechend der Abbildung 32 ist das Seebecken des Santower Sees ungeteilt. Die tiefste Stelle liegt im Südosten des Sees, sie wies im Jahr 1997, zum Zeitpunkt der hydrographischen Vermessung eine Tiefe von 3,7 m auf. Die mittlere Tiefe des Sees beträgt 1,79 m, sein Volumen 1,86 Mio. m³. Der Ostteil des Sees ist deutlich tiefer als der Westteil (siehe Abbildung 32), im Südosten und Nordwesten des Sees liegen jeweils Inseln. Leider liegen aus 1997 keine Pegel-daten für den See vor, so dass unklar ist, auf welchen Wasserstand sich diese Daten beziehen.

Da der See berichtspflichtig nach EU-WRRL ist, wurde der See auch in zurückliegenden Jahren im Auftrag der Landesregierung MV untersucht. Das Seenreferat des Umweltministeriums stellte diese Daten zur Verfügung (MLU MV 2023). Zur Darstellung der Entwicklung der Verhältnisse werden die Daten des Seenreferates MV aus zurückliegenden Jahren ebenso dargestellt.

3.1.1 Wasserhaushalt

Der Santower See ist durch eine Fläche von 103,8 ha und eine maximale Tiefe von 3,7 m gekennzeichnet. Die mittlere Tiefe beträgt 1,79 m, das Volumen 1,86 Mio. m³ (MLU MV 2023). Der Santower See besitzt aktuell oberirdische Zuflüsse nur aus östlicher Richtung aus den drei Gräben War/9, War/10 und War/11. Der See besitzt einen Abfluss in den Tarnewitzer Bach, der in die Ostsee entwässert. Der Abfluss in den Tarnewitzer Bach ist künstlich, wenngleich er auch nicht im Zuge der Meliorationsmaßnahmen in den 1980er Jahren, sondern viel früher hergestellt wurde.

Daten zum Wasserhaushalt wurden im Untersuchungsprogramm für die drei Zuflüsse aus westlicher Richtung und den Abfluss in den Tarnewitzer Bach, aber auch für drei Messstellen im Verlauf des Grabens 22/6 erhoben.

Eine möglichst genaue Beschreibung des Wasserhaushaltes ist wichtig, weil das dem See aktuell zufließende und das aus dem See abfließende Wasser Transportmittel für die Nährstoffe ist, die den See extern belasten oder entlasten.

Darüber hinaus sind die Untersuchungen im Graben 22/6 hilfreich, um die potenziellen Folgen von Maßnahmen einschätzen zu können, die der Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse dienen.

Die Komponenten des Wasserhaushaltes des Santower Sees sind Niederschlag und Verdunstung, der Zu- und Abstrom von Grund- und Schichtenwasser sowie oberirdische Zu- und Abflüsse.

Konkrete Messdaten zu Niederschlag und Verdunstung für die direkte Umgebung des Sees liegen nur für den Niederschlag vor. Für diesen Parameter wurden Daten des DWD für die Klimastation Grevesmühlen (ID 1769) genutzt, die öffentlich zugänglich sind. Die Berechnung der Verdunstung fand auf der Basis des Energiebilanzverfahrens nach dem DVWK-Merkblatt 238/1996 (DVWK 1996) statt. Da für die Berechnung der Verdunstung jedoch eine ganze Reihe von Parametern erforderlich sind, die nur an ausgewählten DWD-Stationen gemessen werden und die zudem an den Stationen nicht für alle untersuchten Jahre und Monate zur Verfügung stehen, wurden für diese Parameter Daten der Stationen Schwerin (ID 4625), Lübeck-Blankensee3 (ID 3086) und Boltenhagen (ID 596) genutzt.

Konkrete Messdaten für die oberirdischen Zuflüsse zum Santower See aus den Gräben War/8, War/9 und War/10 liegen aus dem Untersuchungsprogramm 2023 vor.

Konkrete Messdaten für die oberirdischen Zuflüsse zum Tarnewitzer Bach über den Ringgraben (22/6) liegen aus dem Untersuchungsprogramm 2023 vor.

Konkrete Messdaten für den oberirdischen Abfluss in den Tarnewitzer Bach direkt aus dem Santower See liegen aus dem Untersuchungsprogramm 2023 vor.

Gesicherte Angaben für den Zu- und Abstrom aus dem und in das Grund- und Schichtenwasser liegen nicht vor.

Entsprechend der Abbildung 5 und der Abbildung 6 erfolgt der Zustrom von Grund- und Schichtenwasser im Wesentlichen aus östlicher Richtung. Der Grundwasserpegel S - GW - 02 wurde am südöstlichen Ufer des Santower Sees im Bereich der Badestelle in einem Abstand zur Uferlinie von ca. 50 m errichtet. Der Grundwasserpegel S - GW - 01 am südlichen Ufer wurde auf Wunsch des Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg und Wismar e. V. in einer Entfernung von ca. 300 m zur Uferlinie des Sees angelegt. Ebenso auf Wunsch des Landschaftspflegeverbandes sollte auch am Nordufer des Sees ein Grundwasserpegel (S - GW – 03) eingerichtet werden. Bei der Pegelbohrung wurde jedoch keine potenziell wasserführende Schicht erbohrt, so dass die Bohrung wieder verschlossen und der GW-Pegel damit nicht errichtet wurde.

Die Bohrprofile die bei der Errichtung der Grundwasserpegel angefertigt wurden, und die Hinweise auf die Speisung des Sees aus Grund- und Schichtenwasser geben, sind in der folgenden Abbildung dargestellt.

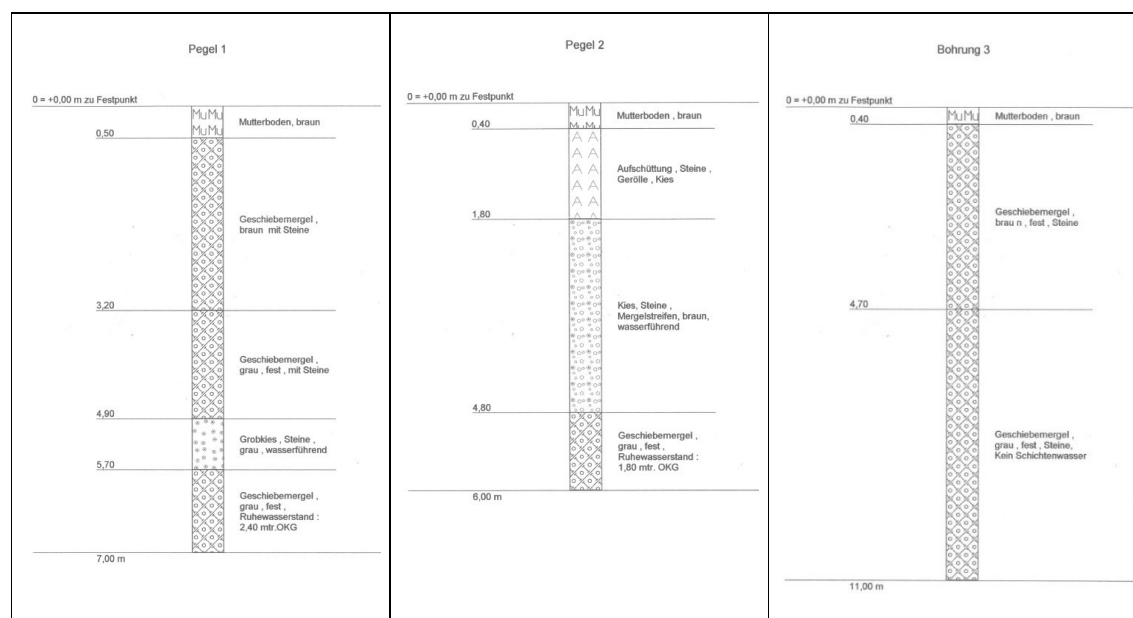


Abbildung 14: Bohrprofile der errichteten bzw. geplanten Grundwasserpegel am Santower See (Quelle: Brunnenbau Biemann, 2023)

Beim errichteten Pegel **S – GW – 01** wird aus dem Bohrprofil ersichtlich, dass bis in eine Tiefe von 4,9 m unter GOK Geschiebemergel mit einer sehr geringer Wasserleitfähigkeit ansteht, darunter wurde eine 0,8 m mächtige, wasserführende Schicht aus Grobkies erbohrt, unterhalb einer Tiefe von 5,7 m unter GOK schließt sich bis zu einer Endteufe von 7,0 m wiederum Geschiebemergel an. Durch die erfasste wasserführende Schicht erscheint es plausibel, dass eine Speisung des Santower Sees aus dieser Richtung erfolgen kann.

Beim errichteten Pegel **S – GW – 02** wird aus dem Bohrprofil ersichtlich, dass bis in eine Tiefe von 4,8 m unter GOK oberflächlich zunächst eine 1,8 m mächtige Aufschüttung aus Steinen, Geröllen und Kies ansteht, unterhalb anschließend ein 3,0 m mächtiger wasserführender Horizont aus Kies und Steinen mit eingelagerten Mergelstreifen. Unterhalb einer Tiefe von 4,8 m unter GOK schließt sich bis zu einer Endteufe von 6,0 m wiederum Geschiebemergel an. Durch die erfasste wasserführende Schicht erscheint es plausibel, dass eine Speisung des Santower Sees aus dieser Richtung erfolgen kann.

Beim geplanten Pegel **S – GW – 03** wird aus dem Bohrprofil ersichtlich, dass bis in die Endteufe von 11,0 m unter GOK nur Geschiebemergel mit sehr geringer Wasserleitfähigkeit ansteht, damit erscheint eine Speisung des Santower Sees aus nördlicher Richtung unwahrscheinlich.

Bei den limnochemischen Probenahmen wurde jeweils auch ein Wasserstand im Pegel mittels Kabellichtlot ermittelt. Am 29.07.2024 wurden die Grundwasserpegel höhenmäßig eingemessen. Die Pegelnullpunkte beziehen sich jeweils auf die Rohroberkante bei geöffneter Verschlusskappe. Ergebnisse der Messungen sind in der folgenden Tabelle 1 dargestellt.

Bei den limnochemischen Probenahmen aus den Grundwasserpegeln nach DIN 38402-13 ist der Grundwasserpegel so lange freizupumpen, bis sich die Qualität des gepumpten Wassers nicht mehr ändert. Daraus ergeben sich Hinweise auf die Transportkapazität des jeweiligen Grundwasserleiters und damit voraussichtlich auch Hinweise darauf, ob und mit welcher der mit dem Pegel erschlossene Grund- bzw. Schichtenwasserleiter an der Speisung des unterhalb gelegenen Gewässers teilnimmt.

Im Ergebnis der limnochemischen Probenahme kann festgestellt werden, dass vor Allem das Grund- bzw. Schichtenwasser, welches durch den Pegel mit der Bezeichnung **S – GW – 02** repräsentiert ist, maßgeblich an der Speisung des Santower Sees beteiligt ist. Diese These wird gestützt durch die Ergebnisse der geologischen Erkundung der Bohrprofile (4,8 m mächtige Schicht mit hoher Wasserleitfähigkeit) und die Informationen aus der Grundwasserprobenahme. Dabei wurde, im Gegensatz zum Pegel S – GW – 01, festgestellt, dass dem Grund- und Schichtenwasserleiter ein Volumenstrom von $> 1,0 \text{ m}^3/\text{h}$ entnommen werden kann. Der Pegel konnte ohne Einschränkungen in der Nachströmung von Grund- bzw. Schichtenwasser in das Pegelrohr freigepumpt werden. Diese Erkenntnis wird auch durch die Darstellungen in dem Hydroisohypsenplan (Abbildung 5, Abbildung 6) gestützt.

Im Gegensatz dazu konnte bei der limnochemischen Probenahme am Pegel mit der Bezeichnung **S – GW – 01** festgestellt werden, dass der erbohrte potenzielle Grund- bzw. Schichtenwasserleiter offenbar nur lokal ausgeprägt ist und sehr wenig Wasser führt. Diese These wird gestützt durch die Ergebnisse der geologischen Erkundung der Bohrprofile (nur 0,8 m mächtige Schicht mit hoher Wasserleitfähigkeit) und die Informationen aus der Grundwasserprobenahme. Dabei wurde festgestellt, dass die Regeln der DIN – Norm für die Grundwasserprobenahme an diesem Pegel nicht einzuhalten sind. Nachdem das Pegelrohr leergepumpt war, strömte Grund- und Schichtenwasser in einer nicht messbaren Geschwindigkeit in das Pegelrohr nach. Dieses Phänomen trat nicht nur bei den ersten Probenahmen im Sommer 2023 auf, sondern auch im Winter 2023/2024 und im folgenden Frühjahr, wo durch hohe Niederschlagsmengen ein potenzieller Grund- bzw. Schichtenwasserleiter wieder hätte aufgefüllt sein müssen. Daraus ergibt sich mit hoher Wahrscheinlichkeit, dass aus südlicher Richtung kein nennenswerter Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zum Santower See erfolgt. Diese Erkenntnis wird auch durch die Darstellungen in dem Hydroisohypsenplan (Abbildung 5, Abbildung 6) gestützt.

Auf der Basis dieser Erkenntnisse muss davon ausgegangen werden, dass die Speisung des Santower Sees aus Grund- und Schichtenwasser vor allem aus östlicher Richtung erfolgt, so wie es in den Hydroisohypsenplänen (Abbildung 5, Abbildung 6) dargestellt ist.

Diese Erkenntnis wird in der aufzustellenden Nährstoffbilanz berücksichtigt.

Die gemessenen Grundwasserstände wiesen im Untersuchungszeitraum beträchtliche Amplituden auf.

Am Pegel **S – GW - 01** betrug die Amplitude 2,67 m. Der niedrigste Wasserstand wurde am 06.11.2023 mit 36,90 m ü NHN gemessen, der höchste Wasserstand ca. 5 Wochen später, am

14.12.2023, mit 39,57 m ü NHN. Auch an anderen Terminen sind die Differenzen zwischen den Wasserständen an zwei aufeinanderfolgenden Terminen zum Teil sehr groß. Auch dies stellt ein starkes Indiz dafür dar, dass der erbohrte potenzielle Grund- bzw. Schichtenwasserleiter offenbar nur lokal ausgeprägt ist und sich damit Wasserstände relativ kurzfristig ändern können. Die im Pegel erbohrte Oberfläche des lokalen Grund- und Schichtenwasserleiters lag im Untersuchungszeitraum zwischen 1,55 m (06.11.23) und 4,00 m (14.12.23) über dem Seewasserspiegel des Santower Sees am Lattenpegel am Südufer an der Fischerhütte.

Tabelle 1: Ergebnisse der Messungen der Höhenlage der Grundwasseroberfläche an Grundwasserpegeln am Santower See

Name	Datum	Wasserstand GW relativ	Wasserstand GW absolut	Wasserstand See absolut	Differenz Wasserstand GW / See absolut
		m	m NHN	m NHN	m
	PNP (ROK)		40,85		
S-GW-01	10.07.23	3,09	37,76		
S-GW-01	07.08.23	3,35	37,50		
S-GW-01	06.09.23	3,61	37,24	35,27	1,97
S-GW-01	11.10.23	3,86	36,99	35,27	1,72
S-GW-01	06.11.23	3,95	36,90	35,35	1,55
S-GW-01	14.12.23	1,28	39,57	35,57	4,00
S-GW-01	16.01.24			35,89	
S-GW-01	14.02.24	1,41	39,44	35,94	3,50
S-GW-01	12.03.24	1,87	38,98	35,81	3,17
S-GW-01	08.04.24	1,90	38,95	35,77	3,18
S-GW-01	14.05.24	2,39	38,46	35,67	2,79
S-GW-01	18.06.24	2,53	38,32	35,66	2,66
	PNP (ROK)		39,68		
S-GW-02	10.07.23	3,42	36,26		
S-GW-02	07.08.23	3,39	36,29		
S-GW-02	06.09.23	3,51	36,17	35,27	0,90
S-GW-02	11.10.23	4,50	36,18	35,27	0,91
S-GW-02	06.11.23	3,24	36,44	35,35	1,09
S-GW-02	14.12.23	2,78	36,90	35,57	1,33
S-GW-02	16.01.24	2,33	37,35	35,89	1,46
S-GW-02	14.02.24	2,42	37,26	35,94	1,32
S-GW-02	12.03.24	2,53	37,15	35,81	1,34
S-GW-02	08.04.24	2,71	36,97	35,77	1,20
S-GW-02	14.05.24	2,91	36,77	35,67	1,10
S-GW-02	18.06.24	2,98	36,7	35,66	1,04

Am Pegel **S – GW – 02** betrug die Amplitude zwischen dem höchsten und dem niedrigsten gemessenen Wasserstand 1,18 m. Zum Beginn der Messungen am 10.07.2023 betrug der Wasserstand im Pegel 36,26 m ü NHN. Bis zum 06.09.2023 kam es zu einem langsamen Rückgang des Wasserspiegels auf 36,17 m ü NHN. Der Wasserspiegel lag damit ca. 0,90 m über dem Seewasserspiegel am gleichen Tag. Nachdem der Pegel S – GW – 02 Anfang Oktober mit 36,18 m ü NHN etwa den gleichen Wasserspiegel aufwies, wie im Vormonat stieg der Wasserstand danach stark an, um Mitte Januar '24 mit 37,35 m ü NHN den maximalen Wasserstand des Untersuchungszeitraumes erreicht zu haben. Die Differenz zum Seewasserspiegel betrug an diesem Termin 1,46 m. Bis zur letzten Messung, Mitte Juni '24, ging der Wasserspiegel wieder auf 36,70 m ü NHN zurück, der Unterschied zum Seewasserpegel betrug 1,04 m.

Auf der Basis dieser Erkenntnisse muss davon ausgegangen werden, dass die Speisung des Santower Sees aus Grund- und Schichtenwasser vor allem aus östlicher Richtung erfolgt, so wie es in den Hydroisohypsenplänen (Abbildung 5, Abbildung 6) dargestellt ist.

Diese Erkenntnis wird in der aufzustellenden Nährstoffbilanz berücksichtigt.

Die klimatische Wasserbilanz als Differenz aus Niederschlag und Verdunstung stellt eine wichtige wasserhaushaltliche Größe dar. Als Berechnungsgrundlage dienten meteorologischen Daten des DWD von verschiedenen Klimastationen, die sich in unterschiedlicher Entfernung zum Santower See befinden.

Aus den vorliegenden Daten, Berichten und Informationen zum Santower See geht hervor, dass der Wasserhaushalt des Sees, repräsentiert durch den Wasserstand des Seewasserspiegels, mindestens seit den 1980er Jahren bedeutenden Veränderungen unterworfen war. Bedeutende Einschnitte stellen mindestens die Abkopplung des westlichen und nördlichen oberirdischen Einzugsgebietes durch die wasserbaulichen Maßnahmen der 1980er Jahre sowie die niederschlagsarmen und heißen Jahre zwischen 2018 und 2022 dar.

Die Wasserstandsentwicklung in der Periode 1971 – 1989 wurde durch einen Lattenpegel am Nordufer des Santower Sees (Pegelkennzahl 04361.0) im Bereich des Abflusses in den Tarnewitzer Bach dokumentiert. Für diesen Pegel liegen allerdings nur relative Höhen vor (StALU WM, 2023), der Pegel wurde offenbar nie höhenmäßig eingemessen.

Mit der höhenmäßigen Einmessung des alten Lattenpegels am Nordufer des Sees und des neuen Lattenpegels am Südufer des Sees ist es nun erstmals möglich, die Wasserstandsentwicklung der Periode 1971 – 1989 mit den seit 2023 erhobenen Messwerten an beiden Pegeln zu vergleichen.

Die Entwicklung der Wasserstände ist in Abbildung 15, Abbildung 16 und Abbildung 17 dargestellt. Gleichzeitig ist die aktuelle Sohlhöhe des Abflussgrabens in den Tarnewitzer Bach von 35,89 m ü NHN dargestellt.

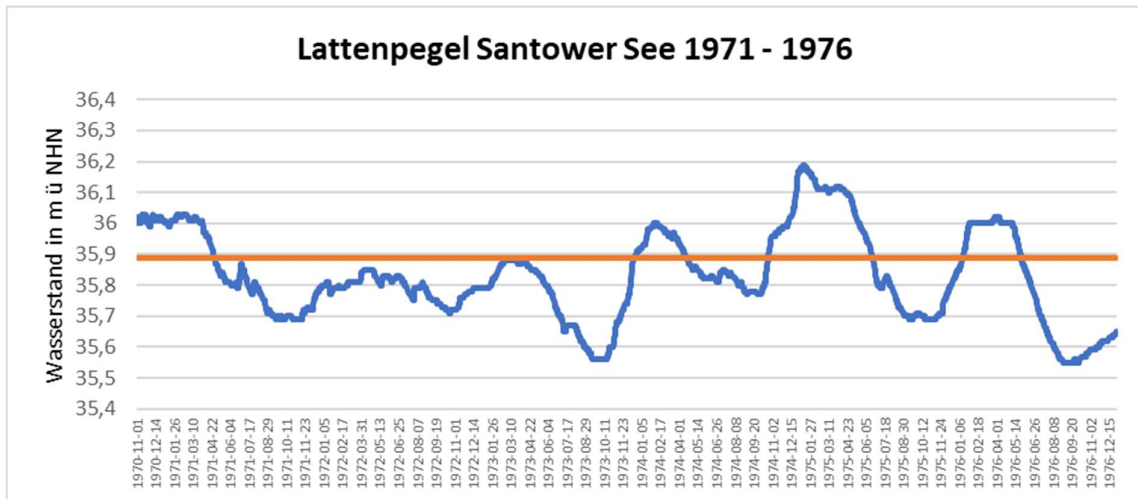


Abbildung 15: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1971 – 1976 (Quelle: StALU WM, 2023)

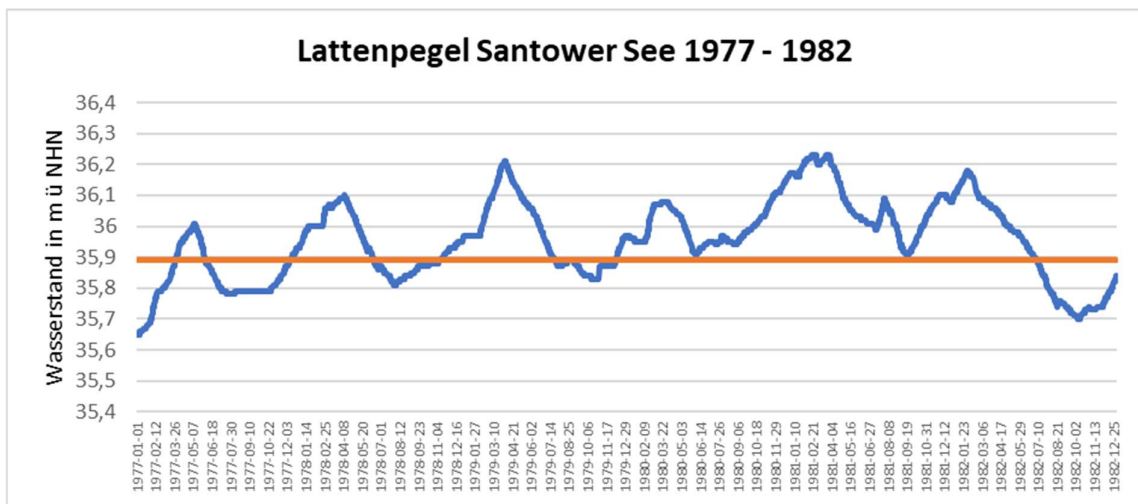


Abbildung 16: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1977 – 1982 (Quelle: StALU WM, 2023)

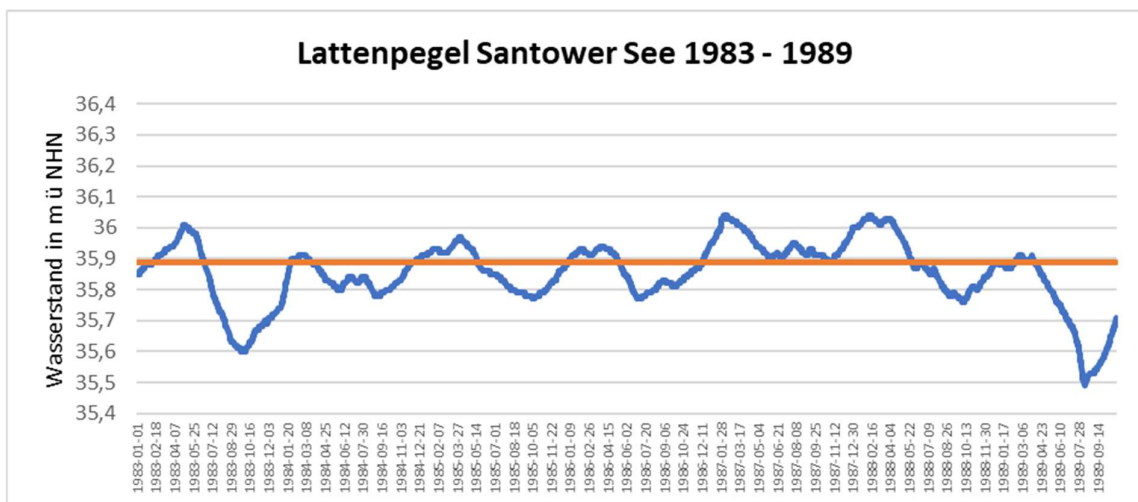


Abbildung 17: Entwicklung des Wasserspiegels am Santower See 1983 – 1989 (Quelle: StALU WM, 2023)

Nach diesen Pegeldaten schwankte der Wasserstand des Sees langfristig zwischen sehr geringen Wasserständen von 5 (Oktober 1974), 4 (Oktober 1976), 9 (Oktober 1983) bzw. 0 (August 1989) und sehr hohen Wasserständen von 66 (Januar 1975), 68 (April 1979), 69 (April 1981) bzw. 66 (Februar 1982). Zwischen 1983 und 1989 wurden jedoch nur noch maximale Wasserstände von 52 gemessen. Dabei kam es auch zu sehr kurzfristigen Anstiegen des Wasserstandes innerhalb eines Winterhalbjahres, zum Beispiel um 42 cm zwischen Oktober 1973 und Februar 1974 sowie ebenso 42 cm zwischen September 1976 und Mai 1977. Ebenso traten starke Rückgänge des Wasserspiegels innerhalb eines Sommerhalbjahres auf, so um 41 cm zwischen Mai und Oktober 1976, 45 cm zwischen Februar und Oktober 1982, 39 cm zwischen Mai und September 1983 sowie 41 cm zwischen Februar und August 1989.

In Auswertung der historischen Ganglinie des Lattenpegels am Santower See ergibt sich, dass im See in sehr kurzen Zeiträumen sehr starke Schwankungen des Wasserspiegels auftraten. Eine potenzielle Ursache ist die geringe Größe des oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebietes, die über eine geringe Pufferwirkung verfügen. Niederschlagsreiche und niederschlagsarme Jahre sowie Jahre mit hoher und niedriger Verdunstung von den Landflächen des Einzugsgebietes und der Seeoberfläche und damit hoher und niedriger Grundwasserneubildungsraten wirkten und wirken sich offenbar sehr schnell auf den Wasserspiegel des Sees aus.

Der Fakt, dass im See nach 1982 keine Wasserstände über 50 cm mehr gemessen werden konnten, hängt mit großer Wahrscheinlichkeit damit zusammen, dass durch den Ausbau des Grabensystems 22/6 westlich und nördlich des Sees ein großer Teil des oberirdischen Einzugsgebietes abgekoppelt wurde und das aus diesem Gebiet abfließende Wasser nicht mehr dem Santower See zuströmte.

Die klimatischen Veränderungen haben, neben der Abkopplung des Grabensystems 22/6, einen ebenso herausragenden Einfluss auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt des Santower Sees.

Die in den Diagrammen markierte Höhenlage der Sohle des Abflussgrabens des Santower Sees in den Tarnewitzer Bach zeigt, dass der Seepegel zwischen 1974 und 1983 in den Wintermonaten regelmäßig teils beträchtlich über der Sohlhöhe des Abflussgrabens lag, und deshalb beträchtliche Wassermengen abgeflossen sein müssen. Damit fand jedoch ebenso ein Nährstoffexport statt. Zwischen 1984 und 1989 kam es zwar immer wieder auch zu Abflüssen in den Tarnewitzer Bach, die jedoch nur über kürzere Perioden andauerten sowie weniger Abfluss (Pegelhöhe) aufwiesen.

Da der Lattenpegel am Santower See jedoch nach 1989 nicht mehr abgelesen wurde, können die klimawandelbedingten Veränderungen auf den Wasserspiegel des Sees nicht anhand von Messdaten nachvollzogen werden.

Zu Beginn des vorliegenden Vorhabens im April 2023 war der Wasserstand des Sees jedoch so weit zurückgegangen, dass der Lattenpegel am Nordufer des Sees trocken lag und die Wasserlinie weit von der Unterkante der Pegellatte entfernt war.

Aus diesem Grund wurde im August 2023 am Südufer des Sees ein neuer Lattenpegel errichtet, der im Vorhaben abgelesen wurde und damit die jüngste Entwicklung des Wasserstandes dokumentiert.

Im Zeitraum August 2023 bis Juli 2024 wurden die Lattenpegel durch die IaG GmbH (bis April '24) bzw. durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (ab Mai '24) abgelesen. Offenbar windbedingt weisen der Altpegel am Nordufer und der neue Pegel am Südufer einen Wasserstandsunterschied von ca. 3 cm auf, der Pegel am Südufer weit regelmäßig einen höheren Wasserstand auf. Im genannten Zeitraum entwickelte sich der Wasserstand von 35,31 m ü NHN im August 2023 am Tage der Errichtung des Pegels auf 35,94 m ü NHN Mitte Februar '24. Bis Ende Juli '24 ging der Wasserstand erneut auf 35,59 m ü NHN zurück.

Um die klimatische Komponente des Wasserhaushaltes des Santower Sees besser abbilden zu können wurden für verschiedene Perioden auf der Basis des Energiebilanzverfahrens nach dem DVWK-Merkblatt 238/1996 (DVWK 1996) klimatische Wasserbilanzen (KWB) für den See aufgestellt.

Die KWB wurde für zwei Perioden aufgestellt, für die Periode der 1970er Jahre zwischen 1970 und 1979 sowie für die Periode zwischen 2010 und 2023. In den Perioden wurde die Bilanz für „trockene“, „mittlere“ und „feuchte“ Jahre für die DWD-Station Grevesmühlen aufgestellt. Als Maßstab für die Kategorien „trocken“, „mittel“ und „feucht“ wurde der Referenzwert der Niederschläge für die Station Grevesmühlen (Quelle: DWD) genutzt, für die Periode 1971-2000 beträgt die mittlere Niederschlagssumme für die Station Grevesmühlen 648 mm, für die Periode 1991 – 2020 beträgt die mittlere Niederschlagssumme 621 mm.

Tabelle 2: Klimatische Wasserbilanz (KWB) für die Wasserfläche des Santower Sees (Quelle: Witterungsdaten: DWD)

Jahr	Jahresmittel der Lufttemperatur	Jahresniederschlagssumme	Verdunstungshöhe	KWB	Wassermenge bezogen auf Seefläche
	in °C	in mm	in mm	in mm	in m ³
1974	8,9	762,2	640,4	121,77	126.397
1976	8,4	460,7	711,5	-250,82	-260.346
1977	8,9	645,8	618,1	27,69	28.741
2013	9,0	556,2	673,8	-117,61	-122.084
2017	9,7	768,7	457,3	311,41	323.248
2018	10,1	411,6	723,1	-311,49	-323.324
2019	10,3	568,0	745,7	-177,66	-184.414
2020	10,5	584,0	613,6	-29,63	-30.754
2021	9,6	632,0	646,4	-14,44	-14.985
2022	10,3	429,3	755,0	-325,68	-338.053
2023	10,6	727,3	717,0	10,34	10.733

In der **Periode der 1970er** Jahre war ein „mittleres“ Jahr das Jahr 1977 mit einer Niederschlagshöhe von 645 mm. Das Jahresmittel der Lufttemperatur, als ein Parameter zur Berechnung der Verdunstungshöhe, betrug an der DWD-Station Boltenhagen 8,9 °C. Die klimatische Wasserbilanz war 1977 mit 27,7 mm positiv, bezogen auf die Seefläche von 103,8 ha ist das eine Wassermenge von ca. 28.800 m³. Das „feuchteste“ Jahr der Periode war das Jahr 1974, hier betrug die Jahressumme des Niederschlages 762,2 mm, das Jahresmittel der Lufttemperatur 8,9 °C. Die KWB war im Jahr 1974 mit ca. 121,8 mm positiv, bezogen auf die Seefläche waren dies ca. 126.400 m³. Das „trockenste“ Jahr der Periode war das Jahr 1976, hier betrug die mittlere Niederschlagshöhe nur 460,7 mm, die Jahresmitteltemperatur 8,4 °C. In diesem Jahr war die KWB mit ca. 251 mm negativ, bezogen auf die Seefläche waren dies ca. 260.300 m³.

Für die **Periode der 1970er** Jahre kann anhand der Beispieljahre festgestellt werden, dass das Jahresmittel der Lufttemperatur zwischen 8,4 und 8,9 °C betrug, die Niederschlagshöhen schwankten zwischen 460,7 und 762,2 mm, die mittlere Niederschlagshöhe betrug 648 mm. Die ausgewerteten Daten zeigen, dass es sowohl Jahre mit einer sehr stark negativen KWB gab (1976) wie auch mit einer stark positiven KWB (1974). Besonders hervorzuheben ist jedoch, dass in dem mittleren Jahr bezogen auf die Niederschlagssumme (1977) die KWB immer noch positiv war.

Für die **Periode 2010 – 2023** war ein „mittleres“ Jahr, bezogen auf die Niederschlagshöhe, das Jahr 2021. Die Jahressumme des Niederschlages betrug 632,0 mm und damit ca. 10 mm über der mittleren Jahressumme der Referenzperiode 1991-2020. Das Jahresmittel der Lufttemperatur betrug 9,6 °C. Daraus ergab sich allerdings schon eine negative KWB von 14,4 mm, bezogen auf die Seefläche sind das ca. 15.000 m³. In den Jahren 2019 und 2020, in denen die mittlere Niederschlagssumme um ca. 40 mm (2020) bzw. 55 mm (2019) unterschritten wird ist die KWB schon deutlich negativ, verbunden mit Wasserverlusten für den Santower See von ca. 30.800 m³ (2020) bzw. 184.500 m³ (2019). In „trockenen“ Jahren, wie 2018 und 2022 betrug die Defizite im Seevolumen, die auf die KWB zurückzuführen sind, ca. 323.300 m³ bzw. ca. 31 cm Wasserspiegelhöhe (2018) und 338.000 m³ bzw. 32 cm Wasserspiegelhöhe (2022). Zum Vergleich: das Seevolumen des Sees beträgt (Daten aus 1997) 1.860.000 m³, der Wasserverlust, der nur durch die negative KWB der Seewasserfläche entstand, waren ca. 18 % des Seevolumens von 1,86 Mio. m³. Das Jahresmittel der Lufttemperatur betrug 10,1 bzw. 10,3 °C. In den „feuchtesten“ Jahren wie 2017, mit 768,7 mm Jahresniederschlag bzw. 2023, mit 727,3 mm Jahresniederschlag ist die KWB mit ca. 31 cm (2017) bzw. 1 cm zwar mehr oder weniger positiv, nur 2017 führte dies jedoch zu einem „Gewinn“ im Wasservolumen von ca. 323.000 m³, im Jahr 2023 betrug der „Gewinn“ nur ca. 10.700 m³. In 2017 war das Jahresmittel der Lufttemperatur mit 9,7 °C im Vergleich eher gering, in 2012 mit 10,6 °C höher als in allen untersuchten Jahren der Periode 2010 – 2023.

Für die **Periode der Jahre 2010 – 2023** Jahre kann anhand der Beispieljahre festgestellt werden, dass das Jahresmittel der Lufttemperatur zwischen 9,0 und 10,6 °C betrug, die Niederschlagshöhen schwankten zwischen 411,6 und 768,7 mm, die mittlere Niederschlagshöhe

betrug 621 mm. Die ausgewerteten Daten zeigen, dass die geringsten und höchsten Niederschlagshöhen der Periode sich von denen der 1970er Jahre nicht wesentlich unterscheiden, wohl aber die Jahresmittelwerte der Lufttemperatur, die fast 2°C höher lag, als in der Periode der 1970er Jahre. Dies führte und führt offenbar dazu, dass schon in Jahren mit „mittleren“ Niederschlagshöhen die KWB negativ wird und damit in der Bilanz ein Wasserverlust bzw. ein Absinken des Wasserspiegels auftritt. Auch in sehr niederschlagsreichen Jahren, wie im Jahr 2023, kann die Verdunstung so hoch sein, dass die KWB nur sehr gering positiv ist.

In der Gesamtbilanz der Jahre 2017 – 2023 bedeutet dies einen Wasserverlust von ca. 557.500 m³ bzw. einen theoretischen Rückgang des Wasserspiegels um 53,7 cm. Berücksichtigt man die Jahre 2017 und 2023 nicht, so ergibt sich für den Zeitraum 2018 – 2022 ein Wasserverlust von 891.500 m³ bzw. 85,9 cm Wassersäule. Bei einer mittleren Tiefe des Santower Sees von 1,79 m (Daten aus 1997) halbiert sich damit theoretisch die mittlere Tiefe des Sees.

Damit kann festgestellt werden, dass insbesondere in den Jahren 2018 – 2022 die Klimatische Wasserbilanz des Santower Sees immer negativ war und sich damit die jährlichen Wasserverluste aufsummiert haben. Dies führte theoretisch zu einem sehr einschneidenden Rückgang des Wasserspiegels, wenn diese Verluste nicht aus anderen Quellen (oberirdischer Zufluss, Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser) ausgeglichen werden. Da aber voraussichtlich auch die terrestrischen Einzugsgebiete in diesen Jahren eine negative klimatische Wasserbilanz aufwiesen ist nicht zu erwarten, dass die Wasserverluste aus der KWB der Wasserfläche des Sees in bedeutendem Maße durch Zuflüsse aus den Einzugsgebieten ausgeglichen worden wären. Da von Ende 1989 bis August 2023 keine Aufzeichnungen über den Wasserstand im Santower See vorhanden sind, kann diese These nicht durch Messdaten verifiziert werden.



Abbildung 18: Uferzone des Santower Sees im Bereich der Badestelle Warnow, 19.07.23 (Quelle: IaG GmbH)

Der durch Fotos verifizierte Zustand des Santower Sees im Sommer 2023 (Mitte Juli) dokumentiert jedoch das große wasserhaushaltliche Defizit des Sees, dass sich offenbar seit Anfang bis Mitte der 2010er Jahre aufgebaut hat.

Auch wenn durch die verhältnismäßig hohen Niederschläge seit Oktober 2023 der Wasserspiegel des Santower Sees in hoher Geschwindigkeit so weit angestiegen ist, dass im Januar und Februar 2024 ein geringer Abfluss in den Tarnewitzer Bach aufgetreten ist, kann dies nicht über die klimatisch bedingten Veränderungen in der KWB hinwegtäuschen: fast alle Klimaszenarien gehen für die Zukunft von etwa gleich bleibenden Niederschlägen aber höheren Temperaturen aus, so wie es die Untersuchungen für die Periode 2010 – 2023 im Trend gezeigt haben. Damit ist es auch für die Zukunft zu erwarten, dass Perioden von mehreren aufeinanderfolgenden Jahren mit negativer klimatischer Wasserbilanz auftreten werden, die ggf. erneut dramatische Auswirkungen auf den Wasserkörper des Santower Sees und der angrenzenden Uferbereiche haben werden.

Der oberirdische Abfluss aus dem Santower See in den Tarnewitzer Bach ist in historischer Zeit als künstlich hergestellt worden, er trägt die Bezeichnung Schleusengraben. Im Zuge der Baumaßnahmen zum Ausbau des Grabensystems westlich und nördlich des Sees wurde der Abfluss des Sees in den Tarnewitzer Bach ebenso umgestaltet, um die größere Wassermenge aus dem neu angeschlossenen Ringgraben aufnehmen zu können. Insbesondere unterhalb der Einmündung des Ringgrabens wurde der Abfluss des Sees in den Tarnewitzer Bach ausgebaut, mindestens wurde die Sohle abgesenkt, ggf. wurde der Graben auch verbreitert. Oberhalb der Einmündung des Ringgrabens wurde der Seeabfluss nicht umgebaut, insbesondere verblieb die Sohlhöhe auf dem vorigen Niveau.



Abbildung 19: Abfluss des Santower Sees in den Tarnewitzer Bach, Schachtbauwerk, 14.12.23 (Quelle: IaG GmbH)

Zum Ausgleich der so entstandenen Höhenunterschiede wurde direkt oberhalb der Einmündung des Ringgrabens ein Absturzschacht errichtet, mit dem der Unterschied der Sohlhöhen oberhalb und unterhalb ausgeglichen wird.

Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 2023 / 2024

In Auswertung der Daten des DWD (2023) und nach DVWK (1996) war die klimatische Wasserbilanz des Santower Sees im Jahr 2023 leicht positiv, einer jährlichen Niederschlagsmenge von 727,3 mm stand eine berechnete jährliche Verdunstungshöhe von 717,0 mm gegenüber. Bezogen auf die Seefläche von 103,8 ha ergibt die Niederschlagshöhe einen Zufluss von **754.937 m³** bzw. **23,9 l/s** und die Verdunstungshöhe einen Abfluss **744.204 m³** bzw. von **23,6 l/s**.

Im Zusammenhang mit dem Vorhaben wurden zwischen April 2023 und April 2024 monatlich Abflussmessungen an den oberirdischen Zuflüssen des Santower Sees durchgeführt. Die Messstellen befanden sich in den jeweiligen Gräben nur wenige Meter oberhalb der Einmündungen in den Santower See und können deshalb als repräsentativ angesehen werden. Die Lage der Messstellen ist in der folgenden Abbildung dargestellt.



Abbildung 20: Probenstellen der direkten Zuflüsse in den Santower See aus östlicher Richtung (rot) sowie des Grundwasserpegels S-GW-02 (gelb) (Quelle: Wasser- und Bodenverband „Wallensteingraben-Küste“)

Die Messstellen hatten alle einen sehr geringen Fließquerschnitt, so dass eine Abflussmessung mit einem inuktiometrischen Messflügel nicht möglich war, die Abflüsse wurden deshalb geschätzt.

Der Graben War/8 dient voraussichtlich teilweise der Entwässerung der Siedlung Warnow sowie einer als Gartenland genutzten Fläche östlich von Warnow. An der Probenstelle westlich der Dorfstraße Warnow verläuft der Graben zur Querung der Dorfstraße verrohrt, unterhalb zunächst in einem Beton-Kastenprofil, später als unverbauter Graben. Die Dimensionierung von Rohr und Kastenprofil gibt Hinweise auf die zu erwartenden geringen Abflüsse.



Abbildung 21: Graben War/8 (Probenstelle 5) am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Von den 12 Untersuchungsterminen führte der Graben War/8 an 6 Terminen Wasser, im April 2023 und zwischen Dezember 2023 und April 2024.



Abbildung 22: Graben War/9 (Probenstelle 4) am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Der Graben War/9 dient voraussichtlich vorwiegend der Entwässerung des landwirtschaftlich genutzten oberirdischen Einzugsgebietes 9632111 mit einer Fläche von 55,3 ha (Quelle: Umweltkarten MV). An der Probenstelle westlich der Dorfstraße Warnow verläuft der Graben zur Querung der Dorfstraße verrohrt, unterhalb als unverbauter Graben. Die Dimensionierung des Rohres gibt einen Hinweis auf die zu erwartenden mittleren Abflüsse. Von den 12 Untersuchungsterminen führte der Graben War/9 an allen Terminen Wasser.

Der Graben War/10 dient voraussichtlich teilweise der Entwässerung der Siedlung Warnow sowie von Grünlandflächen zwischen der Siedlung Warnow und dem Santower See. An der Probenstelle, ca. 100 m südlich der Dorfstraße Warnow verläuft der Graben oberhalb, in Richtung Dorfstraße verrohrt, unterhalb als unverbauter Graben. An der Probenstelle entwässert die Verrohrung in ein kleines natürliches Becken, das ggf. historisch angelegt wurde, um daraus Wasser zur Bewässerung zu schöpfen. Ca. 40 m unterhalb des Beckens mündet ein Rohr in den Graben, welches das westlich gelegene Soll entwässert.



Abbildung 23: Graben War/10 (Probenstelle 6) am 07.08.2023 und 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Die bei den monatlichen Abflussmessungen gemessenen Abflüsse sind in der folgenden Tabelle 3 dargestellt.

Zur provisorischen Kalkulation einer Abflussmenge für die provisorische Wasserbilanz des Santower Sees wurden die Ergebnisse der Stichprobenmessungen an den einzelnen

Untersuchungsterminen als Monatsmittelwerte angenommen und damit monatliche Abflussmengen errechnet. Aus der Summe der angenommenen monatlichen Abflussmengen ergibt sich eine provisorische Jahressumme. Diese Berechnung ist mit vielen Fehlern behaftet, trotzdem wurde sie durchgeführt, um eine Vorstellung davon zu erzeugen, welche Rolle der jeweilige Zufluss im Wasserhaushalt des Santower Sees spielen könnte.

Die Zuflussmenge vom Graben War/8 variierte stark, während im April 2023 noch ein geringer Abfluss zu verzeichnen war, war die Probenstelle an den weiteren Terminen bis November 2023 trocken. Im Dezember 2023 konnte ein geringer Abfluss festgestellt werden, zwischen Januar und April 2024 ein etwas höherer Abfluss von ca. 1,0 bis 5,0 l/s. Die geringen Abflüsse im April und Dezember 2023 sind ggf. auf einzelne Regenereignisse zurückzuführen, die zu einem kurzzeitigen Abfluss im Graben führten. Die höheren und offenbar permanenten Abflüsse zwischen Januar und April 2024 haben ihren Ursprung offenbar in den beträchtlichen Niederschlägen seit Oktober 2023 und der Entwässerungsfunktion des Grabens War/8 für die als Gartenland genutzten Flächen östlich der Siedlung Warnow. Für den Untersuchungszeitraum kann eingeschätzt werden, dass der Graben War/8 episodisch Wasser führt, die Wasserführung ist insbesondere an die Niederschlagsverhältnisse gebunden.

Tabelle 3: Ergebnisse der Abflussmessungen an den oberirdischen Zuflüssen zum Santower See (Quelle: IaG GmbH)

Datum	Zufluss War/8		Zufluss War/9		Zufluss War/10	
	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.
18.04.2023	0,30	778	1,90	4.925	0,00	0
06.06.2023	0,00	0	2,80	7.258	0,00	0
10.07.2023	0,00	0	0,20	518	0,00	0
07.08.2023	0,00	0	0,20	518	0,00	0
06.09.2023	0,00	0	0,20	518	0,00	0
11.10.2023	0,00	0	9,70	25.142	0,00	0
06.11.2023	0,00	0	2,00	5.184	0,00	0
14.12.2023	0,25	648	5,00	12.960	0,50	1.296
16.01.2023	5,00	12.960	8,00	20.736	1,50	3.888
14.02.2024	5,00	12.960	6,00	15.552	1,50	3.888
26.03.2024	1,00	2.592	3,00	7.776	0,25	648
08.04.2024	1,50	3.888	5,00	12.960	0,50	1.296
Summe		33.900		114.000		11.016

Der Graben War/9 war der Einzige der drei Zuflüsse, die an jedem Termin Wasser führte. Die Zuflussmengen variieren stark zwischen ca. 200 ml/s und 8,0 l/s. Die permanente Wasserführung steht im Zusammenhang mit der Tatsache, dass durch den Graben War/9 ein größeres oberirdisches Einzugsgebiet entwässert wird, in dem auch in trockenen Sommermonaten noch eine geringe Abflusspende gebildet wird.

Die Zuflussmenge vom Graben War/10 variierte stark, während die Probenstelle zwischen April und November keinen Abfluss verzeichnete, konnte zwischen Dezember 2023 und April 2024 ein Abfluss festgestellt und bestimmt werden. Aber auch in den Monaten, in denen kein Abfluss registriert werden konnte, war das kleine Becken unterhalb der Einmündung des Rohres immer mit Wasser gefüllt. An einzelnen Terminen wies das Wasser im Becken eine starke Trübung auf die daraus schließen lässt, dass anlässlich von Niederschlagsereignissen kurzzeitig Wasser zugeflossen sein muss, dass eine Belastung aufwies. Der permanente Abfluss zwischen Dezember 2023 und April 2024 wurde sowohl aus dem oberhalb des Beckens gelegenen Rohr gebildet als auch aus dem Überlauf des westlich gelegenen Solls episodisch Wasser führt, die Wasserführung ist insbesondere stark an die Niederschlagsverhältnisse gebunden.

Hinsichtlich der oberirdischen Zuflüsse zum Santower See kann eingeschätzt werden, dass nur der Graben War/9 im Untersuchungszeitraum permanent Wasser führte und damit einen größeren Beitrag von ca. 114.000 m³/Jahr zum Wasserhaushalt leistete. Die beiden anderen Gräben War/8 und War/10 führe nur episodisch Wasser, die dem See zufließenden Wassermengen sind damit deutlich geringer, sie liegen im Bereich zwischen 10.000 und 30.000 m³/Jahr.



Abbildung 24: Probenstellen im Grabensystem 22/6 (rot) sowie des Grundwasserpegels S-GW-01 (gelb) (Quelle: Wasser- und Bodenverband „Wallensteingraben-Küste“)

Obwohl das Grabensystem des Grabens 22/6, dass die Flächen westlich des Santower Sees entwässert, nicht zur Speisung des Santower Sees beiträgt, sondern über den Ringgraben in den Ablauf zum Tarnewitzer Bach abgeleitet wird, wurden im Zusammenhang mit dem Vorhaben zwischen April 2023 und April 2024 monatlich Abflussmessungen an drei Messstellen

im Graben 22/6 durchgeführt. Die Messstellen befanden an ausgewählten Stellen im Grabensystem und repräsentieren bestimmte Teileinzugsgebiete. Die Lage der Messstellen ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

Die Messstellen hatten teilweise einen sehr geringen Fließquerschnitt, so dass eine Abflussmessung mit einem inuktometrischen Messflügel nicht möglich war, die Abflüsse wurden deshalb teilweise geschätzt.

Der Graben 22/6/1/1 (Probenstelle 3) dient voraussichtlich teilweise der Entwässerung des Rinderbetriebes am nördlichen Stadtrand von Grevesmühlen als auch der Entwässerung von Grünlandflächen südwestlich des Santower Sees. Ca. 60 m oberhalb der verläuft der Graben bis in Höhe des Rinderbetriebes verrohrt, oberhalb als offener Graben. Auch unterhalb der Probenstelle ist der Graben erneut über eine Strecke von ca. 50 m verrohrt um dann als offener Graben weiter geführt zu werden. Die Dimensionierung des Rohres an der Probenstelle gibt Hinweise auf die zu erwartenden geringen Abflüsse.



Abbildung 25: Graben 22/6/1/1 am 18.04.2023 und 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Der Graben 22/6 (Probenstelle 2) entwässert das gesamte ehemalige oberirdische Einzugsgebiet des Santower Sees westlich der Siedlung Santow, das weit bis jenseits der L03 reicht. Auf dieser Fließstrecke sind zwei größere Feuchtgebiete in den Grabenverlauf zwischengeschaltet (westlich der L03 sowie zwischen L03 und Probenstelle 2) die als natürliche Retentionsflächen dienen. Direkt oberhalb der Probenstelle ist der Graben 22/6 über eine Strecke von ca. 10 m verrohrt (Grabenüberfahrt), sonst verläuft der Graben weitgehend offen. Die Dimensionierung des Rohres an der Probenstelle gibt Hinweise auf die zu erwartenden höheren Abflüsse.

Unterhalb der Probenstelle weist der Graben im weiteren Fließverlauf mindestens zwei Staubauwerke auf, so dass der Graben an der Probenstelle 2 an einigen Terminen eingestaut war und deshalb keinen Abfluss aufwies.



Abbildung 26: Graben 22/6 am 26.03.2024 (Quelle: IaG GmbH)



Abbildung 27: Stau im Graben 22/6 ca. 550 m unterhalb der Probenstelle 2 am 18.07.2023 (Quelle: IaG GmbH)

Die Probenstelle 1 im Graben 22/6 stellt den ehemaligen Endpunkt des Grabens 22/6 dar, bevor in den 1980er Jahren der Gewässerausbau erfolgte und der Graben 22/6 über den Ringgraben (östliche Verlängerung des Grabens 22/6) an den Abfluss des Sees in den Tarnewitzer Bach angeschlossen wurde. An dieser Probenstelle ist ein Bohlenwehr eingebaut, mit dem es möglich ist, den oberhalb gelegenen „historischen“ Graben 22/6 einzustauen, um Wasser dort zurückzuhalten.



Abbildung 28: Stau im Graben 22/6 an der Probenstelle 1 am 11.10.2023 und am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Die bei den monatlichen Abflussmessungen gemessenen Abflüsse sind in der folgenden Tabelle 4 dargestellt.

Zur provisorischen Kalkulation einer Abflussmenge wurden die Ergebnisse der Stichprobenmessungen an den einzelnen Untersuchungsterminen als Monatsmittelwerte angenommen und damit monatliche Abflussmengen errechnet. Aus der Summe der angenommenen monatlichen Abflussmengen ergibt sich eine provisorische Jahressumme. Diese Berechnung ist mit vielen Fehlern behaftet, trotzdem wurde sie durchgeführt, um eine Vorstellung davon zu erzeugen, welche Wassermengen im westlichen oberirdischen Einzugsgebiet des Santower

Sees potenziell zur Speisung des Sees zur Verfügung stehen könnten, wenn sie nicht direkt über den Tarnewitzer Bach abgeleitet werden würden.

An der Probenstelle 3 im Graben 22/6/1/1 konnte an fast allen Terminen ein Abfluss festgestellt werden. Da oberhalb und unterhalb kein Staubauwerk angeordnet ist, konnte die Probenstelle nie eingestaut sein. Durch die Entwässerung der oberhalb gelegenen Grünlandflächen ergibt sich offenbar ein nahezu permanenter geringer Abfluss, nach Niederschlagsereignissen oder längeren feuchten Perioden steigert sich der Abfluss offenbar durch den Abfluss von den versiegelten Flächen des Rinderbetriebes oberhalb sowie durch eine verbesserte Abflussspende aus dem Schichtenwasser der Wiesenflächen. Für den Untersuchungszeitraum kann eingeschätzt werden, dass der Graben 22/6/1/1 an der Probenstelle 3 nur in sehr trockenen Perioden keinen Abfluss aufweist. Meist kann jedoch ein Abfluss festgestellt werden, der in seiner Menge stark schwankt.

Tabelle 4: Ergebnisse der Abflussmessungen an den Messstellen im System des Grabens 22/6 (Quelle: IaG GmbH)

Datum	Graben 22/6, Probenstelle 1		Graben 22/6, Probenstelle 2		Graben 22/6, Probenstelle 3	
	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.	Q in l/s	Q in m ³ /p.M.
18.04.2023	0,00	0	3,20	8.294	1,16	3.017
06.06.2023	0,00	0	0,00	0	0,00	0
10.07.2023	0,00	0	0,00	0	0,00	0
07.08.2023	0,00	0	0,00	0	0,125	324
06.09.2023	0,00	0	0,00	0	0,00	0
11.10.2023	0,00	0	0,00	0	0,20	518
06.11.2023	0,00	0	0,00	0	1,00	2.592
14.12.2023	0,00	0	0,00	0	5,00	12.960
16.01.2023	42,20	109.382	13,50	34.992	10,00	25.920
14.02.2024	20,00	51.840	10,00	25.920	5,00	12.960
26.03.2024	82,90	214.877	5,10	13.219	2,50	6.480
08.04.2024	15,00	38.880	12,00	31.104	18,00	46.656
Summe		414.979		113.530		111.427

An der Probenstelle 2 im Graben 22/6 konnte nur an 5 der 12 untersuchten Termine ein Abfluss festgestellt werden, obgleich der Graben an der Probenstelle immer mit Wasser gefüllt war. Ursache dafür ist der Einstau des Grabens durch die unterhalb gelegenen Staubauwerke. Da durch den baulichen Zustand der beiden direkt unterhalb gelegenen Staubauwerke nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Einstau reguliert wird, findet ein Abfluss an der Probenstelle 2 nur dann statt, wenn die Abflussspende aus dem Einzugsgebiet so groß ist, dass das anfallende Wasser nicht durch Retention in den oberhalb gelegenen Moorsenken oder im Graben selbst durch die Staue zurückgehalten werden kann.

An der Probenstelle 1 im Graben 22/6 konnte nur an 4 der 12 untersuchten Termine ein Abfluss festgestellt werden. Im Juli, September und Oktober 2023 war der Graben 22/6 an der Probenstelle 1 vollständig trockengefallen, im August 2023 betrug die Wassertiefe im Graben ca. 5 cm. Durch den Niederschlag im Oktober 2023 (133 mm an der Station Grevesmühlen) und den Folgemonaten stieg der Wasserstand im Graben beträchtlich an, durch das Wehr wurde das Wasser jedoch zurückgehalten, so dass auch im November und Dezember 2023 kein Abfluss beobachtet werden konnte. Erst ab Januar war die Abflusspende aus dem Einzugsgebiet so groß, dass das Wehr überströmt und damit ein Abfluss in den Ringgraben gemessen werden konnte. Die gemessenen Abflussmengen waren beträchtlich. Für den Untersuchungszeitraum kann eingeschätzt werden, dass der Graben 22/6 an der Probenstelle 1 nur in langanhaltenden sehr feuchten Perioden einen Abfluss aufweist, immer dann, wenn das Retentionspotenzial im Einzugsgebiet ausgeschöpft ist.

Durch die Wehre im Graben 22/6 (an der Probenstelle 1 und unterhalb der Probenstelle 2) sowie die beiden Moorsenken oberhalb der Probenstelle 2 wird im Einzugsgebiet Wasser effektiv zurückgehalten. Durch den Verlauf des Grabens 22/6 zwischen den Probestellen 2 und 1, teilweise am Rande des Randmoores des Santower Sees, kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil des im Graben eingestauten Wassers durch den Moorkörper dem Santower See zugeströmt ist. Mit einer Wassermenge von ca. 415.000 m³ ist jedoch der für den Wasserhaushalt des Sees nicht nutzbare Abfluss aus dem westlichen Einzugsgebiet des Santower Sees beträchtlich.



Abbildung 29: Santower See an der Badestelle Warnow am 11.10.2023 (Quelle: IaG GmbH)

Für die Abschätzung einer Wasserbilanz für den Santower See ist die Veränderung des Seevolumens ebenso bedeutsam. Mit dem Beginn der Untersuchungen im April 2023 zeigte sich der Santower See mit einem sehr niedrigen Wasserstand, ein großer Teil des Röhrichtstreifens war trockengefallen, die Wasserlinie lag fast an der Außenkante des Röhrichts. Dieser Zustand hielt bis Oktober 2023 an.

Ab November 2023 stieg der Wasserstand im Santower See beträchtlich an.

Da im August 2028 am Südufer des Sees im Bereich der Fischerhütte im Zusammenhang mit dem Vorhaben ein neuer Lattenpegel errichtet wurde, konnte der Anstieg des Wasserstandes im Herbst und Winter 2023 gut dokumentiert werden.

Während der Wasserspiegel des Sees zwischen August und Oktober 2023 um 4 cm zurückging, kam es seit Mitte Oktober 2023 zu einem beträchtlichen Anstieg des Wassersiegels. Dies führte dazu, dass Mitte Januar 2024 der neu errichtete Lattenpegel überflutet war. Da der neue Lattenpegel höhenmäßig mit einer Überdeckung zum alten Lattenpegel am Nordufer errichtet wurde, wurde ab Januar der Wasserstand des Sees mit Hilfe des alten Pegels aufgezeichnet. Der höchste registrierte Wasserstand betrug im Februar 2024 40 cm am alten Pegel, bezogen auf den neuen Pegel betrug der Wasserstand 112 cm. Damit stieg der Wasserstand im Santower See innerhalb von 4 Monaten zwischen Mitte Oktober 2023 (45 cm) und Mitte Februar (112 cm) um 67 cm. Bezogen auf eine Seefläche von 103,8 ha nahm das Volumen damit um ca. 695.500 m³ zu.

Tabelle 5: Wasserstände im Santower See im Untersuchungszeitraum (Quelle: IaG GmbH, M. Bauer)

Datum	Wasserstand Lattenpegel neu		Wasserstand Lattenpegel alt	
	relativ in cm	absolut in m ü NHN	relativ in cm	absolut in m ü NHN
17.08.23	49	35,31		
06.09.23	45	35,27		
11.10.23	45	35,27		
06.11.23	53	35,35		
14.12.23	75	35,57		
30.12.23	92	35,74	20	35,71
16.01.24	Überflutet (107)	35,89	35	35,86
14.02.24	Überflutet (112)	35,94	40	35,91
26.03.24	99	35,81	22	35,78
08.04.24	95	35,77	23	35,79
14.05.24	85	35,67		
17.06.24	84	35,66	12	35,63
20.7.2024	77	35,59		

Eine wesentliche Größe in der Wasserbilanz des Santower Sees stellt der oberirdische Abfluss in den Tarnewitzer Bach dar. An allen Probenahmeterminen wurde kontrolliert, ob ein Abfluss aus dem See auftrat. Durch den niedrigen Wasserstand im See war der Abflussgraben des Sees zwischen April 2023 und Oktober 2023 trocken. Ab November und Dezember 2023 war der Abflussgraben zwar mit Wasser gefüllt, ein Abfluss konnte jedoch nicht registriert werden. Im Januar 2024 war der Wasserstand im See so weit angestiegen, dass ein sehr geringer, jedoch nicht messbarer Abfluss aus dem Santower Se in den Tarnewitzer Bach stattfand, im Februar verstärkte sich der Abfluss und wurde mit ca. 300 ml/s abgeschätzt. Da der Wasserstand im

See im März 2024 wieder deutlich zurück gegangen war, trat auch kein Abfluss mehr auf. Um für die Wasserbilanz des Sees eine provisorische Wassermenge zu bestimmen, die aus dem See abgeflossen ist soll angenommen werden, dass der Abfluss von 300 ml/s über einen ganzen Monat auftrat. Daraus ergibt sich eine theoretische Wassermenge von ca. 780 m³.

Die Rolle des Zustromes von Wasser aus dem Grund- und Schichtenwasser bzw. des Abstroms von Wasser aus dem See in das Grund- und Schichtenwasser bleibt weitgehend ungeklärt, da diese Wassermengen nur mit einem hydrogeologischen Gutachten und umfangreichen Untersuchungen genauer zu quantifizieren sind. Da aber mindestens der Zustrom von Grund- und Schichtenwasser eine bedeutende Rolle im Wasser- und Nährstoffhaushalt des Santower Sees spielt, soll eine provisorische Abschätzung vorgenommen werden.

Die Addition der provisorisch ermittelten Wassermengen, die den Santower See im Untersuchungszeitraum speisten (Niederschlag und oberirdische Zuflüsse), ergibt eine Wassermenge von ca. 914.000 m³. Hingegen ergibt die Addition der provisorisch ermittelten Wassermengen, die der Santower See verloren hat (Verdunstung, Abfluss in den Tarnewitzer Bach) bzw. die zur Zunahme des Seevolumens führten eine Wassermenge von ca. 1.440.500 m³. Die Differenz zwischen beiden Wassermengen in Höhe von ca. 526.500 m³ muss dem See jedoch aus einer bislang nicht bilanzierten Quelle zugeströmt sein. Diese Quelle kann nur der Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser sein, andere Quellen stehen nicht zur Verfügung.

Aus diesem Grund wird für die Wasser- und Nährstoffbilanz angenommen, dass im Untersuchungszeitraum ein Zustrom von Grund- und Schichtenwasser in Höhe von mindestens 526.500 m³ erfolgt sein muss. Da davon ausgegangen werden muss, dass auch ein Abstrom von Seewasser in das Grund- bzw. Schichtenwasser erfolgt sein muss, ist es wahrscheinlich, dass der Zustrom aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser noch größer ist, als angenommen.

Tabelle 6: provisorische Wasserbilanz des Santower Sees für das Jahr 2023

Quelle / Senke	Zufluss Santower See		Abfluss Santower See	
	MQ in l/s	m ³ / Jahr	MQ in l/s	m ³ / Jahr
Niederschlag (2023)*	23,9	754.937		
oberirdischer Zufluss War/8 **		33.900		
oberirdischer Zufluss War/9 **		114.000		
oberirdischer Zufluss War/10 **		11.016		
Zustrom Grundwasser ***		> 526.500		
Zunahme Seevolumen *****				695.500
Verdunstung (2023)****			23,6	744.204
oberirdischer Abfluss Tarnewitzer Bach**				780
Abstrom Grundwasser***				> 0
Gesamt		913.853 (1.440.484)		1.440.484

* DWD; ** Abflussmessungen 2023 durch IaG GmbH; *** Schätzung; **** nach DVWK (1996); ***** entsprechend Ablesung Lattenpegel

Es wurde dargestellt, dass die aufgestellte Wasserbilanz nur einen provisorischen Charakter aufweist, weil fast alle Bilanzelemente, bis auf Niederschlag und Verdunstung, nur auf Stichtagsschätzungen bzw. -messungen (Zuflüsse) beruhen oder nur abgeschätzt sind (Zustrom von Grund- bzw. Schichtenwasser, Zunahme Seevolumen). Trotz des provisorischen Charakters ist es aber möglich, die einzelnen Bilanzelemente in ihrer Bedeutung für den Wasserhaushalt des Sees untereinander zu vergleichen. Im Jahr 2023 war damit die mit Abstand größte Speisungsquelle des Santower Sees der Niederschlag, mit ca. 750.000 m³, gefolgt vom Zustrom von Grund- bzw. Schichtenwasser mit ca. 525.000 m³. Die oberirdischen Zuflüsse bilden mit insgesamt ca. 160.000 m³ nur ca. 11 % der gesamten den See speisenden Wassermenge.

Wenn jedoch die Wassermenge des Grabens 22/6 in Höhe von ca. 415.000 m³ nicht direkt in den Tarnewitzer Bach abgefließen wäre sondern den Santower See gespeist hätte, würde die Wasserbilanz eine deutlich andere Struktur aufweisen.

Es muss allerdings angemerkt werden, dass sich der Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 insbesondere wegen der sehr hohen Jahressumme des Niederschlages (727,3 mm) deutlich anders darstellt, als die Vorjahre seit 2018, in denen nur Niederschlagssummen zwischen 411,6 mm (2018) und 632,0 mm (2021) gefallen sind.

Ein weiteres wichtiges Argument für die aufgestellte provisorische Wasserbilanz ist die aufzustellende Nährstoffbilanz. Da die Wassermengen der Wasserbilanz gleichzeitig Transportmedium für die trophiebestimmenden Nährstoffe sind, ist die Aufstellung einer Wasserbilanz die Grundvoraussetzung zur Bewertung einzelner Nährstoffbelastungsquellen des Santower Sees.

Auch für den eigentlichen Anlass des vorliegenden Gutachtens, die Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse des Santower Sees ist die erfolgte Aufstellung einer, wenn auch provisorischen Wasserbilanz bedeutend, zeigt sie doch klar die wasserhaushaltlichen Reserven auf.

Sollten Ergebnisse dieser Machbarkeitsstudie in Hinblick für eine weitergehende Planung und Umsetzung von Maßnahmen genutzt werden, so müssen die dargestellten provisorischen Ergebnisse in Hinblick auf die Wasserbilanz ggf. verbessert werden.

3.1.2 Temperatur und Schichtungsverhalten

Mit einer maximalen Tiefe von 3,66 m (1997) bildet der Santower See in der Vegetationsperiode keine thermische Schichtung aus. Die maximale Seetiefe betrug zwischen 2,7 und 3,0 m. Tiefenprofile für die Temperatur und die limnophysikalischen Parameter wurden bis in eine Wassertiefe von 2,0 m gemessen.

Wie zu erwarten trat kein Tiefengradient der Wassertemperatur auf. Die Wassertemperaturen schwankten im Jahresverlauf im Verlauf der Lufttemperaturen, die niedrigste Wassertemperatur wurde mit 2,3 °C im Januar 2024 gemessen, wo eine Eisbedeckung des Sees vorlag. Die höchste Wassertemperatur wurde am 10.07.2023 mit 22,5 °C gemessen.

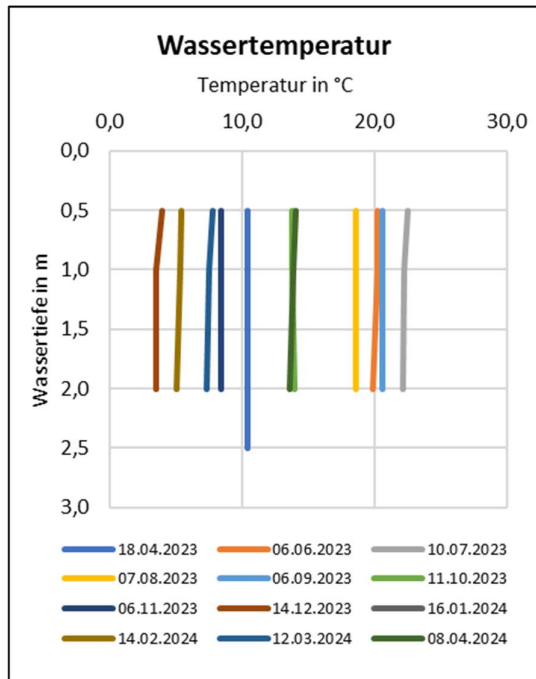


Abbildung 30: Temperaturverhältnisse im Santower See im Untersuchungszeitraum 2023/24

3.1.3 Sauerstoffverhältnisse

Die Sauerstoffverhältnisse im Santower See waren im Wesentlichen von der Wassertemperatur sowie den Prozessen der Sauerstoffproduktion planktischer Mikroalgen bzw. des sauerstoffzehrenden Abbaus planktischer Biomasse abhängig.

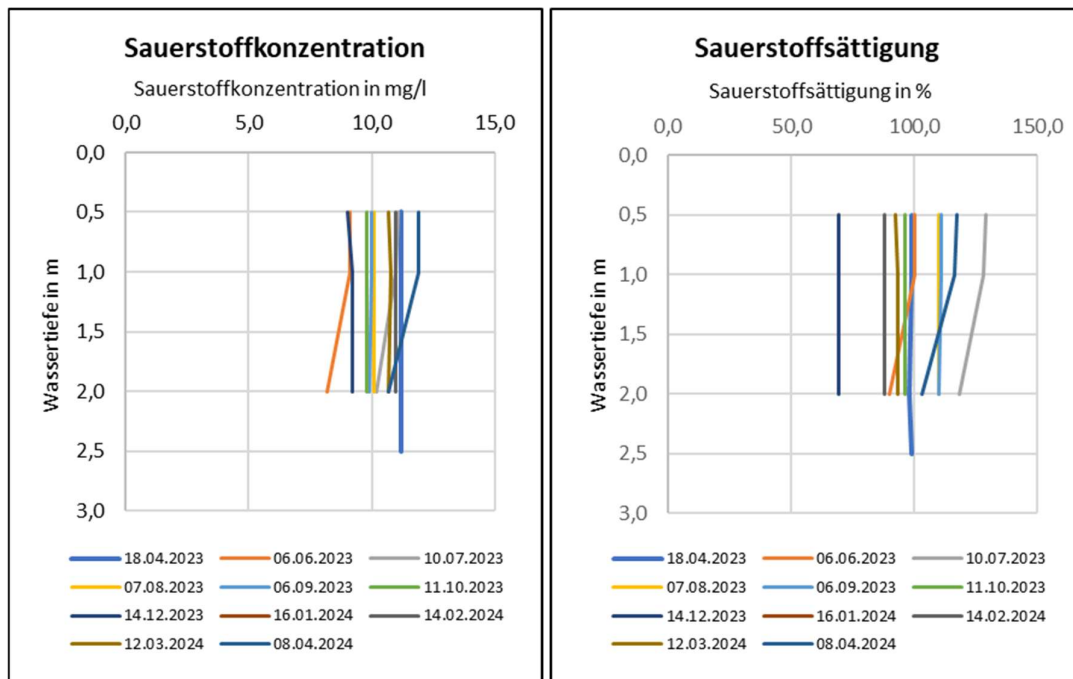


Abbildung 31: Sauerstoffverhältnisse im Santower See im Untersuchungszeitraum 2023/24

Die höchsten Sauerstoffkonzentrationen konnten, wie zu erwarten, in den Monaten mit niedrigen Wassertemperaturen oder mit hoher planktischer Primärproduktion beobachtet werden, die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen in den Monaten mit warmem Wasser, ggf. gekoppelt hoher planktischer Primärproduktion (nächtliche Atmung der planktischen Mikroalgen) oder mit dem mikrobiellen Abbau planktischer Biomasse.

Nur an wenigen Terminen konnten geringe Tiefengradienten in der Konzentration und Sättigung des Sauerstoffs beobachtet werden. Damit herrschten an der Sedimentoberfläche immer sauerstoffreiche Verhältnisse.

Die Sauerstoffverhältnisse erreichten jedoch, sowohl was die Übersättigung durch planktische Sauerstoffproduktion als auch die Untersättigung durch Zehrung betrifft, an keinem der Untersuchungstermine besonders hohe oder besonders niedrige und damit kritische Verhältnisse.

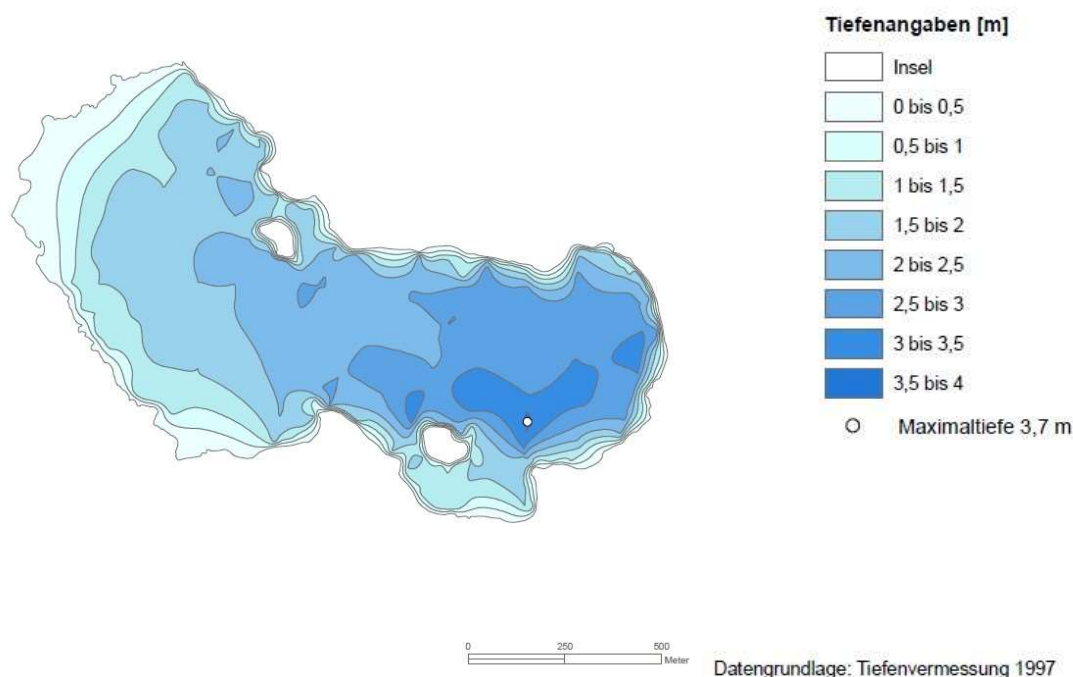


Abbildung 32: Tiefenlinienplan des Santower Sees (MLU 2023)

3.1.4 pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotenzial

Der pH-Wert an der Oberfläche des Santower Sees schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 zwischen 7,3 (16.01.24) und 9,9 (07.08.23). Die gemessenen pH-Werte sind normal, die Messwerte über 9 im Zeitraum Juli – November sind erhöht und zeigen eine recht starke Photosyntheseaktivität an.

Die Leitfähigkeit an der Oberfläche des Santower Sees schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 gering zwischen 487 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (06.09.23) und 560 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (06.06.23). Die gemessenen

Leitfähigkeiten sind recht gering, sie sind ein Maß für die geringe Konzentration an Salzen im Wasserkörper wie Chloride, Sulfate oder Karbonate.

Das Redoxpotenzial an der Oberfläche des Santower Sees schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 gering zwischen 37 mV (14.02.24) und 253 mv (18.04.24).

3.1.5 Nährstoffverhältnisse - Phosphor

Die Nährstoffverhältnisse, insbesondere die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff bestimmen das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen sowie zum Teil der Unterwasserpflanzen (die ihren Nährstoffbedarf ganz oder teilweise aus dem Freiwasser decken). Je höher dabei die Nährstoffkonzentrationen sind, desto höher fällt das Niveau der Primärproduktion aus. Je höher die Nährstoffkonzentrationen sind, desto höher ist in der Regel auch der Anteil planktischer Mikroalgen an der Primärproduktion, da diese bei hohen Biomassen die Unterwasserpflanzen beschatten und so deren Wachstum effektiv behindern.

Die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff werden von planktischen Mikroalgen und Unterwasserpflanzen in einem bestimmten Verhältnis zueinander benötigt. Das optimale molare Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor ist 10:1 – 16:1 (Redfield Ratio). Stehen mehr Stickstoff oder mehr Phosphor zur Verfügung, kann nicht mehr Biomasse gebildet werden. In den Seen Norddeutschlands ist in der Regel der Nährstoff Phosphor der Faktor, der die Produktion der pflanzlichen Biomasse begrenzt.

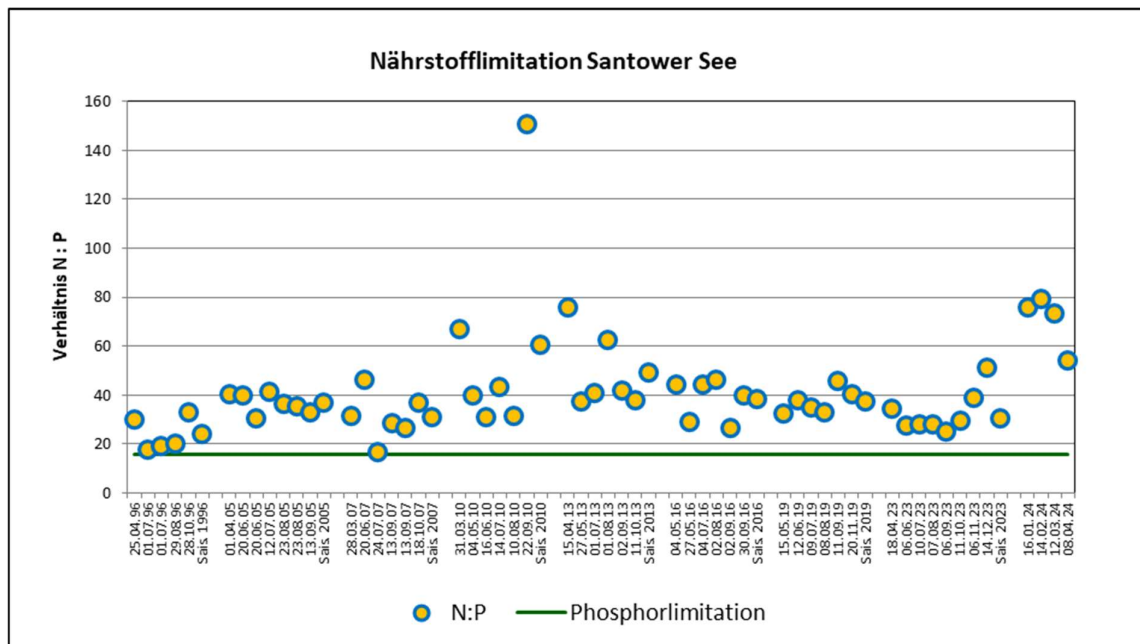


Abbildung 33: N:P Verhältnisse im Santower See und Grenze P-Limitation (redfield ratio) in den Untersuchungsjahren 1996 – 2023/24

Dies ist auch im Santower See der Fall, das N:P – Verhältnis schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 zwischen 25:1 im September 2023 und 79:1 im Februar 2024 (siehe Abbildung 33).

Auch in den Jahren 1996 – 2019 war das N:P – Verhältnis zur überwiegenden Mehrzahl der Termine deutlich größer 16:1 bis maximal ca. 80:1. Im Jahr 2010 betrug das Verhältnis an einem einzelnen Termin im September 150:1.

Damit kann davon ausgegangen werden, dass der Santower See grundsätzlich eher phosphorlimitiert ist, die Konzentration des Phosphors bestimmt das Maß der Primärproduktion durch Phytoplankton und bestimmte Unterwasserpflanzen.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im durchmischten Oberflächenwasser der Jahre 1995 bis 2024 sind in der folgenden Abbildung 34 dargestellt.

Neben den Konzentrationen des Gesamt – Phosphors sind noch die Klassengrenzen der Trophieklassifikation nach LAWA (2014) dargestellt.

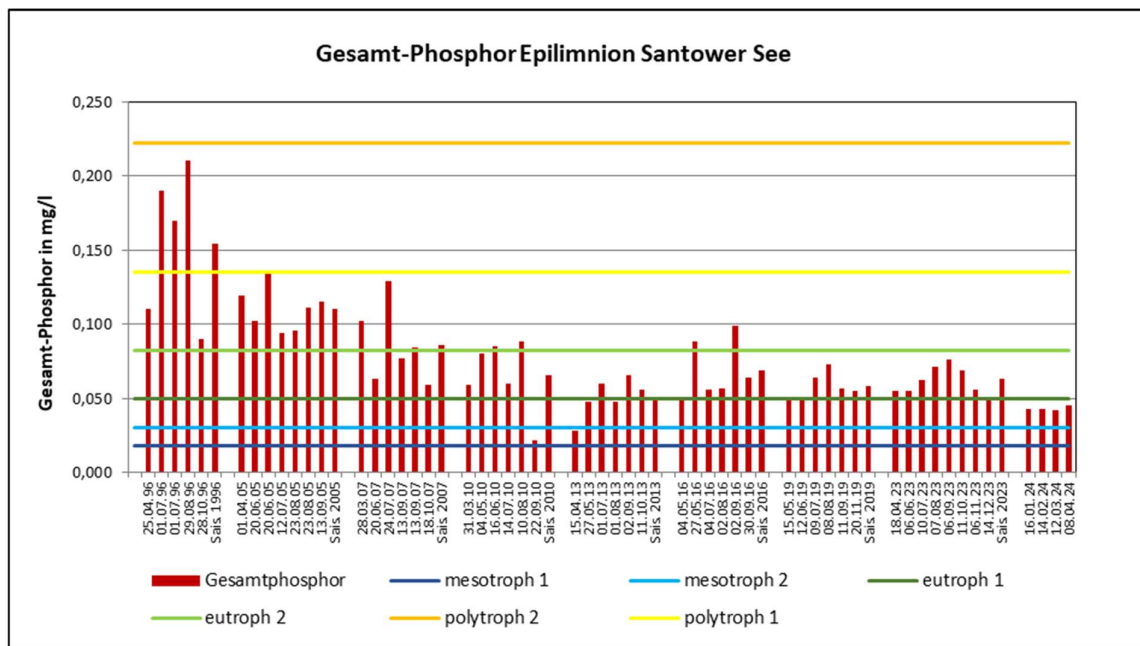


Abbildung 34: Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser schwankte im Untersuchungsjahr 2023 zwischen 0,050 mg/l (14.12.) und 0,076 mg/l (06.09.) Dabei nahm die Konzentration des Gesamt – Phosphors im Oberflächenwasser zwischen Mitte April und Anfang September zunächst kontinuierlich von 0,055 mg/l auf 0,076 mg/l zu. Ursache dafür ist voraussichtlich die Rücklösung von gelöstem Phosphor aus dem Sediment. Da die oberirdischen Zuflüsse in dieser Zeit keine oder nur geringe Wassermengen in den Santower See entwässern und der Zustrom von Grund- und Schichtenwasser voraussichtlich keine Schwankungen in den Konzentrationen aufweist, sind die Sedimente die einzige plausible Quelle für den Anstieg der P-Konzentrationen. Nach dem September geht die Konzentration des Gesamt-Phosphors

wieder kontinuierlich auf 0,050 mg/l im Dezember zurück. Auch für den Rückgang der Konzentrationen sind voraussichtlich die Sedimente in Form der Sedimentation von planktischem Detritus eine potenzielle Ursache. Eine zweite potenzielle Ursache ist der starke Anstieg des Wasserstandes des Santower Sees, insbesondere ab Oktober, dabei kam es ggf. zu einer „Verdünnung“ der Phosphor – Konzentration im See. Zwischen Januar und März 2024 verringert sich die Konzentration des Gesamt-Phosphors noch einmal auf nur noch 0,042 – 0,043 mg/l um dann im April 2024 wieder leicht auf 0,045 mg/l anzusteigen.

Die Konzentrationen des gelösten Orthophosphat-Phosphors im Santower See im Untersuchungszeitraum 2023/24 schwankten gering zwischen 0,010 mg/l (April, Juni 2023) und 0,002 mg/l (Dezember 2023, Januar 2024). Der Anteil des gelösten Phosphors am Gesamt-Phosphor betrug zwischen 4 % (Dezember 2023, Januar 2024) und 18 % (April, Juni 2023, April 2024). Damit sind die Konzentrationen des bioverfügbaren gelösten Phosphors im gesamten Untersuchungszeitraum gering. Dies ist ein Indiz für die Limitation der Primärproduktion durch den Parameter Phosphor. Im Gegensatz zu den gelösten Stickstoffkomponenten (siehe unten) kommt es im Winter nicht zu einem bedeutenden Anstieg der Konzentrationen.

In den Jahren 2013 – 2019 stellt sich die Situation prinzipiell ähnlich dar. Bis auf wenige Termine schwanken die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Epilimnion zwischen 0,028 und 0,099 mg/l.

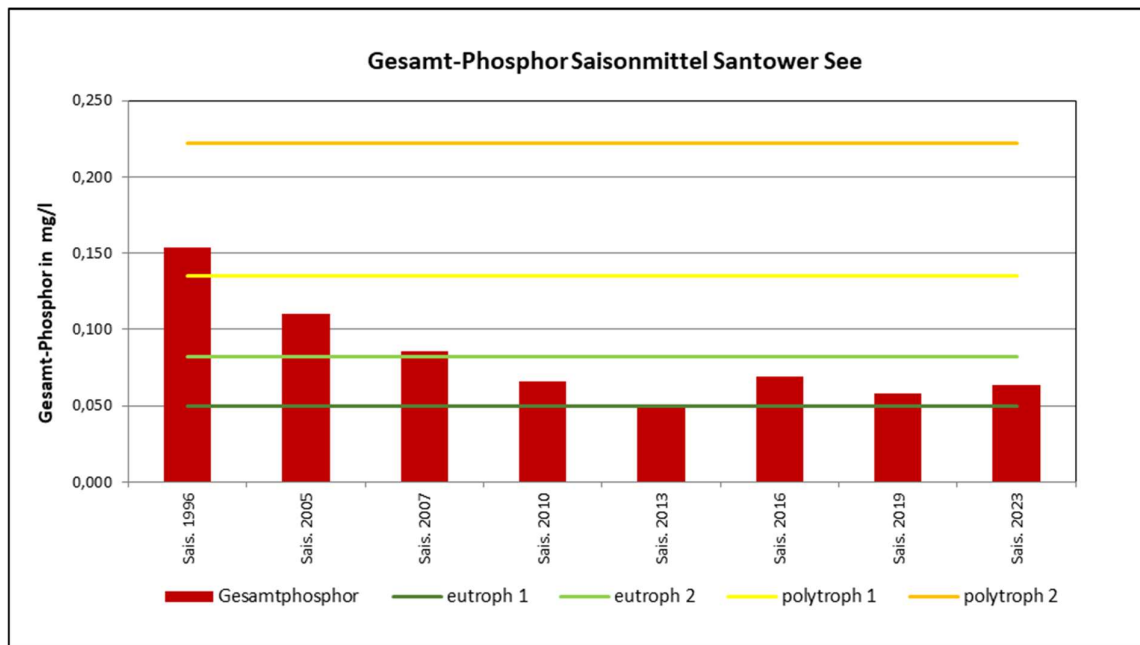


Abbildung 35: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2020), Daten Seenreferat MV (MLU 2021) (1995 bis 2015))

Im Jahr 1996, dem ersten Jahr für das Altdaten zur Verfügung stehen, stellt sich die Situation deutlich unterschiedlich dar, hier schwanken die Konzentrationen im Jahresverlauf zwischen 0,090 und 0,210 mg/l. Auch in 2005 sind die P-Konzentrationen noch recht hoch, im Bereich von 0,100 mg/l, Termine mit deutlich höheren Konzentrationen, wie in 1995, traten jedoch

nicht mehr auf. Über die Untersuchungsjahre 2007 und 2010 verbesserten sich die Verhältnisse weiter.

Die für die Trophieklassifikation relevanten Saisonmittelwerte der Konzentration des Gesamt-Phosphors (siehe Abbildung 35) schwanken zwischen 0,154 mg/l (1996) und 0,051 mg/l (2013). Nach 2013 schwanken die Saisonmittelwerte für Gesamt-Phosphor im Bereich zwischen 0,060 und 0,070 mg/l.

Für den Seetyp „polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe von < 3,0 m“ wurde damit in 1996 nur der Trophiegrad polytroph 2 erreicht, bis 2013 verbesserte sich die Trophie deutlich in Richtung des Grenzbereiches zwischen den Trophiegraden eutroph 1 und eutroph 2. Nach 2013 stieg die Trophie wieder leicht an, sie erreicht zwischen 2016 und 2023 stabil den Trophiegrad eutroph 2.

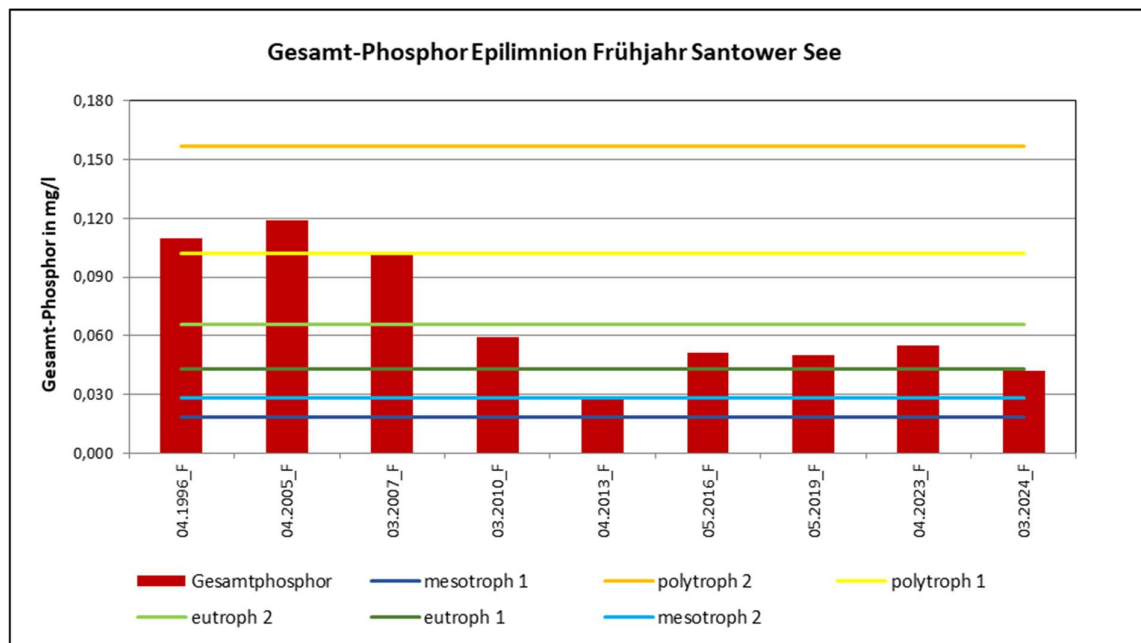


Abbildung 36: Zirkulationswerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Gesamt-Phosphors im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2020), Daten Seenreferat MV (MLU 2021) (1995 bis 2015))

Die für die Trophieklassifikation ebenso relevanten Zirkulationswerte (Vollzirkulation) der Konzentration des Gesamt-Phosphors (siehe Abbildung 36) schwanken zwischen 0,119 mg/l (2005) und 0,028 mg/l (2013). Der Zirkulationswert des Untersuchungsjahres 2023/24 betrug 0,042 mg/l (März 2024). Für den Seetyp „polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe von < 3,0 m“ wurde damit zwischen 1996 und 2007 nur der Trophiegrad polytroph 2 erreicht. Seit 2010 wird mindestens der Trophiegrad eutroph 2 erreicht, im Jahr 2013 jedoch sogar der Trophiegrad mesotroph 2 bis eutroph 1 bzw. in 2023/24 der Trophiegrad eutroph 1 bis eutroph 2.

Die Konzentration des Gesamt-Phosphors wirkt nach KLEIN (1989) und MIETZ (2010) limitierend auf die Primärproduktion des Phytoplanktons und damit auf die Trophie. Der Schwellenwert unterhalb dessen eine Begrenzung der Primärproduktion (Stellvertretermaß Chlorophyll-a-

Gehalt) einsetzt, wird in der Literatur unterschiedlich angegeben. KLEIN (1989) hat die Anwendbarkeit des OECD-Eutrophierungsmodells (VOLLENWEIDER 1982) auf Berliner Gewässer geprüft und ist zu dem Ergebnis gekommen, dass der Schwellenwert für eine funktionelle Steuerung des Gesamtphosphorgehaltes auf den mittleren sommerlichen Chlorophyll-a-Gehalt bei 0,040 mg Gesamt-Phosphor pro Liter liegt.

MIETZ (2010) hat im Zusammenhang mit der Restauration der Seddiner Seenkette für diese Gewässer einen Schwellenwert von 0,027 mg Gesamt-Phosphor pro Liter dokumentiert.

Damit liegen die P-Konzentrationen des Santower Sees sowohl nach KLEIN (1989) wie auch nach MIETZ (2010) deutlich oberhalb der Limitationsgrenze.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Santower See haben sich seit 1996 stark verringert, insbesondere im Zeitraum 1996 – 2010. Seitdem stagnieren die Saisonmittelwerte des Gesamt-Phosphors zwischen 0,050 und 0,070 mg/l.

3.1.6 Nährstoffverhältnisse - Stickstoff

Die Entwicklung der Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs im Oberflächenwasser (Epilimnion) des Santower Sees im Zeitraum 1996 – 2023/24 sind in der Abbildung 37 dargestellt.

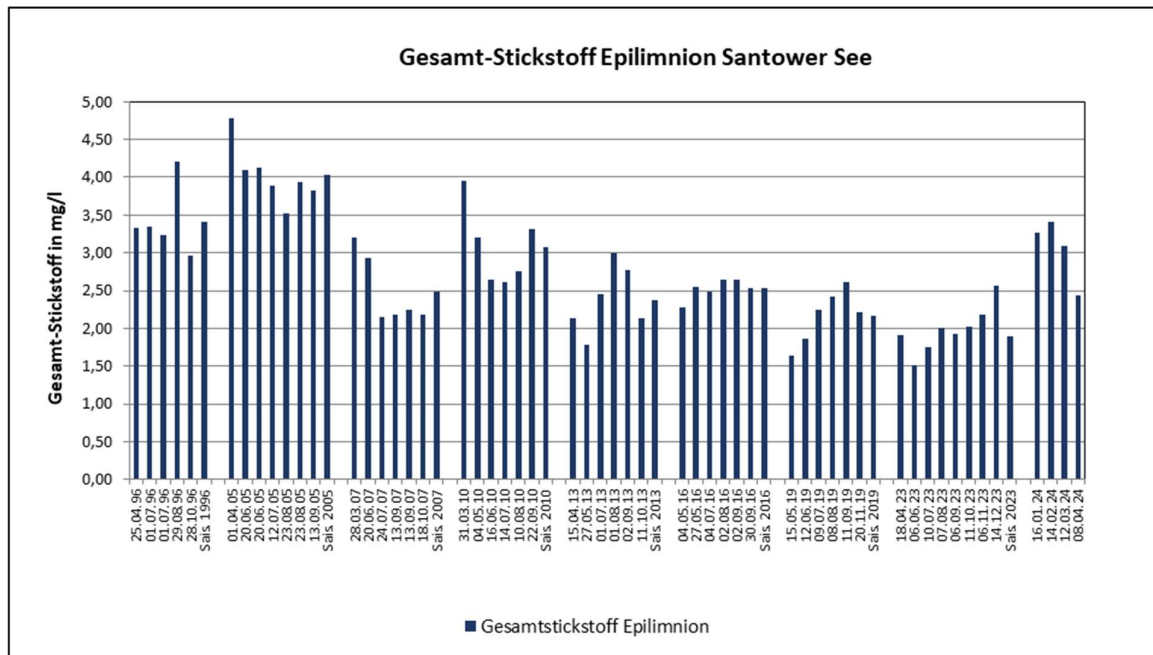


Abbildung 37: Konzentration des Gesamt-Stickstoffs im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Im Untersuchungsjahr 2023 schwankte die Konzentration stark zwischen 1,51 mg/l (06.06.23) und 2,57 mg/l (14.12.23). Die Konzentrationen sind damit grundsätzlich leicht erhöht.

Dabei folgte die Entwicklung der Konzentration des Gesamt – Stickstoffs im Oberflächenwasser einem klaren Trend: zwischen Juni und Dezember 2023 steigen die Konzentrationen kontinuierlich von 1,51 mg/l auf 2,51 mg/l an, er Anstieg setzt sich auch im Winter 2023/2024 bis

zum Februar fort, wo am 14.02.24 eine Konzentration von 3,41 mg/l bestimmt wurde. Im März und April 2024 gingen die Konzentrationen wieder leicht zurück auf 2,44 mg/l am 08.04.24.

Der Anstieg der Konzentrationen folgt damit bis September dem ansteigenden Trend, der auch beim Gesamt-Phosphor beobachtet werden konnte. Während die Konzentrationen des Phosphors jedoch nach dem September wieder zurückgehen, steigen die Konzentrationen des Stickstoffs weiter an. Während die Konzentrationen des Phosphors zwischen Dezember 2023 und April 2024 ein besonders niedriges Niveau erreicht haben, ist das Niveau der Konzentrationen des Stickstoffs im gleichen Zeitraum besonders hoch.

Da es sich, insbesondere ab Oktober 2023 um einen bedeutenden Anstieg der Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs handelt muss davon ausgegangen werden, dass ein Zusammenhang mit den hohen Niederschlagssummen in dieser Zeit besteht, die zu einer Zunahme der oberirdischen Zuflüsse aber voraussichtlich auch zu einer Zunahme des Zustromes von Grund- bzw. Schichtenwasser führte.

Im Vergleich zu den Vorjahren hatten sich die Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs im Jahr 2023 deutlich verringert. Das Saisonmittel des Jahres 2023 betrug 1,90 mg/l. Das Saisonmittel des Jahres 1996 betrug hingegen 3,41 mg/l, das des Jahres 2005 sogar 4,02 mg/l. Zwischen 2007 und 2016 gingen die Konzentrationen deutlich zurück, sie schwankten zwischen 2,37 mg/l (2013) und 3,08 mg/l (2010). Seit 2013 erfolgte dann ein kontinuierlicher Rückgang der Stickstoff-Konzentrationen bis am 1,90 mg/l im Saisonmittel 2023.

Die Konzentrationen der gelösten Stickstofffraktionen im Epilimnion des Santower Sees schwankten im Untersuchungszeitraum 2023/24 sehr stark und geben voraussichtlich Hinweise auf eine externe Nährstoffbelastung für den Parameter Stickstoff. Bei allen Parametern muss zwischen einer Periode mit recht niedrigen Konzentrationen (Juni – November) und einer Periode mit sehr hohen Konzentrationen (Dezember – April) unterschieden werden.

Die Konzentration des Nitrit-Stickstoffs schwankte in der Periode mit niedrigen Konzentrationen sehr gering zwischen 0,001 und 0,002 mg/l. In der Periode mit hohen Konzentrationen stiegen die Konzentrationen stark auf 0,010 – 0,021 mg/l an.

Die Konzentrationen des Nitrat-Stickstoffs folgen dem gleichen Muster: zwischen Juni und November sind die Konzentrationen sehr gering, zwischen < 0,008 mg/l (Bestimmungsgrenze 0,008 mg/l) und 0,010 mg/l. Im Zeitraum Dezember bis April wurden bedeutend höhere Nitrat-Konzentrationen bestimmt, sie schwankten zwischen 0,385 mg/l (Dezember 2023) und 1,124 mg/l (Januar 2024). Bis April 2024 ging die Nitrat-Konzentration wieder auf 0,421 mg/l zurück.

Die Konzentrationen des Ammonium-Stickstoffs zeigen einen ähnlichen Verlauf: in der Periode mit niedrigen Konzentrationen schwankt die Konzentration des Ammoniums zwischen 0,036 mg/l (Juni) und 0,211 mg/l (August). Zwischen Dezember und April sind die Konzentrationen stark erhöht, sie schwanken zwischen 0,221 mg/l (April '24) und 0,890 mg/l (Februar '24).

Der Anteil der gelösten Stickstoffkomponenten am Gesamt-Stickstoff beträgt in der Periode zwischen Juni und November 3 bis 11 % und bewegt sich damit auf einem normalen Niveau. Zwischen Dezember und April hingegen beträgt dieser Anteil zwischen 27 % (April '24) und 59 % (Januar '24). Dies deutet auf eine bedeutende externe Belastung hin, die voraussichtlich im Zusammenhang mit den hohen Niederschlagssummen im Herbst und Winter des Untersuchungszeitraumes steht. Insbesondere in den Jahren 1996 – 2013 konnten jeweils im März oder April, zum ersten Probenahmetermin, ähnliche Verhältnisse beobachtet werden. Danach gingen die Konzentrationen jeweils stark zurück. Da in den Jahren 2016 und 2019 die erste Probenahme erst im Mai erfolgte und in allen Jahren die letzte Probenahme im September oder Oktober erfolgte, wurden die hohen winterlichen Konzentrationen, die im Winter 2023/24 beobachtet wurden, nicht abgebildet.

Damit stellen die im Untersuchungszeitraum festgestellten hohen Konzentrationen des Nitrat- und Ammonium- Stickstoffs offenbar keine Besonderheit dar, sondern wiederholen sich immer in den jeweiligen Winterquartalen zwischen Dezember und April. Durch das bisherige Probenahmeregime, ohne Winterproben, wurde diese Besonderheit jedoch bisher nicht abgebildet.

3.1.7 Chlorophyll-a

Die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a) ist ein Äquivalent für das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen. Der grüne Pflanzenfarbstoff ist in den planktischen Mikroalgen enthalten, da diese Photosynthese betreiben. Da die Biomasse der planktischen Mikroalgen in starkem Maße von den Nährstoffverhältnissen abhängig ist, besteht in den meisten Seen ein direkter Zusammenhang zwischen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, und der Konzentration des Chl.-a.

In Seen mit großen Beständen von Unterwasserpflanzen ist das Wachstum der planktischen Mikroalgen durch Nahrungskonkurrenz und Allelopathie begrenzt, die Konzentrationen des Chl.-a können geringer sein, als es die Nährstoffkonzentrationen erwarten lassen. Dies trifft jedoch für den Santower See nicht zu, der See ist hinsichtlich seiner Primärproduktion durch das Phytoplankton dominiert.

Die Konzentrationen des Chl.-a im durchmischten Oberflächenwasser (Epilimnion) des Santower Sees der Jahre 1996 – 2023/24 sind in der folgenden Abbildung dargestellt.

Neben den Konzentrationen des Chl.-a sind noch die Klassengrenzen der Trophieklassifikation nach LAWA (2014) dargestellt. Da der Santower See dem WRRL - Seentyp 11 (Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) zugeordnet ist, ist die Trophie eine wichtige Charaktergröße und Voraussetzung für den angestrebten guten Erhaltungszustand des LAWA-Seentyps wie auch des FFH-Lebensraumtyps.

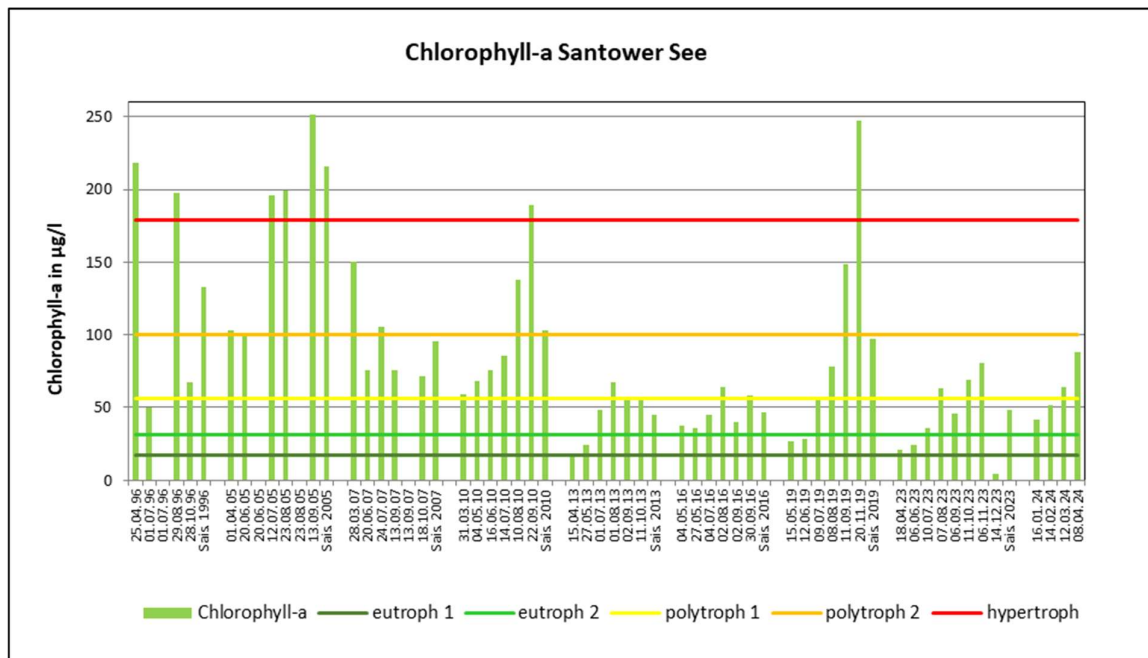


Abbildung 38: Konzentration des Chlorophyll-a im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019)

Die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a) im Oberflächenwasser schwankte im Untersuchungsjahr 2023 zwischen 4 µg/l (Dezember 2023), 21 µg/l (April 2023) und 81 µg/l (November 2023). Dabei war die Konzentration des Chl.-a zur Frühjahrsvollzirkulation 2023 am geringsten, zu diesem Termin trat auch eine geringe Konzentration des Gesamt-Phosphors auf. Im Jahresverlauf stieg die Konzentration bis August zunächst deutlich auf 63 µg/l an um nach einem leichten Rückgang im September im November mit 81 µg/l die höchste Konzentration zu erreichen. Zwischen Januar und April 2024 schwankt die Konzentration zwischen 42 µg/l (Januar `24) und 88 µg/l (April `24). Damit beträgt die Konzentration im April `24 mit 88 µg/l das vierfache der Konzentration im April `23 mit 21 µg/l. Das ist umso erstaunlicher, weil die Konzentration des Gesamt-Phosphors im April `24 mit 0,045 mg/l beträchtlich unter der Konzentration im April `23 mit 0,055 mg/l lag.

Die Konzentrationen des Chl.-a korrespondieren dabei weitgehend sehr gut mit den Biovolumina des Phytoplanktons. Im April `23 war das Phytoplankton-Biovolumen mit 3,35 mm³/l am geringsten, im Juli und August mit 8,35 bzw. 9,187 mm³/l sehr hoch, um dann im September auf 6,65 mm³/l zurückzugehen. In dieser Periode verlaufen die Entwicklungen der Konzentration des Chl.-a und des Phytoplankton-Biovolumens mit dem gleichen Trend. Im Oktober und November hatte die Entwicklung jedoch einen gegenläufigen Trend: während die Biovolumen auf 4,36 mm³/l bzw. 4,28 mm³/l weiter zurückgehen, steigen die Konzentrationen des Chl.-a noch einmal an, auf die höchsten in 2023 gemessenen Konzentrationen. Offenbar dominierten in dieser Zeit Phytoplankton-Taxa mit hohen Chl.-a Konzentrationen.

Der Jahresgang der Konzentrationen des Chl.-a des Untersuchungszeitraumes 2023/24 unterscheidet sich nicht wesentlich von den Jahrgängen der Vorjahre.

In allen Vorjahren seit 2010 sowie in 2005 trat im April / Mai die geringste Konzentration des Chlorophyll-a auf, im Verlauf der Vegetationsperiode steigen die Konzentrationen kontinuierlich an und bleiben auch über das eigentliche Ende der Vegetationsperiode hinaus, bis in den Oktober / November hinein sehr hoch. In den Jahren 1996 und 2007 traten im Jahresverlauf stärkere Schwankungen auf, die keinem Muster folgten.

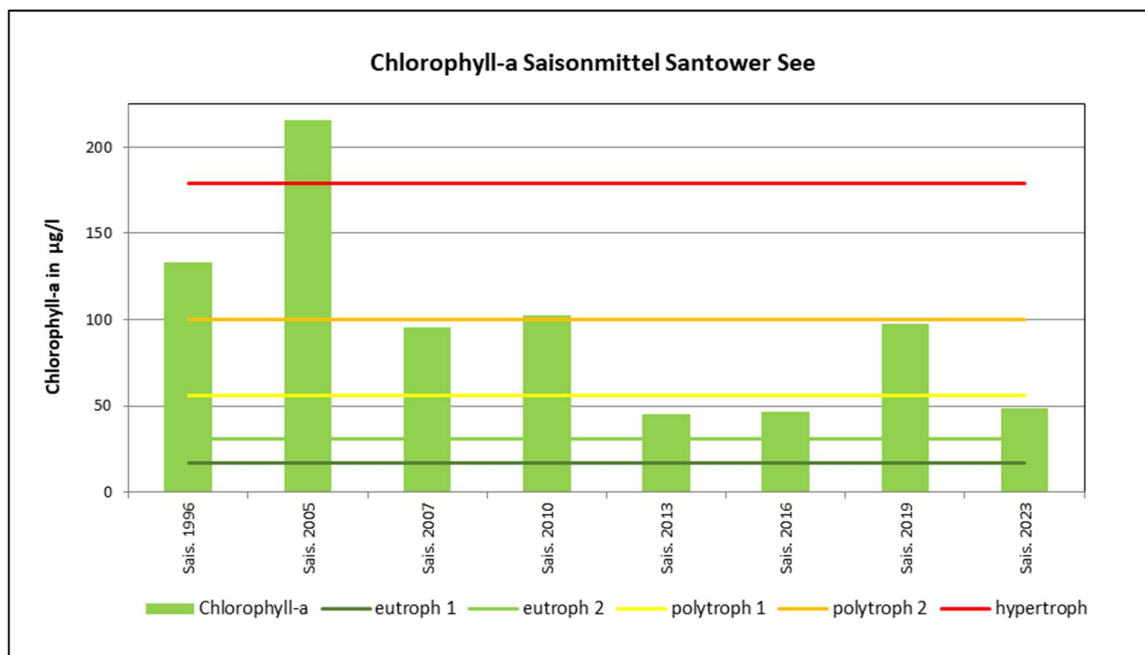


Abbildung 39: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Konzentration des Chl.-a im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die für die Trophieklassifikation relevanten Saisonmittelwerte der Konzentration des Chl.-a (siehe Abbildung 39) schwanken zwischen 45 µg/l (2013) bzw. 47 µg/l (2026) und 215 µg/l (2005). Der Saisonmittelwert des Untersuchungsjahres 2023 betrug 49 µg/l.

Die Entwicklung der Saisonmittelwerte der Konzentration des Chl.-a zeigt, entgegen den Saisonmittelwerten des Gesamt-Phosphors, keinen sehr klaren Trend. Beim Chl.-a kommt es schon ab 2007 zu einer deutlichen Verringerung der Saisonmittelwerte, insbesondere die Jahre 2013 und 2016 weisen die bislang geringsten Saisonmittelwerte auf, 2019 kommt es jedoch erneut zu einem hohen Mittelwert, wie er auch 2007 und 2010 bestimmt wurde. Im Jahr 2023 sinkt der Saisonmittelwert wieder fast auf das Niveau der Jahre 2013 und 2016.

Für den Seetyp „Polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe < 3,0 m“ wurde damit in drei Jahren (2013, 2016, 2023) der Trophiegrad polytroph 1 erreicht. In den Jahren 2007 und 2019 wurde hingegen nur der Trophiegrad polytroph 2 erreicht. In den Jahren 1996, 2005 und 2010 wurde hingegen nur der Trophiegrad hypertroph.

Die Bewertung nach dem Einzelindex Chlorophyll-a (Saison) nach LAWA (2014) stimmt dabei für das Untersuchungsjahr 2023 gut mit der Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton nach PhytoSee (MISCHKE ET AL. 2017) ab. Bei der Bewertung nach dem Parameter Chl.-a erfolgt die Bewertung des Sees im Übergangsbereich zwischen stark eutroph

(e2) und schwach polytroph (p1) und damit deutlich abweichend zur Bewertung nach den Einzelindices Gesamt-Phosphor (Saison) und Sichttiefe (Saison) nach LAWA (2014). Bei der Bewertung nach PhytoSee (MISCHKE ET AL. 2017) kann der ermittelte PSI von 3,16 dem Übergangsbereich zwischen stark eutroph (e2) und schwach polytroph (p1) zugeordnet werden.

3.1.8 Sichttiefe

Auch die Sichttiefe ist, wie die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a), ein Äquivalent für das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen. Je mehr planktische Mikroalgen gebildet werden, desto stärker trüben sie den Wasserkörper ein, desto geringer ist die Sichttiefe.

Neben der Biomasse der planktischen Mikroalgen kann die Sichttiefe jedoch noch durch andere Faktoren beeinflusst werden. Dies sind beispielsweise Huminstoffe, wie in moorgeprägten Seen Deutschlands aber vor allem Skandiniens, mineralische und organische Sedimente, insbesondere im Bereich von Badestellen oder nach Sturmereignissen oder mineralischer Kalk, wie er bei dem chemischen Prozess der Calcitfällung in kalkreichen Seen entsteht. Für den Santower See kommen jedoch vor Allem die Trübung durch planktische Mikroalgen und, wegen der geringen mittlere Tiefe und guten Windexposition, die Aufwirbelung organischer oder mineralischer Sedimente als Ursache der Trübung des Wasserkörpers in Frage.

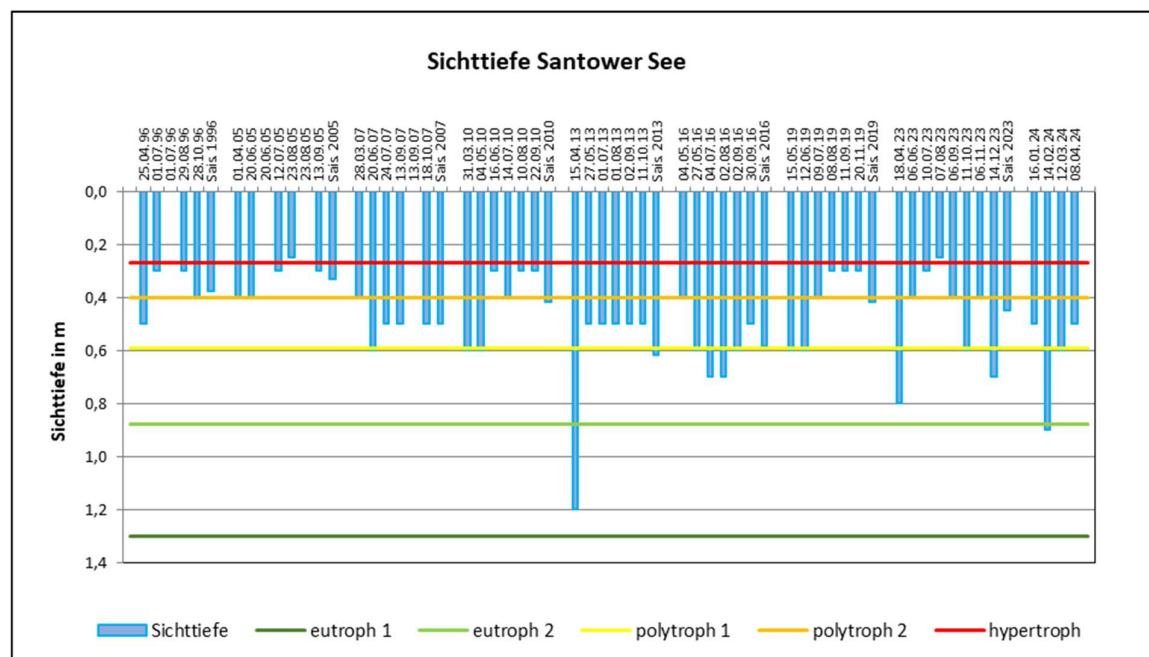


Abbildung 40: Sichttiefen im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die Ergebnisse der Messung der Sichttiefe im Santower See der Jahre 1996 – 2023/24 sind in Abbildung 40 dargestellt.

Neben den Sichttiefen sind noch die Klassengrenzen der Trophieklassifikation nach LAWA (2014) dargestellt. Da der Santower See dem WRRL - Seentyp 11 (Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) zugeordnet ist, ist die Trophie eine wichtige Charaktergröße

und Voraussetzung für den angestrebten guten Erhaltungszustand des LAWA-Seentyps wie auch des FFH-Lebensraumtyps.

Die Sichttiefe schwankte im Untersuchungsjahr 2023 zwischen 0,25 m (August '23) und 0,8 m (April '23). Dabei war die Sichttiefe im April '23 mit 0,8 m am größten. Sie stellt, mit Ausnahme des Aprils 2013, gleichzeitig die größte seit 1996 am Santower See gemessene Sichttiefe dar. Anfang August (07.08) wird mit 0,25 m die geringste Sichttiefe gemessen, gleichzeitig war die Konzentration des Chl.-a an diesem Termin mit 63 µg/l besonders hoch. Ab August 2023 verbesserte sich die Sichttiefe wieder auf 0,6 m im Oktober und 0,7 m im Dezember. Im November wurde noch einmal eine geringere Sichttiefe von 0,4 m gemessen, was gut mit der sehr hohen Konzentration des Chl.-a an diesem Termin korreliert. Zwischen Januar und April 2024 schwankten die Sichttiefen zwischen 0,5 m (Januar und April '24) und 0,9 m (Februar '24).

Im Verlauf der Sichttiefen im Jahr 2023 und den Vorjahren sind keine regelmäßigen Muster zu erkennen. Nicht immer wurden die größten Sichttiefen im Frühjahr gemessen, im Jahr 2016 war dies im Juli und August der Fall. Tendenziell wurden jedoch besonders geringe Sichttiefen vom Allem im Hochsommer gemessen. Dies stellt ggf. ein Indiz dafür dar, dass die gemessene Sichttiefe nicht nur von der Biomasse phytoplanktischer Mikroalgen abhängig ist, sondern auch durch die windinduzierte Einmischung von Sedimenten beeinflusst wird.

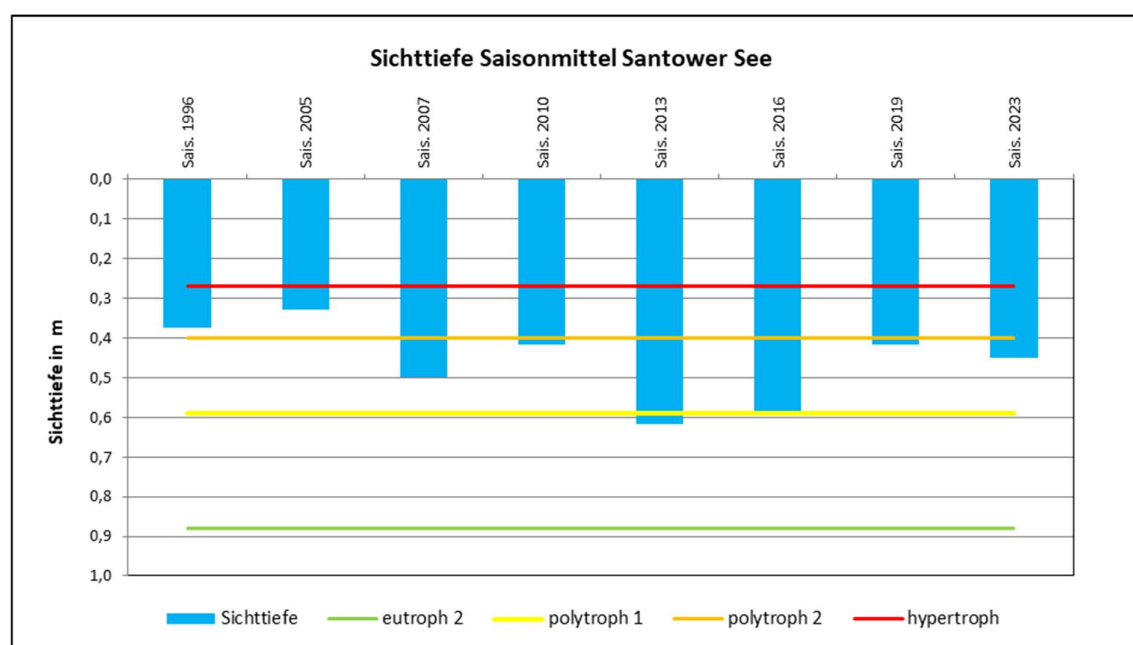


Abbildung 41: Saisonmittelwerte nach LAWA (2014) der Sichttiefe im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die für die Trophieklassifikation relevanten Saisonmittelwerte der Sichttiefe (siehe Abbildung 41) schwanken zwischen 0,33 m (2005) und 0,62 m (2013). Der Saisonmittelwert des Untersuchungsjahres 2023 betrug 0,45 m. Wie auch beim Parameter Chl.-a weist die Entwicklung der Saisonmittelwerte Sichttiefe seit 1995 keinen eindeutigen Trend auf. Besonders niedrige

Saisonmittelwerte traten 1996 und 2005 auf, seit 2007 schwanken die Mittelwerte zwischen 0,4 und 0,6 m.

Für den Seetyp „Polymiktische mit einer mittleren Tiefe von < 3,0 m“ wurde damit nur in 2013 der Trophiegrad schwach polytroph (p1) erreicht. In 1996 und 2005 ergaben die saisonmittelwerte der Sichttiefe eine Einordnung in den Trophiegrad hypertroph (h), in den übrigen Jahre wurde der Trophiegrad stark polytroph (p2) erreicht.

3.1.9 Trophie

Eine mäßige Trophie ist ein wesentliches Merkmal des WRRL - Seentyp 11 („Polymiktischer See mit relativ großem Einzugsgebiet“). Der NATURA 2000 LRT 3140 („Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche kalkhaltige Stillgewässer mit Armleuchteralgen“), dem der Santower See aktuell zugeordnet ist, verlangt hingegen eine geringe Trophie.

Der LRT 3140 erfordert „oligo- bis mesotrophe“ Verhältnisse mit sommerlichen Sichttiefen von > 3,0 m. Der WRRL - Seentyp 11 (Subtyp 11.2) fordert für den „guten“ ökologischen Zustand Sichttiefen im Saisonmittel von 1,3 – 2,0 m und Konzentrationen des Gesamt-P im Saisonmittel von 0,035 – 0,055 mg/l (OGewV 2016).

Nach MLU (2021) ist der potenziell natürliche Zustand (PNZ) nach Seebeckenmorphometrie (LAWA 1999) stark eutroph (e2).

Die Bewertung der Trophie im Ist-Zustand erfolgt nach LAWA (2014) mit den Parametern Chlorophyll-a (Saisonmittelwert = Zeitraum März – November), Sichttiefe (Saisonmittelwert), Gesamt-Phosphor (Saisonmittelwert) und Gesamt-Phosphor zur Vollzirkulation (März-Anfang/Mitte April).

Die genutzten Daten aus den Jahren 1996- 2019 (MLU 2023) und des Untersuchungsjahres 2023 erlauben nach LAWA (2014) eine Klassifikation der Trophie, die Ergebnisse sind in der folgenden Abbildung 42 dargestellt.

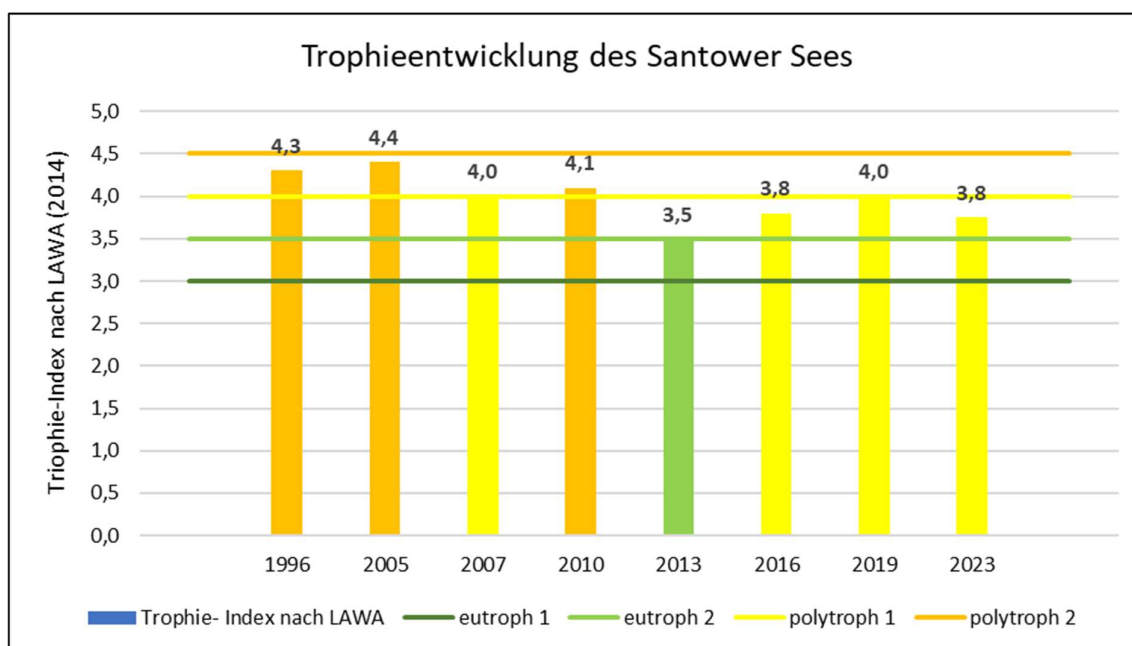


Abbildung 42: Trophie – Indices nach LAWA (2014) im Santower See zwischen 1996 und 2023/24 und Klassengrenzen der Trophiegrade (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Für das Untersuchungsjahr 2023 wurde ein Trophie-Index nach LAWA (2014) von 3,75 berechnet. Damit wurde ein Trophiegrad von schwach polytroph (p1) erreicht. Die Einzelindices betragen für TP_z 3,28, für $TP_{Sais.}$ 3,24, für $Chl.-a_{Sais.}$ 3,88 und für $ST_{Sais.}$ 4,36. Mit einem Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens von $5,76 \text{ mm}^3/\text{l}$ ergibt sich ein Trophie-Index von 3,2.

Bemerkenswert ist, wie schon bei der Diskussion der einzelnen trophierelevanten Parameter angemerkt, dass die Einzelindices sich stark unterscheiden: während die Indices für Phosphor mit 3,2 bis 3,3 bzw. des Phytoplankton-Biovolumens von 3,2 einen stark eutrophen (e2) Zustand indizieren, so ergibt der Einzelindex für $Chl.-a$ mit 3,9 einen schwach polytrophen (p1) Trophiegrad. Mit dem Einzelindex von 4,36 für die Sichttiefe ergibt sich ein stark polytropher (p2) Trophiegrad. Die einzelnen Indices spreizen sich damit ungewöhnlich stark über drei Trophiegrade. Wie bei der Diskussion des Parameters Sichttiefe schon angemerkt, ist ein Grund für die starke Abweichung des Einzelindex für Sichttiefe offenbar eine sekundär und nicht trophiebedingte Trübung, voraussichtlich durch die windinduzierte Einmischung von organischen oder mineralischen Partikeln von der Sedimentoberfläche. Damit wäre auch der errechnete Trophieindex von 3,75 überschätzt.

Würde zur Berechnung des LAWA -Index für 2023 als Einzelindex für die Sichttiefe nicht 4,36 sondern der Einzelindex für $Chl.-a$ von 3,9 genutzt, so würde sich der gesamt-Index von 3,75 auf 3,65 verbessern.

Mit dem Gesamt-Index von 3,75 (Trophiegrad polytroph 1) wurde der potenziell natürliche Zustand (PNZ) nach Seebeckenmorphometrie (LAWA 1999, MLU 2023) **nicht erreicht**. Auch unter Berücksichtigung des provisorisch verbesserten Gesamt-Index von 3,65 würde der PNZ nicht erreicht, da die Klassengrenze zum Trophiegrad eutroph 2 bei 3,50 liegt.

Mit Saisonmittelwerten für Gesamt – Phosphor von 0,055 mg/l (siehe Abbildung 35) sowie für die Sichttiefe von 0,45 m (siehe Abbildung 41) wurde der „gute“ ökologische Zustand (OGewV 2016, Anlage 7) für den Subtyp 11.2 nach den Kriterien „Gesamt-Phosphor Saisonmittel“ und „Sichttiefe Saisonmittel“ ebenso **nicht erreicht (Sichttiefe) bzw. knapp erreicht (Gesamt-Phosphor)**.

Im Zeitraum 1996 – 2019 schwanken die Trophie-Indices zwischen 3,5 (2013) und 4,4 (2005). Damit wurden in den Jahren 1996, 2005 und 2010 der Trophiegrad polytroph 2 erreicht, im Jahr 2013 einmalig der Trophiegrad eutroph 2. In allen anderen Untersuchungsjahren wurde der Trophiegrad polytroph 1 erreicht.

Ein Trend in der Entwicklung der Trophie des Santower Sees ist auf der Basis der Trophie-Indices nicht zu verzeichnen. Insbesondere nach 2013, dem vorläufig besten Jahr hinsichtlich der Wasserqualität kam es zu keiner bedeutenden Verbesserung mehr. Die Schwankungen der Gesamt-Indices bzw. der Einzelindices innerhalb des Zeitraumes 2013 – 2023 folgen keinem Trend sondern entstanden vermutlich durch die speziellen Verhältnisse von Witterung, externer Speisung mit Wasser und des darauf aufbauenden Metabolismus der Nährstoffe und trophiebestimmenden Parameter in jedem Einzeljahr.

3.1.10 Härtebildner / Kalkgehalt

Der Santower See wurde dem FFH-LRT 3140 (Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen (*Characeae*)) zugeordnet. Dies widerspricht zwar der Einstufung des PNZ (eutroph 2) durch das Seenreferat im MLU MV, das tatsächliche Auftreten von Characeen im Santower See in den Jahren 2007 (*Chara delicatula*) sowie 2010 und 2013 (*Chara virgata*) hat jedoch womöglich zu dieser Einstufung geführt, da die charakteristische Vegetation oligo- bis mesotropher kalkhaltiger Gewässer Armelechteralgen (*Characeae*) sind. Das tatsächliche Auftreten dieser charakteristischen Vegetation ist damit nicht nur von der Trophie, sondern auch vom Kalkgehalt der Gewässer abhängig.

Im Santower See wurden deshalb im Untersuchungsprogramm 2023/24 auch die Parameter Alkalinität, Gesamthärte sowie die Konzentration des Kalziums untersucht.

Der Parameter Alkalinität schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 zwischen 1,7 und 3,1 mmol/l. Der Saisonmittelwert betrug 2,4 mmol/l. In den Daten des Seenreferats des Umweltministeriums (MLU MV 2021) sind Messwerte zur Alkalinität nur im Jahr 2007 nicht enthalten. In den Jahren 1995 – 2019 schwankte die Alkalinität zwischen 1,5 und 2,5 mmol/l. Die niedrigeren Werte traten 1995 und 2005 auf, seitdem schwankt die Alkalinität zwischen 2,0 und 2,5 mmol/l.

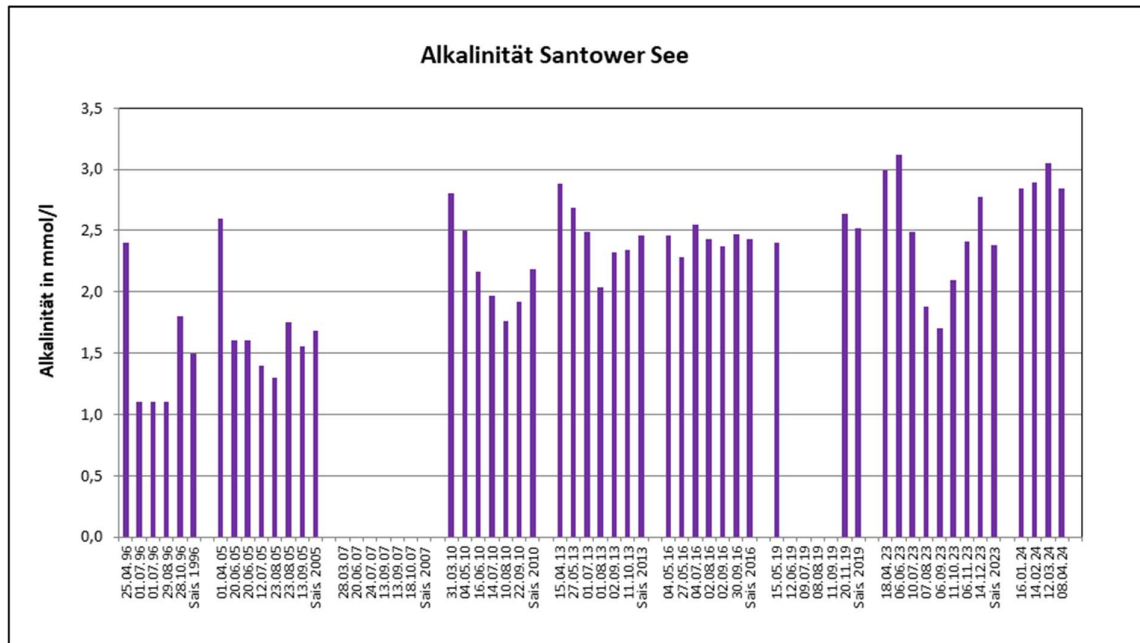


Abbildung 43: Alkalinität im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die Konzentrationen des Kalziums im durchmischten Oberflächenwasser der Jahre 1996 bis 2023/24 sind in der folgenden

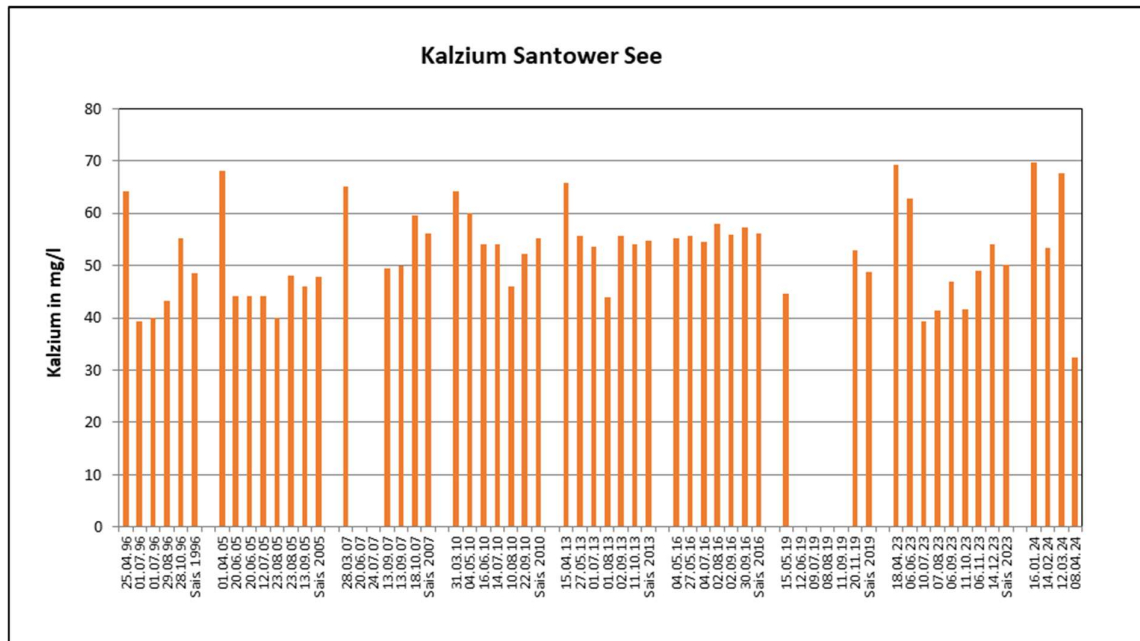


Abbildung 44 dargestellt.

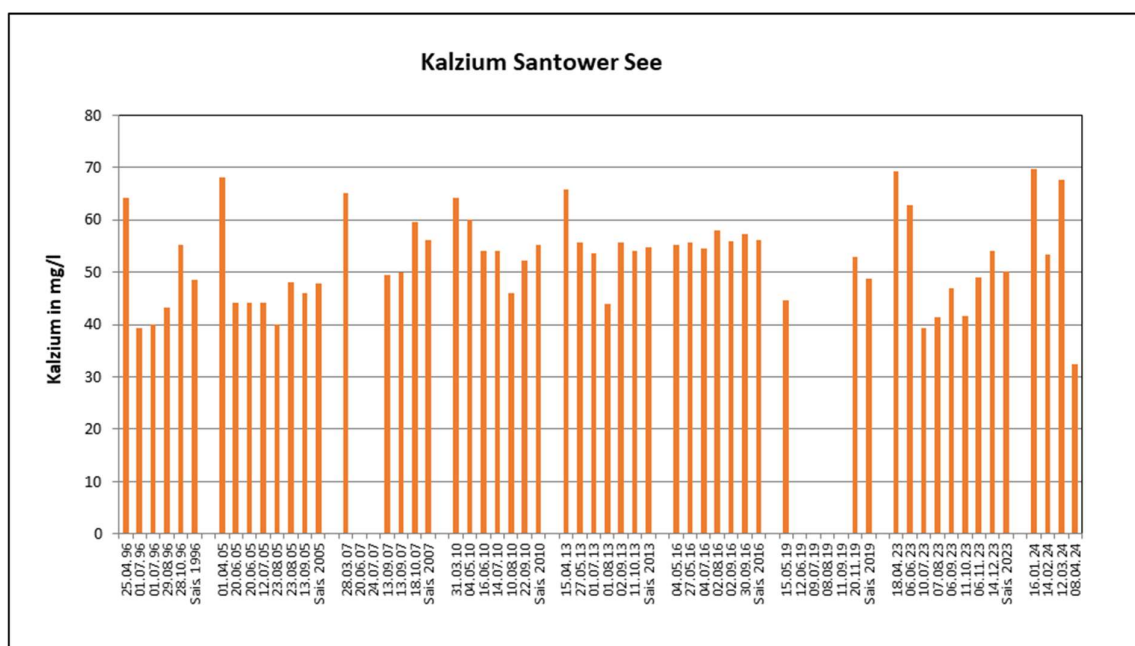


Abbildung 44: Konzentration des Kalziums im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

Die Konzentration des Kalziums schwankte im Untersuchungszeitraum 2023/24 gering zwischen 33 mg/l (April '24) und 69 mg/l (April '23). Der Saisonmittelwert betrug 50 mg/l.

In den Vorjahren zwischen 1996 und 2019 schwankte die Konzentration des Kalziums zwischen 39 und 68 mg/l, die Saisonmittelwerte zwischen 48 und 56 mg/l. Ein Trend zeichnete sich im Untersuchungszeitraum nicht ab.

Damit entsprachen die Konzentrationen des Kalziums im Jahr 2023 etwa den Konzentrationen in den Vorjahren 1996 – 2019.

Die Gesamthärte im Oberflächenwasser der Jahre 1996 bis 2023/24 sind in der folgenden Abbildung 45 dargestellt.

Die Gesamthärte schwankte in der Saison 2023 deutlich zwischen 82 und 128 mg/l CaO. Der Saisonmittelwert betrug 107 mg/l CaO.

In den Vorjahren zwischen 1996 und 2019 schwankte die Gesamthärte zwischen 72 und 137 mg/l CaO, die Saisonmittelwerte zwischen 81 und 119 mg/l CaO. Im Untersuchungszeitraum zeichnete sich ein ansteigender Trend ab, insbesondere in 2023 und 2024 wurde eine etwas höhere Gesamthärte bestimmt als in den Vorjahren bis einschließlich 2016.

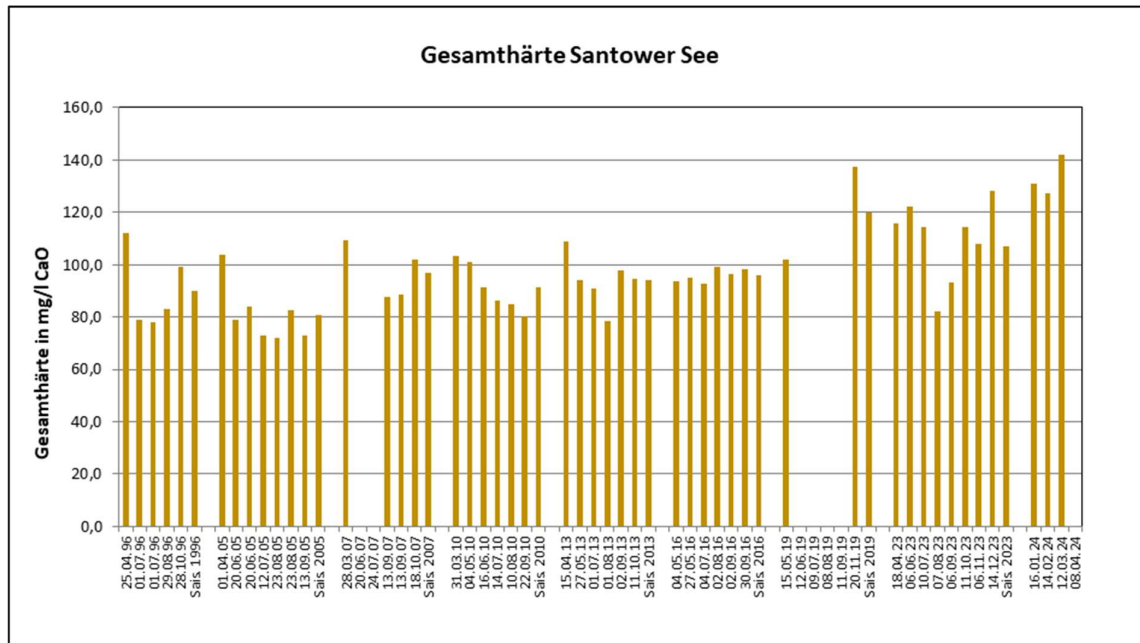


Abbildung 45: Gesamthärte im Oberflächenwasser des Santower Sees zwischen 1996 und 2023/24 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023/24), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (1996 bis 2019))

3.1.11 Phytoplankton

Die taxonomische Zusammensetzung und das Biovolumen des Phytoplanktons spiegeln im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse im See wider. Aus diesem Grund enthält die Richtlinie zur Trophieklassifikation (LAWA 2014) auch eine Zuweisung eines Trophie-Index zum Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens.

Das Biovolumen des Phytoplanktons korreliert normalerweise gut mit der Konzentration des Chlorophyll-a sowie der Konzentration des Gesamt-Phosphors und der Sichttiefe.

Es gibt jedoch mindestens zwei Faktoren, die sich auf das Biovolumen des Phytoplanktons auswirken können: der Bestand von submersen Makrophyten sowie die Trübung des Wasserkörpers durch mineralische Partikel.

Submerse Makrophyten sind in der Lage, so genannte allelopathische Substanzen zu erzeugen und an das Freiwasser abzugeben. Diese Substanzen sind in der Lage, die Entwicklung planktischer Mikroalgen zu unterdrücken. Dies bedeutet, dass in makrophytenreichen Seen die Phytoplankton-Biomasse und die Konzentration des Chl.-a hinter den aus den Phosphorkonzentrationen erwarteten Werten zurückbleiben. Die Sichttiefe ist hingegen besser als erwartet. Durch die weitgehende Makrophytenfreiheit des Santower Sees tritt dieser Prozess jedoch nicht auf.

Durch den Eintrag mineralischer oder organischer Partikel aus einem Zufluss, durch die Calcitfällung aber auch die windinduzierte Aufwirbelung organischer bzw. mineralischer Sedimente kann es zu einer, meist temporären, Trübung von Seen kommen. Tritt ein solcher Fall ein, verschlechtert sich das Lichtangebot für planktische Mikroalgen und die Phytoplankton-Biomasse sowie die Konzentration des Chl.-a bleiben ebenso hinter den aus den Phosphor-

Konzentrationen erwarteten Werten zurück. Die Sichttiefe ist hingegen schlechter als erwartet. Wie oben diskutiert, trifft dies mit hoher Wahrscheinlichkeit für den Santower See zu.

Das Phytoplankton wurde im Untersuchungsjahr an acht Terminen untersucht und mittels PhytoSee bewertet. Die Probenahme fand immer zusammen mit der limnochemischen Probenahme statt. Die Ergebnisse der Untersuchung des Phytoplanktons sind in Abbildung 46 und Abbildung 47 im Überblick dargestellt.

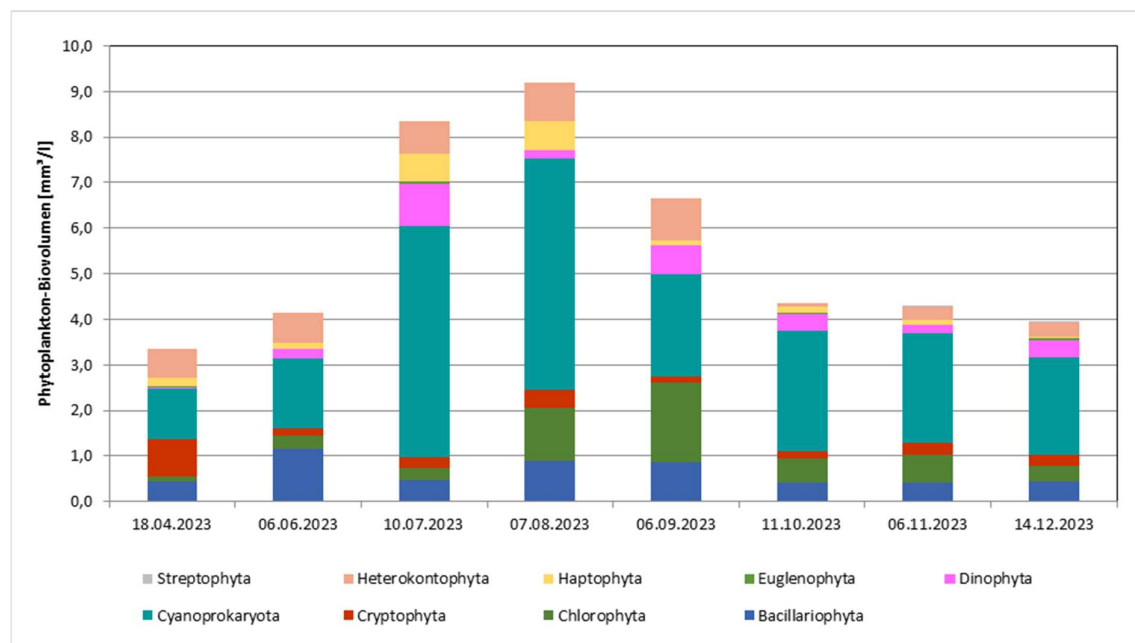


Abbildung 46: taxonomische Zusammensetzung und Biovolumen der Großgruppen des Phytoplanktons des Santower Sees im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023))

Das Biovolumen war mäßig hoch und schwankte zwischen 3,35 (April) und 9,18 (August) mm^3/l . Damit korrelieren die Phytoplankton-Biovolumina recht gut mit den Konzentrationen des Chl-a.

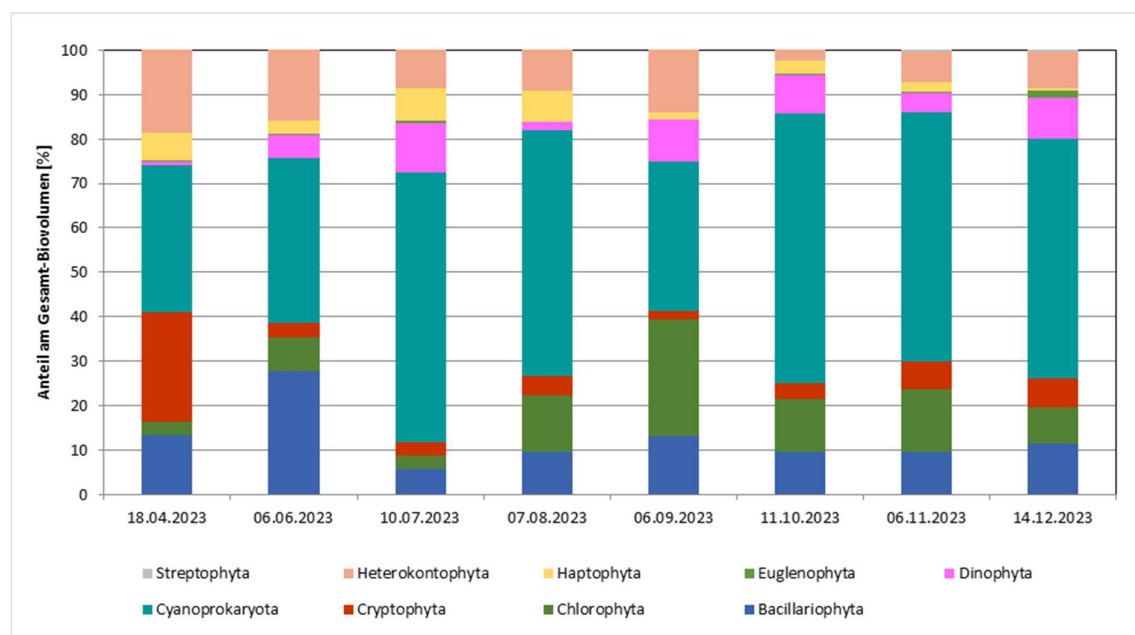


Abbildung 47: Anteile der Großgruppen des Phytoplanktons am Gesamt-Biovolumen des Santower Sees im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023))

Dominante Artgruppe war an allen Terminen die Artgruppe der Blaualgen (Cyanopokaryota), die Biovolumenanteile am Gesamt-Biovolumen betragen zwischen 33 % (April und September) und 61 % (Juli und Oktober). Subdominante Artgruppen im April waren die Kryptomonaden (Cryptophyta) mit einem Biovolumenanteil von 24 %, die Gold- und Braunalgen (Heterokontophyta) mit einem Anteil von 19 % und die Diatomeen (Bacillariophyta) mit einem Anteil von 13 %. Im weiteren Jahresverlauf ändern sich die Anteile der subdominanten Artgruppen, ab August tritt auch die Artgruppe der Grünalgen (Chlorophyta) als wichtige subdominante Art hinzu.

Der Saisonmittelwert (April-November) des Phytoplankton-Biovolumens betrug $5,76 \text{ mm}^3/\text{l}$. Nach LAWA (2014) kann diesem Biovolumen ein Trophie-Index von 3,2 zugewiesen werden, der entsprechende Trophiegrad liegt damit im Bereich von stark eutroph (e2).

Für das Untersuchungsjahr 2023 wurde ein Trophie-Index nach LAWA (2014) von 3,75 berechnet. Damit wurde ein Trophiegrad von mesotroph 2 erreicht. Die Einzelindices betragen für TP_Z 3,28, für TP_{Sais} 3,24, für $\text{Chl.-a}_{\text{Sais}}$ 3,88 und für ST_{Sais} 4,36.

Damit liegt der Einzelindex für das Phytoplankton-Biovolumen im Bereich der Einzelindices für TP_Z (3,28) und TP_{Sais} 3,24.

In der Bewertung des Santower Sees mit PhytoSee wurde für das Jahr 2023 ein PSI von 3,16 berechnet, damit erfolgt die Gesamtbewertung mit „mäßig“. Die Einzelbewertungen erfolgten für den Biomasse-Metrik mit 3,21, für den Algenklasse-Metrik mit 2,66 und für den PTSI-Metrik mit 3,81. Der PSI von 3,16 entspricht nach PhytoSee dem Trophiegrad stark eutroph (e2) bis schwach polytroph (p1) bzw. einem Trophie-Index zwischen 3,50 und 3,75. Damit stimmt das Ergebnis der Bewertung nach PhytoSee für das Jahr 2023 sehr gut mit der trophischen Bewertung nach LAWA (2014) mit einem Index von 3,75 überein.

In der Vergangenheit erfolgte eine Bewertung des Santower Sees nach PhytoSee in den Jahren 2007, 2010, 2013, 2016 und 2019. Die Bewertung schwankte dabei stark zwischen PSI von 3,16 (2016, „mäßig“) und 4,57 (2019, „schlecht“).

Tabelle 7: Bewertung des Santower Sees nach PhytoSee in den Jahren 2007 – 2023. (Quelle: Untersuchung der IaG GmbH (2023), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (2007 bis 2019))

Jahr	PSI	Bewertung
2007	4,43	unbefriedigend
2010	5,07	schlecht
2013	3,78	unbefriedigend
2016	3,16	mäßig
2019	4,57	schlecht
2023	3,16	mäßig

Damit ist festzustellen, dass die Ergebnisse der Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton nach PhytoSee sehr stark schwanken. Dabei sind die PSI in einem weiten Spektrum zwischen PSI 5,07 (2010) und 3,16 (2016, 2023) angesiedelt, die ökologischen Zustandsklassen sind damit ebenso stark über drei Klassen zwischen „mäßig“ und „schlecht“ gespreizt, ähnlich wie auch die Trophiegrade stark zwischen eutroph 2 und polytroph 2 gespreizt sind.

Entsprechend der Verankerung der ökologischen Zustandsklassen der PSI – Bewertung im System der LAWA-Trophieklassifikation (LAWA 2014) markiert der PSI von 3,16 für den Phytoplankton-Seetyp 11.2 den Übergangsbereich zwischen den Trophiegraden stark eutroph (e2) bis schwach polytroph (p1) (MISCHKE ET AL. 2017).

Damit wird der Santower See im Untersuchungsjahr 2023 im PSI nach PhytoSee etwa gleich bewertet, wie in der Trophie nach LAWA (2014).

3.1.12 Zooplankton

Der Santower See wurde zwischen 18.04. bis zum 14.12.2024 an insgesamt 8 Terminen auf das Zooplankton untersucht. Insgesamt wurden 37 Arten sowie höhere Taxa des Metazooplanktons festgestellt (Rotifera – 17, Cladocera – 5 und Copepoda – 9). Darüber hinaus waren 6 Taxa aus der Gruppe der Protozoen in den Proben vorhanden. Als carnivore Arten konnten die räuberisch lebenden Larven der Büschelmücke *Chaoborus flavicans* im August in sehr geringen Individuendichten nachgewiesen werden.

Die Individuendichte der **Rädertiere** beträgt durchschnittlich 415 Ind./l, maximal waren es 1.068 Ind./l am 07.08.2023. Die ganzjährig aspektbestimmende Art ist *Anuraeopsis fissa*, darüber hinaus haben *Polyarthra dolichoptera* und *Synchaeta* ganzjährig Anteile an der Besiedlungsdichte.

Tabelle 8: Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien)

Taxon	Datum							
	18.04.	06.06.	10.07.	07.08.	06.09.	11.10.	06.11.	14.12.
Rotatorien ges.	834,1	155,5	10,0	1068,8	1000,0	27,4	154,4	72,9
Polyarthra remata	71	0	0	0	0	0	1	3
Anuraeopsis fissa	0	79	51	90	87	53	1	0
Keratella quadrata	0	1	42	0	0	1	0	1
Polyarthra dolichoptera	16	0	0	0	0	14	13	45
Synchaeta	1	10	0	3	11	0	78	27

Die Individuendichte der **Cladoceren** ist sehr gering; sie beträgt durchschnittlich 0,9 Ind./l, maximal waren es 2,7 Ind./l am 10.07.2023. Aspektbestimmende Arten sind *Leptodora kindti*, *Bosmina longirostris*, *Coronatella rectangula* und *Eubosmina coregoni* die zu den einzelnen Terminen jeweils Einartbestände bilden. Große planktonfiltrierende Arten traten ganzjährig nicht auf.

Tabelle 9: Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren)

Taxon	Datum							
	18.04.	06.06.	10.07.	07.08.	06.09.	11.10.	06.11.	14.12.
Cladoceren ges.	0,0	0,1	2,7	0,2	3,2	0,2	1,0	0,1
Leptodora kindti	0	100	0	100	1	0	0	
Bosmina (Bosmina) longirostris	0	0	91	0	99	0	0	100
Bosmina (Eubosmina) coregoni	0	0	0	0	0	100	0	
Coronatella rectangula	0	0	0	0	0	0	100	

Die Individuendichte der **Copepoden** ist mit durchschnittlichen 98 Ind./l recht hoch, maximal wurden 176 Ind./l. (7.8.2023) registriert.

Die ganzjährig aspektbestimmenden Arten sind *Acanthocyclops robustus* sowie Cyclopoide Copepoden und Cyclopoide Nauplien, die abwechselnd hohe Anteile an der Individuendichte der Copepoden besitzen.

Tabelle 10: Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden)

Taxon	Datum							
	18.04.	06.06.	10.07.	07.08.	06.09.	11.10.	06.11.	14.12.
Copepoden ges.	141,2	131,1	3,4	176,5	123,0	77,4	107,0	29,2
Cyclopoida-Copepodid	4	19	47	17	1	23	44	45
Cyclopoida-Nauplius	94	39	2	66	98	55	34	28
Acanthocyclops robustus	0	40	41	17	1	21	21	27

Die **Biomasse** des Metazooplanktons im Santower See ist mit mitdurchschnittlichen 64 µg/l (Mittelwert) sehr gering; nach TGL 27885/01 (1982) ergäbe sich eine Einstufung in den oligotrophen Bereich, was den herrschenden trophischen Verhältnissen widerspricht.

Starke Massenbildner sind im gesamten Zeitraum cyclopoide Copepoden; ihr durchschnittlicher Anteil an der Zooplanktonbiomasse liegt bei 73 %. Der mittlere Anteil der Cladoceren beträgt 9,3 %, calanoide Copepoden traten nicht auf. Der durchschnittliche Anteil der Rotatorien liegt bei 17 %.

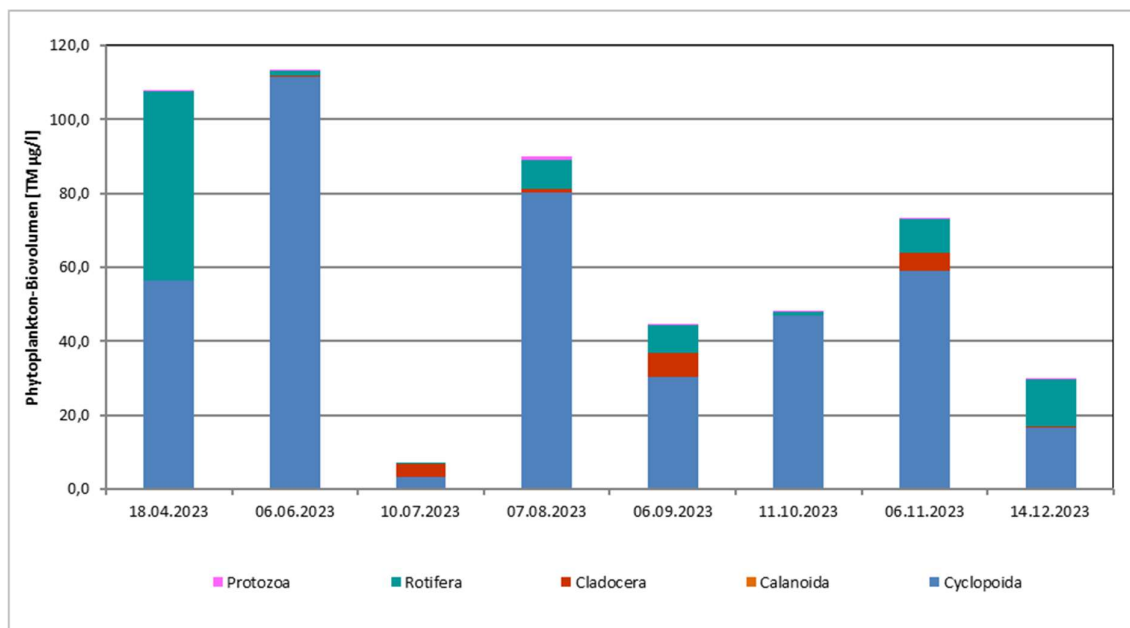


Abbildung 48: Biomasse des Metazooplanktons [µg/l] der einzelnen Tiergruppen im zeitlichen Verlauf

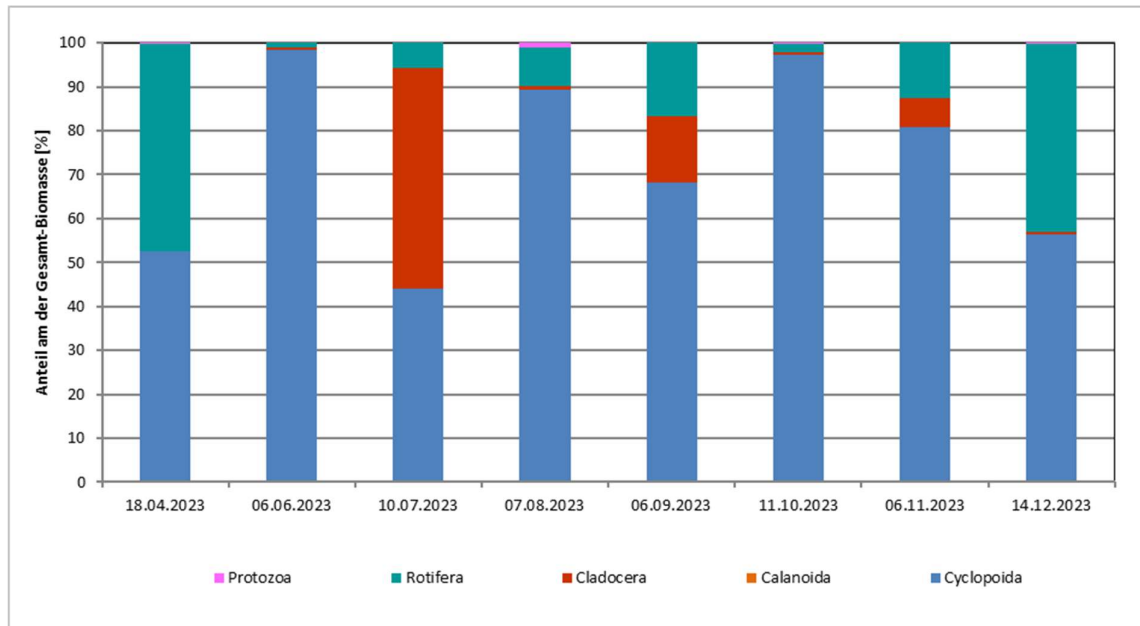


Abbildung 49: Biomasseanteile [%] der einzelnen Tiergruppen im zeitlichen Verlauf

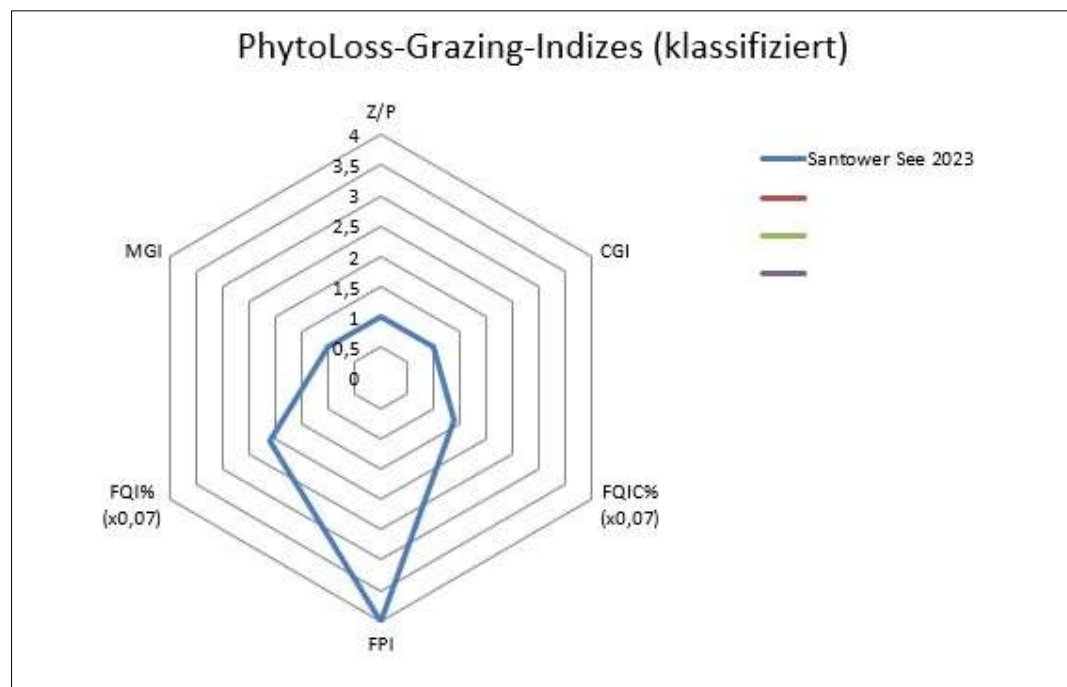


Abbildung 50: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Santower See

Das Metazooplankton-Biovolumen ist im Sommermittel sehr niedrig ($<1\text{mm}^3/\text{l}$). Dies weist auf oligotrophe Bedingungen und eine starke Nahrungslimitation (bezüglich Menge und Qualität) hin.

Das Zooplankton im Santower See übt einen geringen Grazing-Effekt auf das Phytoplankton aus (Grazing-Effektstärke = 1), den überwiegenden Anteil am Grazing haben Copepoden.

Die **Futterqualität des Phytoplanktons** für das vorhandene Zooplankton ist ganzjährig schwach, offenbar bedingt durch die Dominanz der Cyanobakterien.

Tabelle 11: Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf

Bezeichnung	Datum							
	18.04.	06.06.	10.07.	07.08.	06.09.	11.10.	06.11.	14.12.
Phytoplankton-BV ges. [mm ³ /l]	3,35	4,14	8,35	9,19	6,65	4,36	4,28	3,95
fressbares Phytoplankton-BV [mm ³ /l]	1,22	1,50	2,46	3,21	2,54	1,44	1,43	1,17
fressbares Phytoplankton-BV [%]	36	36	30	35	38	33	33	30
Futter-Qualitäts-Index (FQI)	1	1	2	1	2	2	2	2

Der **Grazing-Effekt** des Zooplanktons auf das Phytoplankton ist in den Sommermonaten schwach bis gering, das fressbare Phytoplankton wird nur im Juni vom Zooplankton etwas stärker dezimiert, als im übrigen Jahr.

Tabelle 12: Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf

Bezeichnung	Datum							
	18.04.	06.06.	10.07.	07.08.	06.09.	11.10.	06.11.	14.12.
Metazooplankton-Grazing-Index (MGI)	2	3	1	1	1	1	2	1
Cladoceren-Grazing-Index (CGI)	0	0	1	0	1	1	1	1
Grazing-Effekt-Stärke (GES-Klasse)	2	3	1	1	1	1	2	1

Das Zooplankton wird ganzjährig stark bis sehr stark durch **Fischfraß** reduziert, erkennbar an der geringen Größe der Cladoceren. Nur im November ist der Fischfraß schwächer ausgeprägt.

Der Cladoceren-Größenindex (**GIC**) liegt im Sommer (Mittelwert und Median aus Messwerten zwischen 24. Juni und 07. Oktober) bei 2,8 µg/Ind. bzw. 2,0 µg/Ind. und damit deutlich unter dem Wert einer 1 mm großen Daphnie (6 µg/Ind.). Innerhalb der Daphnien-Gemeinschaft dominiert *Bosmina longirostris* fast ganzjährig.

Tabelle 13: Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß

Bezeichnung	Monat							
	4	6	7	8	9	10	11	12
Cladoceren-Größen-Index	0	0	0	0	0	0	0	0
Fisch-Prädations-Index	7	7	5	7	5	6	3	5

3.1.13 submerse Makrophyten

Die Makrophytenvegetation des Santower Sees wurde am 07.08.2023 untersucht. Die Erfassungen erfolgten vom Boot aus mit Hilfe von Teleskopharke und Krautanker.

Im Santower See wurden insgesamt fünf Transekte untersucht, sowie zwischen den Transekten insgesamt 8 Zwischenstationen („Hols“) aufgenommen.

Die Lage der Transekte und Zwischenstationen entspricht den Transekten und Zwischenstationen, die in früheren Kartierungen bearbeitet wurden.

Wie schon in den Vorjahren erwies sich der See als außerordentlich arm an Unterwasserpflanzenbeständen.

In den allen Transekten (1 - 5) traten ausschließlich Helophyten auf. Es handelte sich um Schilf (*Phragmites australis*) sowie um Schmalblättrigen Rohrkolben (*Typha angustifolia*). In Transekt 5 trat lediglich Schilf auf.

Auch in den Zwischenstationen waren meist keine Unterwasserpflanzen vorhanden. Eine Ausnahme bildeten Z1 und Z7. Hier wurden Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und die Gegensätzliche Armleuchteralge (*Chara contraria*) nachgewiesen. Die Nachweise gelangen jeweils in 0,1 m Tiefe – also im sehr flachen Wasser. Hier war sandiges Substrat vorhanden, im Gegensatz zu dem organischen Substrat, von dem weite Teile des Sees – insbesondere im Norden und Westen – geprägt sind. Die Pflanzenmengen waren „selten“ (Z1) bzw. „verbreitet“ (Z3).



Abbildung 51: Santower See, Röhrichtbestand im Nordwesten (Quelle: IaG GmbH)



Abbildung 52: Santower See, Zwischenstation 1 (im Nordosten) (Quelle: IaG GmbH)

Das Artenspektrum und die untere Tiefenverbreitung zeigten, dass es sich beim Santower See um einen poly- bis hypertrophen See handelt. Damit ist der Zustand gegenüber 2005, 2007 und 2010 und 2014 unverändert (KABUS 2005a, KABUS & MIETZ 2006, KABUS & WIEHLE 2007, 2010, 2014).

Der See war über die Jahre mehr oder weniger frei von Unterwasserpflanzen. Die beiden jetzt nachgewiesenen Arten, sowie in manchen Jahren zusätzlich die Armleuchteralge (*Chara virgata*) sowie in manchen Jahren das seltene Faden-Laichkraut (*Potamogeton filiformis*), sind Ausnahmen in dem sonst kahlen See.

In dem Fadenlaichkraut-Bestand konnte 2005 der seltene Hybrid *P. x suecicus* (*P. filiformis* X *P. pectinatus*, det.: P. BOLBRINKER) nachgewiesen werden, der dann im Folgejahr 2006 nicht bestätigt werden konnte (BOLBRINKER, mdl. Mitt.). 2005 wurde zusätzlich *Najas marina* ssp. *intermedia* nachgewiesen.

Alle diese Nachweise waren aber auf Einzelexemplare beschränkt und traten nur in sehr geringer Wassertiefe auf mineralischem Boden auf. Grund ist die hohe Trophie und damit verbunden die sehr geringe Wassertransparenz, die es den Pflanzen nur in wenigen Dezimetern Tiefe zu wachsen ermöglicht.

Nach PHYLIB wurden alle Transekte aufgrund von Makrophytenverödung als „schlecht“ bewertet. Damit wird der nach Wasserrahmenrichtlinie angestrebte mindestens gute ökologische Zustand nicht erreicht, was aufgrund des Fehlens submerser Arten bzw. der Beschränkung dieser Arten auf wenige Dezimeter tiefe Flachwasserzonen nachvollziehbar ist.

Tabelle 14: Bewertung der im Untersuchungsjahr 2023 hinsichtlich der submersen Makrophyten kartierten Transekte mit dem Auswertetool PHYLIB

Transekt	Bewertungsergebnis nach PHYLIB für 2023
T1	5 (schlecht)
T2	5 (schlecht)
T3	5 (schlecht)
T4	5 (schlecht)
T5	5 (schlecht))
Gesamt	5 (schlecht)

Bewertung des Sees in früheren Jahren

Für den Santower See liegen Daten zur Kartierung von jeweils 5 Transekten aus den Jahren 2010, 2013 und 2016 vor (MLU 2023).

Im Jahr 2016 konnte für keines der Transekte eine Bewertung nach PHYLIB vorgenommen werden, im Auswertetool wurde jeweils „Bewertung des OWK ungesichert“ angezeigt. Ursache war mit hoher Wahrscheinlichkeit, dass nur an T5 eine submerse Art aufgenommen werden konnte, es handelte sich um *Potamogeton pectinatus*, das dort mit der Häufigkeit 1 erfasst wurde. Auch an den Zwischenstationen konnte im Jahr 2016 keine submers vorkommende Art nachgewiesen werden.

Im Jahr 2013 wurde der Santower See nach PHYLIB mit der Zustandsklasse 5 (schlecht) bewertet. Trotzdem konnte an zwei Transekten (T4, T5) noch die Armleuchteralge *Chara virgata* jeweils mit der Häufigkeit 3 nachgewiesen werden. Auch an der Zwischenstation 3 konnte die Art, ebenfalls mit der Häufigkeit 3, nachgewiesen werden.

Im Jahr 2010 wurde der Santower See nach PHYLIB mit der Zustandsklasse 3 (mäßig) bewertet. Wiederum an den Transekten T4 und T5 wurde die Armleuchteralge *Chara virgata* jeweils mit der Häufigkeit 3 (T4) bzw. 4 (T5) nachgewiesen. Zwischenstationen wurden 2010 nicht aufgenommen.

Im Jahr 2007 erfolgte ebenso eine Erfassung der Unterwasservegetation, eine Bewertung nach PHYLIB konnte jedoch auch nachträglich nicht vorgenommen werden, weil die Erfassungsmethodik dies nicht zuließ. Wiederum an zwei Transekten konnte eine Armleuchteralgenart, *Chara delicatula* nachgewiesen werden, an Transekt 4 mit einer Häufigkeit von 1 und an Transekt 5 mit einer Häufigkeit von 3. An T5 konnte zusätzlich *Potamogeton spec.* mit einer Häufigkeit von 3 erfasst werden. An der Zwischenstation 2 wurde im Jahr 2007 noch eine zweite Characeen-Art nachgewiesen, *Chara viridula* kam in der Häufigkeitsklasse 4 vor.

Tabelle 15: Bewertung der submersen Makrophyten des Santower Sees mit dem Auswertetool PHYLIB für den Zeitraum 2010-2023 (Quelle: Kartierung der IaG GmbH (2023), Daten Seenreferat MV (MLU 2023) (2010 bis 2016))

Transekt	Bewertungsergebnis nach PHYLIB für			
	2023	2016	2013	2010
T1	5 (schlecht)	-	5	-
T2	5 (schlecht)	-	5	-
T3	5 (schlecht)	-	5	-
T4	5 (schlecht)	-	-	-
T5	5 (schlecht)	-	-	3
Gesamt	5 (schlecht)	-	5	3

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Kartierungen der Unterwasserpflanzen kein einheitliches Bild. Mindestens in den Jahren 2007 bis 2013 traten offenbar an einigen wenigen Stellen noch Unterwasserpflanzenbestände mit größeren Häufigkeiten auf. Im Jahr 2016 hatten sich die Verhältnisse stark verschlechtert, Characeen wurden nicht mehr nachgewiesen, dafür einige Einzelexemplare von *Potamogeton pectinatus*. Im Jahr 2023 hatte sich die Situation nicht wesentlich verbessert, submerse Makrophyten konnten nur an zwei Zwischenstationen (Z1 und Z7) mit Häufigkeiten von 1 (*Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*) bzw. 3 (*Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*) erfasst werden.

Ursache der permanent schwachen Besiedlung mit Unterwasserpflanzen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die hohe Trophie und die damit verbundene hohe Konzentration des Chl.-a und geringe Sichttiefe. Wie oben bereits diskutiert trägt jedoch auch die geringe Wassertiefe und die damit verbundene windinduzierte Aufwirbelung von Sedimenten zur geringen Transparenz des Wasserkörpers bei, so dass dies als eine zweite Ursache der schlechten Habitatverhältnisse für submerse Makrophyten angesehen werden kann.

3.1.14 Makrozoobenthos (Dr. Ariane Nowak)

Die Untersuchungen zum Makrozoobenthos fanden am Santower See zu jeweils drei Terminen an insgesamt 3 Messstellen statt. Dabei wurde der Frühlings-, Sommer-, und Herbstaspekt berücksichtigt. Die Lage der Messstellen ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

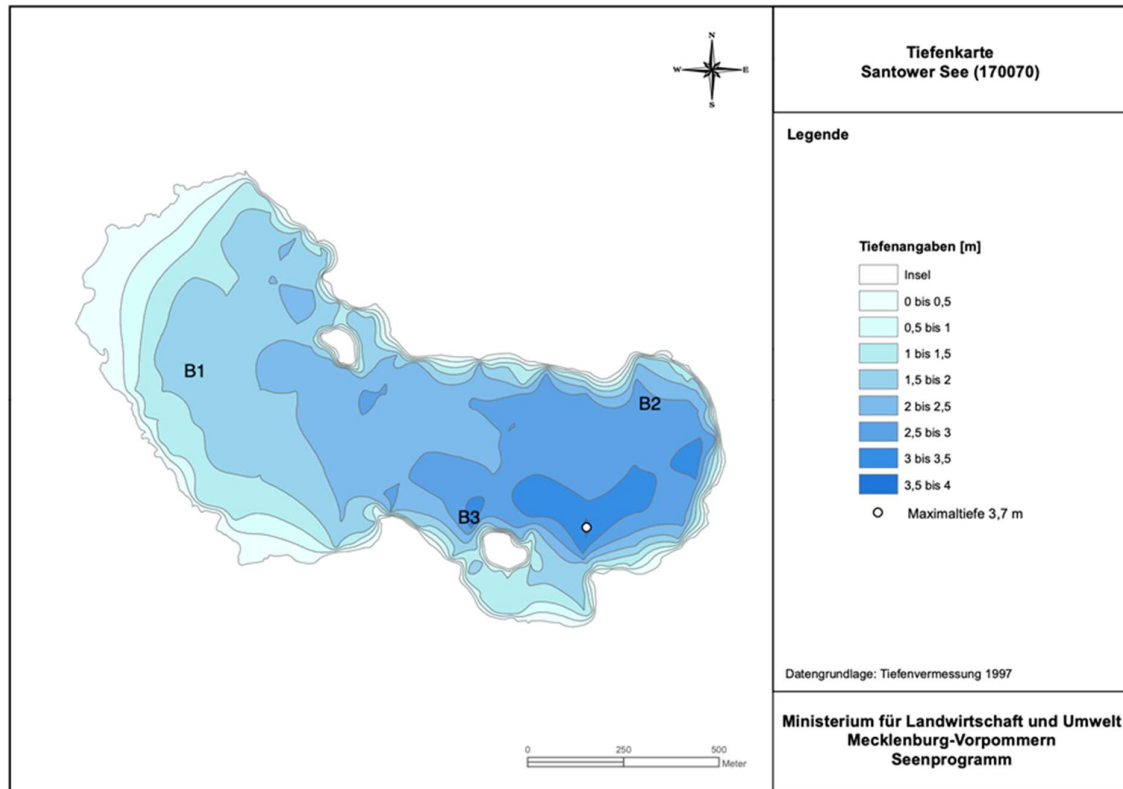


Abbildung 53: Lage der Probenahmestellen am Santower See

Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft an der Probestelle B1

Das Sediment an der Probestelle B1 bestand aus überwiegend feinem organischem Schlamm mit hohem Wassergehalt sowie Schilfdetritus. Bei der Bergung der Greiferproben wurde Schwefelwasserstoff wahrgenommen. Die Wassertiefe sank von 1,40 m im Frühjahr auf 1,10 m im Herbst. Im Sommer betrug die Sichttiefe nur 0,40 m. Der Wasserkörper war an allen drei Probenahmeterminen vollständig mit einer Sauerstoffsättigung 0,5 m über Grund zwischen 72 und 112 %.

Die Probestelle B1 wies mit insgesamt 9 Taxa eine stark verarmte Makrozoobenthoszönose auf. Die höchste Taxazahl mit 7 Arten bzw. höheren Taxa des Makrozoobenthos wurde im Frühjahr vorgefunden. Fast ausschließlich kamen Gliederwürmer (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) vor; nur im Frühjahr konnte die Wasserschnecke (Gastropoda) *Potamopyrgus antipodarum* vereinzelt nachgewiesen werden. Die Besiedlungsdichte war mit maximal 503 Individuen/m² gering (

Tabelle 16).

Tabelle 16: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B1 2023 mit Individuen pro m²

ID_Art	DV_Nr.	Tiergruppe	Taxon	Datum		
				27.04.2023	04.08.2023	10.11.2023
8251	8251	Gastropoda	Potamopyrgus antipodarum	15		
6531	1191	Oligochaeta	Potamotheix hammoniensis	74		
7117	1013		Tubificidae Gen. Sp.	44	15	104
	30005	Diptera	Benthalia dissidens	281		15
4585	493		Ceratopogonidae	30	118	30
4636	481		Chaoborus	15		
4656	10391		Chironomus plumosus	44		222
5989	10832		Microchironomus tenner		15	
6571	10043		Procladius			44
			Summe	503	148	414

Der überwiegende Teil der eingestuften Makrozoobenthos-Taxa bevorzugte als Besiedlungsstrukturen Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus), Sand sowie grobpartikulär organisches Material (POM).

Die Individuen des Makrozoobenthos an der Probestelle B1 können überwiegend den Ernährungstypen Sedimentfresser, aktive Filtrierer und Räuber zugeordnet werden.

Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft an der Probestelle B2

Das Sediment an der Probestelle B2 bestand aus überwiegend feinem organischem Schlamm mit hohem Wassergehalt sowie aus Sand und Schilfdetritus. Bei der Bergung der Greiferproben wurde Schwefelwasserstoff wahrgenommen. Die Wassertiefe sank von 1,90 m im Frühjahr auf 1,70 m im Herbst. Im Sommer betrug die Sichttiefe nur 0,40 m. Der Wasserkörper war an allen drei Probenahmeterminen vollständig durchmischt mit einer Sauerstoffsättigung 0,5 m über Grund zwischen 65 und 110 %.

Die Probestelle B2 wies mit insgesamt 16 Taxa die höchste Taxazahl auf. Bereits im Frühjahr wurden 15 Arten bzw. höheren Taxa des Makrozoobenthos vorgefunden. Es kamen ausschließlich Tiere der Gruppen Gliederwürmer (Oligochaeta) und Zweiflügler (Diptera) vor. Die Individuendichte war mit maximal 577 Individuen/m² gering (Tabelle 17).

Der überwiegende Teil der eingestuften Makrozoobenthos-Taxa bevorzugte als Besiedlungsstrukturen Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus), Sand sowie grobpartikulär organisches Material (POM).

Die Tiere des Makrozoobenthos an der Probestelle B2 können überwiegend den Ernährungstypen Sedimentfresser und Räuber zugeordnet werden.

Tabelle 17: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B2 2023 mit Individuen pro m²

ID_Art	DV_Nr.	Tiergruppe	Taxon	Datum		
				27.04.2023	04.08.2023	10.11.2023
6529	1257	Oligochaeta	Potamothrix bavaricus	133		
6531	1191		Potamothrix hammoniensis	15		
7116	1087		Tubifex tubifex	74	15	74
7117	1013		Tubificidae Gen. Sp.	30	44	74
4585	493	Diptera	Ceratopogonidae	15		
4636	481		Chaoborus	74		44
4656	10391		Chironomus plumosus	44		
4687	10796		Cladopelma viridula	15		
4693	10365		Cladotanytarsus	15		
21871	30064		Cryptochironomus supplicans / opreptans	15		
10935	30166		Parachironomus mauricii	15		
6492	10365		Polypedilum nubeculosum	15		15
6571	10043		Procladius	30		
6973	10531		Tanytus kraatzi	44	15	
6990	10942		Tanytarsus excavatus		15	15
7009	20530		Tanytarsus	133		
			Summe	577	89	222

Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft an der Probestelle B3

An der Probestelle B3 bestand das Sediment aus überwiegend feinem organischem Schlamm mit hohem Wassergehalt sowie aus Schilfdetritus. Bei der Bergung der Greiferproben wurde Schwefelwasserstoff wahrgenommen. Die Wassertiefe sank von 1,75 m im Frühjahr auf 1,55 m im Sommer. Im Sommer betrug die Sichttiefe nur 0,40 m. Der Wasserkörper war an allen drei Probenahmeterminen vollständig durchmischt mit einer Sauerstoffsättigung 0,5 m über Grund zwischen 65 und 112 %.

Die Probestelle B3 wies mit insgesamt 12 Taxa eine verarmte Makrozoobenthoszönose auf. Die höchste Taxazahl mit 8 Arten bzw. höheren Taxa des Makrozoobenthos wurde im Frühjahr vorgefunden. Fast ausschließlich kamen Gliederwürmer (Oligochaeta) und Zweiflügler (Diptera) vor; nur im Sommer und Herbst konnte die Wasserschnecke (Gastropoda) Valvata piscinalis in geringer Individuendichte nachgewiesen werden. Die Besiedlungsdichte war mit maximal 370 Individuen/m² gering (

Tabelle 18 Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.).

Der überwiegende Teil der eingestuften Makrozoobenthos-Taxa bevorzugte als Besiedlungsstrukturen Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus) und grobpartikulär organisches Material (POM).

Die Tiere des Makrozoobenthos an der Probestelle B3 können überwiegend den Ernährungstypen Sedimentfresser und Räuber zugeordnet werden.

Tabelle 18: Taxaliste Makrozoobenthos an der Probestelle B3 2023 mit Individuen pro m²

ID_Art	DV_Nr.	Tiergruppe	Taxon	Datum		
				27.04.2023	04.08.2023	10.11.2023
7144	1419	Gastropoda	Valvata piscinalis		15	15
6529	1257	Oligochaeta	Potamothenix bavaricus	44		
6531	1191		Potamothenix hammoniensis	133	15	
7116	1087		Tubifex tubifex	15		
7117	1013		Tubificidae Gen. Sp.	74		15
4585	493	Diptera	Ceratopogonidae	44	74	133
4636	481		Chaoborus	30		
4656	10391		Chironomus plumosus	15		89
4658	389		Chironomus plumosus-Gruppe		15	
4693	10365		Cladotanytarsus	15		
6990	10942		Tanytarsus excavatus		15	
7009	20530		Tanytarsus			15
			Summe	370	133	266

Beschreibung des aktuellen Zustandes des Makrozoobenthos im Santower See

An allen drei Probestellen bestand das Sediment aus überwiegend feinem organischem Schlamm mit hohem Wassergehalt sowie aus Schilfdetritus; an der Probestelle B2 auch Sand. Zudem waren in den Frühjahrs- und Sommerproben Algengallerten (Blualgen) enthalten. Bei der Bergung der Greiferproben wurde stets Schwefelwasserstoff wahrgenommen. Die Wassertiefe sank beträchtlich; vom Frühjahr bis zum Herbst um ca. 0,20 m. Im Sommer wurde an allen drei Probestellen eine geringe Sichttiefe von 0,40 m vermerkt. Der Wasserkörper war an allen Probenahmeterminen vollständig durchmischt; die Sauerstoffsättigung 0,5 m über Grund betrug zwischen 65 und 112 %.

Der Santower See weist aktuell eine geringe Artenvielfalt auf. Insgesamt wurden im Santower See 21 Arten bzw. höhere taxonomische Einheiten des Makrozoobenthos nachgewiesen. An der Probestelle B2 wurde mit 16 Taxa die höchste Taxazahl vorgefunden. Auch die Besiedlungsdichten waren vergleichsweise gering. Sie lagen zwischen 89 und 577 Individuen/m². Fast ausschließlich wurden Tiere aus den Gruppen Gliederwürmer (Oligochaeta) und Zweiflügler (Diptera) vorgefunden. Die Familie mit der größten Artenvielfalt ist die zu den Diptera gehörende Gruppe der Zuckmücken (Chironomidae). Die Angaben zum Vorkommen und zur

Ökologie zeigen, dass die Lebensgemeinschaft im Santower See überwiegend aus weit verbreiteten und hinsichtlich ihrer Lebensansprüche sehr toleranten Makrozoobenthosorganismen besteht, die überwiegend im Schlammgrund stehender Gewässer leben. Anzeiger für Gewässer mit hoher Trophie sind insbesondere die Tubificiden (Oligochaeta) *Potamothenis hammoniensis* und *Tubifex tubifex* sowie die Chironomidenlarven *Chironomus plumosus* und *Polypedilum nubeculosum* (Tabelle 19).

Tabelle 19: Gesamttaxaliste Makrozoobenthos im Santower See 2023

ID_Art	DV_Nr.	Tiergruppe	Taxon	Probenstelle		
				B1	B2	B3
7144	1419	Gastropoda	Valvata piscinalis			x
8251	8251		Potamopyrgus antipodarum	x		
6529	1257	Oligochaeta	Potamothenis bavaricus		x	x
6531	1191		Potamothenis hammoniensis	x	x	x
7116	1087		Tubifex tubifex		x	x
7117	1013		Tubificidae Gen. Sp.	x	x	x
	30005	Diptera	Benthalia dissidens			
4585	4585		Ceratopogonidae	x	x	x
4636	4636		Chaoborus	x	x	x
4656	10391		Chironomus plumosus	x	x	x
4658	389		Chironomus plumosus-Gruppe			x
4687	10796		Cladopelma viridula		x	
4693	10365		Cladotanytarsus		x	x
21871	30064		Cryptochironomus suppicans / opreptans		x	
5989	10832		Microchironomus tener	x		
10935	30166		Parachironomus mauricii		x	
6492	10365		Polypedilum nubeculosum		x	
6571	10043		Procladius	x	x	
6973	10531		Tanytus kraatzi		x	
6990	10942		Tanytarsus excavatus		x	x
7009	20530		Tanytarsus			x
Taxazahl				8	15	12

Die vorhandenen Trophiezeiger und die am Gewässergrund befindlichen Algengallerten weisen auf polytrope Verhältnisse hin.

In den Greiferproben wurden zum Teil Schalenbruchstücke von Wasserschnecken (Gastropoda) gefunden. Insbesondere an der Probestelle B2 wurden zahlreiche Deckel der Wasserschnecke *Bithynia tentaculata* in den Sedimentproben vermerkt. Offenbar kam die Art in früheren Jahren vermehrt vor.

3.1.15 Fischfauna

Untersuchungen zur Fischfauna des Santower Sees waren innerhalb des Vorhabens nicht vorgesehen.

Die Fischereirechte für den Santower See sind durch den Eigentümer, das Land Mecklenburg-Vorpommern, an den Fischereibetrieb BIMES Binnenfischerei GmbH verpachtet.

Eine berufsfischereiliche Bewirtschaftung findet nicht statt. Jedoch wird der See angelfischereilich genutzt. Nach Angaben von Bauer (pers. Mitt. 2024) wurden im See im Jahr 1984 zwischen 2000 und 400 Graskarpfen besetzt, von denen einige Exemplare immer noch im See vorhanden sind. Darüber hinaus sind offenbar Bleie und Welse dominante Fischarten.

Die Befunde zum Zooplankton (PhytoLoss) ergeben einen Fisch-Prädations-Index von 3-7 (Tabelle 13) bzw. einen starken bis sehr starken Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton.

Die Befunde zu den submersen Makrophyten (PhyLib) ergeben eine weitgehende Verödung an submersen Makrophyten, deren wichtigste bekannte Ursache die hohe Trophie sowie die windinduzierte Aufwirbelung von Sedimenten sind. Es ist jedoch bekannt, dass verschiedene benthivore (Karpfen, Blei) und herbivore (Rotfeder) Fischarten, wenn sie in hohen Abundanz auftreten, schädigend auf die Bestände submerser Makrophyten wirken können.

Da durch die ausgesetzte berufsfischereiliche Bewirtschaftung des Sees durch den Fischereibetrieb offenbar keinerlei systematische Kenntnisse zum Fischbestand vorliegen wird dringend empfohlen, mit einer Übersichtsmethode wie der Untersuchung mittels eDNA grundlegende Informationen zum Fischbestand zu erheben, um die Rolle des Fischbestandes in Artzusammensetzung und Abundanz auf das aquatische Ökosystem Santower See besser abschätzen zu können.

3.1.16 Zusammenfassung Wasserqualität Santower See.

Wie oben dargestellt ist der Santower See berichtspflichtig nach EU-WRRL. Das bedeutet, dass mindestens der „gute“ ökologische Zustand hergestellt werden soll. Die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) formuliert die Grenzwerte für die Parameter, die zur Bewertung des ökologischen Zustandes herangezogen werden. Mit den Untersuchungen 2023/24 ist es möglich, den aktuellen Zustand des Santower Sees mit den Grenzwerten für diese Parameter zu vergleichen und damit den aktuellen Zustand des Sees vor diesem Hintergrund zu bewerten.

Der Santower See ist dem LAWA Typ 11 (polymiktischer Tieflandsee mit einem relativ großen Einzugsgebiet) zugeordnet.

Tabelle 20 zeigt die Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungen. Die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten sowie Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten wurden in den Untersuchungen 2023/24 mit Verfahren untersucht, die eine Bewertung nach OGewV (2016) ermöglichen.

Dabei wurde die Qualitätskomponente Phytoplankton nach dem Verfahren PhytoSee mit mäßig bewertet, die Qualitätskomponente Makrophyten nach dem Verfahren PhyLib mit schlecht. Damit wird der angestrebte „gute“ Zustand für die beiden biologischen Qualitätskomponenten nicht erreicht.

Tabelle 20: Bewertung des Santower Sees für den Untersuchungszeitraum 2023/24 bezüglich der bewertbaren Qualitätskomponenten nach OGewV (2016)

Qualitätskomponente	Bewertungsverfahren	aktueller Zustand
Phytoplankton	PhytoSee	mäßig
Makrophyten	PhyLib	schlecht
Physikalisch-chemische Komponenten	Trophie	nicht gut
	Gesamtphosphor	nicht gut
	Sichttiefe	nicht gut

Für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten existiert kein Bewertungsverfahren, das Untersuchungsergebnisse, die schlechter als „gut“ sind, in die Bewertungsklassen „mäßig“, „unbefriedigend“ oder „schlecht“ einordnet. Damit ist es nur möglich zu bewerten, ob der „gute“ Zustand erreicht wird, oder nicht. Für alle drei allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten wird der angestrebte „gute“ Zustand nicht erreicht.

Das bedeutet, dass ein erheblicher Handlungsbedarf besteht.

4. Nährstoffhaushalt

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist es unter anderem, die Wasserqualität und den ökologischen Zustand des Santower Sees zu verbessern. Da ein wesentlicher Faktor dabei die Trophie des Sees ist, ist es erforderlich, den Nährstoffhaushalt des Santower Sees zu beschreiben. In einem zweiten Schritt ist es erforderlich, die internen und externen Nährstoffströme zu quantifizieren, um Ansatzpunkte für Maßnahmen zur Sanierung und Restauration, und damit zur Absenkung der Nährstoffkonzentrationen im Santower See zu finden.

Entsprechend Abbildung 33 ist der Santower See in seiner Trophie eher durch den Nährstoff Phosphor limitiert. Aus diesem Grund konzentrieren sich die Betrachtungen zum Nährstoffhaushalt auf den Parameter Phosphor.

4.1 Santower See

Der Nährstoffhaushalt des Santower Sees ist mindestens durch die Komponenten Nährstoffhaushalt des Freiwassers, Nährstoffimport durch oberirdische Zuflüsse, Nährstoffimport durch den Zustrom von Grund- und Schichtenwasser, Nährstoffimport aus der Atmosphäre, Nährstoffimport aus den Seesedimenten, Nährstoffexport in oberirdische Abflüsse, Nährstoffexport in den Abstrom von Grund- und Schichtenwasser sowie Nährstoffexport in die Atmosphäre geprägt.

4.1.1 Nährstoffhaushalt des Freiwassers

Die wichtigsten Größen zur Beschreibung des Nährstoffhaushaltes des Santower Sees selbst sind das Volumen des Sees sowie zu den Nährstoffkonzentrationen im durchmischten Wasserkörper.

Das Gesamtvolumen des Santower Sees ist für den Termin der hydrographischen Vermessung im Jahr 1997 bekannt und wurde durch das Seenreferat des Umweltministeriums (MLU MV 2023) zur Verfügung gestellt. Die Tiefenverhältnisse sind in der Abbildung 32 dargestellt. Danach beträgt das Seevolumen 1,86 Mio. m³. Allerdings bezieht sich das Volumen auf den damaligen Wasserstand, der unbekannt ist. Durch den starken Rückgang des Wasserstandes bis zum Herbst 2023 muss angenommen werden, dass das Volumen im Jahr 2023 nicht 1,86 Mio. m³ betrug, wahrscheinlich weniger. Da dies aber nicht beziffert werden kann, muss im Folgenden mit dem Seevolumen von 1,86 Mio. m³ gearbeitet und dabei berücksichtigt werden, dass das Volumen im Jahr 2023 voraussichtlich geringer war.

Der Verlauf der Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Jahresverlauf zeigt die Abbildung 34 sowie die Tabelle 21.

Im Jahresverlauf verändert sich der P-Inhalt von 102 kg im April 2023 auf 141 kg im September 2023, danach verringert sich der P-Inhalt auf 78 kg im März 2024. Damit kommt es zwischen Frühjahr und Spätsommer 2023 zu einer Zunahme des P-Inhaltes um 39 kg. Hingegen kommt es zwischen Spätsommer 2023 und Frühjahr 2024 zu einem Rückgang der P-Menge um 63 kg.

Tabelle 21: Konzentrationen des Gesamt-Phosphors und P-Menge im Santower See bezogen auf ein Volumen von 1,86 Mio. m³

Datum	18.04.23	06.06.23	10.07.23	07.08.23	06.09.23	11.10.23
TP in mg/l	0,055	0,055	0,062	0,071	0,076	0,069
TP in kg	102	102	115	132	141	128
Datum	06.11.23	14.12.23	16.01.24	14.02.24	12.03.24	08.04.24
TP in mg/l	0,056	0,050	0,043	0,043	0,042	0,045
TP in kg	104	93	80	80	78	84

Dies bedeutet, dass der Nährstoffhaushalt des Freiwassers eine hohe Dynamik aufweist und die potenziellen Nährstoffquellen und -senken einen bedeutenden Einfluss auf der Veränderung der P-Konzentrationen im Jahresverlauf haben. Selbst unter Berücksichtigung der Dynamik des Wasserstandes (Niedrigwasser bis Herbst 2023, Anstieg des Wasserstandes bis Frühjahr 2024) ist die Dynamik bemerkenswert.

4.1.2 Niederschlag

Für die Niederschlagsmenge sind Daten des DWD (2024) für umliegende Stationen bekannt. Für die Station Grevesmühlen wurde für 2023 eine Niederschlagshöhe von 727,3 mm angegeben. Aus Untersuchungen an anderen Seen ist bekannt, dass über den Niederschlagspfad auch Nährstoffe in Seen eingetragen werden. Die eingetragene Fracht ist jedoch sehr spezifisch für den jeweiligen See, da die konkrete Fracht insbesondere von der Belastung der Luft abhängt, in der der Niederschlag entsteht und durch die der Niederschlag bis zur Seeoberfläche fällt. Da der Santower See in einer ländlichen Region liegt, sind potenzielle Emissionsquellen ggf. in der Landwirtschaft zu suchen, möglicherweise aber auch im ca. 35 km westlich gelegenen Lübeck.

Für den Gr. Seddiner See, ca. 20 km südwestlich der Stadtgrenze von Berlin, wurden durch den Auftragnehmer (IaG GmbH) Analysen zur P-Konzentration im Niederschlagswasser vorgenommen. Die mittlere Konzentration des Gesamt-Phosphors beträgt in diesen Untersuchungen 0,100 mg/l.

Bezogen auf das Jahr 2023 betrug die Jahresniederschlagshöhe an der Klimastation Grevesmühlen (ID 1769) 727,3 mm. Bei einer Konzentration des Gesamt-Phosphors im Niederschlagswasser von 0,100 mg/l und einer Seefläche von 103,8 ha ergäbe sich für diesen Pfad eine P-Fracht von **75,5 kg P / a**.

Wird eine geringere P-Konzentration, beispielsweise von 0,050 mg/l angenommen, reduziert sich die P-Fracht aus dem Niederschlag auf 37,7 kg P / a.

4.1.3 Zufluss aus den Gräben War/8, War/9 und War/10

Die P-Frachten aus den oberirdischen Zuflüssen zum Santower See lassen sich durch das Untersuchungsprogramm 2023/24 recht genau beziffern.

Die Wassermengen wurden in einem Abflussmessprogramm gemessen (siehe Kapitel 3.1.1. und Tabelle 3). Die Nährstoffkonzentrationen wurden aus Wasserproben bestimmt, die am gleichen Termin der Abflussmessung entnommen und analysiert wurden.

Die auf diese Weise ermittelten Phosphor – Frachten sind in Tabelle 22 dargestellt.

Der Zufluss War/8 führte nur periodisch im Frühjahr 2023 sowie im Winter '23 und Frühjahr '24 Wasser. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors schwankten zwischen 0,044 mg/l und 0,096 mg/l, der Mittelwert betrug 0,072 mg/l und damit etwas über dem Saisonmittelwert des Santower Sees von 0,063 mg/l. Die sich daraus ergebende Jahresfracht für den Zeitraum April 2023 bis April 2024 beträgt ca. **2,9 kg TP pro Jahr**. Ein Großteil der kalkulierten Jahresfracht in den Santower See erfolgte im Januar und Februar 2024.

Tabelle 22: Abflüsse, Konzentrationen des Gesamt-Phosphor sowie P-Frachten aus den oberirdischen Zuflüssen in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH)

Datum	War/8				War/9				War/10			
	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M.	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M.	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M.
18.04.2023	0,30	0,066	778	0,051	1,90	0,044	4925	0,217	0,00	0,297	0	0,000
06.06.2023	0,00	-	0	0,000	2,80	0,051	7258	0,370	0,00	0,160	0	0,000
10.07.2023	0,00	0,070	0	0,000	0,20	0,052	518	0,027	0,00	1,057	0	0,000
07.08.2023	0,00	-	0	0,000	0,20	0,034	518	0,018	0,00	0,637	0	0,000
06.09.2023	0,00	-	0	0,000	0,20	0,231	518	0,120	0,00	1,435	0	0,000
11.10.2023	0,00	-	0	0,000	9,70	0,054	25142	1,358	0,00	0,566	0	0,000
06.11.2023	0,00	-	0	0,000	2,00	0,033	5184	0,171	0,00	0,703	0	0,000
14.12.2023	0,25	0,062	648	0,040	5,00	0,204	12960	2,644	0,50	0,366	1296	0,474
16.01.2023	5,00	0,096	12960	1,244	8,00	0,042	20736	0,871	1,50	0,440	3888	1,711
14.02.2024	5,00	0,094	12960	1,218	6,00	0,043	15552	0,669	1,50	0,296	3888	1,151
26.03.2024	1,00	0,044	2592	0,114	3,00	0,046	7776	0,358	0,25	0,406	648	0,263
08.04.2024	1,50	0,072	3888	0,280	5,00	0,032	12690	0,415	0,50	0,352	1296	0,456
Summe				2,948				7,236				4,055

Der Zufluss War/9 führte zwischen Frühjahr 2023 und Frühjahr '24 permanent Wasser, im Sommer 2023 wurden die geringsten Abflüsse bestimmt. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors schwankten zwischen 0,032 mg/l und 0,231 mg/l, der Mittelwert betrug 0,070 mg/l und damit etwas über dem Saisonmittelwert des Santower Sees von 0,063 mg/l. Sehr hohe Konzentrationen von > 0,200 mg/l wurden nur an zwei Terminen bestimmt, an den übrigen zehn Terminen war die P-Konzentration mit im Mittel 0,043 mg/l recht gering. Die sich daraus ergebende Jahresfracht für den Zeitraum April 2023 bis April 2024 beträgt ca. **7,2 kg TP pro Jahr**.

Der Zufluss War/10 führte nur periodisch im Winter '23 und Frühjahr '24 Wasser. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors schwankten zwischen 0,160 mg/l und 1,435 mg/l, der Mittelwert betrug 0,560 mg/l und damit fast das zehnfache des Saisonmittelwertes des Santower Sees von 0,063 mg/l. Die sich daraus ergebende Jahresfracht für den Zeitraum April 2023 bis April 2024 beträgt ca. **4,0 kg TP pro Jahr**. Ein Großteil der kalkulierten Jahresfracht in den Santower See erfolgte im Januar und Februar 2024.

Aus Tabelle 22 und Tabelle 23 wird deutlich, dass die Jahresfracht aus den oberirdischen Zuflüssen War/8, War/9 und War/10 von **insgesamt ca. 14,2 kg Gesamt-Phosphor** vor Allem aus dem Zufluss War/9 stammt und dass ein Großteil der P-Fracht zwischen Dezember '23 und Februar '24 in den Santower See gelangt ist, bzw. zwischen Oktober '23 und April '24.

Tabelle 23: monatliche P-Frachten aus den oberirdischen Zuflüssen in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH)

Datum	P-Fracht in kg p.M	P-Inhalt See in kg	Zu- / Abnahme zum Vormonat in kg
04.2023	0,268	102	
06.2023	0,370	102	0
07.2023	0,027	115	13
08.2023	0,018	132	17
09.2023	0,120	141	9
10.2023	1,358	128	13
11.2023	0,171	104	14
12.2023	3,158	93	11
01.2024	3,826	80	13
02.2024	3,038	80	0
03.2024	0,735	78	2
04.2024	1,151	84	6
Jahr	14,239		

Entsprechend Tabelle 21 ist dies jedoch der Zeitraum, in dem die P-Menge im Santower See zurückgegangen ist. Im Zeitraum des Anstieges der P-Menge im Santower See zwischen Juni '23 und September '23 waren die monatlichen Frachten aus den drei Zuflüssen jedoch sehr gering. Das bedeutet, dass die Ursache des Anstieges der P-Konzentrationen und der P-Menge im Santower See in diesem Zeitraum voraussichtlich nicht die P-Fracht aus den oberirdischen Zuflüssen ist.

4.1.4 Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser

Die P-Frachten aus dem Zustrom von Grundwasser können nicht genau benannt werden. Im Untersuchungsprogramm 2023/24 wurden zwar zwei Grundwasserpegel um den Santower See herum errichtet sowie regelmäßig beprobt und analysiert, nähere Untersuchungen zur Bilanzierung des Grundwasserzustromes wurden jedoch nicht vorgenommen.

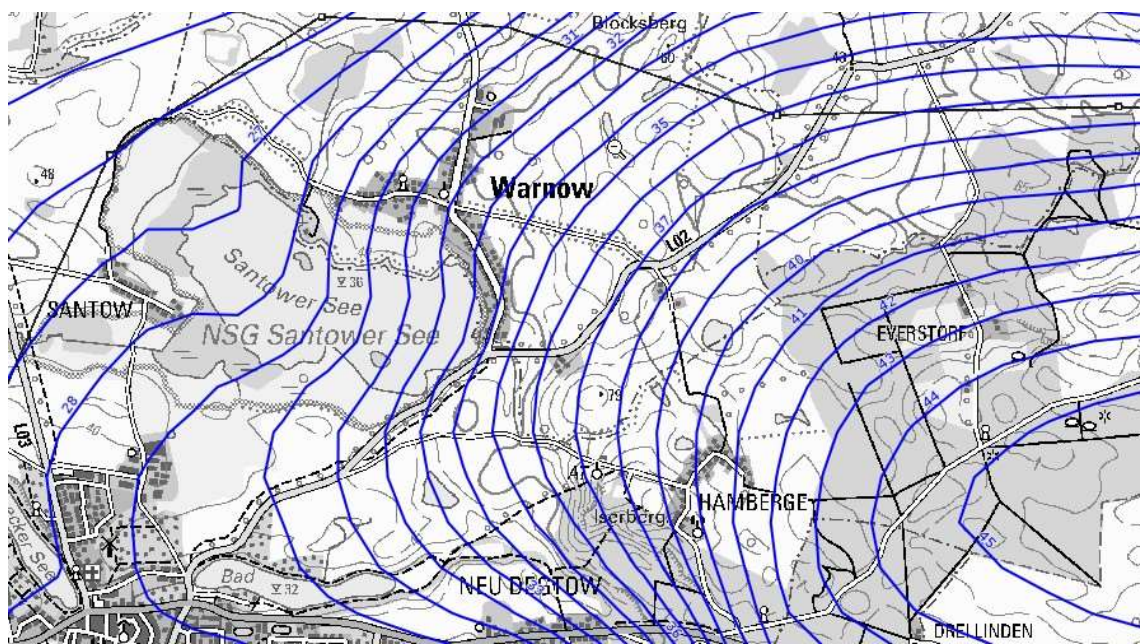


Abbildung 55: Grundwasserhöhengleichen (großräumig) des obersten Grundwasserleiters (in 1-m-Abständen, Angaben zu NHN) in Mecklenburg-Vorpommern (Quelle: Umweltkarten MV, Grundwasserhöhengleichen)

Aus diesem Grund wird angenommen, dass die Wassermenge, die dem Santower See über den Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zuströmt, aus ost-südöstlicher Richtung anströmt. Dieser Zustrom wird durch die Grundwasserpegel S - GW - 02 repräsentiert. Im Anstrom des Pegels S - GW - 02 liegt direkt in Anstromrichtung zunächst Ackerland, weiter oberhalb Wald bzw. Forst.

Ein beträchtlicher Anstrom von Grund- und Schichtenwasser aus südlicher Richtung, wie er mit dem Pegel S - GW 01 erfasst werden würde kann aufgrund des Verlaufs der Hydroisohypsen sowie aus den Erfahrungen der Probenahme ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen des Grundwassers sind in der folgenden Tabelle 24 dargestellt.

Daraus ergibt sich, dass die Untersuchungsergebnisse an den einzelnen Messstellen schwanken, sich aber grundsätzlich auf einem ähnlichen Niveau bewegen.

Die **Messstelle S - GW - 01**, die südlich des Santower Sees gelegen ist, trägt voraussichtlich nicht zur Speisung des Santower Sees bei, sie repräsentiert offenbar nur einen eng lokal begrenzten Schichtenwasserleiter bzw. eine Schichtenwasserlinse. Die Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors schwanken gering zwischen $< 0,003$ und $0,008$ mg/l, der Mittelwert beträgt $0,005$ mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-gelösten Phosphors, filtriert über einen Sartorius-Filter mit einer Porenweite von ... μm schwankt zwischen $0,010$ und $0,042$ mg/l, der Mittelwert beträgt $0,023$ mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors schwanken stark zwischen $0,019$ und $0,175$ mg/l, der Mittelwert beträgt $0,054$ mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs, schwanken stark zwischen $1,30$ und $31,00$ mg/l, der Mittelwert beträgt $7,81$ mg/l.

Tabelle 24: Untersuchungsergebnisse für Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor für die Grundwasserpegel D-GW 01 - 04 für den Untersuchungszeitraum 2020 / 2021 (Quelle: Daten IaG GmbH)

Name	Datum	Orthophosphat-Phosphor	Gesamt-gelöster Phosphor	Gesamt-Phosphor	Gesamt-Stickstoff
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
S-GW-01	10.07.2023	0,008	0,042	0,055	1,30
S-GW-01	07.08.2023	0,009	0,035	0,042	2,32
S-GW-01	06.09.2023	0,005	0,025	0,032	3,14
S-GW-01	11.10.2023	0,006	0,019	0,175	2,34
S-GW-01	06.11.2023	0,008	0,018	0,022	4,11
S-GW-01	14.12.2023	0,002	0,021	0,020	31,00
S-GW-01	16.01.2024	-	-	-	-
S-GW-01	14.02.2024	0,005	0,010	0,019	10,74
S-GW-01	12.03.2024	< 0,003	0,015	0,025	4,44
S-GW-01	08.04.2024	< 0,003	0,026	0,094	5,50
S-GW-01	14.05.2024	0,003	0,020	0,031	9,56
S-GW-01	18.06.2024	0,003	0,023	0,081	11,44
		0,005	0,023	0,054	7,81
S-GW-02	10.07.2023	0,051	0,053	0,057	21,41
S-GW-02	07.08.2023	0,059	0,068	0,075	18,35
S-GW-02	06.09.2023	0,015	0,044	0,061	14,51
S-GW-02	11.10.2023	0,037	0,056	0,060	15,03
S-GW-02	06.11.2023	0,037	0,061	0,053	15,73
S-GW-02	14.12.2023	0,016	0,051	0,065	17,21
S-GW-02	16.01.2024	0,028	0,058	0,058	27,90
S-GW-02	14.02.2024	0,034	0,045	0,053	32,36
S-GW-02	12.03.2024	0,031	0,058	0,090	27,33
S-GW-02	08.04.2024	0,015	0,049	0,047	27,66
S-GW-02	14.05.2024	0,029	0,061	0,055	26,53
S-GW-02	18.06.2024	0,020	0,039	0,062	25,56
		0,031	0,054	0,061	22,46

Die **Messstelle S - GW - 02** repräsentiert den Haupt-Anstrom von Grund- und Schichtenwasser zum Santower See und ist damit die Messstelle, die für die Kalkulation der P-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser in den Santower See genutzt wird.

Die Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors schwanken gering zwischen 0,015 und 0,059 mg/l, der Mittelwert beträgt 0,031 mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-gelösten Phosphors, filtriert über einen Sartorius-Filter mit einer Porenweite von ... µm schwankt zwischen 0,039 und 0,068 mg/l, der Mittelwert beträgt 0,054 mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors schwanken zwischen 0,053 und 0,090 mg/l, der Mittelwert beträgt 0,061 mg/l. Die Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs, schwanken stark zwischen 15,03 und 32,36 mg/l, der Mittelwert beträgt 22,46 mg/l.

Damit liegt die Konzentration des Phosphors im den Santower See speisenden Grundwassers bei 0,054 bis 0,061 mg/ und damit etwa auf dem Niveau des Saisonmittelwertes der Konzentration des Gesamt-Phosphors im See selbst in Höhe von 0,063 mg/l. Im Jahresverlauf treten, wie zu erwarten, keine regelmäßigen Schwankungen auf. Damit wird der Santower See formal mit Wasser gespeist, das ähnliche Phosphor-Konzentrationen aufweist. Trotzdem stellt der Zustrom von Wasser in den See aus dieser Quelle eine Phosphor-Fracht dar, und damit auch eine Belastung.

Bemerkenswert sind die extrem hohen Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs mit einem Mittelwert von 22,46 mg/l. 80 – 95 % des Gesamt-Stickstoffs werden durch Nitrat-Stickstoff gebildet. Der Mittelwert des Gesamt-Stickstoffs im See betrug für die Saison 2023 1,90 mg/l. Im Jahresverlauf traten zwischen Juli und Dezember Konzentrationen auf, die unterhalb des Jahresmittelwertes lagen, zwischen Januar und Juni `24 Konzentrationen, die teils deutlich oberhalb des Mittelwertes lagen. Ggf. besteht eine inhaltliche Verbindung zum Niederschlag, da ab Oktober 2023 deutlich höhere Niederschläge verzeichnet werden konnten, als im vorangegangenen Zeitraum. Die voraussichtlich hohen N-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser führten offenbar auch zu einem Anstieg der N-Konzentrationen im See selbst, hier konnten zwischen Januar und März `24 Konzentrationen im Wertebereich 3,1 – 3,4 mg/l gemessen werden. Da der Santower See jedoch streng phosphorlimitiert ist, spielen die voraussichtlich hohen N-Frachten aus dem Zustrom des Grund- und Schichtenwassers für die Maßnahmenentwicklung zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand keine Rolle.

Die Messstelle muss damit als stark belastet mit Stickstoff gelten. Hier wirkt sich offenbar negativ aus, dass die Landnutzung im Anstrom zu dieser Messstelle in der unmittelbaren Umgebung vor allem durch Ackerland, und erst in größerer Entfernung durch Wald/ Forst geprägt ist.

Wie hoch die P-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser sind, kann nicht genau bestimmt werden, da keine Daten zur Gesamtmenge des zuströmenden Grundwassers vorliegen. In Kapitel 3.1.1. wurde eine provisorische Wasserbilanz aufgestellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6 dargestellt.

Für den gesamten Zustrom von Grund- und Schichtenwasser in den Santower See wurde eine jährliche Zustrommenge von > 526.500 m³ kalkuliert. Da unklar ist, ob und in welcher Menge ein Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser auftritt, muss die kalkulierte Menge als Mindestzustrom betrachtet werden und die daraus kalkulierte P-Fracht als Mindestfracht. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass die tatsächliche Zustrommenge und damit die tatsächliche P-Fracht höher ausfällt.

Bei einer angenommenen Zustrommenge von 526.500 m³ für den Untersuchungszeitraum 2023/24 und mittleren Konzentrationen des gesamt-gelösten Phosphors von 0,054 mg/l bzw. des Gesamt-Phosphors von 0,061 mg/l ergeben sich jährliche P-Frachten von **28,5 kg** (gesamt-gelöster Phosphor) bzw. **32,1 kg** (Gesamt-Phosphor), die mindestens dem Santower See zuströmen.

Da unbekannt ist ob und wie die Zustrommengen im Jahresverlauf schwanken und die P-Konzentrationen im Grund- und Schichtenwasser im Jahresverlauf geringen und nicht regelmäßigen Schwankungen unterliegen wird angenommen, dass die monatlichen Frachten ähnlich sind, sie würden ca. 2,4 kg (gesamt-gelöster Phosphor) bzw. 2,7 kg (Gesamt-Phosphor) betragen.

Tabelle 25: mittlere monatliche P-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser in den Santower See im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH)

Datum	P-Fracht in kg p.M	P-Inhalt See in kg	Zu- / Abnahme zum Vormonat in kg
04.2023	2,4 – 2,7	102	
06.2023	2,4 – 2,7	102	0
07.2023	2,4 – 2,7	115	13
08.2023	2,4 – 2,7	132	17
09.2023	2,4 – 2,7	141	9
10.2023	2,4 – 2,7	128	13
11.2023	2,4 – 2,7	104	14
12.2023	2,4 – 2,7	93	11
01.2024	2,4 – 2,7	80	13
02.2024	2,4 – 2,7	80	0
03.2024	2,4 – 2,7	78	2
04.2024	2,4 – 2,7	84	6
Jahr	28,5 – 32,1		

Wie auch schon bei der P-Fracht aus den oberirdischen Zuflüssen diskutiert, erklären auch die kalkulierten P-Frachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser nur zu einem geringeren Teil den bedeutenden Anstieg der P-Menge im Santower See zwischen Juni und September 2023 um insgesamt 39 kg Gesamt-Phosphor.

4.1.5 Zustrom aus dem entwässerten Randmoor

Die direkte Umgebung des Santower Sees, insbesondere im Westen und Süden des Sees ist durch ein Randmoor gekennzeichnet, dessen Oberfläche nur wenig über dem Seespiegel liegt. Damit ist zu erwarten, dass das Porenwasser in den Moorböden des Randmoores mit dem Seewasser in hydraulischer Verbindung steht. Je nach dem Wasserstand im Moorboden und See kann Wasser in die eine oder andere Richtung strömen.

Das Porenwasser des Moores wurde jedoch historisch nicht in erster Linie durch das Seewasser gespeist, sondern durch Niederschlagswasser aus dem anschließenden Einzugsgebiet, welches als oberflächlicher Abfluss oder Schichtenwasser dem Randmoor zugeströmt ist und nach Passage des Moorkörpers in den Santower See einströmte.

Voraussichtlich bis zur Umsetzung der Meliorationsmaßnahmen in den 1980 ´er Jahren erfolgte der Abfluss des Niederschlags aus dem westlichen oberirdischen Einzugsgebiet des Santower Sees auf diese Weise. Wasser, das durch den Moorkörper nicht aufgenommen werden konnte, floss durch zwei flache Mulden bzw. Gräben direkt in den Santower See ab.

Nach Umsetzung der Meliorationsmaßnahmen wurde das Randmoor von dieser Wasserquelle weitgehend abgeschnitten, da der ausgebaute Graben 22/6 weitgehend an das Randmoor anschließenden Mineralboden verläuft.

Damit ist jedoch der Wasserstand im Randmoor fast vollständig vom Wasserstand im See selbst abhängig, führt der See einen hohen Wasserstand, ist das Randmoor gut mit Wasser versorgt, führt der See einen niedrigen Wasserstand, wird das Moor durch den See entwässert. Ist das Moor jedoch entwässert, wird der Moorboden mineralisiert, der Moorboden degradiert und die Mooroberfläche sinkt ab.

Die Mineralisierung des Moorbodens bedeutet eine Freisetzung von Nährstoffen in das Porenwasser des Moorbodens, der mit dem Seewasser in hydraulischer Verbindung steht. Sobald die Fließrichtung des Porenwassers des Moorbodens in Richtung See gerichtet ist, erfolgt ein Nährstoffexport aus dem mineralisierten Moorboden in den See.

Da die Seewasserstände mindestens in der Phase 2018 – Mitte 2023, voraussichtlich aber auch mindestens periodisch seit 1989, sehr niedrig waren ist davon auszugehen, dass es in diesen Perioden zu einem permanenten Eintrag von Nährstoffen aus dem mineralisierten Moor in den See gekommen ist.

Die Menge der auf diese Weise in den Santower See eingetragenen Nährstoffe, insbesondere des Phosphors ist nicht bezifferbar, da weder Erkenntnisse zu den P-Konzentrationen im Porenwasser des Moorbodens noch Informationen darüber existieren, welche Wassermengen aus dem Moorkörper in den Santower See einströmen.

Da dies unbekannt ist, kann diese P-Quelle in der Nährstoffbilanz nicht berücksichtigt werden, es ist jedoch davon auszugehen, dass die P-Fracht aus dieser Quelle nicht zu vernachlässigen ist.

4.1.6 P-Fracht aus allen externen Quellen

Unter Berücksichtigung der oben dargestellten bedeutenden Unsicherheiten soll im Folgenden eine Gegenüberstellung der P-Frachten aus den einzelnen betrachteten Quellen vorgenommen werden. Die auf diese Weise geschätzten P-Frachten sind in der folgenden Tabelle 26 dargestellt.

Wenn alle in diesem Zusammenhang getroffenen Annahmen stimmen, so erreichte den Santower See im Untersuchungszeitraum aus den externen Quellen eine jährliche P-Fracht von 97,9 – 139,3 kg.

Tabelle 26: provisorische P-Bilanz für die externen P-Quellen des Santower Sees

Quelle / Senke	Zufluss Santower See	Zufluss Santower See
	P-Fracht in kg/a	P-Fracht in %
Niederschlag	37,7 – 75,5	38,5 – 54,0
oberirdischer Zufluss Graben War/8	2,9	3,0 – 2,1
oberirdischer Zufluss Graben War/9	7,2	7,3 – 5,2
oberirdischer Zufluss Graben War/10	4,0	4,1 – 2,9
Zustrom Grundwasser Ost-südost	28,5 – 32,1	29,1 – 23,0
Zustrom mineralisierter Moorkörper	?	?
Gesamt	97,9 – 139,3	100

Dabei nimmt formal die Belastung aus dem Niederschlag mit 37,7 – 75,5 kg/a den größten Frachtanteil ein (38,5 – 54 % der Gesamtfracht). Gleichzeitig ist dieser Frachtanteil mit der größten Unsicherheit behaftet, weil zwar die Niederschlagsmenge recht genau bekannt ist, nicht aber die konkrete P-Konzentration im Niederschlagswasser.

Die Belastung aus dem Zustrom von Grund und Schichtenwasser hat mit 28,5 – 32,1 kg/a ebenso einen recht hohen Frachtanteil von 23,0 – 29,1 % der Gesamtfracht. Wie dargestellt, beruht die Berechnung der Jahresfracht zwar auf konkret gemessenen P-Konzentrationen, die zuströmende Wassermenge wurde jedoch nur aus den anderen Wasserhaushaltsgrößen berechnet, dabei wurde auch ein potenzieller Abstrom ins Grundwasser nicht berücksichtigt, der einen höheren Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser und damit eine höhere P-Fracht verursachen würde.

Die Belastung aus den Gräben War/8, War/9 und War/10 ist insgesamt vergleichsweise gering, mit 2,9 – 7,2 kg/a bilden diese Quellen einen Frachtanteil von 2,1 – 7,3 %. Auch hier besteht eine gewisse Unsicherheit, dass zwar die P-Konzentrationen genau bestimmt wurden, die Abflussmengen jedoch wegen der sehr kleinen und unregelmäßigen Fließquerschnitte häufig nur geschätzt werden konnten. Aber auch unter Berücksichtigung dieses potenziellen Fehlers bleibt die Belastung aus den zufließenden Gräben in der Gesamtbilanz gering.

4.1.6 Sedimente des Santower Sees als P-Quelle und P-Senke

Sedimentationsprozesse partikulärer Substanzen aus dem Wasserkörper und Rücklösungsprozesse aus den Sedimenten stellen eine wichtige Bilanzgröße im Stoffhaushalt der Seen dar. Dabei sind die Sedimente über längere Zeiträume grundsätzlich eine Senke für alle Elemente im Stoffhaushalt eines Gewässers: „Letztendlich können die Sedimente nur die Stoffe in das freie Wasser zurückführen, die sich vorher einmal aus diesem abgesetzt haben.“ (TESSENOW 1979). Insbesondere den Austauschprozessen des Phosphors, als wichtigster Steuerungsfaktor für die Trophie, kommt eine große Bedeutung im Gewässermanagement zu.

Unabhängig von dem oben dargestellten Sachverhalt findet in allen Seen gleichzeitig sowohl die Sedimentation von P, zum größten Teil als organischer Detritus, als auch eine Rücklösung

von P, als Orthophosphat-Phosphor statt. In der Regel verhält sich auch die Bilanz zwischen P-Sedimentation und P-Rücklösung so, dass die P-Sedimentation die P-Rücklösung überwiegt. Dies wird durch den Begriff der Nettosedimentation ausgedrückt.

Unabhängig von diesem Sachverhalt können aber die Sedimente, trotz positiver Nettosedimentation, eine bedeutende interne Nährstoffquelle für Seen darstellen, die zu einer seeinternen Eutrophierung führt. Denn über den Prozess der P-Sedimentation müssen nicht nur die Nährstoffe wieder sedimentieren, die einmal aus dem Sediment rückgelöst wurden, sondern auch die, die aus externen Quellen eingetragen werden.

Insbesondere im Jahresverlauf können sich die P-Mengen die monatlich sedimentiert bzw. rückgelöst werden, deutlich unterscheiden. Insbesondere in den Sommermonaten mit hohen Wassertemperaturen kann die P-Rücklösung die P-Sedimentation deutlich übertreffen

Für die stabile P-Bindung und damit ein geringes Rücklösungspotenzial spielt das ausreichende Vorhandensein von chemischen Bindungspartnern für den gelösten Phosphor im Sediment eine bedeutende Rolle. Diese Bindungspartner, vor allem Aluminium, Eisen und Calcium haben die Eigenschaft, dass sie gelösten Phosphor chemisch recht stabil binden können, der Phosphor also nur unter ganz bestimmten, selten auftretenden, Bedingungen wieder rückgelöst werden kann.

Die Prozesse der P-Rücklösung sowie die P-Bindungsformen im Sediment wurden im Vorhaben detailliert untersucht und die Ergebnisse in BGD ECOSAX (2024) detailliert dargestellt.

Die Prozesse der P-Sedimentation wurden im Vorhaben nicht untersucht.

Hier sollen die wesentlichen Ergebnisse dargestellt werden.

Die Untersuchungen konzentrierten sich auf ein Grundmessprogramm, ein Messprogramm zu den P-Bindungsformen und zum P-Mobilisierungspotenzial, ein Messprogramm zu den P-Diffusionsraten sowie ein Messprogramm zur Schadstoffbelastung der Sedimente.

Für die drei erstgenannten Untersuchungsprogramme sollten Proben an drei Terminen (Sommer, Herbst, Frühjahr) untersucht werden, für das Programm zur Schadstoffbelastung an einem Termin. Alle Proben sollten jeweils an der tiefsten Stelle des Santower Sees, im Südosten (siehe Abbildung 32), entnommen werden.

Ergebnisse Grundmessprogramm (Dr. K.-U. Ulrich)

Die Analyseergebnisse zur physikalisch-chemischen Sedimentcharakteristik der drei untersuchten Sedimentschichten von Messpunkt MP 1 sind in BGD ECOSAX (2024) jeweils in Anlage 1 der Prüfberichte 1223/4 (s. Anlage 1) und 0524/3 (s. Anlage 2) tabellarisch zusammengestellt.

Die Originalsubstanz wies einen hohen Wassergehalt zwischen 90 und 96 % OS und eine dementsprechend niedrige Trockenrohichte zwischen 0,04 und 0,14 g TS/cm³ auf, so dass das Sediment bis in die Untersuchungstiefe von 50 cm als pastös-breiige Mudde anzusprechen ist.

Die Feststoffanalysen zeigen einen relativ hohen Anteil an organischer Substanz, wobei der Glühverlust in der obersten beprobten Sedimentschicht mit 40–44 Ma-% TS am höchsten ist. Mit zunehmender Sedimenttiefe zeichnet sich ein Rückgang ab, wobei in 25–50 cm Tiefe der Glühverlust immer noch bei 25 bis 38 Ma-% TS liegt.

Im Frühjahr 2024 waren die Werte in allen Schichten niedriger als bei den Untersuchungen im Sommer und Herbst 2023.

Für den anorganischen Kohlenstoff wurden Werte zwischen 2,7 und 5,0 Ma-% TS analysiert. Während bei der Beprobung am 07.08.23 die Tendenz mit zunehmender Sedimenttiefe rückläufig war, war sie bei der Beprobung im November genau gegenteilig, nämlich ansteigend (von 2,7 auf 5,0 Ma-% TS). Bei der dritten Beprobung am 08.04.24 waren die TIC-Werte der drei Schichten nahezu gleichhoch (3,1 bis 3,7 Ma-% TS). Umgerechnet auf den theoretischen Gehalt an CaCO₃ ergeben sich Werte zwischen 22,5 und 42,0 Ma-% TS. Für die nicht-karbonatische mineralische Trockensubstanz resultierten abzüglich der organischen Substanz Werte zwischen 16 und 46 Ma-% TS (s. jeweils Anlagen 1 zum Prüfbericht 1223/4 in Anlage 1 und Prüfbericht 0524/3 in Anlage 2). Der höchste Wert fand sich am 08.04.24 in 25–50 cm Sedimenttiefe.

Der Gesamt-Stickstoff zeigte bei den ersten beiden Probenahmen eine leicht abnehmende Tendenz mit zunehmender Sedimenttiefe; die Werte gingen von 2,5 auf 2,0 Ma-% TS bzw. von 2,2 auf 1,7 Ma-% TS zurück. Erstaunlicherweise zeigte jede Einzelschicht nach 3 Monaten ziemlich genau einen Rückgang um 0,3 Ma-% TS. Bei der dritten Probenahme im Frühjahr 2024 war der Konzentrationsverlauf umgekehrt, es gab eine Zunahme der Gesamt-N-Gehaltes mit steigender Sedimenttiefe von 0,14 auf 2,4 Ma-% TS.

Beim Gesamt-Phosphor waren die Gehalte in den oberen Schichten ebenfalls höher (maximal 2.470 mg/kg TS) als in der 25–50 cm Schicht (ca. 900 bis 1.500 mg/kg TS). In den drei Monaten von Anfang August bis Anfang November hatte sich insbesondere der P-Gehalt der 0–8 cm Sedimentschicht um 27 % erhöht, was für einen Anstieg des P-Rückhalts am Sediment spricht, eventuell bedingt durch eine intensivere P-Sedimentation im Herbst. Anfang April 2024 lag der P-Gehalt dann wieder sehr nahe bei dem Messwert von August 2023.

Während sich beim Eisengehalt mit zunehmender Sedimenttiefe eine leicht steigende Tendenz erkennen lässt (am 07.08.23 von 0,78 auf 0,89 Ma-% TS, am 06.11.23 von 0,92 auf 0,97 Ma-% TS, am 08.04.24 von 0,80 auf 1,4 Ma-% TS), war die Tendenz beim Mangangehalt am 07.08.23 gegenläufig (Rückgang von 405 auf 352 mg/kg TS) und bei den beiden anderen Untersuchungsterminen uneindeutig.

Ergebnisse der Untersuchungen zum P-Mobilisierungspotenzial und zu P-Bindungsformen (Dr. K.-U. Ulrich, J. Meisel)

Zur Bestimmung der P-Bindungsformen nach dem sequenziellen Extraktionsverfahren von Hupfer et al. (2009) wurden die Bindungsformen labil adsorbierter P, reduktiv löslicher P, Metalloxid- (Al-) gebundener P, organisch gebundener P, säurelöslicher P und refraktärer P bestimmt.

Die Anteile der Phosphor-Konzentrationen in den nacheinander durchgeführten Extraktionsschritten geben Auskunft über die Bindungsformen des Phosphors und damit auch Informationen über die Rücklösbarkeit aus dem Sediment. Von besonderem Interesse sind dabei der leichtlösliche und der unter reduktiven Bedingungen lösliche Phosphor, der unter bestimmten Bedingungen dem See innerhalb weniger Stunden oder Tage wieder zugänglich werden kann.

Über einen längeren Zeitraum von wenigen Wochen kann auch der an oder in organischer Substanz gebundene Phosphor durch die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen remobilisiert werden. Diese seeinternen Prozesse können das Sediment zeitweise zu einer interne Phosphorquelle werden lassen, was die Seeneutrophierung verstärkt.

Untersucht wurden die in Tabelle 27 beschriebenen Fraktionen.

Tabelle 27: P-Fraktionen, die in den Sedimentproben untersucht wurden

NH₄Cl-Fraktion	im Interstitialwasser befindlicher Anteil, labil an Oberflächen adsorbierter Phosphor (z.B. an Calciumkarbonaten)
BD-Fraktion	unter stark reduzierenden Bedingungen löslicher P-Anteil, diese Phosphorfraktion liefert oft den wesentlichen Teil des in eutrophen Gewässern hypolimnisch rückgelösten Phosphors
NaOH-Fraktion	an Metalloxiden (Fe, Al) gebundenes P, durch OH ⁻ austauschbar; auch in Mikroorganismen, Detritus oder Huminstoffen gebundener P, teilweise mikrobiell mobilisierbar
HCl-Fraktion	karbonatische Anteile und Apatit-P, schwer mobilisierbar
Rest-Fraktion	refraktärer organischer Phosphor, nicht remobilisierbar

Als potenziell bioverfügbarer Phosphor wurde die Summe des extrahierten Phosphors in den Fraktionen NH₄Cl-P, BD-P und NaOH-NRP gebildet, jeweils auf die Trockenmasse der Sedimentprobe normiert. Die Abschätzung des P-Mobilisierungspotenzials erfolgt anteilig aus den extrahierten Phosphorfraktionen.

Die Auswertung der sequenziellen P-Extraktion nach dem Psenner-Hupfer-Schema zeigt im Vergleich mit den Gesamt-P-Gehalten eine gute Wiederfindung von durchschnittlich 93,3 %. Während es bei der oberen Sedimentschicht zweimal zu einem leichten Überbefund kam (104 % Wiederfindung), ging die Wiederfindung in den tieferen Schichten bis auf 85 % zurück.

In allen drei Sedimentschichten dominierte die nur teilweise mikrobiell mobilisierbare NaOH-NRP-Fraktion (organischer, im stark alkalischen Milieu mobilisierbarer Phosphor einschl. Poly-P und an Huminstoffen gebundener Phosphor). Ihr Anteil machte in der 0–8 cm Schicht bis zu 65 % aus, und ging über 46–55 % in der 9–25 cm Schicht auf 37–39 % in der 25–50 cm Schicht zurück (Abbildung 56). Bei dieser Fraktion handelt es sich um potenziell bioverfügbaren Phosphor, der je nach Milieubedingungen und Reaktivität der organischen Substanz in eine leicht freisetzbare P-Bindungsform überführt werden kann.

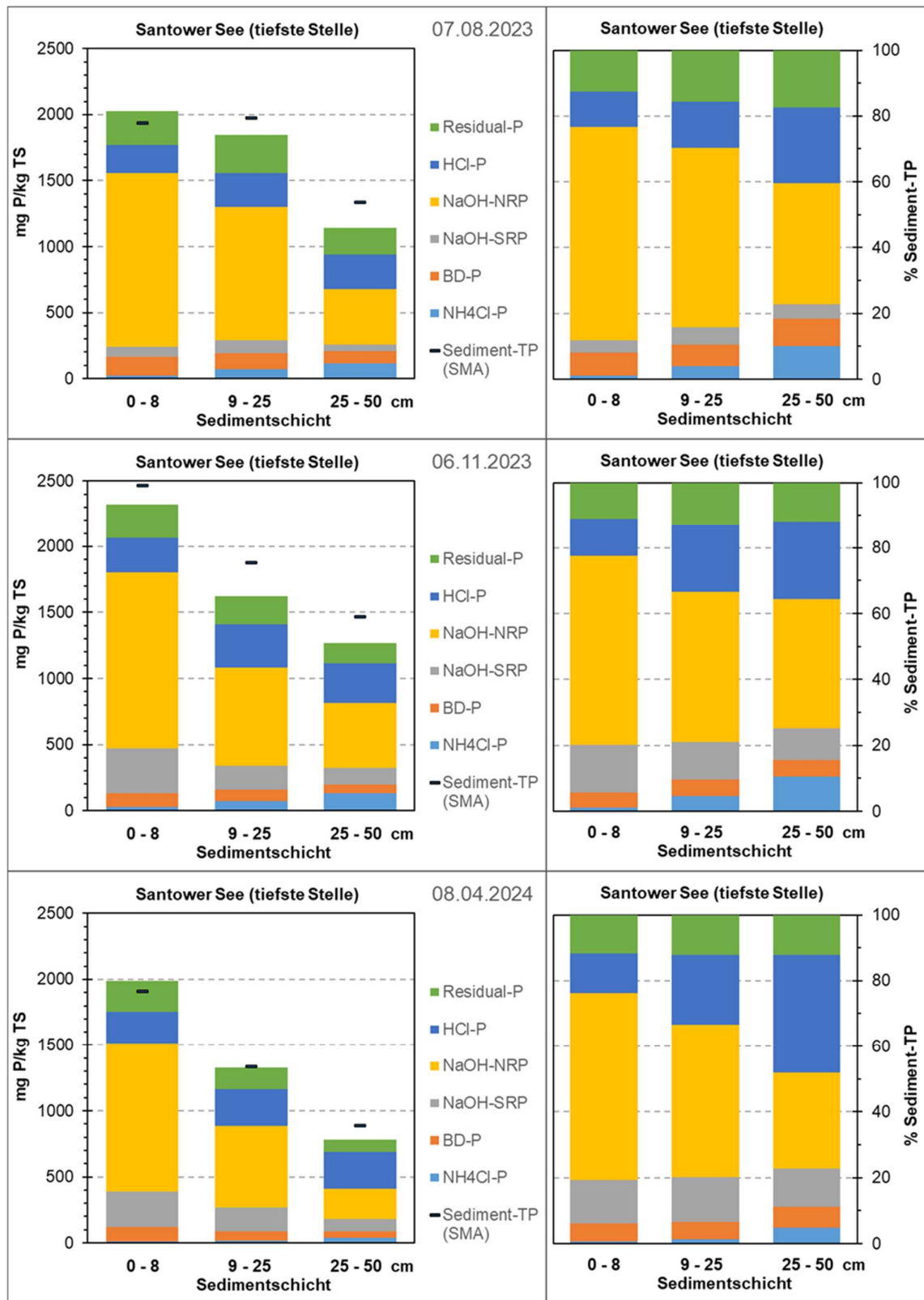


Abbildung 56: Tiefenprofile des Sediment-TP (nach Aufschluss) und spezifische P-Gehalte der einzelnen Fraktionen in mg P/kg TS (linke Grafik) sowie prozentuale Anteile der Fraktionen an der extrahierten P-Summe (rechte Grafik) für die Probenahmen am 07.08.23 (oben), 06.11.23 (Mitte) und 08.04.24 (unten)

Eine derartige Tendenz wird an der absoluten wie auch relativen Zunahme der leicht mobilisierbaren NH₄Cl-P-Fraktion sichtbar, die den leicht austauschbaren und im Porenwasser gelösten Phosphor repräsentiert (Abbildung 56). Mit zunehmender Sedimenttiefe stieg der relative Anteil dieser P-Fraktion von ~1 % über ~4 % auf rund 10 %, korrespondierend mit dem Anstieg der absoluten P-Gehalte in dieser Fraktion von ~25 über ~73 auf bis zu 134 mg/kg TS (mehr als eine Verfünffachung). Dieser P-Pool wäre für Wasserpflanzen und Phytoplankton unmittelbar bioverfügbar, wenn er ins Seewasser gelangt.

Ebenfalls potenziell leicht bioverfügbar ist der mit starken Reduktionsmitteln extrahierbare, oft mit Eisen- und Mangan-Hydroxiden assoziierte Phosphor (BD-P-Fraktion). Diese Gehalte lagen in einer ähnlichen Größenordnung wie der NH₄Cl-P, jedoch mit rückläufiger Tendenz. Außerdem war von August bis November 2023 in jeder untersuchten Sedimentschicht ein Rückgang der BD-P-Gehalte zu beobachten. Am 07.08.2023 gingen die BD-P-Gehalte mit zunehmender Sedimenttiefe von 141 über 122 bis auf 97 mg/kg TS zurück; am 06.11.2023 verminderten sich die BD-P-Gehalte von 108 über 85 bis auf 63 mg/kg TS. Die relativen Anteile dieser Fraktion am Gesamt-P schwankten dagegen nur unwesentlich (Abbildung 56).

Einen deutlichen Anstieg von August bis November 2023 gab es bei der NaOH-SRP-Fraktion (an Metalloxyde/-hydroxide gebundenes Phosphat, das durch OH-Ionen austauschbar ist). Während die Gehalte am 07.08.2023 bei 49 bis 96 mg/kg TS lagen, betrug sie am 06.11.2023 rund das Dreifache (124 bis 337 mg/kg TS). Der prozentuale Anteil am Gesamt-P bewegte sich im November immerhin zwischen 10 und 14,5 %.

Eine P-Fraktion, die im Sediment mobilisierten Phosphor eventuell durch Bindung oder (Co-)Präzipitation mit Calcit aufnehmen kann, ist die schwer mobilisierbare HCl-P-Fraktion. Mit zunehmender Sedimenttiefe zeigte diese im August einen leichten Anstieg der P-Gehalte von 217 über 257 bis auf 261 mg/kg TS und variierte im November zwischen 265 und 331 mg/kg TS (Abbildung 4 1). Der relative Anteil dieser Fraktion am Gesamt-P verdoppelte sich mit zunehmender Sedimenttiefe von ~11 % auf ~23 %. Während beim extrahierbaren Residual-P im August ein leichter Anstieg der relativen Anteile dieser Fraktion am Gesamt-P mit zunehmender Sedimenttiefe zu verzeichnen war, variierten die prozentualen Anteile im November nur geringfügig zwischen 11 und 13 %. Auf die absoluten P-Gehalte bezogen trat der höchste Wert (290 mg/kg TS) am 07.08.2023 in der 9–25 cm Sedimentschicht auf (Abbildung 56).

Der **potenziell bioverfügbare P-Gehalt** war in der oberen 0–8 cm Sedimentschicht mit bis zu 1.471 mg/kg TS am höchsten (am 06.11.23: 1.425 mg/kg TS, am 08.04.24: 1.209 mg/kg TS) und in der 25–50 cm Sedimentschicht am niedrigsten (300–680 mg/kg TS).

Prozentual betrachtet gingen die Anteile am Gesamt-P im August 2023 von ca. 73 % auf 55 %, im November von ca. 61 % auf 53 % und im April 2024 von 61 % auf 38 % in der untersten beprobten Sedimentschicht zurück.

Somit ist ungefähr die Hälfte bis drei Viertel des sedimentgebundenen Phosphors grundsätzlich als potenziell bioverfügbar einzustufen. Der etwas geringere Anteil potenziell bio-

verfügbaren Phosphors im Herbst spricht dafür, dass die Retention von nicht-bioverfügbarem Phosphor zugenommen hat.

Das P-Mobilisierungspotenzial wurde mit drei verschiedenen Konzepten abgeschätzt:

Konzept a: leicht freisetzbarer Phosphor (NH₄Cl-P)

Diese Fraktion beinhaltet den auswaschbaren und mit Basiselektrolyt 0,5 M NH₄Cl-Lösung durch Ionenaustausch eluierbaren Phosphor. Die kumulativ aus dem Sediment in Abhängigkeit der einbezogenen Mächtigkeit freisetzbaren P-Gehalte gehen, bezogen auf die mittlere Wassertiefe, aus Tabelle 28 hervor. Der leicht freisetzbare Phosphor stieg

- am 07.08.23 von 0,06 g P/m² aus der 0–9 cm Schicht auf 2,3 g P/m² aus der 0–50 cm Schicht,
- am 06.11.23 von 0,07 g P/m² aus der 0–9 cm Schicht auf 3,2 g P/m² aus der 0–50 cm Schicht, und
- am 08.04.24 von 0,05 g P/m² aus der 0–9 cm Schicht auf 1,2 g P/m² aus der 0–50 cm Schicht.

Umgerechnet auf eine als mittlere Tiefe von 1,5 m angenommene Wassersäule würde diese P-Freisetzung je nach beteiligter Sedimentmächtigkeit eine Konzentrationserhöhung um mindestens 0,03 mg P/L bis zu 2,14 mg P/L bedeuten. Die Freisetzung von 0,66 g P/m² aus der 0–25 cm Sedimentschicht führt rechnerisch zu einer Konzentrationserhöhung um 0,44 mg P/L im Seewasser. Damit beinhaltet allein der leicht aus dem Sediment freisetzbare Phosphor ein erhebliches zusätzliches Eutrophierungspotenzial, welches jedoch auch in Relation zu externen P-Einträgen zu setzen ist.

Eine Freisetzung des in tieferen Sedimentschichten als etwa 10 cm mobilisierbaren Phosphors ist jedoch wenig wahrscheinlich. Von daher erscheinen die bis 9 cm Sedimenttiefe ermittelten Daten mit einem P-Mobilisierungspotenzial aus der Fraktion des leicht freisetzbaren Phosphors (NH₄Cl-P) von 0,05 – 0,07 g P/m² (Mittelwert 0,06 g P/m²) sowie mit einem potenziellen Anstieg der Seewasserkonzentration um 0,003 – 0,05 mg/L am plausibelsten.

Bezogen auf die Seefläche von ca. 1.038.000 m² beträgt das P-Mobilisierungspotenzial aus dieser Fraktion ca. **62,3 kg**. Bei einem mittleren jährlichen P-Inhalt des Santower Sees von ca. 117 kg (Volumen: 1.860.500 m³, mittlere P-Konzentration 2023: 0,063 mg/l) erscheint das P-Mobilisierungspotenzial aus dieser Fraktion zwar zunächst recht hoch. Durch die geringe mittlere Tiefe des Santower Sees muss jedoch davon ausgegangen werden, dass der freigesetzte Phosphor sofort in phytoplanktische Biomasse umgesetzt wird und nach kurzer Zeit auch wieder als Detritus auf der Sedimentoberfläche abgelagert wird. Damit entsteht ein hoch-dynamischer Kreislauf von P-Rücklösung und P-Sedimentation.

Konzept b: reduktiv mobilisierbarer Phosphor (Anteil an BD-SRP)

Die extrahierten Gehalte des BD-P (orangefarbene Säulenanteile in Abbildung 56) waren in der oberen Sedimentschicht 0–9 cm bezogen auf die Trockensubstanz zwar am höchsten, da jedoch die Trockensubstanzgehalte und die beprobte Sedimentmächtigkeit mit der Tiefe an-

stiegen, steigt auch der unter reduzierenden Bedingungen potenziell mobilisierbare P-Gehalt mit der Beprobungstiefe an. Dieser potenziell reduktiv mobilisierbare Phosphor stieg von 0,3 bzw. 0,5 g P/m² aus der 0–9 cm Schicht auf 2,0 bis 3,2 g P/m² aus der 0–50 cm Schicht.

Umgerechnet auf eine 1,5 m mächtige Wassersäule würde diese P-Freisetzung eine Konzentrationserhöhung zwischen 0,22 mg P/L bis 2,11 mg P/L bedeuten. Die Freisetzung von 0,5 g P/m² aus der 0–9 cm Sedimentschicht führt rechnerisch zu einem Konzentrationsanstieg um 0,36 mg P/L im Seewasser (Tabelle 27).

Bezogen auf die Seefläche von ca. 1.038.000 m² beträgt das P-Mobilisierungspotenzial aus dieser Fraktion ca. 519 kg. Bei einem mittleren jährlichen P-Inhalt des Santower Sees von ca. 117 kg (Volumen: 1.860.500 m³, mittlere P-Konzentration 2023: 0,063 mg/l) erscheint das P-Mobilisierungspotenzial aus dieser Fraktion unrealistisch hoch.

Tabelle 28: Mobilisierungspotenzial und berechneter Konzentrationsanstieg im Seewasser bezogen auf eine mittlere Seetiefe von 1,5 m

Konzept	Kenngröße	PN-Datum	07.08.2023			06.11.2023			08.04.2024		
		Sedimentschicht [cm]	0-9	0-25	0-50	0-9	0-25	0-50	0-9	0-25	0-50
a	leicht freisetzbar / eluierbar	g P/m ² /Schicht	0,06	0,58	2,3	0,07	0,66	3,2	0,05	0,2	1,2
a	rechnerischer Konzentrationsanstieg im Seewasser	mg P/L	0,04	0,38	1,52	0,05	0,44	2,14	0,03	0,13	0,82
b	potenziell aus reduktiv mobilisierbar (s. Text)	g P/m ² /Schicht	0,5	1,5	3,2	0,3	0,9	2,2	0,3	0,9	2,0
b	rechnerischer Konzentrationsanstieg im Seewasser	mg P/L	0,36	1,03	2,11	0,23	0,62	1,5	0,22	0,60	1,33
c	vollständig in Organik gebunden (NaOH-NRP)	g P/m ² /Schicht	5,1	13,4	20,4	5,8	12,6	23,1	5,3	12,7	19,8
c	rechnerischer Konzentrationsanstieg im Seewasser	mg P/L	3,37	8,90	13,6	3,84	8,42	15,4	3,54	8,49	13,2
d	potenziell bioverfügbar	g P/m ² /Schicht	5,7	15,5	25,9	6,2	14,2	28,5	5,7	13,8	23,0

Da es sich um reduktiv löslichen Phosphor handelt, im Freiwasser des polymiktischen Sees aber im Untersuchungszeitraum auch in 2,0 m Wassertiefe nie Sauerstoff-Konzentrationen unter 8,2 mg/l gemessen wurden ist es unwahrscheinlich, dass an der Sedimentoberfläche

bzw. den obersten Sedimentschichten über einen längeren Zeitraum reduktive Verhältnisse herrschen, die eine Mobilisierung eines größeren Teils dieser Fraktion ermöglichen. Hinzu kommt, dass durch die geringe Tiefe und Windexposition auch durch windinduzierte Turbulenz die oberste Sedimentschicht immer wieder in den Freiwasserkörper eingemischt wird, so dass es auch auf diese Weise zu einer guten Sauerstoffversorgung der obersten Sedimentschichten kommt.

Konzept c: aus Organik mobilisierbarer Phosphor (Anteil an NaOH-NRP)

Die extrahierten Gehalte des NaOH-NRP (gelbe Säulenanteile in Abbildung 56) zeigen rückläufige Gehalte mit zunehmender Sedimenttiefe. Dieser potenziell mobilisierbare P-Pool stieg von 5,1 bis 5,8 g P/m² in der 0–9 cm Schicht auf 19,8 bis 23,1 g P/m² aus der 0–50 cm Schicht. Umgerechnet auf eine 1,5 m mächtige Wassersäule würde diese P-Freisetzung theoretisch eine deutliche Konzentrationserhöhung zwischen 3,4 mg P/L und 15,4 mg P/L bedeuten (Tabelle 28). Gesamt-P-Konzentrationen in dieser Höhe wurden im Seewasser bislang nicht gemessen, so dass diese Abschätzung eine wenig realitätsnahe Worst-case Betrachtung darstellt, die mit höchster Wahrscheinlichkeit nie eintreten wird.

Konzept d: potenziell bioverfügbarer Phosphor

Durch Addition der als potenziell bioverfügbar bezeichneten P-Fraktionen (NH₄Cl-SRP, BD-SRP und NaOH-NRP) aus jeder analysierten Sedimentschicht ergeben sich noch wesentlich höhere und damit noch weniger praxistaugliche Werte.

Am Untersuchungspunkt stiegen die kumulativen P-Gehalte von 5,7 bzw. 6,2 g P/m² in der 0–9 cm Schicht auf 23 bis 28,5 g P/m² in der 0–50 cm Schicht (Tabelle 28). Dies veranschaulicht den theoretisch maximalen rechnerischen Vorrat an potenziell bioverfügbarem Phosphor im untersuchten Sediment.

Wie oben bei den Konzepten b und c schon diskutiert ist es jedoch absolut unwahrscheinlich, dass diese P-Menge durch Rücklösung in das Freiwasser freigesetzt wird.

Ergebnisse der Untersuchungen zu P-Diffusionsraten (Dr. K.-U. Ulrich, J. Meisel)

Für die den Untersuchungspunkt an der tiefsten Stelle des Santower Sees wurden zur Berechnung der tatsächlichen P-Diffusionsraten die Konzentration des gelösten Orthophosphat-Phosphors im Überstandwasser und im Porenwasser der 0–2 cm Sedimentschicht an insgesamt 3 Terminen im Sommer und Spätherbst 2023 und im späten Frühjahr 2024 analysiert: am 07.08.23, 06.11.23 und am 08.04.24. In die Berechnung der Phosphor-Diffusionsraten flossen zudem die Wassertemperatur und der pH-Wert ein, die zu den jeweiligen Messterminen im grundnahen Seewasser gemessen wurden.

Unter Verwendung dieser Daten führte die BGD ECOSAX GmbH die Berechnung von Phosphor-Diffusionsraten nach Sinke et al. (1990) bzw. Lewandowski et al. (2002) als Diffusionsraten des gelösten Orthophosphat-Phosphors aus dem Sediment in das Freiwasser pro Messtermin und pro Probenstelle durch. Dabei wurde ein quasi-stationäres System in einem pH-Bereich von pH 4 bis pH 11 vorausgesetzt, in dem die molekulare Diffusion der P-Spezies H₂PO₄⁻ und HPO₄²⁻

den Stoffaustausch mit dem Wasserkörper dominiert. Für die dynamische Viskosität des Seewassers standen Daten im Temperaturbereich von 4–30 °C, für die Dichte des Wassers von 0–30 °C bereit.

Die Berechnung erfolgte unter Anwendung des 1. Fick'schen Diffusionsgesetzes. Maßgebend war das Konzentrationsgefälle zwischen Überstandwasser (approximiert mit einer Wasserlamelle von 0–2 cm über dem Sediment) und dem Porenwasser der 0–2 cm Sedimentschicht. Basierend auf dem „Zentrum“ (bzw. Mittelwert) beider Schichten resultierte eine Diffusionsstrecke von 2 cm. In die Berechnung gingen zudem Kenngrößen für das Maß der Behinderung der physikalischen Diffusion ein. Dies sind zum einen die von der Wassertemperatur abhängige dynamische Viskosität und die Dichte des Wassers, zum anderen die Porosität und die Tortuosität des Sediments. Die ionenspezifischen Diffusionskoeffizienten ergaben sich aus der vom pH-Wert abhängigen P-Spezies-Verteilung und der von der Wassertemperatur abhängigen dynamischen Viskosität. Die Gleichungssysteme sind in der Publikation von Lewandowski et al. (2002) nachvollziehbar dokumentiert.

Die tatsächlichen P-Diffusionsraten an der Wasser-Sediment-Grenze wurden im Frühling (April 2024, Hochsommer (August) und Spätherbst (November) ermittelt.

Tabelle 29: P-Diffusionsraten in mg P m² / Tag im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze im Santower See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung), negative Werte: sedimentwärts gerichtete Fluxe (Retention)

Messdatum / Messstelle	07.08.23	06.11.23	08.04.24
	[mg P m ² / Tag]	[mg P m ² / Tag]	[mg P m ² / Tag]
Santower See, tiefste Stelle	0,053	0,018	0,009

Tabelle 29 zeigt, dass an allen Terminen seewärts gerichtete Fluxe festgestellt wurden, dass also an allen Terminen tatsächlich eine P-Rücklösung aus den Sedimenten beobachtet werden konnte, allerdings mit stark abnehmender Tendenz zwischen August 2023 mit 0,053 mg P m² / Tag und 0,009 mg P m² / Tag im April 2024. Wie schon in den Abschnitten zum P-Mobilisierungspotenzial aus den einzelnen P-Fraktionen diskutiert, ist der Santower See offenbar ganzjährig durch ein hochdynamisches System von P-Freisetzung und P-Sedimentation gekennzeichnet, dessen zweite Seite, die P-Sedimentation nicht untersucht wurde. Dass es aber zu einer beträchtliche P-Sedimentation kommen muss, zeigt die abnehmende P-Menge im See ab September 2023 (Tabelle 21).

Tabelle 30 zeigt die aus dem Sediment des Santower Sees potenziell durch Diffusion entlang des Konzentrationsgefälles des Orthophosphat-Phosphors zwischen dem Porenwasser der 2 cm mächtigen obersten Sedimentschicht und dem direkt überstehenden Freiwasser freigesetzte Menge an Phosphor.

Dabei wurden die analytisch bestimmten P-Diffusionsraten als exemplarisch für bestimmte Perioden im Jahresverlauf angenommen: das Ergebnis von 07.08.2023 für die Sommer-

periode, das Ergebnis vom 06.11.23 für die Spätherbstperiode und das Ergebnis vom 08.04.2024 für das späte Frühjahr. Da im Sommer, in der Zeit, in der die P-Diffusion normalerweise am stärksten ausgeprägt ist, nur eine Probenahme beauftragt war, muss die Diffusionsrate vom 07.08.2023 die gesamte Sommerperiode abdecken.

Zur Berechnung der täglichen P-Frachten sowie der Gesamtfrachten für die Perioden wurde zunächst die tägliche Diffusionsrate mit der Seefläche von 103,8 ha multipliziert und im Anschluss die so errechnete Tagesfracht mit der Anzahl der Tage je Periode.

Wie zu erwarten, war im Untersuchungszeitraum 2023/24 die tägliche Fracht im Hochsommer mit 0,053 mg/m²/Tag am höchsten, sie nimmt im Jahresverlauf stark ab um im späten Frühjahr auf ein geringes Niveau von 0,009 mg/m²/Tag abzusinken.

Unter Berücksichtigung der täglichen Frachten wurde für die 4-monatige Sommerperiode zwischen Juni und September 2023 eine Gesamtfracht von 6,71 kg P berechnet, für den Spätherbst 2023 eine Fracht von 1,1 kg sowie für das späte Frühjahr 2024 eine Fracht von 0,9 kg P.

Tabelle 30: mittlere P-Diffusionsraten in mg P m² / Tag sowie daraus kalkulierte P-Frachten aus dem Sediment in das Freiwasser des Santower Sees

Messdatum / Messstelle	07.08.23	06.11.23	08.04.24
	[mg P m ² / Tag]	[mg P m ² / Tag]	[mg P m ² / Tag]
Santower See, tiefste Stelle	0,053	0,018	0,009
P-Fracht pro Tag [kg]	0,055	0,019	0,009
April / Mai (61 d) [kg]			0,5
Juni – September (122 d) [kg]	6,71		
Oktober / November (61 d) [kg]		1,1	

Im Vergleich mit dem plausiblen P-Mobilisierungspotenzial nach Konzept a (leicht freisetzbare Phosphor (NH₄Cl-P)), bei dem eine leicht mobilisierbare P-Menge von 62,3 kg bestimmt wurde, sind die tatsächlich ermittelten Diffusionsraten sehr gering.

Voraussichtlich unterschätzen die ermittelten P-Diffusionsraten die P-Fracht aus den Sedimenten in das Freiwasser. Wie bei der Darstellung der Ergebnisse der Grundparameter diskutiert, ist der Wassergehalt der obersten Sedimentschicht bis in eine Tiefe von 25 cm mit 95 - 96 % sehr hoch. Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass durch die geringe mittlere Tiefe und die gute Windexposition des Santower Sees regelmäßig die oberste Sedimentschicht, selbst an der tiefsten Stelle und damit auf der gesamten Seefläche, offenbar bis in eine Tiefe von mindestens 25 cm durch windinduzierte Prozesse aufgewirbelt wird.

Bei thermisch geschichteten Seen tritt dies nur im Litoral auf, im Tiefenwasser jedoch nicht, dies unterscheidet den Santower See und alle sehr flachen Flachseen von tiefen geschichteten Seen.

Damit unterscheiden sich aber auch die Transportprozesse von Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser beträchtlich. In geschichteten Seen wird gelöster Orthophosphat-Phosphor ausschließlich durch Diffusion entlang des Konzentrationsgradienten freigesetzt. Dieser Prozess wird in der Methodik zur Ermittlung der P-Diffusionsraten genau abgebildet.

In Flachseen ist die P-Diffusion jedoch nicht der einzige Prozess, der Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser gelangen lässt. Durch die erwähnte windinduzierte Aufwirbelung der obersten Sedimentschicht wird einerseits der Prozess der P-Diffusion gestört. Der Orthophosphat-Phosphor aus dem Porenwasser der obersten Sedimentschicht (in der Regel werden 2 cm angenommen) wird immer dann mechanisch in das Freiwasser eingemischt, wenn der Wind so stark ist, dass die oberste Sedimentschicht von der windinduzierten Turbulenz betroffen ist. Da die organischen Sedimentpartikel sehr leicht sind ist es sehr gut vorstellbar, dass der turbulent durchmischte Wasserkörper häufig auch die oberste Sedimentschicht erfasst und damit das Porenwasser dieser obersten Sedimentschicht in das Freiwasser einmischt. Lässt die Turbulenz nach, sedimentieren die aufgewirbelten Sedimentpartikel wieder, das Porenwasser wird jedoch zunächst durch das Freiwasser des Sees gebildet, mit hoher Wahrscheinlichkeit sogar bis in eine Tiefe von mehr als 2 cm. Damit besteht so lange kein Konzentrationsgradient zum Freiwasser mehr, bis aus den organischen Sedimentpartikeln wieder Orthophosphat-Phosphor an das Porenwasser abgegeben wurde. Je nach Häufigkeit und Intensität solcher Windereignisse kann die P-Fracht aus dem Sediment in das Freiwasser durch mechanische Einmischung die P-Fracht durch P-Diffusion deutlich übersteigen. Wenn dies tatsächlich auch am Santower See so auftritt, dann ist die im Untersuchungsprogramm untersuchte P-Fracht aus dem Sediment in das Freiwasser durch P-Diffusion nur ein geringer Teil der gesamten tatsächlichen P-Fracht aus dem Sediment in das Freiwasser. Die tatsächliche Höhe der durch windinduzierte Turbulenz verursachten P-Fracht ist jedoch mit einfachen Methoden nicht zu bestimmen.

Neben dem Prozess der windinduzierten Einmischung von gelöstem Orthophosphat-Phosphor in das Freiwasser ist noch ein zweiter Prozess denkbar, für den die daraus entstehende P-Fracht jedoch ebenso wenig mit einfachen Methoden zu kalkulieren ist. Durch windinduzierte Turbulenz werden organische Sedimentpartikel in das Freiwasser eingemischt und dort so lange in Schwebelage gehalten, so lange die Windenergie ausreicht, den Wasserkörper turbulent zu durchmischen. Die in Schwebelage befindlichen Detrituspartikel werden jedoch im Freiwasser mikrobiell abgebaut. Bei sommerlich hohen Wassertemperaturen ist die mikrobielle Mineralisation und damit die Bildung von Orthophosphat-Phosphor sehr intensiv. Damit ist zu erwarten, dass auch auf diese Weise Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser gelangt.

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte kann festgestellt werden, dass die P-Fracht aus dem Sediment in das Freiwasser des Santower Sees, die anhand der P-Diffusionsraten ermittelt wurde, die tatsächliche P-Fracht stark unterschätzt. Viel plausibler für die Abschätzung einer

Nährstoffbilanz für den Santower See ist das berechnete P-Mobilisierungspotenzial aus der Fraktion des leicht freisetzbaren Phosphor NH_4Cl -Phosphors.

Damit soll für die Abschätzung der Nährstoffbilanz eine **potenziell leicht mobilisierbare P-Menge von 62,3 kg P** angenommen werden.

Schadstoffanalytik in Anlehnung an BBodSchV und LAGA (Dr. K.-U. Ulrich)

Die am 07.11.2023 gewonnenen Teilproben der drei Sedimentschichten (0-8 cm, 9-25 cm, 25-50 cm) wurden bezüglich ihrer Schadstoffbelastung untersucht.

Der beauftragte Analysenumfang lehnt sich an BBodSchV (2021) und LAGA (2003) an. Untersucht wurden:

- Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn (nach Aufschluss, als Gehalt im Substrat);
- PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180;
- PAK: nach EPA;
- AOX;
- Mineralöl-KW (C10-22, C10-40).

Die Analyseergebnisse für die drei Mischproben sind in Anlage 3 zum Prüfbericht 1223/4 der BGD ECOSAX GmbH (BGD ECOSAX 2024) tabellarisch zusammengestellt im Vergleich zu den Vorsorgewerten der BBodSchV (2021) für Bodenmaterial (BM0) mit einem TOC-Gehalt $\leq 9\%$ und $\text{pH} \geq 6$ für die Bodenartgruppen Lehm/Schluff und für Ton.

Die Vorsorgewerte für die Bodenartgruppe Ton sind für die analysierten Schwermetalle vollständig eingehalten. Die etwas strengeren Vorsorgewerte für die Bodenartgruppe Lehm/Schluff sind mit einer Ausnahme (Cadmium in der Sedimentschicht 25–50 cm) ebenfalls eingehalten.

Polychlorierte Biphenyle (PCB, hier wurde zusätzlich zu den 6 Leit-Kongeneren nach Ballschmied (PCB-Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) auch PCB 118 analysiert) waren nicht detektierbar. Die vergleichsweise niedrigen und in den drei Sedimentschichten sehr ähnlichen MKW-Gehalte C10-C22 deuten auf eine geringe anthropogene Hintergrundbelastung hin. Die damit verglichen deutlich höheren MKW-Gehalte der Kettenlängen C23-C40 können sowohl anthropogen als auch teilweise natürlicher Herkunft sein. Eine Unterscheidung würde einen deutlich höheren analytischen Aufwand bedeuten.

Auffällig sind die vergleichsweise hohen AOX-Gehalte, die potenziell auf eine ausgeprägte anthropogene Belastung hinweisen. Hier stellt sich jedoch die Frage, wo im Einzugsgebiet des Sees die Quellen für diese Belastung liegen können.

Das Gesamtbild von Positivbefunde bei den untersuchten organischen Stoffen stützt die Hypothese, dass das Seesediment im Santower See eine anthropogene Grundbelastung aufzuweisen scheint, deren Quelle bislang unbekannt ist.

4.1.7 Verdunstung

Aus der Verdunstung von der freien Wasseroberfläche entsteht kein Nährstoffexport, da nur die Wassermoleküle (H₂O) verdunsten. Gelöste (Nähr-)stoffe oder Partikel verbleiben im Wasser. Damit muss die Verdunstung in der Nährstoffbilanz nicht berücksichtigt werden.

4.1.8 Abfluss in den Tarnewitzer Bach

Die P-Frachten aus dem oberirdischen Abfluss in den Tarnewitzer Bach waren im Untersuchungszeitraum 2023/24 sehr gering.

Da der Seepegel an fast allen Untersuchungsterminen nur ein Niveau erreichte, das unterhalb der Sohlhöhe des Abflussgrabens vom Santower See in Richtung Tarnewitzer Bach lag, fand in dieser kein Abfluss statt und konnten damit auch keine Nährstoffe exportiert werden.

Ausschließlich zu den Terminen 16.01.2024 und 14.02.2024 trat ein sehr geringer Abfluss auf, der am 16.01.2024 so gering war, dass er nicht abschätzbar war, am 14.02.2024 wurde der Abfluss auf 300 ml/s geschätzt. Daraus wurde ein Abfluss von 780 m³ kalkuliert. Die chemische Analytik des an diesem Termin abfließenden Wassers ergab eine Konzentration des Gesamt-Phosphors von 0,078 mg/l. Daraus ergibt sich eine P-Fracht von 61 g bzw. 0,061 kg.

Im Untersuchungszeitraum betrug damit der **P-Export aus dem Santower See in den Tarnewitzer Bach 0,061 kg Phosphor pro Jahr**.

4.1.9 Abstrom in das Grundwasser

Die P-Frachten aus dem Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser können nicht beziffert werden. Im Untersuchungsprogramm 2023/24 wurden weder Grundwasserpegel im Abstrom des Santower Sees errichtet und beprobt, noch wurden nähere Untersuchungen zur Bilanzierung des Grundwasserabstromes vorgenommen.

Damit ist es nicht möglich, P-Frachten in den Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser abzuschätzen.

Abbildung 5 zeigt, dass der Abstrom von Grund- und Schichtenwasser in nordwestliche Richtung erfolgt. Entsprechend der dargestellten Hydroisohypsen ist der hydraulische Gradient im Abstrom des Santower Sees deutlich geringer als im Zustrom des Sees.

Da im Abstrom keine Grundwasserpegel errichtet wurden, liegen keine konkreten Analyseergebnisse für das potenziell abströmende Wasser vor. Da jedoch Seewasser abströmt, welches gut untersucht ist wird im Folgenden angenommen, dass das abströmende Wasser die Stoffkonzentrationen des Seewassers aufweist.

Da das Wasser durch die Poren des anstehenden Substrats und wahrscheinlich vor allem im Litoralbereich abfließt, wo mineralische Sedimente den Gewässerboden bilden, wird angenommen, dass mit dem Abstrom von Wasser nur gelöster Phosphor (Orthophosphat-Phosphor) aus dem See ausgetragen wird.

Die Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors im Oberflächenwasser im Untersuchungszeitraum 2023/24 schwankten im Santower See zwischen 0,002 und 0,010 mg/l und waren demnach sehr gering. Die mittlere Konzentration im Untersuchungszeitraum betrug damit 0,006 mg/l.

Im Vergleich zur mittleren P-Konzentration im Anstrom durch das Grund- und Schichtenwasser zwischen 0,054 und 0,061 mg/l beträgt die P-Konzentration des potenziell abströmenden Wassers nur ca. 10 % der P-Konzentration des Zuströmenden Wassers.

Daraus ergibt sich, auch wenn die potenziell abströmende Menge nicht bekannt ist, dass der Grundwasser-Abstrom in der Teilbilanz Zustrom vs. Abstrom nur eine geringe Größe hat. Da in der provisorischen Wasserbilanz (Tabelle 6) alle anderen Größen relativ genau durch Messungen bestimmt wurden sind Zustrom und Abstrom von/in das Grund- und Schichtenwasser die einzigen unbekanntes und variablen Größen, aus der Gesamt-Bilanz ergibt sich ein Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser von mindestens 526.500 m³. Bei dieser Zustrommenge wäre der potenzielle Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser 0 m³. Der P-Export über diesen Pfad beträgt damit **0 kg P pro Jahr**.

Findet jedoch, was wahrscheinlich ist, ein Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser statt, muss sich der Zustrom aus dem Grund und Schichtenwasser erhöhen.

Damit verschlechtert sich jedoch die P-Bilanz des Sees zuungunsten des P-Imports gegenüber dem P-Export, da die P-Konzentration im Abstrom nur ca. 10 % der P-Konzentration im Zustrom beträgt.

Da dies jedoch bislang unbekanntes Faktoren sind, soll für die provisorische Nährstoffbilanz der P-Export in den Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser mit **0 kg P pro Jahr** berücksichtigt werden.

4.1.10 provisorische Nährstoffbilanz

In den vorigen Abschnitten wurden die einzelnen Komponenten einer provisorischen Nährstoffbilanz dargestellt und diskutiert.

Dabei wurde dargestellt, wie valide die einzelnen Komponenten dieser provisorischen Nährstoffbilanz sind.

Dabei wurde deutlich, dass für die Komponenten, die sich auf die Nährstoffkonzentrationen beziehen, eine recht gute Datenlage vorliegt, weil im Untersuchungsprogramm 2023/24 im Zusammenhang mit diesem Gutachten viele aktuelle Daten vorliegen.

Dabei wurde aber ebenso deutlich, dass für die Komponenten, die sich auf Wassermengen beziehen, eine nicht ebenso gute Datenlage vorliegt, insbesondere für den Zu- und Abstrom von Grund- und Schichtenwasser liegen keine gemessenen oder mit einem hydrogeologischen Gutachten abgeschätzte Daten vor, für die oberirdischen Zuflüsse War/8, War/9 und War/10 mussten die Abflussmengen weitgehend geschätzt werden.

Zudem wurde deutlich, dass für den Nährstoffhaushalt des Freiwassers des Santower Sees wiederum eine recht gute Datenlage herrscht, der See wurde über ein gesamtes Jahr monatlich untersucht.

Für die Sedimente des Santower Sees wurden zwar umfangreiche Untersuchungen durchgeführt, die das Sediment selbst hinsichtlich des P-Haushaltes sehr gut beschreiben. Durch den Charakter des Santower Sees als sehr flacher polymiktischer Flachsee konnte jedoch die tatsächliche P-Fracht aus dem Sediment in das Freiwasser, die in thermisch geschichteten Seen sehr genau bestimmt werden kann, nicht vergleichbar gut kalkuliert werden.

Trotz dieser Defizite gibt die aufgestellte provisorische Nährstoffbilanz einen grundsätzlichen Überblick über die wichtigsten Quellen der Belastung und damit Aufschluss darüber, ob und welche Maßnahmen zur Sanierung und Restauration des Santower Sees möglich sind.

Die Ergebnisse der Abschätzung einer provisorischen Nährstoffbilanz sind in der folgenden Tabelle 31 zusammengefasst:

Tabelle 31: provisorische P-Bilanz für alle P-Quellen und P-Senken des Santower Sees

Quelle / Senke	Zufluss Santower See	Zufluss Santower See	Abfluss Santower See	Abfluss Santower See
	P-Fracht in kg/a	P-Fracht in %	P-Fracht in kg/a	P-Fracht in %
Niederschlag	37,7 – 75,5	26 – 41		
oberirdischer Zufluss Graben War/8	2,9	2 – 1		
oberirdischer Zufluss Graben War/9	7,2	5 – 4		
oberirdischer Zufluss Graben War/10	4,0	3 – 2		
Zustrom Grundwasser Ostsüdost	28,5 – 32,1	20 – 17		
Zustrom mineralisierter Moorkörper	?	?		
Rücklösung aus den Sedimenten	62,3	44 - 34		
Summe	142,6 - 184	100		
mittlerer P-Inhalt Wasserkörper (2015)	117		117	
Sedimentation in das Sediment			100	142,6 - 184
oberirdischer Abfluss Tarnewitzer Bach				0,06
Abstrom Grundwasser West				0
Gesamt			100	142,6 - 184

Daraus ergibt sich, dass die **P-Fracht aus den oberirdischen Zuflüssen War/8, War/9 und war/10** mit insgesamt 14,1 kg weniger als 10 % der Gesamtbelastung darstellen, zu den anderen Quellen spielt die Belastung aus den oberirdischen Zuflüssen eine unbedeutende Rolle spielt. Sanierungsmaßnahmen an diesen Gewässern bzw. in deren Einzugsgebieten hätten natürlich einen Effekt auf diese Gewässer, der Effekt auf den Santower See wäre jedoch gering.

Die kalkulierte **P-Fracht aus dem Niederschlag** ist für den Untersuchungszeitraum mit 2,5 – 3,5 % Anteil an der Gesamtfracht sehr hoch. Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese hohe Fracht auf geschätzten P-Konzentrationen und einer außergewöhnlich hohe Niederschlags-summe für das Jahr 2023 von 727,3 mm beruht. Im Vergleichsjahr 2022 betrug die Niederschlagssumme nur 429,3 mm, damit wäre im Jahr 2022 die P-Fracht aus dieser Quelle deutlich geringer gewesen. Sanierungs- und Restaurationsmaßnahmen müssten auf eine generelle Reduzierung der P-Emissionen in die Atmosphäre zielen und wären nur außerhalb des Vorhabens umsetzbar.

Damit sind die wichtigsten Quellen der P-Frachten in den Santower See das **Seesediment** mit 34 – 44 % der Gesamtfracht sowie der **Zustrom aus dem Grund- und Schichtenwasser** mit 17 – 20 % der Gesamtfracht. Maßnahmen zur Sanierung und Restauration müssten sich also vor allem auf diese Quellen richten.

Für das Jahr 2023/24 wurde die Gesamtmenge des Phosphors im See zwischen 78 kg (März 2024) und 141 kg (September 2023) berechnet. Dies sind 42 – 100 % der P-Fracht, die in das Freiwasser des Sees gelangt und durch Sedimentation das Freiwasser wieder verlässt. Dies bedeutet einen hohen Nährstoffumsatz.

Die einzige wesentliche P-Senke für den Santower See stellt die Sedimentation dar. Wenn kein oder kein nennenswerter Abfluss in den Tarnewitzer Bach stattfindet und kein Abstrom in das Grund- und Schichtenwasser, dann wird 100 % der dem Freiwasser entzogenen P-Menge werden im Sediment abgelagert. Die Erhöhung der P-Sedimentation wäre eine potenzielle Maßnahme zur Restauration des Sees.

Für die Frage, wie die Ziele der OGewV (2016) erreicht werden können ist es erforderlich, die Nährstoffbilanz auch im Jahresverlauf zu analysieren, da die Untersuchungen zu den zu bewertenden Qualitätskomponenten in der Regel im Zeitraum der Vegetationsperiode zwischen März und November erfolgen. Deshalb ist es erforderlich, den Nährstoffhaushalt insbesondere zwischen Frühjahr und Spätsommer zu analysieren, da dieser Zeitraum insbesondere für die Entwicklung des Phytoplanktons und der Makrophyten relevant ist.

Im April und Juni 2023 sind die Nährstoffkonzentrationen mit 0,055 mg/l noch recht gering, die P-Menge im See beläuft sich auf ca. 102 kg. Bis September kommt es zu einem kontinuierlichen Anstieg der P-Konzentration auf 0,076 mg/l, damit beträgt die P-Menge im See ca. 141 kg. Dieser beträchtliche Anstieg der P-Konzentration wirkt sich negativ auf die Entwicklung und Bewertung der Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten aus, ebenso auf die Saisonmittelwerte der chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten Gesamt-Phosphor und Sichttiefe wie auch die Trophie. Eine Verringerung des Anstieges der P-Konzentration in dieser Periode würde sich voraussichtlich positiv auf die Bewertung der genannten Qualitätskomponenten auswirken. Deshalb muss die Frage beantwortet werden, aus welchen Quellen der beobachtete Anstieg der P-Konzentrationen gespeist wird.

Dabei in der folgenden Tabelle wird der Anstieg der P-Menge im Santower See zwischen Juni und September (3 Monate) von 102 kg auf 141 kg, also um 38 kg, provisorisch auf die verschiedenen Quellen aufgeteilt.

Der Niederschlag in den Monaten Juni, Juli und August betrug 198,3 mm und damit 27 % der Jahressumme. Daraus ergibt sich eine potenzielle P-Fracht 10 – 20 kg.

Tabelle 32: provisorisch ermittelte P-Frachten aus den relevanten Quellen in das Freiwasser des Santower Sees zwischen Anfang Juni und Anfang September 2023

Quelle	Wassermenge	P-Fracht	Anteil	P-Anstieg
Niederschlag	205.500 m ³	10 - 20 kg	26 – 52 %	
oberirdische Zuflüsse	8.294 m ³	0,4	1 %	
Grund- und Schichtenwasser	> 175.500 m ³	7 - 8	18 – 21 %	
Sediment	0	10 - 20 kg.	26 – 52 %	
		38 kg	100	38 kg

Auch für diese relevante Periode bestätigen und schärfen sich die Ergebnisse der Kalkulation der Nährstoffbilanz für das Gesamtjahr. Das Sediment und voraussichtlich auch der Niederschlag sind die wichtigsten P-Quellen für den Santower See im Hochsommer. Die P-Fracht aus dem Grund und Schichtenwasser, die in der Jahresbilanz eine nachrangige P-Quelle darstellt, liefert im Hochsommer eine größere Menge Phosphor, ist aber voraussichtlich deutlich geringer, als beispielsweise die P-Fracht aus den Sedimenten.

Damit konzentrieren sich Sanierungs- und Restaurationsmaßnahmen, die auf Reduzierung der P-Konzentrationen im Freiwasser des Santower Sees zielen, auf die Punkte:

- Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser,
- Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus dem Sediment,
- Erhöhung des P-Exportes in das Sediment (Bruttosedimentation).

Eine Erhöhung des P-Exports in den Tarnewitzer Bach ist als potenzielle Maßnahme unrealistisch, das die Untersuchungen zum Wasserhaushalt gezeigt haben, dass kein Wasser verfügbar ist, das dazu dienen könnte, einen Abfluss und damit P-Export in den Tarnewitzer Bach in nennenswerter Weise zu Erhöhen.

4.1.10 Zukünftige Entwicklung des Nährstoffhaushaltes

Die zukünftige Entwicklung des Nährstoffhaushaltes ist neben der Umsetzung von Maßnahmen zur Sanierung und Restauration auch von der zukünftigen Entwicklung von Witterung und Klima abhängig.

Ein wichtiges Thema ist dabei die klimatische Wasserbilanz für das Einzugsgebiet und für die Seefläche, da sie maßgeblich den Wasserhaushalt des Sees beeinflusst. In Jahren mit negativer klimatischer Wasserbilanz ist die Niederschlagshöhen einerseits geringer als in 2023, andererseits übersteigt die Verdunstungshöhe die Niederschlagshöhe.

Für die niederschlagsbürtige P-Fracht bedeutet dies voraussichtlich eine Verringerung.

Im Einzugsgebiet des Santower Sees bedeutet dies ein Absinken der Grundwasseroberfläche und damit eine Verringerung des hydraulischen Gradienten zum Santower See hin. Damit ist anzunehmen, dass sich der Zustrom von Grund- und Schichtenwasser zum See verringert und damit ggf. auch die Nährstofffracht. Da die P-Fracht aus dem Grund- und Schichtenwasser jedoch ohnehin nur 17-20 % der Gesamtfracht ausmacht, könnte eine witterungs- bzw. klima-bedingte Verringerung des Zustroms von Grund- und Schichtenwasser zu einer eher geringfügigen Verringerung der Nährstoffbelastung führen.

Erhöht sich die Wassertemperatur an der Sedimentoberfläche, so laufen die mikrobiellen Abbauprozesse von organischer Substanz im Sediment schneller ab, damit können grundsätzlich mehr Nährstoffe aus dem Sediment rückgelöst werden. Damit ist zu erwarten, dass eine Erhöhung der Luft- und damit der Wassertemperaturen zu einer verstärkten Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment führen kann.

5. Naturschutzfachliche Aspekte

Wie in Abbildung 13: NSG und FFH-Gebiet Santower See (Quelle: Umweltkarten MV, Schutzgebiete) dargestellt, liegt der Santower See und ein Teil seiner Umgebung im NSG Santower See. Die Fläche des NSG ist identisch mit dem FFH-Gebiet mit der EU-Nummer DE 2133-301, Santower See.

5.1 NSG „Santower See“

Das Naturschutzgebiet „Santower See“ wurde am 7. Juli 1993 einstweilig gesichert (GVOBl. M-V S.705) und am 7. Januar 2003 als NSG ausgewiesen. Die entsprechende NSG-Verordnung (NSG-VO) wurde veröffentlicht am 20. Februar 2003 im GVOBl. M-V S. 123.

In der Verordnung über das Naturschutzgebiet „Santower See“ ist der Schutzzweck des NSG nach § 3 NSG-VO folgendermaßen beschrieben: „Das Naturschutzgebiet der dauerhaften Erhaltung, Pflege und Entwicklung eines mesotrophen bis schwach eutrophen Klarwassersees und der diesen See umgebenden Verlandungsbereiche. Es dient vorrangig dem Erhalt und der Pflege der Feuchtwiesen und Halbtrockenrasen auf der ehemaligen Seeterrasse als Relikt historischer Bewirtschaftungsformen und als Lebensraum gefährdeter und seltener Tier- und Pflanzenarten der Extensivweiden und Hutungen, dem Schutz der Wasserflächen des Sees vor Nährstoffeintrag, dem Schutz des Sees und der umgebenden Landflächen als überregional bedeutsamer Brut- und Rastplatz für eine Anzahl gefährdeter und besonders geschützter Vogelarten, dem Schutz und Erhalt des Uferbereiches mit unterschiedlichen Ausprägungen der Schilf- und Röhrichtbereiche sowie des Gebüschaums, dem Schutz und Erhalt der Bruchwaldbereiche sowie der Umwandlung naturferner Bestockungen in einheimisch standortgerechte Holzungen.

Das Naturschutzgebiet dient darüber hinaus dem Erhalt und der Pflege der innerhalb des Naturschutzgebietes vorhandenen Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse "Kalkreiche Niedermoore" und "Magere Flachlandmähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba*

officinalis)" [...] sowie dem Schutz der Vorkommen und Lebensräume der Bauchigen Windelschnecke“. Siehe auch Kapitel „GGB Santower See“.

Für das NSG „N 269-Santower See“ wurde 1997 ein Pflege- und Entwicklungsplan erarbeitet. Der Plan besteht aus drei Teilen. Die Teile 1 und 2 beschäftigen sich mit den naturräumlichen und sozio-ökonomischen Strukturen des Gebietes sowie mit den Ergebnissen sehr detaillierter Erfassungen der Vegetation sowie von Artgruppen der Fauna. Die gesammelten und erhobenen Daten stellen eine umfang- und detailreiche und damit wichtige Dokumentation der historischen Entwicklung des Gebietes sowie der Mitte der 1990´er Jahre vorherrschenden Ausprägung von Flora und Fauna des Gebietes dar. Aufbauend auf den Erkenntnissen der Teile 1 und 2 wird in Teil 3 eine Maßnahmenplanung entwickelt und begründet.

In der Zusammenschau der Planung wird deutlich, dass der Schlüssel zur Erreichung der Schutzziele nach § 3 NSG-VO in der Stabilisierung und Sanierung des Wasserhaushaltes sowie in einer extensiven und angepassten Nutzung besteht.

Insbesondere die grundlegenden Überlegungen und Maßnahmen zum Wasserhaushalt sollen im Folgenden kurz dargestellt werden.

„Wie bereits in Abschnitt 2.3. dargestellt, wird die räumliche Verteilung der Vegetation im Naturschutzgebiet entscheidend von den Seespiegel- und damit Grundwasserspiegelschwankungen sowie von den Bodensubstraten, den Nährstoffverhältnissen und der Flächennutzung bestimmt.

Grundsätzlich lassen sich 3 Vegetationszonen erkennen. Als 1. Vegetationszone kann der zentral gelegene Santower See mit seiner unmittelbaren Uferzone, die von einem zumeist schmalen, aktiven Verlandungssaum aus Schilf-Röhrichten gebildet wird, angesehen werden. Landseitig schließt sich als 2. Vegetationszone eine in ihrer Breite vom Oberflächenrelief bestimmte ältere flache Verlandungszone mit hohen Grundwasserständen und Torfböden an, die bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts als Streuwiesen und -weiden genutzt wurde und heute weitgehend von Bruchwäldern eingenommen wird. Dazwischen blieben kleinere inselartige Röhricht- und Gebüschflächen erhalten. Die äußere Grenze stimmt im Wesentlichen mit der Grenze der Torfböden bzw. der Uferlinie zur Zeit der Seespiegelabsenkung überein (SCHELLER u. BERGER 1995). Vor der Seespiegelabsenkung war diese Zone auf einen sehr schmalen Streifen eingengt. Die 3. Vegetationszone wird vom Randbereich des Seebeckens im engeren Sinne gebildet und liegt deutlich über 36 m NN (vereinzelt bis etwa 42 m NN). Die Böden bestehen aus verschiedenen frischen, zum Teil auch stau- und/oder grundwasserbeeinflussten Mineralbodensubstraten. Die in dieser Zone vorherrschenden Grünlandflächen mit einem Weißklee-Knaulgras-Grasland werden mit Ausnahme einer Ackerfläche als Weide genutzt.

Diese Zonierung kommt auch in der Verteilung der Vorkommen der bestandsgefährdeten Pflanzenarten und -gesellschaften zum Ausdruck. Wie aus der entsprechenden Deckfolie ersichtlich, liegen sie fast ausschließlich in der Verlandungszone (2. Vegetationszone). Ein besonderes Häufungszentrum ergibt sich beiderseits der Brachfläche am Südufer des Sees, wo mehrfach Teilflächen mit 9 bis 19 Rote-Liste-Arten vorkommen. Außerhalb der

Verlandungszone treten gefährdete Pflanzenarten nur sehr sporadisch an wenigen Sonderstandorten (z. B. Grabenränder) auf. Gleiches gilt für die aktive Verlandungszone entlang der heutigen Uferlinie.“ (StALU, 1996).

„An die Wasserfläche mit dem Röhrichtgürtel und dem unmittelbaren Verlandungssaum schließt sich mit der Seeterrasse (2. Vegetationszone) die ökologisch interessanteste und vielfältigste Naturraumeinheit des Naturschutzgebietes an. Sie verdankt ihre Ausbildung einerseits den über lange Zeiträume hinweg wirkenden natürlichen Verlandungsprozessen, die in Teilbereichen zur Entstehung eines Verlandungsmoores führten, und andererseits den wiederholten anthropogen bedingten Seespiegelveränderungen, in deren Verlauf einige Flachwasserbereiche vorübergehend oder dauerhaft trockenfielen.

Die Seeterrasse (auch als Verlandungsgürtel zu bezeichnen) besitzt eine weitgehend ebene bis sehr gering geneigte und nur von einigen, flachgewölbten Sandrücken unterbrochene Geländeoberfläche, die nur wenige cm oder dm über dem mittleren Seespiegelniveau liegt. Während sie im Norden und Osten nur ein schmales, auf langen Abschnitten von einer Böschung begrenztes Band darstellt, erreicht sie an der westlichen und südlichen Seeseite eine Breite bis zu 60 bzw. 80 m.

Der Flächenwasserhaushalt der Seeterrasse wurde unter natürlichen Bedingungen von den Wasserspiegelschwankungen des Sees und dem, von außen oberflächennah oder über den Grundwasserleiter, zuströmenden Wasser bestimmt. Die ersten angelegten Entwässerungsgräben mündeten noch direkt in den See. Erst mit der Anlage eines, die ganze Westhälfte der Terrasse umfassenden Vorflutgrabens, wurde der oberflächennahe Wasserzustrom in den Santower See weitgehend unterbunden, da er alle alten Gräben und Dränagesysteme aufnimmt und auf direktem Wege aus dem Einzugsgebiet ableitet. So wird der Wasserhaushalt gegenwärtig in erster Linie vom Seespiegelniveau beherrscht.“ (StALU, 1997).

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus den beiden FFH-Managementplanungen ergibt sich, dass, neben dem See an sich alle wichtigen Lebensraumtypen und Arthabitate in dieser 2. Vegetationszone mit hohen Grundwasserständen und Torfböden angesiedelt sind: Ihr Erhaltungsgrad ist damit direkt abhängig vom Wasserstand im See und dem den See speisenden Grund- und Schichtenwasserleiter bzw. ggf. auftretenden oberirdischen Zuflüssen, direkt in diese 2. Vegetationszone oder den See.

Hinsichtlich der Gefährdungen der Lebensraumtypen und Arthabitate in der Vegetationszone 2 sowie des Zielwasserstandes für den Santower See ist in StALU (1997) folgendes formuliert:

„Das seenächste Kliff bildete sich wohl nach der letzten deutlichen, anthropogen bedingten Seeabsenkung, die durch den um 1710 erfolgten Bau des Schleusengrabens verursacht wurde. Den dazugehörigen Terrassen (2. Vegetationszone) sind charakteristische Vegetationskomplexe zuzuordnen, deren Ausprägung wiederum von ihrer Nutzung abhängt.

Für die zukünftige Entwicklung des Gebietes wichtig ist aber, dass die Oberfläche der Seeverlandungstorfte in jedem Fall unterhalb der spätmittelalterlichen Terrassenbildung bleibt. Am Südostufer treten sie nur im Bereich der untersten Terrasse zutage und werden zum Teil von

Sanden überlagert (Teil I, Bodenkarte). Insgesamt bleiben sie zumindest innerhalb des Ringgrabens und am Südufer deutlich unter der 37,5 m Höhenlinie (Karte "Naturräumliche Einheiten und Flächennutzungsintensität"). Gleiches gilt für die übrigen Flächen der Seeterrasse. Das bedeutet, dass die Torfbildungen relativ alt sind und dass der natürliche Seespiegel während der aktiven Torfbildungsphase nur geringfügig über dem heutigen Niveau gelegen haben kann. Ein Wiederaufstau des Santower Sees auf das vor dem Bau des Schleusengrabens vorhandene höhere Niveau würde bedeuten, dass der gesamte Moorkörper und der größte Teil der übrigen Seeterrasse überflutet würden. Die Folge wäre die Umwandlung großer Teile der vorhandenen, floristisch und faunistisch besonders wertvollen Vegetationstypen in artenarme Schilf-, Rohrkolben- und Wasserschwaden-Röhrichte und die Förderung der Wasserschieferling-Scheinzyperseggen-Schwingrasen. Deshalb ist auf einen solch hohen Aufstau in jedem Falle zu verzichten.

Durch den Ausbau des den gesamten Westteil des Sees umfassenden tiefen Ringgrabens wird ein Großteil des oberflächennahen Wasserzustromes zum See abgefangen und sofort über den Schleusengraben abgeleitet. Dieses häufig kalk- und elektrolytreiche Wasser geht dem See verloren. Gleichzeitig bewirkt er eine Entwässerung der beiderseits angrenzenden Flächen und eine Grundwasserabsenkung. Vor allem im Südwestteil des Gebietes, in dem der Ringgraben in Seenähe verläuft und bis in den Moorkörper hineinreicht, muss möglicherweise mit einer Richtungsumkehr des natürlichen Grundwasserstromes gerechnet werden. Es entsteht dann eine Sogwirkung, die das hocheutrophe Seewasser in den Moorkörper eindringen lässt.“ (StALU, 1997).

StALU (1997) kommt damit zu dem Schluss, dass die Sicherung des Wasserhaushaltes des Gebietes auf einem Niveau der Sohle des Schleusengrabens, neben der Nutzung und Pflege der Flächen sowie dem Nährstoffhaushalt, die zentrale Maßnahme zur Erreichung der Schutzziele des NSG „Santower See“ und damit auch der Erhaltungs- und Entwicklungsziele für das GSG „Santower See“ darstellt.

5.2 GGB „Santower See“

Für das GGB mit der EU-Nummer DE 2133-301 „Santower See“ wurden zwei Managementpläne erarbeitet.

Der Managementplan des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Westmecklenburg (StALU-MV) aus dem Jahr 2018 umfasst den Flachwassersee „Santower See“ mit umliegenden Bruchwaldsäumen und Wiesenlandschaften. Die Fläche ist ca. 251 ha groß.

Für den LRT 91D0 „Moorwald“ verfasste das Forstamt Grevesmühlen 2020 eine FFH-Zustandsüberwachung, die inhaltlich einem Managementplan gleichzusetzen ist.

Im GGB „Santower See“ sind die in der folgenden Tabelle dargestellten Lebensraumtypen (LRT) ausgewiesen:

Tabelle 33: FFH-LRT im GGB „Santower See“

EU-Code	Deutsche Bezeichnung
3140	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechtera- gen
3150	Natürliche eutrophe Stillgewässer
6410	Pfeifengraswiesen
6510	Magere Flachland-Mähwiesen
7230	Kalkreiche Niedermoore
91D0*	Moorwälder

Der Santower See selbst wurde dem **LRT 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechtera-
gen“** zugeordnet. Der LRT besteht aus einer Fläche mit einer Größe von 111,70 ha. Da die typische Vegetation nur sporadisch und mit geringer Deckung nachgewiesen wurde, wird der Erhaltungszustand des Santower Sees (LRT 3140) mit „mittel-schlecht“ (C) bewertet.

Als funktionsbezogene Erhaltungsziele des LRT 3140 wurde der „Erhalt des Gewässers mit seiner natürlichen Trophie und des Wasserstandes“ definiert. Sowie „Keine Intensivierung der Fischerei, der Erhalt naturnaher Ufer- und Umfeldstrukturen und der Erhalt extensiv genutzter Flächen im Einzugsgebiet.“ Als wünschenswerte Entwicklung wurde die „Verringerung der Nährstoffbelastung und Stabilisierung des Wasserstandes im Santower See“ formuliert.

Der kurz- mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit C festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für den Santower See beschrieben:

„Für den Santower See, der sich aktuell in einem ungünstigen Erhaltungszustand befindet, sind Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung und zur Stabilisierung wünschenswert (vgl. wE-010_2). Die Verringerung der Nährstoffbelastung, auch aus dem weiteren Einzugsgebiet, soll vor allem durch eine Wasserstandsanehebung in den Moorbereichen erzielt werden, so dass die Moordegradierung und damit der Nährstoffeintrag in den See reduziert werden kann. Eine ebenfalls anzustrebende Verbesserung der Durchströmung des Sees durch Erhöhung der Wasserzufuhr soll ebenfalls der Verringerung der Nährstoffbelastung dienen. Die Stabilisierung des Wasserstandes soll durch eine Erhöhung der Wasserzufuhr, z.B. aus dem Ringgraben, in Verbindung mit einer verbesserten Wasserrückhaltung im See erzielt werden. Dabei sollte eine Erhöhung der Wasserzufuhr nicht ihrerseits zu relevanten Nährstoffeinträgen in den See führen.

Zur Ausarbeitung bzw. Konkretisierung geeigneter Maßnahmen, einschließlich der Abschätzung ihrer Auswirkungen, ist zunächst eine Machbarkeitsstudie mit limnologischen und hydrologischen Aspekten zu erarbeiten. Es ist zu prüfen, welchen Einfluss die aktuelle Fischartenzusammensetzung auf den Nährstoffhaushalt, den Anteil der Schwebstoffe und damit auf die

lebensraumtypische Vegetation hat. Auf dieser Grundlage sind geeignete Maßnahmen zu identifizieren, mit denen die Nährstoffbelastung verringert werden kann. Der hydrologische Aspekt prüft die Wasserstände im Einzugsgebiet und die Möglichkeiten der Stabilisierung bzw. ggf. Anhebung unter Berücksichtigung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie nahe gelegene Siedlungsflächen. Weiterhin ist die Sicherung einer ausreichenden Abflussmenge in den Tarnewitzer Bach zu berücksichtigen.“ (StALU, 2018).

Der **LRT 3150 „Natürliche eutrophe Seen“** wurde im GGB für sieben Einzelflächen ausgewiesen und nimmt eine Fläche von ca. 0,48 ha ein. Die Verbreitung im Gebiet ist überwiegend nordöstlich des Santower Sees, zwischen der Ortslage Warnow und dem Santower See. Zwei Einzelflächen wurden im westlichen Teil des Gebietes, nördlich und südlich der Siedlung Santow kartiert. Alle sieben Einzelgewässer sind dem Charakter nach Feldsölle. Sie sind nicht an das im vorliegenden Gutachten zu behandelnde Hauptgrabensystem angeschlossen. Der Erhaltungszustand des LRT wurde im Managementplan als „gut“ (B) bewertet.

Im Managementplan wurden für den Lebensraumtyp (LRT) 3150 folgende schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele definiert: Der Erhalt des günstigen Erhaltungszustandes steht im Vordergrund. Alle Teilflächen sind vor Verfüllung und Entwässerung zu schützen, naturnahe Gewässerufer und -randstreifen sind zu erhalten. Darüber hinaus sind im Einzelfall wünschenswerte Entwicklungsmaßnahmen vorgesehen, einschließlich der Sanierung und/oder Ausbaggerung von drei Teilflächen, um die von Verlandung bedrohten Gewässer zu erhalten. Der Erhaltungszustand der Kleingewässer sollte langfristig gesichert werden.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für den LRT 3150 beschrieben:

„Für verlandete Kleingewässer ist die Anhebung des Wasserstandes durch Sanierung/Ausbaggerung wünschenswert, um die Gewässer langfristig zu erhalten (vgl. wE-006_2, wE-013_3, wE-015_3). Die Vertiefung dient gleichzeitig den Ansprüchen der Zielarten Rotbauchunke und Kammolch im Sinne einer Habitatverbesserung durch Gewährleistung einer längeren Wasserführung.“ (StALU, 2018).

Da die Flächen von Verlandung bedroht sind ist als wünschenswerte Entwicklungsmaßnahme eine Sanierung/ Ausbaggerung von drei Teilflächen vorgesehen. Generell sind die Flächen zu schützen vor Verfüllung und Entwässerung und die naturnahen Gewässerufer und -randstreifen sollten erhalten bleiben.

Der **LRT 6410 „Pfeifengraswiesen“** befindet sich in fünf Teilflächen südlich des Santower Sees. Die Größe der Gesamtfläche ist 2,40 ha. Der Erhaltungszustand wurde insgesamt mit „hervorragend“ (A) bewertet.

Im Managementplan wurden für den Lebensraumtyp (LRT) 6410 folgende schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele definiert: Für den Erhalt der Pfeifengraswiesen (LRT 6410) und Vorkommen des Sumpfglanzkrautes ist der Erhalt der Wasserstände und die Fortführung

der extensiven Grünlandnutzung wünschenswert. In einigen Fällen sollten vordringende Gehölze an der Ausbreitung gehindert werden.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit A festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für den LRT 6410 beschrieben:

„Wünschenswert ist der Erhalt des aktuell in einem günstigen Erhaltungszustand befindlichen LRT und Aufnahme in die Natura 2000-LVO M-V. Für den Erhalt ist der natürliche Wasserstand, der Grünlanderhalt ohne Umbruch und die Fortsetzung der extensiven Grünlandnutzung zu sichern. Bewährt hat sich eine Kombination aus einer Mahd mit einer Nachbeweidung durch Schafe. Da die Teilflächen sehr klein sind und sich in der Regel als schmale Streifen zwischen den Beständen der kalkreichen Niedermoore und der Flachlandmähwiesen erstrecken, ist nur eine Bewirtschaftung im Komplex mit diesen Flächen sinnvoll, Pflegegrundsätze siehe Kap. I.1.1 LRT 7230. Ein Zurückdrängen hineinwachsender Gehölzbestände (Grauerlen und z.T. Strauchweiden) ist auf den beiden kleinsten Teilflächen dieses LRT erforderlich (vgl. Maßnahmen wE-023 und wE-030). Des Weiteren ist die Reduzierung der Schwarzwilddichte (zum Schutz der Vegetation vor Schäden) wünschenswert, ggf. durch Verbesserung der Einzäunung der Flächen mittels Elektrozaun (siehe übergeordnete Maßnahmen ohne Flächenbezug).“

Der **LRT 6510 „Magere Flachlandmähwiesen“** wurde südlich und nördlich des Santower Sees kartiert. Die acht Teilflächen haben zusammengefasst eine Flächengröße von 11,15 ha. Insgesamt wurde der Erhaltungszustand mit „gut“ (B) bewertet (29% mit A und 71% mit B).

Im Managementplan wurden für den Lebensraumtyp (LRT) 6510 folgende schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele definiert: Für den Erhalt des günstigen Zustandes ist die Fortführung der extensiven Grünlandnutzung in Verbindung mit der Sicherung hoher Grundwasserstände für den LRT 6510 von Bedeutung. In einigen Fällen sollten vordringende Gehölze an der Ausbreitung gehindert werden und unerwünschte Vegetationsbestände in den Flächen eingedämmt bzw. zurückgedrängt werden, z.B. Landreitgrasbestände oder im Einzelfall auch Schlehengebüsche.

Eine verträgliche Schwarzwilddichte sollte angestrebt werden, da die Vegetationsnarbe auf Teilflächen im Winter in den letzten Jahren immer wieder großflächig von den Tieren umgebrochen wurde, wodurch empfindliche LRT-Arten, z.B. Orchideen, Schaden nehmen können.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit A festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für den LRT 6510 beschrieben:

„Für die südlich des Santower Sees gelegenen Teilflächen des LRT 6510 (z.B. TF 6510-001, -005 und -006) ist ebenfalls die Reduzierung der Schwarzwilddichte wünschenswert, da die Tiere durch ihr Wühlen Schäden an der Grasnarbe verursachen, was die Etablierung von Dominanzbeständen konkurrenzkräftiger Arten Land-Reitgras, Acker-Kratzdistel und Brennnessel) zur Folge haben kann. Darüber hinaus ist im Bereich von zwei dieser Teilflächen die

Verhinderung der weiteren Ausbreitung problematischer Arten wünschenswert. Es handelt sich hierbei um das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*), das durch zusätzliche Mahd der Bestände (ca. 4–6-mal jährlich) zurückgedrängt werden soll. Dieses betrifft die Teilflächen im Bereich der Badestelle und im Bereich des Wolfshorns (vgl. Maßnahmen wE-026_3 und wE 032_03).“

Als **LRT 7230 „Kalkreiche Niedermoore“** wurden fünf Flächen hauptsächlich südlich des Santower Sees identifiziert, wobei sich auch ein Einzelbestand im westlichen Teil des Gebietes befindet. Die Gesamtfläche dieser Teilflächen beträgt 7,86 Hektar. Der Erhaltungszustand wurde als „hervorragend“ (A) bewertet.

Im Managementplan wurden für den Lebensraumtyp (LRT) 7230 folgende schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele definiert: Für den Erhalt des günstigen Zustandes ist die Fortführung der extensiven Grünlandnutzung in Verbindung mit der Sicherung hoher Grundwasserstände für den LRT 7230 von Bedeutung. In einigen Fällen sollten vordringende Gehölze an der Ausbreitung gehindert werden und unerwünschte Vegetationsbestände in den Flächen eingedämmt bzw. zurückgedrängt werden, z.B. Landreitgrasbestände oder im Einzelfall auch Schlehengebüsche.

Eine verträgliche Schwarzwilddichte sollte angestrebt werden, da die Vegetationsnarbe auf Teilflächen im Winter in den letzten Jahren immer wieder großflächig von den Tieren umgebrochen wurde, wodurch empfindliche LRT-Arten, z.B. Orchideen, Schaden nehmen können.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit A festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für den LRT 7230 beschrieben:

„Für alle Teilflächen ist aus den o.g. Gründen ebenfalls eine Reduzierung der Schwarzwilddichte wünschenswert (vgl. Ausführungen zum LRT 6410, s.o.).“

Die „Wald-Lebensraumtypen“ nach Anhang I der FFH-Richtlinie wurden durch die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern -Anstalt des öffentlichen Rechts- bearbeitet.

Die Waldfläche im GGB ist 48,08 ha groß. 2020 wurde der **LRT 91D0* „Moorwälder“** mit einer Fläche von 1,78 ha nachgewiesen und der Erhaltungszustand mit „gut“ (B) bewertet. Dabei wurde er in zwei Bewertungseinheiten unterteilt. Bewertungseinheit 1, südöstlich des „Santower Sees“ gelegen, mit einer Fläche von 0,90 ha ist ein Torfmoos-Grauweiden-Moorbirkenwald im Verlandungsbereich des Sees mit Sumpfschilf. Als Ziel wird die Verbesserung des Wasserhaushaltes des Moores formuliert.

Bewertungseinheit 2, im südwestlichen Verlandungsbereich des „Santower Sees“ gelegen, ist ein 0,88 ha großer Torfmoos-Moorbirken-Moorwald. Die Fläche weist Anzeiger von Entwässerung (Flatterbinse) auf und ist stark abhängig von dem Wasserstand des Santower Sees.

Der Erhaltungszustand des als „günstig“ (B) eingeschätzten Wald-LRT 91D0* soll mittelfristig und langfristig verbessert werden.

Für den Schutz des LRTs werden folgende Erhaltungsziele genannt: Es soll auf Einbringung nicht lebensraumtypischer Baumarten verzichtet werden. Der vorhandene Wasserstand sollte erhalten bleiben (keine Entwässerungsmaßnahmen) und Störungen (Trampelpfade, Lagerstätte) reduziert werden. Für eine wünschenswerte Entwicklung wurden folgende Erhaltungsziele genannt: Das Entfernen von nichtlebensraumtypischen Baumarten, die Wiederherstellung des naturnahen Wasserhaushaltes, sowie eine Reduzierung von Wildschäden.

Im GGB „Santower See“ sind die in der folgenden Tabelle dargestellten Habitate von Arten ausgewiesen:

Tabelle 34: Arten des Anhang II der RL NATURA 2000 im GGB „Santower See“

EU-Code	Deutscher Name
1355	Fischotter
1166	Kammolch
1188	Rotbauchunke
1016	Bauchige Windelschnecke
1014	Schmale Windelschnecke
1903	Sumpfglanzkraut

Zu dem Habitat des **Fischotters** gehört der Santower See mit seiner Verlandungsfläche und Inseln, sowie der westliche Grabenkomplex. Die zwei Teilflächen sind zusammen 117,37 ha groß. Der Erhaltungszustand wurde mit „hervorragend“ A bewertet.

Im Managementplan wurden für den Lebensraumtyp (LRT) 7230 folgende schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele definiert: Der Erhalt der in einem günstigen Erhaltungszustand befindlichen Habitate steht im Vordergrund, die vor allem durch den Erhalt naturnaher Uferstrukturen und über die Sicherung einer ottersicheren Fischerei erreicht werden soll.

Der kurz-, mittel- und langfristige anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit A festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende erforderliche Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen für die Habitate des Fischotters beschrieben:

„Alle Habitate des Fischotters, die sich im GGB in einem günstigen Erhaltungszustand befinden, sind zu erhalten. Dabei sind vor allem naturnahe Ufer- und Sohlstrukturen sowie unbewirtschaftete oder extensiv genutzte Randstreifen zu erhalten. Eine Intensivierung der Gewässerunterhaltung, Entwässerungsmaßnahmen oder Gewässerausbau sind zu vermeiden. Die Durchgängigkeit an Querbauwerken ist zu gewährleisten.“

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für die Habitate des Fischotters beschrieben:

„Die Verwendung ottersicherer Geräte bei der Reusenfischerei (z.B. Kleinreusen) soll eine ottersichere Fischerei gewährleisten, d.h. nutzungsbedingte Individuenverluste vermeiden.“

Die Habitate des **Kammolchs** sind „TF 1166-001 bis-004 bei Warnow“. Hierbei handelt es sich um Kleingewässer, welche im Nordosten des GGBs und südlich der Ortslage Warnow liegen., sowie das südlich von Santow gelegene Kleingewässer „TF 1166-005“. Die Gesamtfläche der fünf Teilflächen ist 0,41 ha groß. Der Erhaltungszustand wurde mit „gut“ (B) bewertet.

Als schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele wurden der Erhalt naturnaher Kleingewässer mit Flachwasserzonen einschließlich naturnaher Uferstrukturen definiert, der Erhalt von Hecken, Feldgehölzen, strukturreichen Waldbeständen und Lesesteinhaufen als Winterquartiere im Gewässerumfeld sowie der Verzicht auf Angelnutzung und Fischbesatz. Zur Pflege wird als Erhaltungsziel die Sicherung einer besonnten Wasseroberfläche genannt. Wünschenswerte Entwicklungen sind die Sanierung/ Ausbaggerung von Kleingewässern, Böschungsabflachung, sowie die Stabilisierung der Population durch Neuanlage.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Das Habitat der **Rotbauchunke** befindet sich in „TF 1188-001 bis -003 bei Warnow“. Die Gesamtfläche der drei Teilflächen ist 0,22 ha groß. Der Erhaltungszustand wurde mit „gut“ (B) bewertet (43% A; 57% B).

Als schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele wurde der Erhalt naturnaher Kleingewässer mit Flachwasserzonen einschließlich naturnaher Uferstrukturen definiert, sowie der Erhalt von Hecken, Feldgehölzen, strukturreichen Waldbeständen und Lesesteinhaufen als Winterquartiere im Gewässerumfeld, sowie ein Verzicht auf Angelnutzung und Fischbesatz. Zur Pflege wird die Sicherung einer besonnten Wasseroberfläche empfohlen. Als wünschenswerte Entwicklung wird das Herstellen von Fischfreiheit und die Stabilisierung der Population durch Neuanlage von Kleingewässern genannt.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende erforderliche Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen für die Habitate des Kammolchs und der Rotbauchunke beschrieben:

„Die Laichgewässer und naturnahen Ufer- und Umfeldstrukturen sind einschließlich des vorhandenen Wasserstandes zu erhalten. Zur Sicherung der Habitatstrukturen im Landlebensraum (im Radius von ca. 750 m um die Laichgewässer) sind z. B. Hecken und Feldgehölze im Umfeld des Gewässers zu erhalten. Für alle Teilflächen sollte langfristig die regelmäßige Auslichtung bzw. teilweise Beseitigung aufkommender Gehölze erfolgen, um dauerhaft eine geringe Beschattung der Gewässer zu gewährleisten. Vorrangig besteht diese Notwendigkeit bei den TF 1166-004 und -005 sowie bei der TF 1188-002 (vgl. wE-006_2, wE-013_3, wE-015_3). Die Maßnahmen sollten unter Beachtung der Vorschriften zum allgemeinen Biotopschutz und zum Artenschutz durchgeführt werden, d.h. in der Regel im Herbst/Winter.“

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für die Habitate des Kammolchs und der Rotbauchunke beschrieben:

„Wünschenswert ist die Fortführung der extensiven Grünlandnutzung ohne Düngung oder Einsatz von Pestiziden im Umfeld der Gewässer. Zur Sicherung einer ungestörten Entwicklung

der Unterwasservegetation und Amphibien ist ein Verzicht auf Fischbesatz oder Angelnutzung in Kleingewässern wünschenswert. Für die TF 1188-003 wird eine Entnahme der vorhandenen Kleinfische zum Schutz der Rotbauchunke vorgeschlagen (vgl. wE-008_2).

Aufgrund der fortgeschrittenen Verlandung der TF 1166-003 und -005 ist durch Sanierung/Ausbaggerung der Kleingewässer eine ausreichende Wassertiefe herzustellen, wichtig für die Zielarten ist hierbei die Entwicklung einer Flachwasserzone, Anforderungen an die LRT-Entwicklung sind hier ebenfalls zu berücksichtigen (vgl. Maßnahmen wE-015_003, wE-006_2).

Zur Stützung der lokalen Populationen von Kammmolch und Rotbauchunke ist darüber hinaus an mehreren Stellen, an denen früher Gewässer vorhanden waren (Senken im westlichen / nordwestlichen sowie südlichen Randbereich des GGB), die Neuanlage von Kleingewässern sinnvoll (vgl. Maßnahmen wE-002, -009 und - 018).

Des Weiteren ist die Anpflanzung einiger Kopfweiden zur Erhöhung der Strukturvielfalt im Bereich der Landlebensräume der vorkommenden Amphibien wünschenswert ist (vgl. Maßnahme wE-004_2)“

Die Habitatflächen der **Bauchigen Windelschnecke** sind „TF 1016-001 bei Warnow“, ein seggenreiches Schilf-Landröhricht nordöstlich des Santower Sees. Sowie „TF 1016-002“ (ein kalkreiches Niedermoor) westlich und TF 1016-003 bis -005 (Quellbereich, verlandete Seebucht, kalkreiches Niedermoor) südlich des Santower Sees. Die Gesamtfläche der fünf Teilflächen ist 4,14 ha groß und wurden mit „hervorragend“ (A) bewertet.

Als schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele wurden für den Schutz des Habitats der Bauchigen Windelschnecke der Erhalt der Riede und Röhrichte etc. und natürlichen, oberflächennahen Grundwasserständen genannt. Des Weiteren wird eine Offenhaltung der Fläche durch extensive Mahd empfohlen.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende erforderliche Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen für die Habitate der Bauchigen Windelschnecke beschrieben:

„Alle Habitate der Bauchigen Windelschnecke sind zu erhalten. Hierbei geht es vorrangig um den Erhalt des vorhandenen Wasserstandes im Sinne eines gleichmäßig hohen Grundwasserstandes (ganzjährig oberflächennah, ggf. im Winter kurzfristig leicht über Flur) und damit Sicherung vorhandener maßgeblicher Habitat- Bestandteile wie Großseggenriede und Röhrichte (LUNG 2003). Entwässerungsmaßnahmen sind zu vermeiden. Die Maßnahmen sind durch den Vollzug der Rechtsverordnung nach § 21 Abs. 2 NatSchAG M-V umzusetzen, weiterhin über den gesetzlichen Biotopschutz, da die Habitatflächen gleichzeitig im Bereich gesetzlich geschützter Biotope (Seggenrieder, Röhrichte, Kalkflachmoore, Zwischenmoore etc.) liegen.

Zur Vermeidung einer Verbuschung ist auf den Flächen die heutige extensive Grünlandnutzung weiter aufrecht zu erhalten. Auf der Teilfläche 1016-003 ist eine Pflegemahd durchzuführen. Auf ehemaligen Nasswiesenflächen, die inzwischen aufgrund ausgebliebener Pflege

eine Entwicklung zu einem Landröhricht genommen haben (TF 1016-001), steht eine Wiederaufnahme einer extensiven Mahd der Habitatfunktion für die Bauchige Windelschnecke nicht entgegen. Die Mahd könnte auch gelegentlich, ca. alle 2 – 5 Jahre (nach Bedarf), erfolgen (vgl. N-012_2)“

Das Habitat der **Schmalen Windelschnecke** ist „TF 1014-001 südlich Santower See“. Die Fläche ist 3,03 ha groß und wurde als „gut“ (B) bewertet.

Als schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele wurden als wünschenswerte Entwicklung der Erhalt der oberflächennahen, natürlichen Grundwasserstände, sowie die Fortsetzung der extensiven Grünlandnutzung (Mahd/ Beweidung mit Schafen/ Jungrindern) genannt.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Das Habitat des **Sumpf-Glanzkrautes** liegt südlich des Santower Sees und ist 0,11 ha groß. Der Erhaltungszustand wurde mit B bewertet.

Als schutzobjekt- und funktionsbezogene Erhaltungsziele wurden als wünschenswerte Entwicklung der Erhalt der oberflächennahen, natürlichen Grundwasserstände, sowie die Fortsetzung der extensiven Grünlandnutzung ohne Dünung durch Mahd/ Beweidung genannt.

Der kurz-, mittel- und langfristig anzustrebende Erhaltungszustand wurde mit B festgelegt.

Im Managementplan wurden folgende Entwicklungsmaßnahmen für die Schmale Windelschnecke und das Sumpf-Glanzkraut beschrieben:

„Wünschenswert ist der Erhalt und die Förderung der Habitats, d.h. von Großseggenrieden, Röhrichten bzw. sonstiger Vegetation der Kalkflachmoore und Zwischenmoore mit ganzjährig oberflächennahem Grundwasserstand sowie Neuaufnahme in der Natura 2000-LVO M-V. Für die Sicherung der Habitats der Arten ist die Fortsetzung der extensiven Grünlandnutzung wesentlich (vgl. Kap. II.1.2 LRT 7230). Dabei ist auf den Flächen, auf denen das Sumpf-Glanzkraut aktuell vorkommt, die Präsenz der Art jedes Jahr zu prüfen. Wenn die Art angetroffen wird, sind die Flächen erst nach der Samenreife zu bewirtschaften. Darüber hinaus ist die Sicherung eines ganzjährig hohen Wasserstandes maßgeblich (vgl. Maßnahme wE-029_1)“

5.3 Gutachterliche Einschätzung zur Entwicklung des Schutzgebietes und Prognose der Entwicklung

Wie die Darstellungen aus der NATURA 2000 – Managementplanung und dem Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG zeigen, beziehen sich die festgestellten Defizite und die formulierten Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen auf wenige Komplexe:

- den Wasserhaushalt des Gebietes,
- Bewirtschaftung der Flächen,
- Reduzierung von Tier- und Pflanzenarten, die sich negativ auswirken.

Da die NATURA 2000 – Managementplanung aus dem Jahr 2018 stammt muss davon ausgegangen werden, dass alle Kartierungen zur Bewertung der FFH-LRT sowie der Habitats der Anhang II - Arten im Jahr 2017 oder früher erfolgten.

Damit wurde selbstverständlich der „beeinträchtigte“ Zustand erfasst, der sich nach dem bedeutenden Eingriff in den Wasserhaushalt in den 1980´er Jahren entwickelt hat.

Erstaunlicherweise wurden alle FFH-LRT bzw. Arthabitate, deren Zustand auch vom Wasserhaushalt abhängig ist immer noch mit A (hervorragend) bzw. mindestens B (gut) bewertet. Möglicherweise konnten die entstandenen strukturellen Defizite im Wasserhaushalt (Abkoppelung des westlichen oberirdischen Einzugsgebietes vom See und damit den seenahen grundwasserbeeinflussten Flächen) noch durch mehr oder weniger positive klimatische Wasserbilanzen im Gesamteinzugsgebiet des Santower Sees ausgeglichen werden. Alternativ könnte jedoch auch angenommen werden, dass die Flächen, die 2018 als LRT oder Habitat ausgewiesen wurden, Anfang der 1980´er Jahre eine größere Ausdehnung und einen besseren Zustand hatten.

Der spätestens im Jahr 2017 kartierte und 2018 im FFH-Managementplan dargestellte Zustand konnte jedoch nicht die wasserhaushaltlich stark defizitäre Periode zwischen 2018 und 2022 berücksichtigen, in der regelmäßig negative klimatische Wasserbilanzen auftraten.

Wenn jedoch schon auf der Basis der Kartierungen von 2017 oder früher wasserhaushaltliche Defizite als Beeinträchtigungen für den Erhaltungsgrad der LRT oder Arthabitate bewertet wurden, dann können die wasserhaushaltlichen Defizite dieser Periode nicht ohne Auswirkungen auf die LRT oder Habitats geblieben sein, deren Zustand von diesen Verhältnissen abhängig ist.

Was die Aspekte der Bewirtschaftung der Flächen betrifft, so ist der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg hier ausgesprochen aktiv so dass davon ausgegangen werden kann dass dort, wo es eigentumsrechtlich, finanziell und personell möglich ist, die in der Managementplanung entwickelten Maßnahmenvorschläge bereits umgesetzt werden.

Im Folgenden sollen Veränderungen in den LRT - Flächen und Habitats dargestellt werden, die durch die Kenntnis der Entwicklung bzw. des Zustandes der Flächen verbal-gutachterlich möglich sind. Die folgenden Darstellungen beruhen demzufolge nicht auf einer erneuten Kartierung und Bewertung der Flächen nach den gültigen Kartieranleitungen des Landes MV für

die LRT und Habitate der Anhang II – Arten. Die gutachterliche Einschätzung erfolgte durch Herrn Martin Bauer, der für den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg maßgeblich an der Pflege und Bewirtschaftung der LRT- und Habitatflächen beteiligt ist und den Zustand der Flächen damit aktuell beurteilen kann.

LRT 3140 (J. Meisel)

Der Santower See ist dem LRT 3140 zugeordnet. Der LRT ist formal durch einen oligo- bis mesotrophen Trophiegrad und durch eine Vegetation von Armelechternalgen geprägt.

Nach den Unterlagen des Seenreferats MV weist der Santower See seit mindestens 1996 einen Trophiegrad von stark polytroph (p2) auf, seit mindestens 2007 treten Armelechternalgen nur noch in wenigen Uferbereichen bis in eine nur geringe Wassertiefe (nicht mehr als 0,5 m) auf.

Der durch das Seenreferat MV formulierte potenziell natürliche Zustand (PNZ) entsprechend der Morphometrie ist stark eutroph (e2).

Der durch die OGewV (2016) formulierte Referenzzustand für den LAWA – Seentyp 11.2 ist schwach eutroph (e1).

In diesem Zusammenhang muss hinterfragt werden, ob die Zuordnung des Sees zum LRT 3140 korrekt ist.

Im Zusammenhang mit der Kartierung der Makrophyten im Sommer 2023 konnte festgestellt werden, dass der Santower See weitgehend frei von Unterwasserpflanzen ist. Es kommen nur wenige einzelne Bestände mit geringen Pflanzendichten in sehr geringen Wassertiefen vor. Damit hat sich der Zustand des FFH-LRT gegenüber dem Zustand zum Termin der FFH-Managementplanung nicht verändert, er ist weiterhin schlecht.

LRT 6410 (M. Bauer)

Zum Zeitpunkt der Gebietsmeldung waren keine Vorkommen von Pfeifengraswiesen im GGB bekannt, der LRT wird aktuell mit fünf Teilflächen südlich des Santower Sees und einer Gesamtfläche von 2,40 ha nachwiesen.

Die überwiegend mesotrophen, feuchten bis nassen, kalkreichen und meist durch Torf bzw. Antorf, z.T. auch durch Kalkmergel und Sand geprägten Standorte befinden sich zwischen denen der kalkreichen Niedermoore (LRT 7230) und den erhöht gelegenen Flachlandmähwiesen (LRT 6510).

Die Teilflächen der Pfeifengraswiesen sind in der Regel saumförmig ausgebildet, liegen zwischen den beiden oben genannten LRT-Beständen oder anderen Rändern, was zu fließenden Übergängen auch im Arteninventar führt.

Die Flächen werden im Zusammenhang mit den angrenzenden Flächen gemäht und mit Schafen beweidet.

Der LRT müsste gutachterlich aktuell mit dem Erhaltungszustand „C“ bewertet werden.

Der Fachleitfaden M-V zur Kartierung und Bewertung des LRT gibt keine Möglichkeit eventuelle Vererdungen des Torfkörpers und das Verschwinden vieler wertgebender Arten in der

Bewertung des Erhaltungszustandes real zu berücksichtigen. Gerade das Pfeifengras als Hauptart des LRT ist sehr zählebig und hinkt beim Aussterben der Arten etwa 30 Jahre hinterher (eigene Erfahrungen des Autors).

Dieser LRT breitet sich derzeit infolge der Entwässerung auf Kosten des LRT Kalkreiche Niedermoore (LRT 7230) aus.

Mittlerweile treten großflächig Landreitgras-Bestände in den Pfeifengraswiesen auf und weisen auf extreme Entwässerung und Vererdung hin. Die artenreichen Formationen des LRT 7230 gehen dann in diesen Bereichen zurück. Der Torfkörper ist in den flachgründig vermoorten Standorten extrem geschrumpft. Der LRT 6410 verarmt an Wertarten und des beginnt die Entwicklung zu Pfeifengras-Dominanzbeständen einhergehend mit der Verschlechterung des Erhaltungszustandes.

LRT 6510 (M. Bauer)

Der LRT 6510 wurde 2004 mit einer Gesamtfläche insgesamt 4 ha gemeldet.

Aktuell wird der LRT mit acht Teilflächen und einer Gesamtfläche von 11,15 ha ausgegrenzt und bewertet. Zwei Teilflächen befinden sich nördlich des Sees südlich der Warnower Ortslage. Sie sind auf überwiegend frischen meso- bis eutrophen Lehmböden ausgebildet und werden extensiv als Grünland genutzt. Die östliche Fläche (TF 6510-008) liegt im Bereich des Meierberges und wird extensiv, i.d.R. als zweischürige Wiese genutzt. Die Fläche weist das typische Artenspektrum dieses LRTs mit Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und anderen hochwüchsigen konkurrenzkräftigen Arten sowie Arten etwas ärmerer Standorte, z.B. Gewöhnliches Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Knolliger Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*) und Flaum-Trespe (*Bromus hordeaceus*) auf.

Die Fläche ist von Grünlandflächen vergleichbarer Standort- und Nutzungsbedingungen umgeben, auf denen die LRT-typische Artenkombination jedoch noch nicht in ausreichendem Umfang ausgebildet ist. Die weiter westlich gelegene Teilfläche 6510-004 ist im Bereich einer ehemaligen Kiesgrube ausgebildet, wird einmal jährlich gemäht und extensiv mit Robustrindern beweidet und weist kleinflächige Weißdorn-Gebüsche auf. Auch hier dominiert der Glatthafer, ein Kräuteranteil von > 40% mit lebensraumtypischen Arten wie der Wiesen-Wucherblume (*Leucanthemum vulgare*) und Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*) auf.

Der LRT liegt ausschließlich auf Mineralboden. Kleinflächig kommt es zu Verschiebungen im Übergangsbereich zum LRT 6410. Diese Verschiebung ist jedoch dynamisch und zielführend.

LRT 7230 (M. Bauer)

Wie schon beim LRT 6410 beschrieben gibt der Fachleitfaden M-V zur Kartierung und Bewertung des LRT keine Möglichkeit eventuelle Vererdungen des Torfkörpers und das Verschwinden vieler wertgebender Arten in der Bewertung des Erhaltungszustandes real zu berücksichtigen.

Zur Gebietsmeldung wurde der LRT 7230 auf einer Fläche von insgesamt 7,29 ha identifiziert.

Aktuell werden fünf Teilflächen mit einer Gesamtfläche von 7,86 ha nachgewiesen. Allen Flächen gemeinsam ist eine große Artenvielfalt mit hohen Anteilen gefährdeter bzw. seltener Arten und auch LRT-typischer Arten, die sich durch Managementmaßnahmen (Entfernung von Gehölzbeständen, darunter vor allem Hybridpappel- und Grauerlenbestände; Zurückdrängung von Schilf) und eine anschließende an die Standortbedingungen angepasste Pflege bzw. Pflegenutzung herausgebildet hat.

Bei der mit einer Fläche von 3,04 ha größten Teilfläche am Südufer (TF 7230-005) handelt es sich um eine seit dem Jahr 1710 vollständig verlandete Bucht am Südostufer des Santower Sees. Die nach dem Absenken des Seespiegels flache sandige Bucht verlandete bis etwa Mitte des 19. Jahrhunderts nahezu vollständig. Seit Beginn der Verlandungsprozesse wurden die Flächen als Gemeindeweide genutzt. Die Beweidung als Gemeindeweide bzw. Hutung fand bis Mitte der 1960er Jahre statt. Danach wurden die Flächen nicht mehr genutzt, bis 1990 war die Fläche nahezu vollständig mit Schilfröhrichten eingenommen.

Durch gezielte Pflegemaßnahmen wurden die Schilfröhrichte verdrängt. Es entwickelte sich wieder eine Vegetation der kalkreichen Niedermoore mit Beständen der Stumpfbliätigen Binse (*Juncus subnodulosus*), der Draht-Segge (*Carex driandra*) und mehreren Orchideenarten. Im Westen des Santower Sees wird eine LRT-Fläche durch den Ringgraben entwässert und zerschnitten.

Mittelfristig ist, ohne die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes, von einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades auf B und später C auszugehen. Durch die Stabilisierung des Wasserhaushaltes kommt es zu einer Revitalisierung des Torfkörpers und damit zu einer Verbesserung der Standortverhältnisse für den LRT.

LRT 91D0* (M. Bauer)

Auf den nährstoff- und basenärmsten Standorten der seenahen Verlandungszone hat sich ein Grauseggen-Birken-Erlen-Bruchwald (*Carex canescens* - *Betula pubescens* - *Alnus glutinosa* - Bruchwald) herausgebildet. Er kann als die floristisch und ökologisch wertvollste Waldgesellschaft des Naturschutzgebietes angesehen werden, auch wenn er kaum Arten der Roten Liste enthält. Seine Baumschicht wird gemeinsam von der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) und der Moor-Birke (*Betula pubescens*) gebildet. Die wichtigste Art der Strauchschicht ist der Faulbaum (*Frangula alnus*).

In der Bodenvegetation unterscheidet sich die Gesellschaft vom Schwertlilien-Erlen-Bruchwald vor allem durch Arten basenarmer Standorte wie der Grau-Segge (*Carex canescens*), der Flatter-Binse (*Juncus effusus*), dem Dornigen Wurmfarne (*Dryopteris carthusiana*), dem Strauß-Gilbweiderich (*Lysimachia thysiflora*), dem Hunds-Straußgras (*Agrostis canina*) und dem Pfeifengras (*Molinia caerulea*). Außerdem existiert eine unterschiedlich dicht ausgebildete Mooschicht mit einigen Torfmoosen (darunter auch *Sphagnum russowii*) sowie weiteren typischen Arten.

Der LRT 91D0* ist eigentlich ein Zeugnis des stark beeinträchtigten Wasserhaushaltes des Santower Sees. In den Bereichen, in denen der LRT vorkommt, ist die Vegetation nicht mehr

grundwasser- bzw. seewassergespeist. Es handelt sich um Bereiche, die nur noch regenwassergespeist sind. Dieser LRT breitet sich in den Waldbereichen stark aus. Dementsprechend ist die Erfassung des LRT nicht mehr aktuell. Die natürliche Waldmehrung ist ebenfalls ein Zeichen der großräumigen Entwässerung im Gebiet.

Fischotter (M. Bauer)

Im Rahmen der Managementplanung erfolgte die Ausgrenzung von Habitaten des Fischotters gemäß Fachleitfaden. Die ausgegrenzten Habitate umfassen den Santower See (1355-002 EZ A) und die Gräben einschließlich des Ringgrabens (1355-001 EZ B).

Der Santower See selbst (TF 1355-002) ist als Rückzugsraum und Reproduktionshabitat anzusehen. Der Santower See wird aufgrund der natürlichen Umfeldstrukturen gutachterlich aktuell insgesamt mit „A“, d.h. als „hervorragend“, bewertet. Die extensive Fischerei wirkt sich auf den Fischotter derzeit nicht aus, da von der Öffnung der momentan verwendeten Kleinreusen keine Gefahr für die Tiere ausgeht.

Der westliche Grabenkomplex (TF 1355-001) bietet dagegen keine ausreichenden Nahrungsquellen, so dass die Teilfläche 1355-001 hauptsächlich als Migrationskorridor dient. Aufgrund der sporadisch stattfindenden Gewässerunterhaltung wird die Teilfläche 1355-001 gutachterlich aktuell mit „gut“ (B) bewertet. Die an den Gräben einmal jährlich im Herbst durchgeführte Beseitigung des Röhrichtaufwuchses ist für die Funktion als Migrationskorridor nicht abträglich.

Der Erhaltungszustand ist mit B (mittel - gut) einzuschätzen. Bei den im Managementplan dargestellten Maßnahmen handelt es sich nur um wünschenswerte Maßnahmen, die nicht zwingend notwendig sind.

Bauchige Windelschnecke (M. Bauer)

Ältere Funde von *Vertigo moulinsiana* sind südlich (1996), am Nordufer und westlich des Santower Sees (2007) bekannt (LUNG 2016 B). Bei der Kartierung im Rahmen der Bearbeitung des Managementplanes wurden die Bauchige Windelschnecke in allen 5 untersuchten Probestellen nachgewiesen. Teilfläche 1016-001 ist ein seggenreiches Schilf-Landröhricht nordöstlich des Santower Sees. Eine von Seggen dominierte Niedermoorfläche nördlich von Santow (Teilfläche 1016-002) ist Teil des LRT „Kalkreiches Niedermoor“ (LRT 7230). Am Südufer des Santower Sees liegt die Teilfläche 1016-003 in einem von Großseggen dominierten, innerhalb von Wiesen gelegenen Quellbereich.

Die Teilfläche 1016-004 befindet sich südöstlich des Santower Sees und westlich des „Wolfshorns“. Es handelt sich um eine verlandete Seebucht. Dieses kalkreiche Niedermoor wird von einem Mosaik aus Seggenrieden, Kalkbinsen-Beständen und Schlenken geprägt. Schütterer Schilfbestände sind vorwiegend in den seeseitigen Bereichen vorhanden. Die Teilfläche 1016-005 ist ebenfalls ein „Kalkreiches Niedermoor“ (7230-003) und befindet sich südlich des Santower Sees und westlich des „Wolfshorns“. Hier besteht das Mosaik aus Seggenrieden, Wasser-Schwertlilien-Beständen und Schlenken. Genau wie in Teilfläche 1016-004 sind schütterer Schilfbestände in den seeseitigen Bereichen zu finden.

Seit der Kartierung im Zusammenhang mit der FFH-Managementplanung ist mit keiner Veränderung des Erhaltungszustandes der Bauchigen Windelschnecke als relativ toleranter Art der Röhrichte zu rechnen.

Schmale Windelschnecke (M. Bauer)

Für die Schmale Windelschnecke wurden methodisch bedingt Untersuchungsflächen festgelegt. Im Zuge der Kartierung der Bauchigen Windelschnecke konnten auf der Teilfläche 1016-004 auch Vorkommen der Schmalen Windelschnecke belegt werden. Es handelt sich um ein kalkreiches Niedermoor. Es kann angenommen werden, dass auch in den anderen kalkreichen Niedermoor-Teilflächen sowie in den angrenzenden Pfeifengraswiesen Vorkommen der Art bestehen.

Das abgegrenzte Habitat der Schmalen Windelschnecke weist aufgrund seiner Ausprägung als naturnahes extensiv genutztes kalkhaltiges Feucht-/Nassbiotop mit gleichmäßiger Feuchtigkeit und gut ausgeprägter Streuschicht und aufgrund fehlender Beeinträchtigungen einen guten Erhaltungszustand (B) auf.

Sollte es in den nächsten Jahren nicht zu einer Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse kommen, ist mit dem Verschwinden der Schmalen Windelschnecke zu rechnen, mindestens wird sich der Erhaltungsgrad auf C verschlechtern.

Sumpf-Glanzkraut (M. Bauer)

Vorwiegend kalkreiche, nasse und mesotrophe offene Moorstandorte werden von dieser Art besiedelt. Sandiger basenhaltiger Rohboden mit nur geringer organogener Auflage kann ebenfalls als Substrat dienen. Hier müssen konstante hydrologische Verhältnisse gegeben sein und extensive Pflege oder Nutzung stattfinden. Zu hohe Wasserstände sind schädlich. Oft ist die Art auf Pionierflächen mit geringer Konkurrenz zu finden. Hier bevorzugt die Art niedrige bis mittlere Vegetationshöhen. Oft ist das Sumpf-Glanzkraut neben Mehlprimel (*Primula farinosa*), Breitbättriges Wollgras (*Eriophorum latifolium*) und anderen bedrohten Moorpflanzen zu finden (LUNG M-V 2003).

Im GGB „Santower See“ (DE 2133-301) kommt das Sumpf-Glanzkraut nur im LRT Kalkreiche Niedermoores (7230-005) am Südufer des Santower Sees vor.

Die Art profitiert von einer Optimierung des Wasserhaushaltes des Santower Sees und des LRT 7230. Sollte es in den nächsten Jahren nicht zu einer Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse kommen, ist in nächster Zeit mit dem Verschwinden des Sumpf-Glanzkrautes zu rechnen.

5.4 Zusammenfassung

Wie den Darstellungen zur gutachterlichen Bewertung der LRT und Habitate der Anhang II – Arten zu entnehmen ist, kam es seit dem Zeitpunkt der Erfassung LRT- und Habitatflächen sowie ihrer Erhaltungsgrade zu Veränderungen.

Insbesondere die Pflege und Bewirtschaftung von Flächen durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg sorgte für günstige Bedingungen, die eine Verschlechterung des Erhaltungsgrades verhinderten und eine Verbesserung indizierten.

Die angespannte wasserhaushaltliche Situation wirkte sich auf manche Lebensraumtypen und Arthabitate negativ aus, es ist zu befürchten, dass sich die negativen Auswirkungen der gestörten wasserhaushaltlichen Verhältnisse in Zukunft weiter negativ auf den Zustand der Flächen der FFH-LRT und Habitatflächen auswirken werden.

Hinsichtlich der Ziele der Pflege- und Entwicklungsplanung für das NSG Santower See sowie der Managementplanung für das GGB Santower See kann festgestellt werden, dass viele der vorgeschlagenen Maßnahmen, die mit der Bewirtschaftung der Flächen im Zusammenhang stehen bereits umgesetzt sind bzw. deren Umsetzung geplant ist. Hier wurden demzufolge schon große Erfolge erzielt.

Nicht umgesetzt wurden jedoch Maßnahmen, die zu einer Stabilisierung des Wasserhaushaltes des Gebietes bzw. zu einer Verbesserung der Wasserqualität des Santower Sees führen.

6. Wasserwirtschaftliche Untersuchungen

Wie in den Teilen zum gewässerökologischen Zustand des Santower Sees sowie im Zusammenhang mit den naturschutzfachlichen Untersuchungen diskutiert besteht eine wichtige Ursache der festgestellten Defizite in der wasserhaushaltlichen Situation des Sees und seines Einzugsgebietes.

Diese Defizite haben teils natürliche und teils anthropogene Ursachen.

Die wichtigste natürliche Ursache der inzwischen im Zusammenhang mit anthropogenen Ursachen auftretenden massiven Defizite sind die verhältnismäßig geringen Größen der oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebiete. Die starken Schwankungen des Wasserstandes des Santower Sees in der dokumentierten Periode 1971 – 1989 aber auch der aktuellen Periode ab August 2023 zeigen, dass sich Überschüsse oder Defizite in der klimatischen Wasserbilanz von See und Einzugsgebiet sehr stark auf die Seewasserstände und Grund- bzw. Schichtenwasserstände in den Randmooren und umliegenden Flächen auswirken, weil der „Puffer“, den der Grund- und Schichtenwasserkörper eines großen Einzugsgebietes bildet am Santower See viel kleiner ist. So kam es in den 1970´er Jahren zwischen Herbst und folgendem Frühjahr zu Anstiegen des Seewasserstandes von ca. 0,4 m (Okt. ´73 – Febr. ´74; Okt. ´74 – Jan. ´75; Sept. ´76 – Mai ´77). Anfang der 1980´er Jahre trat dieses Phänomen jedoch letztmalig bis zum Ende der Aufzeichnungen 1989 auf, zwischen Okt. ´83 und März ´84 stieg der Wasserstand um ca. 0,3 m (Abbildung 15, Abbildung 16, Abbildung 17). Im Untersuchungszeitraum 2023/24 trat dieses Phänomen erneut auf: zwischen Okt. ´23 und Febr. ´24 stieg der Wasserstand des Santower Sees um 0,74 m.

Die wichtigste anthropogene Ursache des wasserhaushaltlichen Defizits im Einzugsgebiet des Santower Sees und im Santower See selbst sind die mit dem Klimawandel verbundenen Faktoren Niederschlag und Verdunstung. Obwohl die meisten Klimamodelle davon ausgehen, dass

die jährlichen Niederschlagssummen konstant bleiben und nur die jährlichen Mitteltemperaturen ansteigen, wirkt sich das verschlechternd auf die klimatische Wasserbilanz und damit die Grundwasserneubildung aus. Wenn jedoch, wie zwischen 2018 und 2022, noch extrem niederschlagsarme Jahre in Folge auftreten, verstärken sich die Defizite zu „Zeiträumen vor den Klimawandel“ zusätzlich.

Eine ebenso wichtige anthropogene Ursache am Santower See ist die Umgestaltung der Entwässerungsverhältnisse durch die Meliorationsmaßnahmen in den 1980´er Jahren. Wie oben dargestellt, wurde dabei ein beträchtlicher Teil des oberirdischen Einzugsgebietes vom Santower See abgekoppelt bzw. Wasser, welches lokal zur Neubildung von Grund- und Schichtenwasser zur Verfügung stand, aus dem Einzugsgebiet abgeleitet. Im Untersuchungszeitraum 2023/24 waren das ca. 415.000 m³, bezogen auf die Seefläche des Santower Sees hätte diese Wassermenge zu einem Anstieg des Seespiegels um ca. 0,4 m geführt.

In den Trockenjahren 2018 – 2022 traten an nahezu allen Seen Nordostdeutschlands ähnliche wasserhaushaltliche Defizite auf, die insbesondere bei Flachseen zu einem bedeutenden Rückgang des Volumens und der Seefläche führten, in einigen Fällen auch zum Trockenfallen des gesamten Sees und damit zur Auslöschung der Populationen der wassergebundenen Tier- und Pflanzenarten und zum Verlust des lokalen Landschaftselements „See“.

Deshalb wird an vielen Seen darüber nachgedacht, wie die wasserhaushaltlichen Verhältnisse zu verbessern wären. Da die natürlichen und klimawandelbedingten Ursachen der Defizite lokal wie weltweit nicht, nicht mehr oder nicht schnell genug verändert werden können, wird als letzte Lösung nach zusätzlichen Wasserressourcen gesucht, die den Wasserhaushalt stabilisieren können. Sehr häufig sind solche Ressourcen jedoch nicht vorhanden oder potenziell vorhandene Ressourcen (z.B. gereinigtes Abwasser), stehen aus Gründen des Gewässer- und Grundwasserschutzes nicht zur Verfügung.

Am Santower See und in seinem Einzugsgebiet ist die Situation jedoch anders: die direkt in den Tarnewitzer Bach abgeleitete Wassermenge, die aus dem historischen oberirdischen Einzugsgebiet des Santower Sees stammt, steht für die Speisung des Sees und für die Neubildung von Grund- und Schichtenwasser praktisch zur Verfügung. Da diese Wassermenge aus dem originären Einzugsgebiet des Sees stammt, muss nicht diskutiert werden, ob eine Überleitung in ein anderes Einzugsgebiet grundsätzlich statthaft ist. Auch eine Belastung durch Schadstoffe muss nicht diskutiert werden.

Damit bestehen für den Santower See hervorragende Aussichten, die wasserhaushaltlichen Defizite deutlich zu reduzieren, wenn es gelingt, diese Wassermenge wieder für das lokale Grund- und Schichtenwasser und den See verfügbar zu machen.

Diese Idee ist allerdings nicht neu, schon in den 1990´er und 2000´er Jahren muss dies diskutiert worden sein, denn im Ergebnis der Diskussion entstand das Gutachten „Machbarkeitsstudie bzw. Vorplanung zur Renaturierung des Tarnewitzer Bachs von der Quelle bis zur Schleuse Warnow“ (PÖRY 2007). Auch im Teil III des Pflege- und Entwicklungsplanes für das NSG „Santower See“, (SALIX, 1997) werden konkrete Maßnahmenvorschläge diskutiert.

Alle diskutierten Vorschläge haben zwei wasserhaushaltliche Ziele:

- die Stabilisierung des Wasserstandes im Santower See,
- dem Wasserrückhalt im westlichen Einzugsgebiet des Grabens 22/6.

6.1 Vorschläge aus dem Pflege- und Entwicklungsplan (SALIX 1997)

In Teil III des Pflege- und Entwicklungsplanes (PEP) zum NSG „Santower See“ (SALIX 1005, 1996, 1997) werden unter Anderem Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im Bereich der See- fläche vorgeschlagen:

„Auf Grund der oben gemachten Erläuterungen wird vorgeschlagen, in den Ring- und den Schleusengraben mehrere regulierbare Stau einzubauen (Deckfolie "Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen"). Mit dem Stau 5 im Schleusengraben besteht die Möglichkeit der Regulierung des Seespiegels des Santower Sees. Mit seiner Hilfe kann einerseits ein stärkeres spätsommerliches Absinken vermieden und andererseits ein kontrollierter geringfügiger Anstau um 10 bis maximal 20 cm erreicht werden. Ein solcher Anstau verhindert eine weitere Degradierung des Torfkörpers in den Randzonen des Verlandungsmoores. Dies ist vor allem dann wichtig, wenn kein ausreichend hoher Wasserstand im Ringgraben erzielt werden kann.“ (SALIX, 1997).

Damit wird vorgeschlagen, neben dem bestehenden und offenbar im Zuge der Meliorationsmaßnahmen der 1980' er Jahre errichteten Absturzschart (Abbildung 19), der keine Stauwirkung besitzt, einen Stau im Schleusengraben zwischen der Uferlinie und dem bestehenden Absturzschart zu errichten.

Ein solcher Stau wurde jedoch bislang nicht errichtet.

„Die Stau im Ringgraben dienen der Rückhaltung des diesem Graben von außen zufließenden Wassers und der Verringerung seiner Entwässerungswirkung. Mit den Stauen 1 und 2 am Rande des Dorfes Santow wird es möglich, den sofortigen Abfluss des aus dem südwestlichen Teil des Einzugsgebietes zufließenden Wassers zu vermeiden und es möglicherweise in Höhe des Staues 2 direkt oder mit Hilfe des Staues 1 auf dem Umweg durch den Erlenbruchwald in den Santower See zu leiten und damit seine Wasserbilanz weiter aufzubessern. Diese Graben- verbindung hat bereits bestanden und die Gräben sind noch erkennbar.

Die Stau 3 und 4 im Nordwesten und Norden des Gebietes sollen vor allem eine Anhebung des Wasserstandes im Ringgraben bewirken. Dabei ist zu beachten, dass der Abfluss der aus den Ackerflächen kommenden Dränagesysteme gewährleistet bleibt. Eine Vernässung der im Grünland liegenden Flächen sollte geduldet werden (siehe Abschnitt 2.3). Insgesamt kann mit diesen Stauen der Zustand des Flächenwasserhaushaltes, wie er vor dem Ausbau des Ringgrabens bestand, annähernd wieder hergestellt und damit der Grad der Natürlichkeit deutlich erhöht werden. Für eine endgültige Entscheidung über den Standort und die Anzahl der Stau und die Stauhöhen sind noch einige weitere Untersuchungen einschließlich Höhennivellements (wenn nicht in den Meliorationsunterlagen vorhanden) erforderlich.“ (SALIX, 1997)

Damit wird vorgeschlagen, im Verlauf des Grabens 22/6 insgesamt 4 Staubauwerke zu errichten, um den Abfluss aus dem oberirdischen Einzugsgebiet des Grabens 22/6 über den Graben 22/6 zu verringern, teilweise im Einzugsgebiet zurückzuhalten sowie teilweise direkt oder durch Passage des Moorkörpers des Randmoores in den Santower See abzuleiten.

Die genannten vier Staue sollten sich an den Fließkilometern 0+020 (Stau 4), 0+650 (Stau 3), 2+000 (Stau 2) sowie 2+150 (Stau 1) des Grabens 22/6 befinden, wurden nach den Planungen des PEP jedoch nicht errichtet.

Wohl aber existieren in zwei Rohrdurchlässen im Graben 22/6, etwas zwischen den Fließkilometern 2+000 und 2+200 Staueinrichtungen deren Ursprung allerdings unbekannt ist (Abbildung 27). Der Stau im Graben 22/6, der offenbar im Zuge der Meliorationsmaßnahmen in den 1980´er Jahren am Fließkilometer 1+100 errichtet wurde (Abbildung 28) existierte zur Zeit der Erarbeitung des PEP schon.

Damit wurde schon in den 1990´er Jahren, einer Zeit, in der die wasserhaushaltlichen Defizite vermutlich nicht so gravierend waren wie im Zeitraum 2018 – 2022, die Notwendigkeit erkannt, Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes zu planen und umzusetzen, um die Flächen und Arthabitate des NSG vor (weiterer) Degradation zu schützen.

6.2 Vorschläge aus der Machbarkeitsstudie (PÖRY 2007)

Etwa 10 Jahre nach dem PEP wurde durch die PÖRY ibs GmbH die „Machbarkeitsstudie bzw. Vorplanung zur Renaturierung des Tarnewitzer Baches von der Quelle bis zur Schleuse Warnow“ im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg und Wismar e.V. angefertigt (PÖRY 2007).

Das Projektgebiet umfasste jedoch nicht den gesamten Raum, der von den Meliorationsmaßnahmen in den 1980´er Jahren umgestaltet wurde, sondern endete an dem Wehr, das sich etwa am Fließkilometer 1+100 des Grabens 22/6 befindet. „Das Projektgebiet umfasst die nordwestliche Verlandungszone des Santower Sees mit dem anschließenden Grünlandgürtel sowie den Oberlauf des Grabens 22/6 einschließlich der angrenzenden Niederungsflächen. Die westliche Begrenzung des Projektgebietes bildet der Quelltopf des Grabens.“ (PÖRY 2007).

Obwohl mit den Planungen nur für ein Teil der wasserhaushaltlichen Probleme Lösungen erarbeitet wurden, war der Ausgangspunkt der Machbarkeitsstudie der Gleiche, wie beim PEP: „Ziel ist die Verbesserung des Wasserhaushaltes im Niederungsbereich des Grabens 22/6 einschließlich der nordwestlichen Verlandungszone des Santower Sees. Die Verlandungszone ist durch verschiedene naturnahe Biotoptypen des Verlandungsmoores gekennzeichnet. Aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvoll ist das Feuchtgrünland zwischen Bruchwaldgürtel des Sees und dem Graben 22/6 zu beurteilen, welches ein hohes Entwicklungspotenzial für Pflanzengesellschaften der mesotroph-kalkreichen Moorstandorte aufweist. Es wird eingeschätzt, dass der Graben 22/6 derzeit eine zu starke Entwässerung des Feuchtgrünlandes bewirkt.“ (PÖRY 2007).

Warum die Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) nicht auch den zwischen den Fließkilometern 1+100 und 0+000 gelegenen Abschnitt des Grabens 22/6 betrachtet und dafür Maßnahmen vorgeschlagen hat bleibt unklar.

Möglicherweise waren einerseits die wasserhaushaltlichen Probleme zum Zeitpunkt 2007 noch nicht so gravierend, wie sie sich dann in der Periode 2018 – Mitte 2023 zeigten, andererseits besteht im Unterlauf des Grabens 22/6 durch den tiefen Einschnitt des Grabens in die umgebende Landschaft, die dort in den Graben entwässernden Drainagen und die Eigentumsverhältnisse der angrenzenden Grundstücke ggf. ein größeres Konfliktpotenzial.

In PÖYRY (2007) benennt klar die potenziellen Konflikte, die aus der Ableitung des Abflusses des Grabens 22/6, nicht mehr über den Ringgraben unterhalb des Wehres am Fließkilometer 1+100 sondern indirekt oder direkt in den Santower See entstehen könnten:

„Graben 22/6 kann eine Direkteinleitung des Grabens in den See aus folgenden Gründen nicht empfohlen werden:

- Die in den Graben 22/6 einmündenden Entwässerungsleitungen würden in den unteren Abschnitten teilweise überstaut werden. Die Folge wäre eine starke Nutzungseinschränkung von Ackerflächen zwischen Stat. 4+00 bis 6+00 sowie Grünland zwischen Stat. 8+90 und 19+70.
- Infolge Moorsackung bzw. Moorschrumpfung liegen die Moorflächen heute ca. 10 bis 50 cm unter dem Niveau von 1980. Das wertvolle Feuchtgrünland liegt im überwiegenden Teil ca. 20 cm über dem mittleren Seewasserstand; während der Wintermonate in etwa im gleichen Niveau. Damit wäre eine Nutzung der Flächen mit Technik nicht mehr möglich. Entsprechend der sich einstellenden Moorwasserstände würde sich der Pflanzenbestand des Feuchtgrünlandes in Richtung Ried/Röhricht entwickeln.
- Aufgrund des geringen Gefälles des Grabens 22/6 würde ein Rückstau bis zur Klützer Straße (L03) erfolgen, wobei die einmündenden Dränagen und Gräben i.d.R. betroffen wären.
- Die Einleitung von Oberflächenwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wäre mit einem zusätzlichen Eintrag von Nährstoffen verbunden. Aufgrund der starken Vorbelastung des Sees (vgl. Kap. 2.4) sollte der Nährstoffeintrag in den See möglichst geringgehalten werden.“

Die Arbeiten von PÖYRY (2007) stellen jedoch aus mehreren Gründen eine hervorragende Basis für die vorliegende Machbarkeitsstudie dar, da die damalige Planung sowohl eine Reihe von bemessungstechnischen Grundlagen (Vermessungsleistungen, Ermittlung von Abflussspenden) erarbeitet hat als auch umsetzbare Vorschläge zur Verbesserung des Wasserhaushaltes im damaligen Untersuchungsraum.

PÖYRY (2007) formuliert insgesamt acht Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes im Untersuchungsraum:

M1: Anstau der Moorsenke am Graben A

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Der Graben A verläuft im Oberlauf durch eine deutlich eingetieftete vermoorte Senke. Die Sohle der Senke liegt bei 36,2 m HN (36,35 m ü NHN), die Ränder steigen mindestens bis auf eine Höhe von 37,0 m HN (37,15 m ü NHN) an. ... Vorgeschlagen wird der Anstau des Grabens A bis auf eine Höhe von ca. 35,8 m HN (35,95 m ü NHN). Die damit verbundene Wasserstands-anhebung wirkt sich positiv auf den Moorwasserhaushalt aus, wobei die Senke als Feuchtgrünland noch nutzbar ist. Die am oberen Ende des Grabens A einmündenden Leitungen müssen so weit aufgenommen werden, dass ein freies Auslaufen möglich ist. Das oberirdische Einzugsgebiet der Senke beträgt unter Berücksichtigung der einmündenden Dränanlagen ca. 20 ha. Die Wasserspeisung der Senke ist während des Winterhalbjahres sowie nach Niederschlagsereignissen gewährleistet. In Trockenperioden kann der Wasserstand phasenweise unter den Zielwasserstand von 35,8 m HN (35,95 m ü NHN) absinken.“

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.



Abbildung 57: Standorte der Maßnahmen M1 und M2 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).

M2: Anstau des Grabens 22/6 bei Stat. 13+30 (Fließkilometer 1+100)

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Es wird vorgeschlagen, den Graben 22/6 bei Stat. 13+30 um ca. 20 cm auf eine Stauhöhe von 35,35 m HN (35,50 m ü NHN) anzustauen. Dadurch verringert sich der Grabenwasserflurabstand des Feuchtgrünlandes von derzeit ca. 50 bis 70 cm auf ca. 30 bis 50 cm. Der vorhandene defekte Stau soll wieder funktionstüchtig hergestellt werden. Durch die Regulierbarkeit der Stauanlage bleibt gewährleistet, dass bei höheren Abflüssen bzw. vor Unterhaltungsarbeiten ungestaute Wasserstände eingestellt werden können.“

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang teilweise umgesetzt. Durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg e.V. wurden in das vorhandene Staubauwerk Staubohlen eingebracht sowie innerhalb dieses Vorhabens ein Lattenpegel errichtet und das vorhandene Staubauwerk höhenmäßig eingemessen.

Nach der höhenmäßigen Einmessung liegt die Höhe der Oberkante des Betonsockels bei 37,07 m ü NHN und die Oberkante der Pegellatte bei 35,93 ü NHN. Im Untersuchungszeitraum 2023/24 wurden am Stau folgende Wasserstände aufgezeichnet:

Tabelle 35: Wasserstände im Graben 22/6 am Wehr am Fließkilometer 1+100 (Quelle: IaG GmbH, M. Bauer)

Datum	Wasserstand Lattenpegel Wehr	
	relativ in cm	absolut in m ü NHN
18.04.23	70	35,63
06.07.23	42	35,35
19.07.23	0	
17.08.23	0	
06.09.23	0	
11.10.23	0	
06.11.23	42	35,35
14.12.23	70	35,63
16.01.24	93	35,86
14.02.24	95	35,88
26.03.24	81	35,74
08.04.24	80	35,73
28.04.24	76	35,69
26.07.24	66	35,59

Damit wurden im Untersuchungszeitraum zwischen Dezember 2023 und Juli 2024 deutlich höhere Wasserstände im Graben 22/6 oberhalb des Stauwehres erreicht, als durch PÖYRY (2007) angestrebt. Im Maximum betrug der Wasserstand im Graben 35,88 m ü NHN und damit 0,38 m mehr.

Durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg e.V. ist es gewünscht, dass der aktuell eingesetzte Bohlenstau durch eine mechanisch verstellbare Stautafel ersetzt wird, um den Stau einfacher und genauer zu regulieren.



Abbildung 58: Stauwehr im Graben 22/6 am Fließkilometer 1+100 (Quelle: IaG GmbH)

M3: Verlegung des Grabens 22/6 an den Niederungsrand

PÖRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Zwischen Stat. 15+86 und 17+54 soll der Graben 22/6 an den Niederungsrand verlegt werden. Der neue Grabenabschnitt hat eine Länge von 180 m, davon ist auf ca. 120 m bereits ein Altprofil vorhanden. Der vorhandene Abschnitt ist vollständig zu verfüllen. Der Landnutzer fordert einen Durchlass zur Erschließung des Flurstückes 99. ... Der aktuelle Grabenverlauf durchschneidet den Moorkörper und führt zu einer tiefgreifenden Entwässerung der angrenzenden Moorflächen. Durch die Verlegung des Grabens an den Niederungsrand sowie die Verfüllung des vorhandenen Profils wird die Entwässerung der Moorfläche reduziert. Darüber hinaus wirken sich die höheren Wasserstände des Santower Sees auf die Fläche aus.“

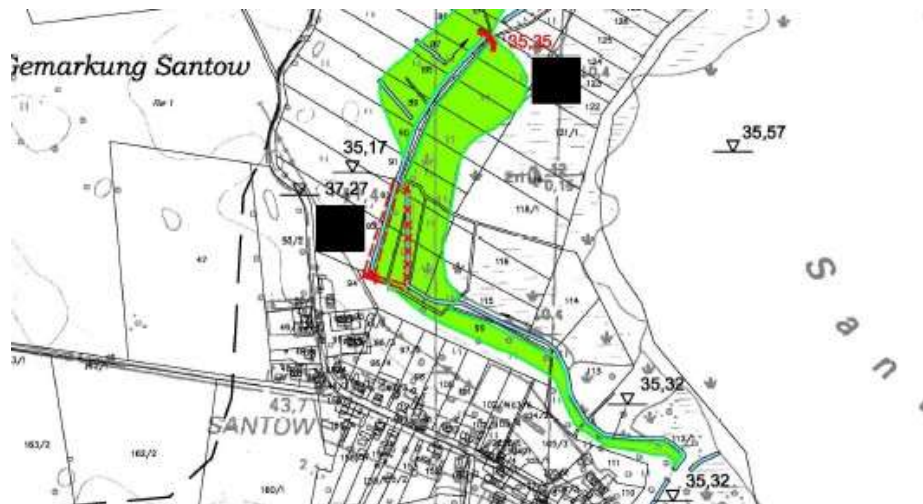


Abbildung 59: Standort der Maßnahme M2 und M3 aus der Machbarkeitsstudie (PÖRY 2007) (Quelle: PÖRY 2007).

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.

Auf dieser Strecke ist der Graben 22/6 nicht im Mineralboden, sondern im Moorkörper ausgebaut. Unabhängig von der Fließgeschwindigkeit des Schichtenwassers im Moorkörper besteht mindestens die potenzielle Möglichkeit, dass der Graben 22/6 in diesem Abschnitt entwässernd auf den Santower See wirkt. Nach den Planungsunterlagen zum Meliorationsprojekt in den 1980' er Jahren soll die Sohlhöhe des Grabens 22/6 in diesem Bereich bei 33,81 m HN (33,96 m ü NHN) an der Stat. 15+86 und 33,86 m HN (34,01 m ü NHN) und damit unterhalb aller Wasserstände des Santower Sees, die zwischen August 2023 und Juli 2024 gemessen wurden, minimaler Wasserstand in diesem Zeitraum war 35,35 m ü NHN.

M4: Wiedervernässung des Bruchwaldes südwestlich von Santow

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Der den Bruchwald durchschneidende Graben 22/6 soll im Wasserstand um ca. 0,6 m auf 36,0 m HN (36,15 m ü NHN) angehoben werden was mit Grabenwasserflurabständen beträgt zwischen 0,1 und ca. 1,0 m verbunden wäre. In Verbindung mit weiteren Ansturmaßnahmen innerhalb des Waldes kann damit eine wirksame Anhebung des Grundwasserstandes im Niederungsbereich bewirkt werden. Der Anstau wirkt sich jedoch bis in den Straßendurchlass der L03 hinein aus, so dass vorgeschlagen wird, die im Straßenbereich vorhandene Rohrleitung DN 400 auf einem höheren Niveau neu zu verlegen (vgl. M5). Weiterhin ist der in den Graben einmündende Sammler der Dränabteilung 45 im unmittelbaren Niederungsbereich mit geringerem Gefälle neu zu verlegen bzw. durch einen offenen Graben zu ersetzen. ... Der Bruchwald wird durch die extreme Entwässerung (Gabenwasserflurabstände von 0,7 bis ca. 1,6 m) stark beeinträchtigt.“

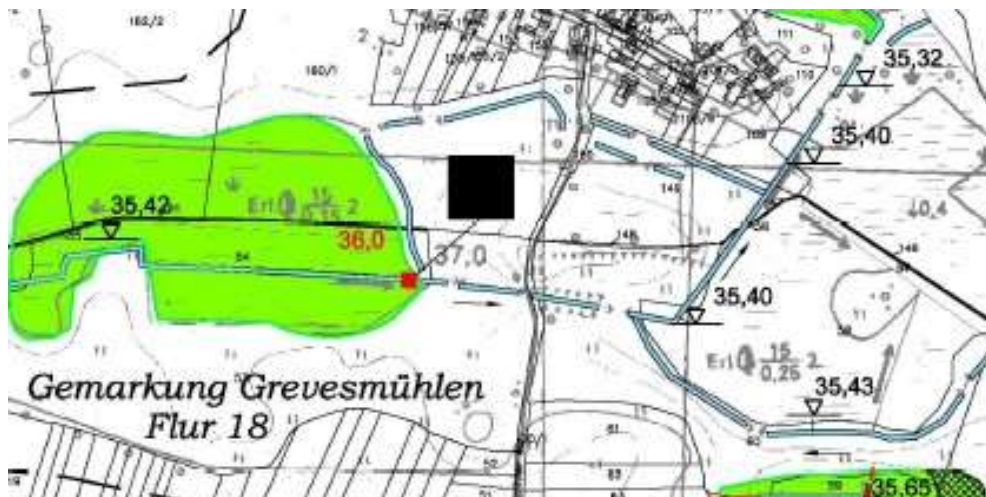


Abbildung 60: Standort der Maßnahme M4 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.

Da das oberhalb gelegene Bruchwaldgebiet eine recht große Fläche besitzt, würde mit der Umsetzung der Maßnahme ebenso ein bedeutender Retentionsraum für den Abfluss bei Starkniederschlagsereignissen geschaffen.

M5: Rückstaufreie Neuverlegung der Rohrleitung im Bereich der L03, Herstellung einer Fischotterpassage

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Aufgrund der Wasserstandsanhhebung unterhalb der L03 kommt es zu einem Rückstau in die Rohrleitung auf einer Länge von ca. 100 m. Zur Gewährleistung von Unterhaltungsarbeiten wird es erforderlich, die Leitung rückstaufrei neu zu verlegen. Der Graben 22/6 ist nach Aussage des Landschaftspflegeverbandes als Wanderkorridor für den Fischotter bekannt. Beim Kreuzen der Klützer Straße (stark befahrene Landesstraße) besteht für den Fischotter Lebensgefahr. Im Rahmen des vorliegenden Maßnahmenkonzeptes wird deshalb vorgeschlagen, im Kreuzungsbereich des L03 eine Fischotterpassage herzustellen.“

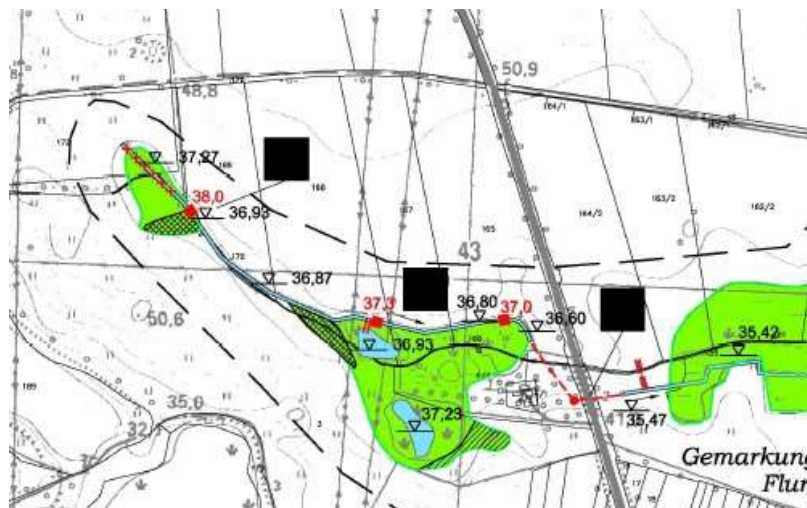


Abbildung 61: Standort der Maßnahmen M5 bis M7 aus der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) (Quelle: PÖYRY 2007).

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde offenbar bereits umgesetzt.



Abbildung 62: Fischotterpassage im Kreuzungsbereich des Grabens 22/6 mit der L 03 (Quelle: IaG GmbH).

M6: Anhebung des Wasserstandes im Biotopkomplex westlich der Klützer Straße (L03)

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Die Wasserstände der Kleingewässer im Biotopkomplex westlich der L03 liegen zwischen 36,9 und 37,2 m HN (15.01.07) (37,05 – 37,35 m ü NHN) und damit deutlich unter den 1978 gemessenen Werten von 37,5 m HN (37,65 m ü NHN) (vgl. Plan 3.2). Geplant ist, den Biotopkomplex bis auf eine Höhe von 37,3 m HN (37,45 m ü NHN) einzustauen. Dazu soll der Graben 22/6 angestaut und durch einen Stichgraben mit der Biotopfläche (Kleingewässer) verbunden werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der eingestaute Wasserstand auf die gesamte Biotopfläche auswirkt. Mit dem Anstau des Grabens 22/6 wäre eine Anhebung des Grabenwasserstandes um ca. 30 cm verbunden. Als unterstützende Maßnahme wird vorgeschlagen, ca. 90 m oberhalb der Rohrleitung eine zweite Staustufe (Stauhöhe = 37,0 m HN (37,15 m ü NHN)) anzuordnen. ... Durch die Verlegung und Vertiefung des Grabens 22/6 wurde der Biotopkomplex entwässert, so dass von den ursprünglich 3 Kleingewässern heute nur noch 2 vorhanden sind. Darüber hinaus sind die ehemals nassen Gehölzflächen (Grauweidengebüsch, Schwarzerlenbruch) trockengefallen.“

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.

Da der einzustauende Biotopkomplex eine recht große Fläche besitzt, würde mit der Umsetzung der Maßnahme ebenso ein bedeutender Retentionsraum für den Abfluss bei Starkniederschlagsereignissen geschaffen.

M7: Wiedervernässung des Moores im Quellbereich des Grabens 22/6

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Der Graben 22/6 endet in einem ehemaligen Quellmoor, welches durch den tiefen Grabenausbau stark entwässert und geschädigt wurde. Der Graben wurde ca. 1,5 m tief ausgebaut und zerschneidet den Moorkörper auf der gesamten Länge des Moores (ca. 100 m). Es wird vorgeschlagen, den Graben auf der gesamten Länge im Moorbereich bis auf eine Höhe von 38,0 m HN zu verfüllen. (Die Sohlhöhe beträgt ca. 37,0 m HN.) Dazu soll das nordöstliche Ufer abgeschoben werden. Ca. 20 m unterhalb der Verfüllung ist zur Fixierung des Wasserstandes auf eine Höhe von 38,0 m HN eine Sohlrampe anzuordnen. Die Nutzfläche ist von der Biotopfläche mit einem Weidezaun abzugrenzen. Begründung: Die Zerschneidung des Moorkörpers wird durch die Grabenverfüllung rückgängig gemacht. ... Die Zerschneidung des Moorkörpers wird durch die Grabenverfüllung rückgängig gemacht. Damit wird die Voraussetzung für die Wiederherstellung eines naturnahen Moorwasserhaushaltes geschaffen.“

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.

M8: Wiedervernässung der Moorsenke am Graben 22/6/1

PÖYRY (2007) beschreibt die Maßnahme wie folgt:

„Die ca. 0,9 ha große Moorsenke wird derzeit von der Hauptentwässerungsleitung für den südlich gelegenen Grünlandkomplex sowie das Betriebsgelände des Agrarbetriebes gekreuzt. Es handelt sich um eine Betonrohrleitung DN 400, wobei im Bereich der Moorsenke auf einer Länge von ca. 60 m ein offener Graben vorhanden ist.

Ein Anstau des Grabens ist nicht möglich, da die Leitung aufgrund des geringen Gefälles von ca. 0,2 % auf einer Länge von mehr als 160 m eingestaut werden würde. Es wird deshalb vorgeschlagen, den Graben zu verrohren und das aus dem lokalen Einzugsgebiet der Senke (Größe ca. 8,0 ha) zufließende Oberflächenwasser im Moor zurückzuhalten. Die Leitung ist als gedichtete Kunststoffleitung vorgesehen und muss auf Lattenrosten verlegt werden. Als Zielwasserstand wird eine Höhe von 36,3 m HN vorgeschlagen. Die von Westen in die Senke einmündende Dränleitung (Rohrsohle Auslauf = 35,79 m HN) ist auf ca. 40 m aufzunehmen und als Graben herzustellen. Weiterhin ist zur Vermeidung von Wasserständen oberhalb des Zielwasserstandes ein Schlucker mit Anschluss an den Graben 22/6/1 vorzusehen. Die Biotopfläche soll mit einem Weidezaun umgeben werden. ... Durch den offenen Graben wird die Moorsenke entwässert, was zu einer Einschränkung der Biotopfunktion führt.“

Nach Einschätzung von PÖYRY (2007) ist das Konfliktpotenzial gering.

Die Maßnahme wurde bislang nicht umgesetzt.

6.3 Vorschläge des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg

Nachdem ein Großteil der von PÖYRY (2007) vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes nicht umgesetzt wurden und mindestens in Folge der Dürreperiode 2018 – 2023 entwickelte der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg weitere Ideen, um den Wasserhaushalt zu stabilisieren. Diese Ideen führten zur Durchführung der vorliegenden Untersuchungen und Machbarkeitsprüfung.

Die Ideen sind in Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) dokumentiert. Das Konzept besteht weitgehend in dem vollständigen Rückbau der in den 1980 ´er Jahren umgesetzten Meliorationsmaßnahmen und der Wiederherstellung des vorherigen Entwässerungssystems.

Das Konzept enthält damit drei Maßnahmentypen:

- den vollständigen Rückbau von Gräben im Mineralboden (rote Markierung),
- den vollständigen Rückbau von Gräben im Torfboden (gelbe Markierung),
- die Wiederherstellung des Flachgrabensystems (grüne Markierung).

Die räumliche Lage der vorgeschlagenen Maßnahmentypen ist in der folgenden Abbildung 63 dargestellt.

Grundsätzlich werden die vorgeschlagenen Maßnahmen durch Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) wie folgt beschrieben:

„In den Jahren 1984/85 wurde das Entwässerungssystem westlich des Santower Sees gravierend umgestaltet. Anlass war die Verregnung von Abwasser der Stadt Grevesmühlen, wofür die vorhandenen Vorfluter 22/6 und 22 nicht ausreichend dimensioniert waren. Weiterhin boten diese Gräben nicht ausreichend Vorflut für geplante Dränanlagen auf Acker- und Grünlandflächen westlich des Santower Sees.

Durch den tiefen Ausbau des Grabens 22/6 wurden die Torfböden z. T. stark entwässert, so dass negative Veränderungen des Oberbodens die Folge sind. Untersuchungen zum Zustand der Moorböden liegen zwar nicht vor, es kann jedoch angenommen werden, dass insbesondere im Nahbereich der Gräben eine Degradierung (Vermüllung) des Bodens eingetreten ist. Bei mäßiger Entwässerung ist von einer Vererdung der Moorböden auszugehen. Zur Verregnung von Abwasser kam es nie. Der Vorfluter wurde neu gebaut.

Der See wurde somit entscheidend hydrologische verändert. Hinzu kamen Geländeaufschüttungen aus dem Aushub des Ringgrabens, der wertvolle Lebensräume überfüllte.

Diese Auswirkungen sollen durch Wiederherstellung des Zustandes von etwa 1983 rückgängig gemacht werden.

Grundsätzlich soll der Zustand wiederhergestellt werden, der vor dem Bau des Ringgrabens bestand.

Der Graben 22/6 soll von der Quelle kommend in den Bruchwald bei Santow geleitet werden. Zum See ist ein Notüberlauf herzustellen.

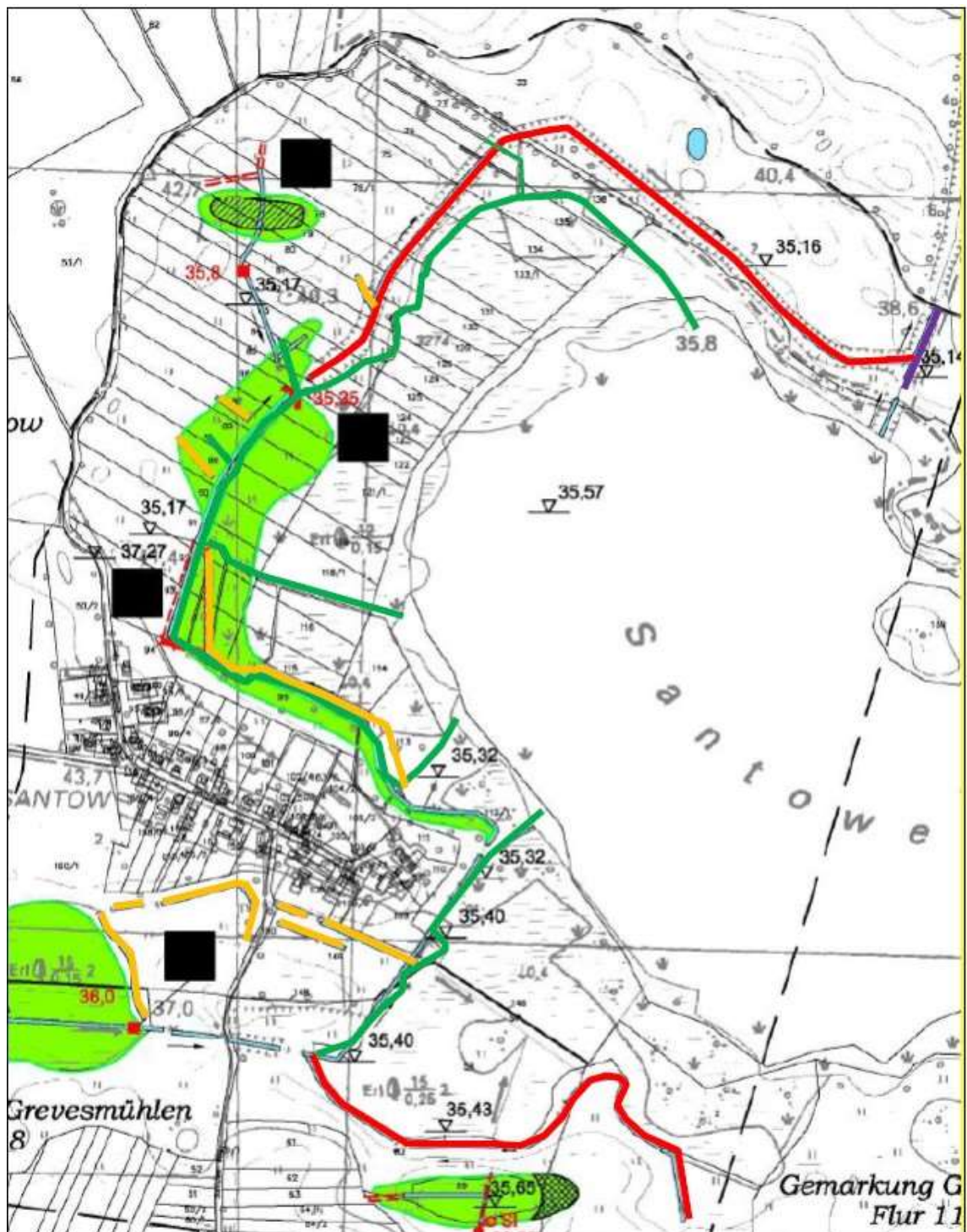


Abbildung 63: Maßnahmevorschläge des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg für Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 (Quelle: Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg 2024).

Der Graben 22/6 soll als flacher Randgraben am Rand des Torfkörpers im alten Verlauf (Flurstück 127) gestaltet werden. Der Ringgraben ist komplett zu verfüllen. Das Material lagert noch in der Nähe der Trasse. Die im mineralischen Körper verlaufenden Ringgraben ist mit dem Aushub zu verfüllen und das ursprüngliche Relief ist wiederherzustellen.

Der Auslauf des Schleusgrabens bei Warnow ist wieder höher zu legen und mit einer Sohlschwelle zu versehen.“

Insbesondere der vorgeschlagene vollständige Rückbau des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 2+000 kann als zentral umzusetzende Maßnahme gewertet werden, ohne die eine Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse am Santower See nicht verwirklicht werden kann.

6.4 Eigene Untersuchungen und Bewertung früherer Vorschläge

Der Zeitpunkt des Beginns der Untersuchungen am Santower See im Frühjahr 2023 war geprägt von der im Jahr 2018 begonnenen und bis zum Herbst 2023 anhaltenden Dürreperiode, in der viele Seen einen starken Rückgang des Wasserstandes zu verzeichnen hatten, viele Kleingewässer trockengefallen sind und viele wasserabhängige Landschaftsteile starken Schaden genommen haben.

Damit verbunden war häufig eine Verschlechterung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes von Seen, das Verschwinden von Habitaten von Amphibien und anderen Arten sowie die Schädigung von Lebensraumtypen der Richtlinie NATURA 2000.

Im Sommer und Frühherbst 2023 waren damit viele Fachleute damit beschäftigt Ideen zu entwickeln und Lösungen zu suchen, wie dem Wassermangel in der Landschaft nachhaltig begegnet werden kann, um wenigstens einige der Landschaftselemente, Habitats, Arten und Lebensraumtypen zu retten.

Am Santower See herrschte die gleiche Situation: der See hatte Anfang September 2023 gegenüber dem Normalwasserstand von 35,89 m ü NHN (Sohlhöhe des Schleusgrabens in Richtung Tarnewitzer Bach) einen Wasserverlust von 0,52 m Wassersäule auf einen Pegelstand von 35,27 m ü NHN erlitten. Nach Angaben des Seenreferat MV hat bei einem Gesamtvolumen des Sees von 1.860.000 m³ die Tiefenschicht 0,0 – 0,5 m ein Volumen von ca. 490.000 m³. Damit hatte der Santower See ca. 26 % seines Volumens verloren. Gleichzeitig war aber auch der Wasserstand im Randmoores des Sees um voraussichtlich 0,5 m zurück gegangen, die Moorsenken und Sölle im Einzugsgebiet des Santower Sees lagen trocken.

Gleichzeitig richteten sich viele Fachleute darauf ein, dass sich, auf der Basis der Klimaprognosen, auch zukünftig am grundsätzlichen Trend sinkender Wasserstände in Seen sowie oberflächennahen Grund- und Schichtenwasserleitern nichts ändern würde. Das gilt voraussichtlich auch weiterhin, auch wenn Herbst, Winter und Frühjahr 2023/24 mit den außergewöhnlich hohen Niederschlagssummen die entstandenen Defizite teilweise ausgeglichen werden konnten.

Insbesondere durch das wasserhaushaltliche Potenzial des Einzugsgebietes des Santower Sees sowie die vorliegende Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) bestehen für den Santower See grundsätzlich viel bessere Aussichten zur Stabilisierung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse als bei vielen anderen Seen und Landschaftsteilen.

Die gegenüber 2006/2007, dem Zeitpunkt der Entstehung der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007), hatten sich die wasserhaushaltlichen Verhältnisse voraussichtlich deutlich verschlechtert: am 10.01.2007 ermittelte PÖYRY einen Seewasserstand von 35,57 n HN (35,72 m ü NHN) und damit nur 17 cm unter dem Normalwasserstand.

Dies ist sicherlich ein Grund dafür, warum in der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) weitergehende Maßnahmen zur Stabilisierung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet des Santower Sees und insbesondere des Santower Sees selbst verworfen wurden.

Alle in PÖYRY (2007) geplanten Maßnahmen dienen der Verbesserung der wasserhaushaltlichen Situation im oberirdischen Einzugsgebiet des Grabens 22/6 westlich und nördlich des Santower Sees und damit vor allem um Landschaftsteile und Habitate, die zwar im NSG und GGB „Santower See“, von denen aber die gefährdeten LRT und Habitate der Anhang II – Arten nicht oder nur wenig profitieren.

Da der FFH-Managementplan erst im Jahr 2017, also 10 Jahre nach der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) entstanden ist, ist dies vielleicht ein Grund dafür.

Andere, voraussichtlich viel wichtigere Gründe waren allerdings, dass dringend vermieden werden sollte, dass:

- Grünlandflächen zum Wasserrückhalt temporär überstaut werden und damit Nutzungskonflikte mit den Eigentümern und Nutzern der Flächen entstehen,
- Nährstoffreiches Wasser aus dem Graben 22/6 in den Santower See abgeleitet wird und damit Konflikte mit den Zielen der EU-WRRL sowie dem FFH-LRT 3140 entstehen.

Wenn aber die durch die wasserhaushaltlichen Defizite betroffenen Schutzgüter durch die bislang geplanten Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen nicht gemildert oder beseitigt werden, dann muss geprüft werden, ob und welche weiter gehende Maßnahmen umsetzungsfähig sein.

Da aber die meisten betroffenen Schutzgüter direkt oder indirekt vom Wasserstand im Santower See abhängig sind muss insbesondere geprüft werden, wie die wasserhaushaltliche Situation des Sees verbessert werden kann.

Mit den Erfahrungen der Dürreperiode 2018 – 2023 ist es erforderlich, die in der Machbarkeitsstudie (PÖYRY 2007) identifizierten potenziellen Konflikte näher zu untersuchen und neu abzuwägen.

Ziel der aktuell zu entwickelnden erweiterten Maßnahmenplanung muss es also sein, das Niederschlagswasser aus dem natürlichen oberirdischen Einzugsgebiet des Grabens 22/6 westlich des Santower Sees wieder für den See und seine Randmoore verfügbar zu machen und zu verhindern, dass Wasser aus diesem Einzugsgebiet ohne Passage durch den See in den Tarnewitzer Bach abfließt.

Das bedeutet dass die hydrologischen Verhältnisse wieder hergestellt werden müssen, die vor den wasserhaushaltlichen Umgestaltungen in den 1980 ´er Jahren geherrscht haben.

Zur Erinnerung: das Grabensystem des Grabens 22/6 existierte im Grundriss bereits, es war jedoch nicht so tief und damit mit einem geringeren Querschnitt ausgebaut, da es nur das Wasser aus dem Einzugsgebiet aufnehmen musste und nicht, wie geplant, gereinigtes Abwasser.

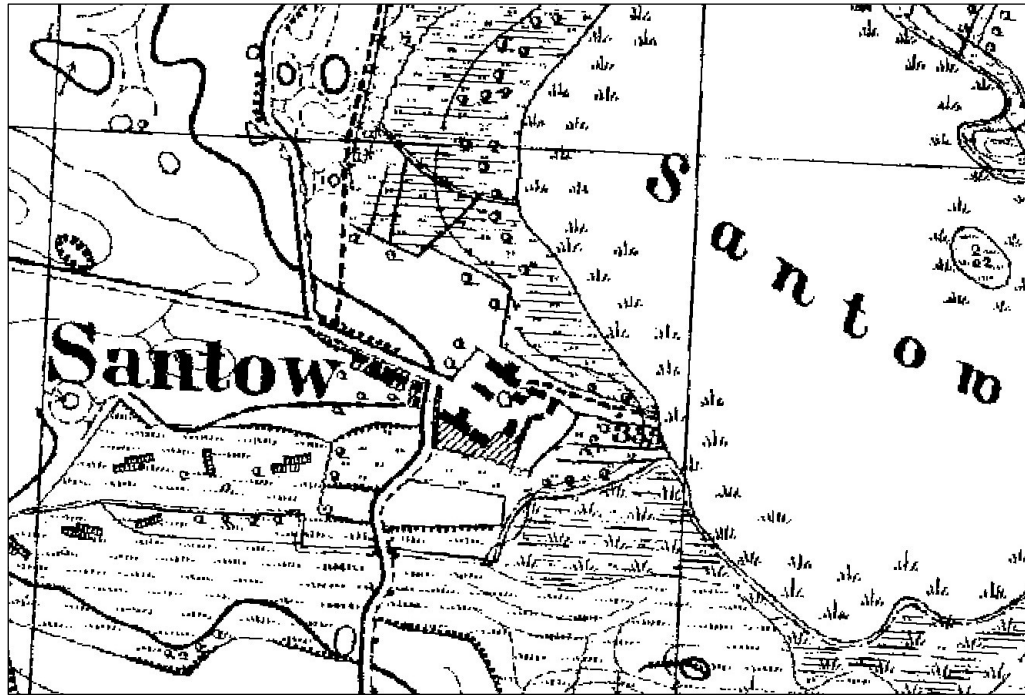


Abbildung 64: Grabensystem westlich des Santower Sees im Messtischblatt (ca. 1900) (Quelle: GAIA MV).

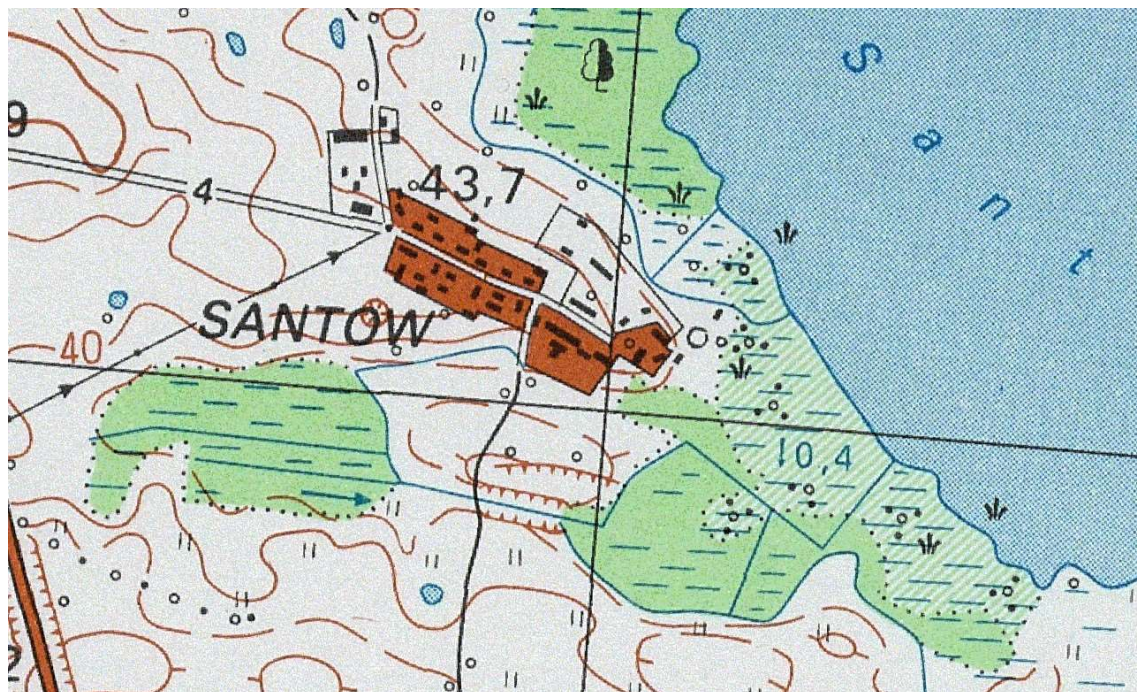


Abbildung 65: Grabensystem westlich des Santower Sees in der TK 1:25.000 (ca. 1980) (Quelle: GAIA MV).

Das im Grabensystem 22/6 gesammelte Wasser wurde teilweise in Moorsenken im Einzugsgebiet zurückgehalten (PÖYRY-Maßnahmen M1, M4, M6, M7, M8), teilweise versickerte es in den Moorwasserkörper des Randmoores des Santower Sees. Fiel mehr Wasser an, als in den Moorsenken zurückgehalten werden konnte und im Randmoor versickerte, so wurde dieses Wasser durch zwei flache Gräben direkt in den Santower See abgeleitet und nach „Passage“ des Sees über den Schleusengraben in den Tarnewitzer Bach.

Beide Abbildungen zeigen, dass der Abfluss aus dem südwestlichen Teil des Einzugsgebietes des Grabens 22/6 südöstlich von Santow in das Randmoor versickerte oder in den See einströmte. Der Abfluss aus dem nordwestlichen Teil versickerte nordöstlich von Santow, oder strömte dort in den See ein.

Der heutige Ringgraben unterhalb des Stauwehres im Graben 22/6 beim Fließkilometer 1+100 existierte nicht und wurde erst in den 1980´er Jahren gebaut.

Wie groß der Anteil des Niederschlags / der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet war, der versickerte und über einen Schichtenwasserstrom dem See zuströmte und wie groß der Anteil, der über die flachen Gräben eingeleitet wurde, ist unklar. Die Ganglinien des Wasserstandes des Sees aus den 1970´er Jahren zeigen aber, dass auch im See erhebliche Wassermengen zurückgehalten wurden. Regelmäßig traten im See, und damit ggf. in den umliegenden Flächen des Randmoores Wasserstände auf, die 0,10 – 0,30 m über dem Normalwasserstand (Sohlhöhe Schleusengraben) lagen.

Was unterscheidet die Situation aus 1980 wasserhaushaltlich von der heutigen Situation?

Wie die Abbildung 15 und die Abbildung 16 zeigen herrschten im Santower See im Winterhalbjahr regelmäßig hohe Wasserstände von 0,10 – 0,30 über dem Normalwasserstand, die oftmals bis Mai anhielten. Trotz der hohen Wasserstände war offenbar eine Bewirtschaftung der angrenzenden Flächen möglich.

Wie in PÖYRY (2007) dargestellt, kam es, offenbar verursacht durch permanent niedrige Seewasserstände, zu einer Moorsackung im Randmoor. „Infolge Moorsackung bzw. Moorschrumpfung liegen die Moorflächen heute ca. 10 bis 50 cm unter dem Niveau von 1980. Das wertvolle Feuchtgrünland liegt im überwiegenden Teil ca. 20 cm über dem mittleren Seewasserstand; während der Wintermonate in etwa im gleichen Niveau. Damit wäre eine Nutzung der Flächen mit Technik nicht mehr möglich. Entsprechend der sich einstellenden Moorwasserstände würde sich der Pflanzenbestand des Feuchtgrünlandes in Richtung Ried/Röhricht entwickeln.“ (PÖYRY 2007). Das bedeutet, dass es lokal zu Konflikten mit Landeigentümern und -nutzern kommen kann, ggf. könnten durch dauerhaft hohe Seewasserstände auch Konflikte mit Schutzgütern des FFH-Gebietes auftreten.

Da eine flächendeckende und detaillierte Erfassung der Höhenlage der angrenzenden Moorflächen und Feuchtgrünländer bislang nicht erfolgte, können keine genauen Aussagen dazu getroffen werden, wie sich ein länger andauernder Normalwasserstand (35,89 m ü NHN, Sohlhöhe Schleusengraben) oder erhöhter Wasserstand auf die angrenzenden Moorflächen und Feuchtgrünländer auswirken würde, insbesondere welche Flächen überflutet werden würden,

wie lange dieser Zustand anhalten würde und welche ökonomischen oder naturschutzfachlichen Schäden damit entstehen könnten.

Die außergewöhnlich hohen Niederschlagssummen des Herbstes, Winters und Frühjahrs 2023/24 haben allerdings einen Probenstau im Gebiet verursacht, mit dessen Hilfe diese potenziell auftretenden Folgen abgeschätzt werden können.



Abbildung 66: Grünlandfläche und Bruchwald südöstlich des Grabens 22/6 im Bereich des Stauwehres am Fließkilometer 1+100 am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)

In das Stauwehr am Fließkilometer 1+100 wurden Staubholen so eingebaut, dass die Wehroberkante in einer Höhe von ca. 35,80 m ü NHN lag. Im Januar und Februar 2024 wurde diese Oberkante um ca. 8 – 10 cm überströmt, es floss damit Wasser in den Ringgraben ab. Die Wasserstände am Wehr betragen damit 35,86 bzw. 35,88 m ü NHN. Der Seewasserspiegel (Lattenpegel (alt) am Ablauf zum Schleusengraben) wies in dieser Zeit eine Höhe von 35,86 bzw. 35,91 m ü NHN auf.

In dieser Periode (Januar / Februar 2024) waren Grünlandflächen westlich des Stauwehres sowie südöstlich von Santow aber auch der Bruchwald im Randmoor überflutet.



Abbildung 67: Grünlandfläche südlich des Santower Sees am 14.02.2024 (Quelle: IaG GmbH)

Anfang Februar 2024 wurde der Oberkante des Stauwehres um ca. 0,10 m auf ca. 35,68 m ü NHN abgesenkt.

Durch die Absenkung der Wehroberkante, geringere Niederschläge und eine höhere Verdunstung ging der Wasserspiegel im Graben 22/6 vor dem Stauwehr auf 35,74 m ü NHN (Mitte März), 35,73 m ü NHN (Mitte April) bzw. 35,69 m ü NHN (Ende April) zurück.

In dieser Zeit betrug der Seewasserstand (alter Lattenpegel) 35,78 m ü NHN (März) bzw. 35,74 m ü NHN (April) und damit etwa auf dem Niveau des Wasserstandes im Graben 22/6 oberhalb des Stauwehres.

Der Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg e.V. beobachtete sowohl die kurzfristigen Auswirkungen der starken Anhebung des Wasserstandes und des daraus folgenden Überstaus der Flächen wie auch die Folgen im weiteren Jahresverlauf sehr genau.

Die Bruchwaldflächen befinden sich mehrheitlich im Landesbesitz, eine wenige Flächen im Privatbesitz. Nach Angaben des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg (Bauer, pers. Mitt. 2024) entstanden mit den Eigentümern und Nutzern der Flächen durch den aufgetretenen Überstau keine Konflikte.

Die Grünlandflächen befinden sich in Privatbesitz und werden durch den Landwirtschaftsbetrieb Grevesmühlen eG bewirtschaftet (Bauer, pers. Mitt. 2024). Auch auf diesen Flächen gab es im Jahresverlauf 2014 bis Mitte August keine Konflikte mit Flächeneigentümern bzw. dem Bewirtschafter, dem Landwirtschaftsbetrieb Grevesmühlen eG (Bauer, pers. Mitt. 2024).

Der vor Allem durch die hohen Niederschläge verursachte „Probestau“ im Graben 22/6 hat im Ergebnis ergeben, dass trotz der hohen Wasserstände im Winter '23/'24 und Frühjahr '24 keine Konflikte mit Eigentümern und Nutzern der betroffenen Flächen aufgetreten sind. Wichtiges Element des zufälligen Probestaus war aber der vor Ort aktive Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg, der die Wasserstände in den Flächen und das Stauwehr in dieser Zeit betreut hat.

Damit ist es also möglich, den Wasserstand im Graben 22/6 über einen längeren Zeitraum im Winter und Frühjahr auf einem Niveau zwischen 35,75 und 35,90 m ü NHN einzustauen, um Wasser im Einzugsgebiet zurückzuhalten. Dieses Einstauniveau liegt um 0,25 – 0,40 m über dem Niveau, welches PÖYRY (2007) in seiner Maßnahme M2 geplant hatte (35,35 m HN (35,50 ü NHN).

Wie oben (Tabelle 4) dargestellt, sind über das Stauwehr zwischen Januar und April 2024 ca. 415.000 m³ Wasser in den unterhalb gelegenen Abschnitt des Grabens 22/6 und damit in den Tarnewitzer Bach abgeflossen. Vor dem Bau des unteren Abschnittes des Grabens 22/6 in den 1980´er Jahren wäre dieses Wasser jedoch vermutlich über die beiden in Abbildung 65 dargestellten flachen Gräben direkt in den Santower See abgeflossen.

Nach PÖYRY (2007) stellt dies jedoch einen erheblichen Konflikt mit dem Schutzgut der Wasserqualität des Santower Sees dar. Dies ist formal auch so, der See erreicht den „guten“ ökologischen Zustand nach EU-WRRL nicht, es gilt das Verbesserungsgebot und das Verschlechterungsverbot, wonach eine zusätzliche Belastung zunächst ausgeschlossen sein sollte.

In Tabelle 36 sind die im Untersuchungsprogramm 2023/24 erhobenen Daten zum Abfluss und den Stoffkonzentrationen an den Messstellen im Graben 22/6 dargestellt.

Dabei ist zu beachten, dass die Messstellen P2 und P3 jeweils die Abflussmengen und Wasserqualität getrennter Teileinzugsgebiete darstellen. Da sich die Messstelle P1 in Fließrichtung unterhalb von P2 und P3 befindet, repräsentieren die Messergebnisse an dieser Messstelle sowohl die Wassermenge und P-Konzentrationen, wie sie an P2 und P3 gemessen wurden und die im Fließverlauf, wenn ein Abfluss gegeben ist, auch die Messstelle P1 passieren, als auch die Wassermengen und Konzentrationen, die unterhalb von P2 und P3 durch den Graben 22/6 gesammelt wurden.

Im Jahresverlauf können alle Ergebnisse zwischen April 2023 und Dezember 2023 hinsichtlich einer potenziellen direkten Fracht in den Santower See vernachlässigt werden. In diesem Zeitraum trat am Stauwehr kein Abfluss auf, die an P2 und P3 festgestellten abfließenden Wassermengen sind offenbar im weiteren Verlauf des Grabens 22/6 bis zum Stauwehr entweder verdunstet oder in das Grund- und Schichtenwasser abgeströmt.

Tabelle 36: Abflüsse, Konzentrationen des Gesamt-Phosphor sowie P-Frachten im Fließverlauf des Grabens 22/6 im Untersuchungszeitraum 2023 / 2024 (Quelle: Daten IaG GmbH)

Datum	22/6 (P1, Wehr)				22/6 (P2, südl. Santow).				22/6 (P3, Rinderkoppel)			
	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M	Q in l/s	TP in mg/l	Q in m ³ / p.M.	F in kg/ p.M
18.04.2023	0,00	0,039	0,0	0,0	3,20	0,031	8.294	0,3	1,16	0,023	3.017	0,1
06.06.2023	0,00	0,046	0,0	0,0	0,00	0,041	0,0	0,0	0,00	0,032	0,0	0,0
10.07.2023	0,00	-	0,0	0,0	0,00	0,061	0,0	0,0	0,00	0,068	0,0	0,0
07.08.2023	0,00	0,092	0,0	0,0	0,00	0,062	0,0	0,0	0,125	0,056	0,0	0,0
06.09.2023	0,00	-	0,0	0,0	0,00	0,201	0,0	0,0	0,00	0,074	0,0	0,0
11.10.2023	0,00	-	0,0	0,0	0,00	0,101	0,0	0,0	0,20	0,062	0,0	0,0
06.11.2023	0,00	0,023	0,0	0,0	0,00	0,020	0,0	0,0	1,00	0,051	0,0	0,1
14.12.2023	0,00	0,067	0,0	0,0	0,00	0,043	0,0	0,0	5,00	0,052	0,0	0,7
16.01.2023	42,20	0,057	109.382	6,2	13,50	0,029	34.992	1,0	10,00	0,035	25.920	0,9
14.02.2024	20,00	0,063	51.840	3,2	10,00	0,028	25.920	0,7	5,00	0,068	12.960	0,9
26.03.2024	82,90	0,076	214.877	16,3	5,10	0,038	13.219	0,5	2,50	0,047	6.480	0,3
08.04.2024	15,00	0,078	38.880	3,0	12,00	0,024	31.104	0,7	18,00	0,098	46.656	4,6
Summe				28,7				3,1				6,7

Erst zwischen Januar und April 2024 trat am Stauwehr ein Abfluss auf so dass davon ausgegangen werden muss, dass die anfallende Wassermenge so groß war, dass sie weder versickern noch verdunsten konnte. Wenn der untere Abschnitt des Grabens 22/6, unterhalb des Stauwehres nicht vorhanden wäre, wären die in dieser Zeit gemessenen Wassermengen und berechneten Stofffrachten die Mengen und Frachten, die dem Santower See zuströmen würden.

Da die Frachten an den Messstellen P2 und P3 ein Teil der Fracht an der Messstelle P1 darstellen, muss von einer Gesamtfracht von Gesamt-Phosphor in dieser Zeit von 28,7 kg ausgegangen werden.

Unter Berücksichtigung von Tabelle 26 wäre damit die P-Fracht aus dem „Überlauf“ des Grabens 22/6 in ihrer Größenordnung nicht zu vernachlässigen, sie hätte im Untersuchungszeitraum einen Anteil von 19 bis 23 % an der jährlichen Gesamtfracht.

Daraus ergibt sich, dass die Feststellung von PÖRY (2007) bezüglich der zu vermeidenden Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen unter Vorbehalt weiter gilt. Mit Konzentrationen des Gesamt-Phosphors an der Messstelle P 1 zwischen 0,057 und 0,078 mg/l liegen diese Konzentrationen zwar deutlich über den Konzentrationen im Santower See in diesem Zeitraum (0,042 – 0,045 mg/l) sind aber andererseits nicht höher als die Konzentrationen aus den anderen externen P-Quellen (Niederschlag, Grund- und Schichtenwasser).

Daraus ergibt sich, dass die wichtigste Maßnahme der Machbarkeitsstudie (PÖRY 2007) die Maßnahme M2 ist, da sie die einzige Maßnahme ist, die sich potenziell direkt bzw. permanent indirekt positiv auf den Wasserhaushalt des Santower Sees und der Habitat- und Lebensraumflächen der in der NSG-VO und im FFH-Managementplan genannten Schutzgüter auswirkt.

Da der Graben 22/6 in seinem Unterlauf bis zum Stauwehr innerhalb der Niedermoorbildungen bzw. direkt an der Grenze zu den Niedermoorbildungen verläuft ist es wahrscheinlich, dass aus dem Graben 22/6 Wasser aus dem Graben oder aus überstauten Flächen in den Moorboden infiltriert und damit sowohl den Wasserhaushalt des Moorbodens verbessert als auch, nach Durchströmung des Moorkörpers den Santower See speist.

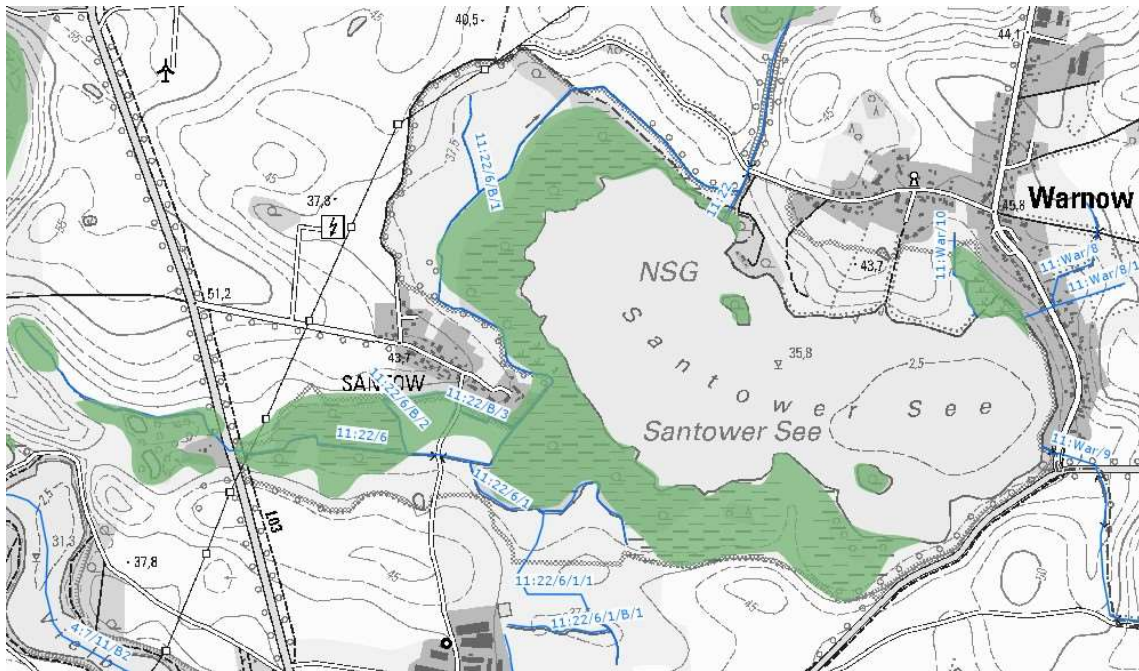


Abbildung 68: Gewässernetz und Niedermoorstandorte im Umfeld des Santower Sees (Quelle: Umweltkarten MV)

Aus diesem Grund stellt der möglichst hohe Einstau des Grabens 22/6 am vorhandenen Stauwehr am Fließkilometer 1+100 auf die im Winter 2023/24 erprobte Einstauhöhe von 35,75 – 35,90 m ü NHN die zentrale wasserhaushaltliche Maßnahme im Einzugsgebiet des Santower Sees dar, die die wasserhaushaltlichen Verhältnisse für die in der NSG-VO und im FFH-Managementplan dargestellten Schutzgüter verbessert.

Im Falle, dass so viel Wasser anfällt, dass die Retentionsflächen im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 oberhalb des Stauwehres die Wassermengen nicht oder nicht schadlos aufnehmen kann, sollte dieses Wasser über eine anzulegende Überlaufmulde direkt in den Santower See abgeleitet werden.

Im Untersuchungszeitraum 2023/24 wäre, wegen der außergewöhnlichen Niederschlagsmenge, ein solcher Fall eingetreten und hätte zu einer zusätzlichen P-Fracht in den Santower See geführt.

Da der See zu diesem Zeitpunkt jedoch ebenso einen hohen Wasserstand aufgewiesen hat, stellt sich die Frage, inwieweit eine Ableitung in den See zu einer hydraulischen Entlastung der grabennahen Flächen im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 geführt hätte. Durch die große Fläche des Sees im Verhältnis zu den überstauten Flächen im Einzugsgebiet ist das Entlastungspotenzial hoch, zumal der Santower See oberhalb eines Wasserstandes von 35,89 m ü NHN über den Schleusengraben in den Tarnewitzer Bach entwässert. Damit würde eine Ableitung in den See voraussichtlich immer eine Entlastung des Grabens 22/6 darstellen.

Gleichzeitig hätte eine direkte Ableitung von Wasser aus dem Graben 22/6 in den Santower See den Wasserhaushalt des nicht verbessert, da der See schon einen so hohen Wasserstand aufwies, dass ein Abfluss in den Tarnewitzer Bach auftrat. Damit hätte der zusätzlichen Nährstofffracht von ca. 30 kg kein wasserhaushaltlicher Nutzen gegenübergestanden.

Andererseits stellen die wasserhaushaltlichen Verhältnisse Ende 2023 / Anfang 2024 nur eine Variante der potenziell möglichen Verhältnisse dar.

Denkbar wäre auch eine Situation, in der ein länger oder kürzer andauerndes Starkniederschlagsereignis auf einen niedrigen Seewasserstand trifft. Wenn die Retentionsflächen im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 das anfallende Wasser bei einem Einstau zwischen 35,75 und 35,90 m ü NHN nicht vollständig aufnehmen können, dann wäre eine direkte Überleitung in den Santower See trotz der damit verbundenen Nährstofffracht immer dann wünschenswert, wenn, wie im Sommer 2023, das wasserhaushaltliche Defizit des Sees so groß ist, dass ein beträchtlicher Teil des Seevolumens (im Sommer 2023 ca. 26 %) fehlt.

In diesem Falle übertreffen die ökologischen Schäden, die aus dem Rückgang des Wasserspiegels entstehen die Schäden, die aus der zusätzlichen Nährstofffracht entstehen.

Durch die in den Klimamodellen prognostizierten Bedingungen steigender Temperaturen bei gleich bleibenden Niederschlagssummen ist es zukünftig denkbar, dass Dürreperioden noch länger anhalten, als im Zeitraum 2018 – 2023 und der Wasserstand des Santower Sees ggf. noch weiter zurück geht, als in 2023. Dies stellt eine existenzbedrohende Situation für den See an sich dar.

Damit würde aber das nährstoffreiche Wasser, welches anlässlich eines Starkniederschlagsereignisses dem See zuströmen würde, das existenzbedrohende wasserhaushaltliche Defizit mildern und dabei helfen, den See als See an sich zu erhalten. In solchen Situationen kann und muss die so entstehende externe Nährstofffracht in Abwägung zum Vorteil, der durch die Einleitung von Wasser entsteht, toleriert werden.

Es ist jedoch unklar, ob und wann eines dieser Szenarien in Zukunft eintreten wird und ob ggf. weitere Szenarien denkbar sind.

Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen und Erkenntnisse wurde die folgende Maßnahmenplanung entwickelt.

7. Maßnahmenplanung

Entsprechend des Wasserkörper – Steckbriefs für den 3. Bewirtschaftungsplan WRRL erreicht der Santower See nicht den „guten“ Ökologischen Zustand. Der Ökologische Zustand (gesamt) wird als „schlecht“ bewertet.

Dabei werden die Biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton mit „mäßig“ und Makrophyten/Phytobenthos mit „schlecht“ bewertet. Die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten Sichttiefe und Phosphorverbindungen werden ebenso jeweils mit „schlecht“ bewertet. Die unterstützenden Qualitätskomponenten Wasserhaushalt und Morphologie werden hingegen mit „gut“ bewertet.

Die Untersuchungen des Jahres 2023 sind in diese Bewertung nicht eingegangen.

Die Untersuchungen im Jahr 2023 ergaben für die Qualitätskomponente Phytoplankton eine Bewertung mit „mäßig“ und für Makrophyten/Phytobenthos mit „schlecht“.

Hinsichtlich der Trophie wurde der Santower See durch das Umweltministerium MV (MLU MV 2023) dem Referenzzustand „eutroph 2“ zugeordnet. Dieser Referenzzustand wird seit 1996, mit Ausnahme des Jahres 2013, durchgehend nicht erreicht.

Nach gutachterlicher Einschätzung kann die Bewertung der unterstützenden Qualitätskomponente Wasserhaushalt mit „gut“, wie sie im Wasserkörper-Steckbrief erfolgte, nicht bestätigt werden. Wie oben dargestellt, hatte der See im Oktober 2023 ca. 26 % seines ursprünglichen Volumens verloren.

Da es das Ziel der EU-WRRL ist, einen „guten“ Ökologischen Zustand dauerhaft zu erreichen müssen die Ursachen der Nichterreichung des Zielzustandes identifiziert sowie Maßnahmen geplant und umgesetzt werden, um die bestehenden Belastungen und Defizite zu reduzieren.

Eine häufige Ursache für die Nichterreichung des „guten“ ökologischen Zustandes sind zu hohe Konzentrationen des Gesamt-Phosphors, verursacht durch interne und externe Belastungen mit dem Nährstoff Phosphor. Ein Weg zur Erreichung des Zielzustandes ist damit die dauerhafte Absenkung der Konzentrationen des Nährstoffs Phosphor im See auf einen stabilen Zielwert von höchstens 0,035 – 0,055 mg/l Gesamt-Phosphor, sowohl zur Vollzirkulation als auch im Saisonmittel. Nach LAWA (2014) entspricht dies dem Trophiegrad eutroph 1. Diese Konzentrationen des Gesamt-Phosphors entsprechen auch nach OGewV (2016) dem Grenzbereich zwischen gutem und mäßigem ökologischen Zustand. Die Sichttiefe sollte für dieses Ziel mindestens 1,3 – 2,0 m betragen.

Weitere Ursachen für die Nichterreichung des „guten“ ökologischen Zustandes können aber auch in anderen Störungen des Seeökosystems liegen, unter anderem zum Beispiel Störungen der wasserhaushaltlichen Situation oder Störungen im Nahrungsnetz des Sees im Wechselspiel zwischen den Arten und Artgruppen der Flora und Fauna. Ein zweiter Weg zur Erreichung des Zielzustandes ist damit die Beseitigung solcher Störungen.

Sollten solche Ursachen identifiziert werden, ist es erforderlich, die Ursachen aus beiden Ursachengruppen zu beseitigen, die Umsetzung von Maßnahmen für nur eine Ursachengruppe

ist voraussichtlich nicht ausreichend, um dauerhaft und nachhaltig den „guten“ Ökologischen Zustand zu erreichen.

Hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen und der Trophie wurde dargestellt, dass die Trophie des Santower Sees im Jahr 2023 mit einem Index von 3,75 den Trophiegrad polytroph 1 erreichte. Dabei wurden die Einzelindices für den Gesamt-Phosphor zur Frühjahrsvollzirkulation sowie für den Gesamt-Phosphor im Saisonmittel im Bereich eutroph 2 bewertet, für Chlorophyll-a mit polytroph 1 und für die Sichttiefe mit polytroph 2.

Damit wird insgesamt weder der Referenzzustand nach Seebeckenmorphometrie von „eutroph 2“ (MLU MV 2023) noch der gute Zustand nach OGewV (2016) von „eutroph 1“ formal erreicht. Die Phosphor-Komponenten erreichten jedoch schon den Trophiegrad eutroph 2.

Die Bewertung der Biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten indiziert jedoch, dass voraussichtlich nicht nur die Nährstoffkonzentrationen im Santower See aktuell zu hoch sind, um die Komponenten mit „gut“ zu bewerten.

Für die Makrophyten wurde beispielsweise für die Untersuchungen 2023 festgestellt, dass die weitgehende Verödung mit submersen Makrophyten voraussichtlich nicht nur durch die Nährstoffkonzentrationen, sondern wahrscheinlich auch durch die Trübung des Wasserkörpers durch die windinduzierte Einmischung von organischen Sedimenten in den Wasserkörper verursacht ist. Ggf. kommt noch ein unausgewogener Fischbestand hinzu. Die Hinweise auf einen Überbestand von benthivoren Bleien könnten, wenn sie zutreffen, zu einer mechanischen Schädigung aufwachsender Unterwasserpflanzen führen

Für das Phytoplankton wurde in den Untersuchungen festgestellt, dass das Zooplankton einen sehr geringen Grazing-Effekt auf das Phytoplankton ausübt. Neben der schlechten Verwertbarkeit des Phytoplanktons ist aber voraussichtlich der hohe Fraßdruck der Fische eine wesentliche Ursache des geringen Grazings des Zooplanktons gegenüber dem Phytoplankton. In keiner der untersuchten Proben wurden Daphnien gefunden, die einen hohen Fraßdruck auf das Phytoplankton ausüben können.

Damit müssen potenzielle Maßnahmen nicht nur auf eine Reduzierung der Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Freiwasser des Santower Sees zielen, sondern auch auf eine Verbesserung der wasserhaushaltlichen Situation durch eine Stabilisierung bzw. Anhebung des Wasserstandes auf das Normalniveau von ca. 35,89 m ü NHN. Wie im Abschnitt zum Nährstoffhaushalt der Sedimente dargestellt, hat die windinduzierte Aufwirbelung von Sedimenten nicht nur einen Einfluss auf die Trübung bzw. Sichttiefe sondern auch auf den Nährstoffhaushalt des Freiwassers.

In der Literatur wird aktuell diskutiert, dass insbesondere der Fischbestand eines Gewässers einen starken Einfluss auf die in der Nahrungspyramide unterhalb angesiedelten Artgruppen des Makrozoobenthos, des Zooplanktons, des Phytoplanktons und der Makrophyten haben kann. MAUERSBERGER (pers. Mitt. 2021) berichtet beispielweise über den mesotrophen Großen Gollinsee (Brandenburg) in dem es nach der Entnahme von ca. 30 t Weißfisch durch eine Zugnetzbefischung in den folgenden beiden Jahren zu einer signifikanten Zunahme der Besiedlung

mit Characeae kam. WATERSTRAAT ET AL. (2017) berichten, dass nicht nur die benthivoren Fischarten Karpfen und Blei das Potenzial besitzen, Unterwasserpflanzenbestände zu schädigen, sondern beispielsweise auch die Rotfeder. Bekannt ist ebenso, dass die ökonomischen Zwänge, unter denen die fischereiliche Bewirtschaftung von Seen durch Fischereibetriebe seit ca. 30 Jahren geprägt ist, dazu führt, dass der Befischungsdruck auf diese Weißfischarten, wegen des Mangels an Verwertungsmöglichkeiten, gegenüber den Verhältnissen in den 1980 'er Jahren stark zurückgegangen ist.

Am Santower See führte dies dazu, dass eine berufsfischereiliche durch den Pächter, der jedoch ein Unternehmen der Berufsfischerei ist, nicht mehr stattfindet. Stattdessen findet ausschließlich eine angelfischereiliche Bewirtschaftung statt. Der Bewirtschaftungsdruck ist damit gering und selektiv.

Damit wäre zu prüfen, ob der Fischbestand des Santower Sees in Artzusammensetzung und Abundanz eine negative Wirkung auf die folgenden Glieder der Nahrungskette (Zooplankton, Phytoplankton, submerse Makrophyten) haben kann und damit die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten beeinträchtigt.

Entsprechend der FFH-Managementplanung für die LRT und Habitate der Anhang II-Arten innerhalb des NSG und GGB Santower See sowie der gutachterlichen Bewertung des aktuellen Zustandes ausgewählter LRT und Habitate ist die Sicherung bzw. Verbesserung des Erhaltungsgrades von der Bewirtschaftung der Flächen und den wasserhaushaltlichen Verhältnissen abhängig. Wie oben dargestellt, erfolgt die Bewirtschaftung der Flächen teilweise durch den Landschaftspflegeverein Nordwestmecklenburg, teilweise durch ansässige Agrarbetriebe, so dass die Bewirtschaftung der Flächen weitgehend entsprechend des FFH-Managementplanes erfolgt.

Nicht umgesetzt wurden hingegen die im FFH-Managementplan wie auch im Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG (SALIX 1995, 1996, 1997) formulierten Maßnahmen zur Stabilisierung bzw. Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse des Santower Sees sowie der umliegenden Flächen.

Mindestens aus den Erfordernissen der Umsetzung der EU-WRRL wie auch der Richtlinie NATURA 2000 ergeben sich für die zu planenden Maßnahmen folgende Ziele:

- Anhebung des Wasserstandes des Santower Sees auf eine Höhe von 35,89 m ü NHN
- Reduzierung der Konzentrationen des Gesamt-Phosphors auf 0,035 – 0,055 mg/l
- Verbesserung der Sichttiefe auf 1,3 – 2,0 m,
- Prüfung des Einflusses der Fischfauna auf Wasserqualität und ökologischen Zustand.

Im Folgenden sollen zunächst potenzielle Maßnahmen diskutiert werden, die dazu dienen können, die identifizierten Nährstoffbelastungsquellen zu reduzieren und/oder die identifizierten anderen Störungen des Zustandes des Seeökosystems zu reduzieren oder zu beseitigen.

7.1 Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser

In der provisorischen Nährstoffbilanz wurde die P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser als eine bedeutende Belastungsquelle für den Santower See identifiziert. Die Untersuchungen an dem im Untersuchungsprogramm 2023 errichteten und untersuchten Grundwasserpegel im Anstrom des Sees zeigen, dass der den See speisende Grund- bzw. Schichtenwasserleiter mit mittleren P-Konzentrationen zwischen 0,054 mg/l (Gesamt-geöster Phosphor) bzw. 0,061 mg/l (Gesamt-Phosphor) über den Ziel-Konzentrationen für den Santower See von 0,035 – 0,055 mg/l liegt.

Die Ergebnisse waren so zu erwarten, da das unterirdische Einzugsgebiet des Santower Sees insgesamt sowohl durch landwirtschaftlich genutzte Flächen als auch durch Wald und Forst geprägt ist (Abbildung 55).

Abbildung 55 zeigt ebenso, dass unmittelbar am östlichen Seeufer die Siedlung Warnow und in einer Entfernung von ca. 1,5 km die Siedlung Hamberge gelegen sind.

Sowohl die als Ackerland genutzten Flächen als auch die Siedlungen haben das Potenzial von aktuellen oder historischen Nährstoffbelastungsquellen und können damit eine Ursache für die ermittelten Konzentrationen des Gesamt-Phosphors sein.

Die Auswirkungen der klimatischen Veränderungen der letzten Jahre auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Gewässer-Einzugsgebieten sind weitgehend unerforscht. Möglicherweise verursachen diese Veränderungen Emissionen von Nährstoffen aus trocken gefallen Moorstandorten in das Grund- und Schichtenwasser oder Emissionen von Nährstoffen aus Böden unter Wald/Forst (GOTTSELIG ET AL. 2017, GOTTSELIG ET AL. 2020, MISSONG ET AL. 2018)

Die Abwasserentsorgung in den Siedlungen Warnow und Hamberge ist auf dem Stand der Technik. Aus der Literatur ist jedoch bekannt (HANAPPEL ET AL. (2017)), dass die historische Versickerung von häuslichen Abwässern oder ggf. eine historische Belastung mit Abwässern aus Tierhaltungsanlagen auch heute noch Nährstoffe ins Grund- und Schichtenwasser emittieren.

Sollten in den Siedlungen die teilweise über SBR (Sequentielle Biologische Reinigung) - Anlagen oder Gemeinschaftskläranlagen erfolgen so ist es möglich, dass diese Anlagen in das Grundwasser entwässern. Aus Literaturangaben (NLWKN 2012, MELUR 2014, TETZLAFF ET AL. 2015) kann von einer P-Emission aus Kleinkläranlagen zwischen 1,3 und 2,5 g Phosphor pro Einwohner und Tag ausgegangen werden.

Im Fall einer solchen potenziellen aktuellen Emission von Nährstoffen aus Siedlungsabwässern in das Grund- und Schichtenwasser muss jedoch andererseits klar festgestellt werden, dass alle bestehenden gesetzlichen Regelungen durch die Eigentümer der Anlagen eingehalten werden und entsprechende wasserrechtliche Erlaubnisse vorliegen.

In diesem Zusammenhang wird als Maßnahme vorgeschlagen, die Abwassersituation in den Siedlungen Warnow und Hamberge genauer zu untersuchen und zu beschreiben. In einem ersten Schritt sollte festgestellt werden, ob in den genannten Siedlungen Abwasserbehandlungsanlagen existieren, die in das Grundwasser entwässern. Ist dies der Fall, sollten durch

eine Beprobung und Analytik der Abläufe der vollbiologischen Kleinkläranlagen auf den Parameter Gesamt-Phosphor sowie eine Abschätzung der je Anlage anfallenden Abwassermenge die potenziellen P-Frachten dieser Anlagen in das Grund- und Schichtenwasser untersucht werden.

Im Fall der potenziellen Emission von Nährstoffen aus der landwirtschaftlichen (ackerbaulichen) Nutzung muss davon ausgegangen werden, dass im Zuge der Anwendung der guten landwirtschaftlichen Praxis aktuell keine bedeutenden Emissionen mehr stattfinden, wohl aber historisch Emissionen in das Grund- und Schichtenwasser stattgefunden haben können.

Weitgehend unklar ist, ob und in welchem Maße die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt des Einzugsgebietes, insbesondere hinsichtlich von Nährstoffemissionen von trockengefallenen Mooren oder Böden unter Wald/Forst, einen Beitrag zu den Konzentrationen des Gesamt-Phosphors in der Grundwassermessstelle liefern.

Damit ist es wahrscheinlich, dass die festgestellten Konzentrationen von Phosphor an dem untersuchten Grundwasserpegel im Anstrom des Santower Sees mindestens durch eine historische Belastung aus Siedlungen und die ackerbauliche Nutzung verursacht sind.

Aktuelle Belastungen aus diesen Quellen sind unwahrscheinlich bzw. mit einer wasserrechtlichen Erlaubnis versehen (Abwasser aus Siedlungen) oder wären mit der Nichteinhaltung der Regeln der guten landwirtschaftlichen Praxis verbunden (Bewirtschaftung Ackerland).

Möglicherweise treten zu diesen historischen Belastungen noch aktuelle Belastungen aus trocken gefallen Mooren oder aus Böden unter Wald.

Für die historische Belastung mit Phosphor aus der landwirtschaftlichen Nutzung oder aus Siedlungen bestehen keine wirtschaftlich sinnvollen Möglichkeiten zur Entfernung dieser Belastung des Grundwassers.

Hinsichtlich der potenziellen Belastung aus der Abwasserentsorgung muss, sollten solche Anlagen vorhanden sein und sollten die Anlagen trotz der nicht zu beanstandender Betriebsweise zu hohe P-Frachten emittieren, die Genehmigungsbehörde zusammen mit den Betreibern der Anlagen prüfen, ob und wie diese Frachten reduziert werden können.

Hinsichtlich der zukünftigen landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen in der unmittelbaren Umgebung des Sees sollte im Zusammenhang mit der Neuausrichtung der EU-Agrarförderung zusammen mit der Genehmigungsbehörde sowie den Eigentümern und Bewirtschaftern der Ackerflächen Konzepte (ökologische Vorrangflächen, ökologische Anbauverfahren) entwickelt werden, um die potenzielle Belastung des Sees aus diesen Flächen zu reduzieren.

7.2 Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom aus dem entwässerten Randmoor

Wie im Kapitel 4.1.5 dargestellt und im Kapitel 7.1 bereits diskutiert, können entwässerte Moorstandorte erhebliche Nährstoffmengen, insbesondere auch Phosphor in das Grund- und Schichtenwasser und mit dem Strom des Grund- und Schichtenwassers in angrenzende Seen emittieren.

Für den Santower See konnte die P-Fracht aus dieser Quelle in den See nicht quantifiziert werden, es ist jedoch unstrittig, dass eine solche Fracht existiert und voraussichtlich auch eine nicht unerhebliche P-Belastung für den Santower See darstellt.

Die einzige Methode, mit der diese Belastung verringert bzw. vermieden werden kann ist die Verbesserung der Wasserversorgung der P-emittierenden Moorstandorte im Randmoor des Santower Sees durch verbesserten Zustrom aus dem eigenen Einzugsgebiet und eine Verringerung des hydraulischen Gradienten zur Seewasseroberfläche.

Die zu ergreifenden Maßnahmen müssen damit auf eine Verbesserung der wasserhaushaltlichen Situation im westlichen und nordwestlichen Einzugsgebiet des Santower Sees, dass das Randmoor speist sowie des Sees selbst zielen.

Die umzusetzenden Maßnahmen werden unten dargestellt und erläutert.

7.3 Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment

In Kapitel 4.1.6. konnte gezeigt werden, dass die Sedimente eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt des Santower Sees spielen.

Einer potenziellen Nährstoffmobilisierung aus den Sedimenten in das Freiwasser des Santower Sees von voraussichtlich mindestens 62,3 kg P / a steht voraussichtlich eine Sedimentation in mindestens gleicher Höhe gegenüber. Da trotz externer Belastung aus dem Niederschlag, dem Grund- und Schichtenwasser, dem Randmoor und den oberirdischen Zuflüssen die P-Konzentration im Santower See nicht beständig ansteigt, ist die jährliche P-Fracht in das Sediment voraussichtlich deutlich höher.

Damit überwiegt insgesamt in der Jahresbilanz die Senkenfunktion des Sedimentes, neben der P-Menge aus der Rücklösung wird offenbar auch die P-Menge in das Sediment eingelagert und weitgehend stabil und dauerhaft gebunden, die aus dem externen Quellen in den See gelangen.

In der Vegetationsperiode hingegen, die für die Ausprägung und Bewertung von Wasserqualität und ökologischem Zustand entscheidend ist, überwiegt die P-Freisetzung aus den Seesedimenten die P-Sedimentation und ist damit voraussichtlich die wichtigste Ursache für den beträchtlichen Anstieg der P-Konzentrationen von 0,055 mg/l (am Beginn der Vegetationsperiode) auf 0,076 mg/l Anfang September. Um die Wasserqualität und den ökologischen Zustand des Sees zu verbessern müssen nicht nur die P-Konzentrationen generell gesenkt, sondern auch insbesondere die P-Freisetzung während der Vegetationsperiode deutlich reduziert werden.

Eine Möglichkeit der Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung und zur Erhöhung des P-Exportes in das Sediment wäre die Nährstofffällung mit Calcium, Eisen oder Aluminium.

Durch die P-Bindungsfähigkeit dieser Stoffe könnte durch eine Applikation in das Freiwasser theoretisch die P-Konzentration im Freiwasser gesenkt werden, die Fällprodukte würden auf das Sediment absinken. Damit wäre einmalig der P-Export in das Sediment erhöht. Die

abgelagerte Schicht der Fällprodukte auf der Sedimentoberfläche führt zudem dazu, dass eine chemische Sperrschicht auf der Sedimentoberfläche entsteht, eine P-Rücklösung aus den Sedimenten verhindert. Durch die windinduzierte Turbulenz des Wasserkörpers des Santower Sees würden die entstandenen Fällmittelflocken zusätzlich in die oberste Sedimentschicht eingearbeitet werden und dort das P-Bindungsvermögen stark verbessern.

Durch das große Volumen des Santower Sees sowie seinen Charakter als polytropher Flachsee wäre eine recht große Fällmittelmenge erforderlich.

Die Einbringung der Fällmittel sollte im Herbst und Frühjahr erfolgen, wenn die Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors als chemischem Bindungspartner für Calcium, Eisen bzw. Aluminium am hoch sind, jedoch gleichzeitig jedoch noch ein hohes Phytoplankton.-Biovolumen gegeben ist um als Flockungskern für die entstehenden Fällmittelflocken zu dienen und eine zusätzliche Menge an partikulär gebundenem Phosphor aus dem Freiwasser zu entfernen.

Damit könnte einmalig über einen kurzen Zeitraum die P-Konzentration im Freiwasser auf die Zielgröße von 0,030 – 0,040 mg reduziert werden.

Durch die Reduzierung der P-Menge im See würde zu Beginn der Vegetationsperiode weniger Phosphor im Freiwasser zur Verfügung stehen. Die Folge davon wäre eine niedrigere Phytoplankton-Biomasse im Frühjahr und damit zu Beginn der Vegetationsperiode. Dies würde voraussichtlich zu einer Verbesserung der Sichttiefe und damit Verbesserung der Lichtverhältnisse im Litoral führen.

Durch die Verbesserung der P-Bindung im Sediment würde zudem im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode deutlich weniger Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser abgegeben werden und sich damit das Phytoplankton-Biovolumen im Verlauf der gesamten Vegetationsperiode verringern.

Wenn die Ursachen der sehr geringen Pflanzenmengen der Characeen und anderen Wasserpflanzen eine Kombination aus zu hohen P-Konzentrationen und zu schlechten Lichtverhältnissen im Frühjahr und im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode sind, so würde eine P-Fällung zu einer generellen Verringerung der P-Konzentrationen und zu einer generellen Verbesserung der Lichtverhältnisse führen.

Diese positiven Effekte einer P-Fällung würden formal durch den weiterhin anhaltenden Zufluss von phosphorreicher Grund- und Schichtenwasser sowie dem P-Import aus dem Randmoor kompensiert werden, so dass die Gefahr besteht, dass sich nach wenigen Jahren ähnliche Nährstoffverhältnisse einstellen würden, wie vor der P-Fällung.

Um diesen potenziell zu erwartenden Effekt zu vermindern und die Effekte der Nährstofffällung zu verbessern ist die Stabilisierung und Verbesserung des Wasserhaushaltes des Santower Sees hilfreich. Eine möglichst langanhaltende Anhebung des Wasserspiegels auf das Normalniveau von ca. 35,89 m ü NHN verhindert einerseits weitgehend den P-Austrag aus dem Randmoor in den See. Andererseits wird durch die beträchtliche Erhöhung der Wassertiefe

gegenüber der Situation im Sommer 2023 auch die windinduzierte Aufwirbelung von organischen Sedimentpartikeln reduziert und damit die Sichttiefe verbessert.

Da die Sedimente ein natürliches P-Bindungsvermögen besitzen, welches auch aktuell am Santower See dazu führt dass in der Jahresbilanz mehr Phosphor im Sediment festgelegt als freigesetzt wird, ist ein ebenso wahrscheinliches Szenario, dass die Sedimente die weiterhin bestehende externe P-Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser, auch durch die einmalige Zugabe von Bindungspartnern durch die Nährstofffällung, stabil binden können und es nicht zu einem erneuten Anstieg der P-Konzentrationen und damit der Trophie im Santower See kommt. Damit würde sich eine neue stabile Nährstoffbilanz auf niedrigerem Niveau ausbilden.

Durch die Reduzierung der P-Konzentrationen und Verbesserung der Lichtverhältnisse im Littoral durch Nährstofffällung und Anhebung des Wasserspiegels sollte es dazu kommen, dass eine Wiederbesiedlung mit Unterwasserpflanzen erfolgt. Da bei allen Kartierungen der Unterwasserpflanzen in den letzten Jahren noch Restbestände der Pionier-Artgruppe der Characeen nachgewiesen wurden, besteht offenbar im Seesediment noch ein Pool an keimfähigen Oosporen (Vermehrungsstadien der Characeen) die eine initiale Besiedlung mit Characeen ermöglichen würde. Durch die Allelopathie der Unterwasserpflanzen (Stoffe, die die Entwicklung von planktischen Mikroalgen behindern) könnte das Phytoplankton-Biovolumen dauerhaft abgesenkt und so die Entwicklungsmöglichkeiten für andere Unterwasserpflanzen verbessert werden.

Dass eine Nährstofffällung an einem Flachsee, wie dem Santower See nachhaltig erfolgreich sein kann, zeigt das Beispiel des ca. 217 ha großen Großen Seddiner Sees in Brandenburg. Hier wurde im Zeitraum 2006 – 2009 eine Nährstofffällung mit Polyaluminiumchlorid durchgeführt. Der See ist ausschließlich grundwassergespeist. Nach einer P-Konzentration vor der Fällung zwischen 0,060 und 0,100 mg/l konnte nach der Fällung bis in das Jahr 2024 stabil eine P-Konzentration von 0,020 – 0,030 mg/l erreicht werden. Der vor der Nährstofffällung makrophytenfreie See entwickelte sehr schnell eine stabile Vegetation mit submersen Makrophyten, die dem Trophieniveau entspricht. Trotz eines starken Rückgangs des Wasserspiegels im Zeitraum 2013 – 2022 um insgesamt 1,7 m Wassersäule hatte dies keinen bedeutenden Einfluss auf die trophischen Verhältnisse im See. Der Gr. Seddiner See ist damit aktuell einer der sehr wenigen polymiktischen Seen im Land Brandenburg, die den „guten“ Zustand nach EU-WRRL (OGewV 2016) erreichen.

Aus diesem Grund schlagen wir als zentrale Maßnahme zur Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Santower Sees

- die Durchführung einer Nährstofffällung vorzugsweise mit Polyaluminiumchlorid vor.

7.3 weitere Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes

Wie oben dargestellt gibt es Hinweise darauf, dass der Fischbestand im Santower See einen Einfluss auf die Wasserqualität und den ökologischen Zustand haben könnte. Durch die ausbleibende berufsfischereiliche Bewirtschaftung und die ausschließliche und selektive angelfischereiliche Bewirtschaftung könnte sich, auch bedingt durch die hohe Trophie, ein Fischbestand entwickelt haben, der in Artzusammensetzung und Abundanz einen negativen Einfluss auf die aktuelle, aber insbesondere auf die Wasserqualität nach einer Nährstofffällung haben könnte.

Da diese Annahme nur auf Hinweisen beruht, sollte diesen Hinweisen durch entsprechende Untersuchungen nachgegangen werden, um die Hinweise zu bestätigen oder zu Widerlegen.

In diesem Zusammenhang schlagen wir als ersten und wenig kostenintensiven Schritt eine Untersuchung des Fischbestandes mit der Methode der Untersuchung der eDNA vor. MAUERBERGER (pers. Mitt. 2024) hält diese Methode für zielführend, wenn es das Ziel der Untersuchungen ist, alle im See lebenden Fischarten zu identifizieren und die Häufigkeiten der Arten untereinander im konkret untersuchten Gewässer ins Verhältnis zu setzen.

Mit dem Ergebnis der Untersuchungen, die zusammen mit dem Inhaber der Fischereirechte durchgeführt werden sollten, kann dann entschieden werden, ob weitere, differenziertere Bestandserfassungen erforderlich sind sowie welche Bewirtschaftungsmaßnahmen ggf. anzustreben sind.

7.4 Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes

Wie oben mehrfach dargestellt und begründet stellen Maßnahmen zur Verbesserung des Wasseraushaltes die zentrale Voraussetzung zur Sicherung und Verbesserung des Erhaltungsgrades der LRT und Habitats der Arten des Anhang II des GGB „Santower See“ sowie zur Sicherung und Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand des Santower Sees selbst nach EU-WRRL bzw. OGewV (2026).

Ohne die Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse besteht die Gefahr, dass durch die klimawandelbedingten Veränderungen der klimatischen Wasserbilanzen von See und Einzugsgebiet der Wasserspiegel des Santower See tendenziell Jahr für Jahr zurück geht und mittelfristig insgesamt trockenfällt. Die zwischenzeitliche Entspannung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse seit dem Herbst 2023 sollte nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch zukünftig häufig Witterungsverhältnisse herrschen werden, wie in den Jahren 2018 bis zum Herbst 2023.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen stellen einen Baukasten von Maßnahmen dar, die unterschiedliche Ziele verfolgen, für die unterschiedliche Dringlichkeiten bestehen und die teils unabhängig voneinander umgesetzt werden können.

Die Maßnahmen ordnen sich ringförmig um den Santower See als Zentrum herum an.

7.4.1 Maßnahmen im Santower See

In Salix (1995, 1996, 1997), Pöyry (2007) und diesem Gutachten wurde die Entwicklung der Speisungs- und Entwässerungsbedingungen des Santower Sees umfassend dargestellt. Nach der Anbindung des Santower Sees an den Tarnewitzer Bach über den Schleusengraben und der damit verbundenen bedeutenden Absenkung des Seespiegels in historischer Zeit hat sich an den Entwässerungsverhältnissen des Santower Sees seither wenig geändert. Insbesondere auch die Sohlhöhe des seenahen Abschnittes des Schleusengrabens hat sich auch durch die wasserbaulichen Maßnahmen in den 1980 ´er Jahren voraussichtlich nicht verändert, so dass der Normalwasserstand des Santower Sees auf der Höhenlage der Sohlhöhe der oberen Abschnittes des Schleusengrabens bei ca. 35,89 m ü NHN festzulegen wäre. Mindestens im Zeitraum 1971 – 1989, für den Pegelaufzeichnungen verfügbar sind, war dies der Wasserstand um den der tatsächliche Wasserstand witterungsbedingt und zum Teil beträchtlich schwankte.

Dieser Normalwasserstand von ca. 35,89 m ü NHN sollte auch zukünftig als mittlerer Zielwasserstand festgesetzt werden.

Um dieses Ziel zu erreichen, sind seeintern keine Maßnahmen umsetzbar, da der See aus seinem Einzugsgebiet gespeist wird. Da der obere Abschnitt des Schleusengrabens, dessen Sohlhöhe bei ca. 35,89 m ü NHN liegt, dieses Ziel sichert, müssen hier keine Veränderungen vorgenommen werden. Das oberhalb der Einmündung des Grabens 22/6 in den Schleusengraben befindliche Schachtbauwerk hat keinen Einfluss auf den Wasserstand im Santower See.

Im Wasserkörper-Steckbrief für den Santower See für den Bewirtschaftungszeitraum 2022 – 2027 ist jedoch die Maßnahme „Herstellung der linearen Durchgängigkeit an sonstigen wasserbaulichen Anlagen“ zur Umsetzung bis 2027 gelistet. Sollte sich diese Maßnahme auf die Herstellung der Durchgängigkeit vom Tarnewitzer Bach bis in den Santower See beziehen, so ist die Umsetzung einer solchen Maßnahme strikt abzulehnen.

Durchgängigkeit bedeutet immer auch fließendes Wasser, um wassergebundenen Organismen die Wanderung zu ermöglichen. Am Santower See jedoch ist in der Regel aktuell und zukünftig kein Wasser verfügbar, welches die theoretisch herstellbare „technische“ Durchgängigkeit mit Wasser versorgen könnte.

Alle Maßnahmen, um den Zielwasserstand von 35,89 m ü NHN zu erreichen müssen im direkten Umfeld des Sees, insbesondere im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 umgesetzt werden.

Dem Vorschlag des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg (2024) zur Höherlegung des Ablaufs des Schleusengraben und der Anlage einer Sohlschwelle kann nur in Hinblick auf die Anlage einer Sohlschwelle gefolgt werden.

Wenn es so ist, dass die Sohlhöhe des Schleusengrabens als Ablauf des Santower Sees innerhalb der Meliorationsmaßnahmen in en 1980 ´er Jahren nicht abgesenkt wurde, so besteht einerseits kein bedeutender Anlass zur Erhöhung der Sohlhöhe, andererseits würde die Veränderung der Einstauhöhe voraussichtlich mit einem aufwändigen wasserrechtlichen Verfahren verbunden sein, da voraussichtlich ein Staurecht festgesetzt werden müsste. Dazu muss

voraussichtlich mindestens die Nichtbetroffenheit aller angrenzenden Grundeigentümer nachgewiesen werden.

7.4.2 Maßnahmen im Graben 22/6 zwischen Fließkilometer 0+000 und 2+300

Die Fließstrecke des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 2+300 (siehe Abbildung 69) ist durch einen Verlauf parallel zur Uferlinie des Santower Sees an der Grenze zwischen Moorboden des Randmoores und mineralischer Umgebung (0+000 – 2+000) bzw. innerhalb des Moorbodens (2+000 – 2+300) gekennzeichnet.

Der Abschnitt zwischen Fließkilometer 0+000 und 2+000 existierte bis zur Umsetzung der wasserbaulichen Maßnahmen in den 1980 ´er Jahren nicht, er wurde erst zu dieser Zeit errichtet. Dieser Abschnitt wird in PÖYRY (2007) wie folgt charakterisiert:

„Der Graben 22/6 wurde aus Gründen des Gewässerschutzes (Vermeidung von Abwassereinleitung in den See) sowie zur Schaffung einer tieferen Vorflut gefällelos um den See herumgeführt und an den Tarnewitzer Bach (Graben 22, Ablauf des Santower Sees) angeschlossen. Dabei ergaben sich Ausbautiefen bis 3,5 m, so dass auf ca. 500 m linksseitig eine Berme angeordnet wurde. Der Aushub wurde moorseitig in einer Breite von 10 bis 20 m planiert und der anstehende Moorboden überschüttet.

Im Unterlauf des Grabens 22/6 (Stat. 2+94 bis 6+20) wurden durch den Eigentümer Dränanlagen erneuert bzw. saniert. Rechtsseitig des Grabens wurden 3 neue Schächte errichtet, die zahlreiche Dränleitungen (9, 16 bzw. 14 Stück) sternförmig aufnehmen und in den Graben 22/6 einleiten. Weiter unterhalb münden in den Graben 22/6 die Rohrleitungen A und B, der Binnengraben A sowie weitere Dränabteilungen und kleinere Gräben ein.“

Der Grund für den Bau dieses Grabenabschnittes war es demnach nicht, die Dränleitungen aufzunehmen, sondern das im Einzugsgebiet verrieselte gereinigte Abwasser aufzunehmen, was jedoch nie umgesetzt wurde. Damit besteht seit Mitte der 1980 ´er Jahre ein weitgehend nutzloser Entwässerungsgraben.

Die Sohle des unteren Abschnittes des Grabens 22/6 zwischen Fließkilometer 0+000 und dem Stauwehr am Fließkilometer 1+100 liegt entsprechend der Planungsunterlagen zum Meliorationsprojekt bei durchgängig gefällelos 34,60 m HN (34,75 m ü NHN) sowie entsprechend einer aktuellen Einmessung am Fließkilometer 0+600 bei 34,91 m ü NHN. Damit liegt die Grabensohle um mindestens ca. 1,0 m unterhalb des Zielwasserstandes des Santower Sees. Auch wenn der Graben im mineralischen Substrat ausgebaut wurde, hat der Graben durch das starke Wasserspiegelgefälle (Entfernung Uferlinie – Graben im Abschnitt 0+000 bis 0-250: 40 m) mit hoher Wahrscheinlichkeit eine entwässernde Wirkung auf den Santower See. Wie stark diese Wirkung tatsächlich ist, kann nur durch gezielte Abflussmessungen im Graben 22/6 bestimmt werden.

Gleichzeitig nimmt der Graben in diesem Abschnitt jedoch auch den Abfluss auf, der am Stauwehr am Fließkilometer 1+100 und im oberhalb gelegenen Einzugsgebiet nicht zurück gehalten werden kann. Im Frühjahr 2024 waren dies mindestens ca. 415.000 m³ Wasser.

Wenn dieser Abschnitt des Grabens 22/6 jedoch nachweislich eine entwässernde Wirkung auf den Santower See hätte und Wasser aus dem Graben 22/6 abführt, welches dem Gebietswasserhaushalt entzogen wird, dann wäre die umzusetzende Maßnahme eine vollständige Verfüllung des Grabens in diesem Abschnitt.

Verbunden damit sind Konflikte mit den bestehenden Entwässerungsanlagen, die im Freigefälle in den Graben 22/6 entwässern sowie ggf. auch mit dem Abfluss aus dem oberhalb des Fließkilometer 1+100 gelegenen Abschnittes des Grabens 22/6. Schon in PÖRY (2007) wurde dieses Problem erkannt, eine potenzielle Lösung wurde in einer Verrohrung des Grabens gesehen, die jedoch damals verworfen wurde:

„Eine Verrohrung des Grabens 22/6 wäre theoretisch denkbar, die Entwässerungswirkung des Grabens wäre bei Herstellung einer gedichteten Rohrleitung nicht mehr vorhanden, ohne dass die angeschlossenen Entwässerungsanlagen betroffen wären. Diese Lösung kann jedoch aus folgenden Gründen nicht empfohlen werden:

- Die Verrohrung eines offenen Grabens widerspricht den Grundsätzen des naturnahen Wasserbaus und sollte möglichst vermieden werden oder nur in kurzen Abschnitten erfolgen. Die Leitung wäre jedoch bis zur Einmündung von RL B in einer Länge von ca. 1,58 km herzustellen.
- Die Kosten ständen in einem ungünstigen Verhältnis zur bevorteilten Fläche, weiterhin wären zahlreiche Schächte zur Aufnahme der einzelnen Zuläufe erforderlich.
- Die Leitung müsste gefällelos verlegt werden, was bei einer Länge von 1,58 km mit einer erhöhten Verschlammungs- bzw. Versandungsgefahr verbunden wäre.,,

Mindestens der erste genannte Grund kann in Abwägung der Vor- und Nachteile für Natur und Landschaft vernachlässigt werden, der ökologische Nutzen der Unterbindung einer Entwässerung des Sees und seines Randmoors durch den Unterlauf des Grabens 22/6 übertrifft den ökologischen Schaden, der durch die Verfüllung eines künstlich angelegten Grabens entsteht.

Was das Baukostenargument betrifft, so kann als kostensenkender Vorteil gewertet werden, dass beim Bau in den 1980er Jahren das Aushubmaterial nicht antransportiert wurde, sondern neben dem Graben abgelagert wurde. Dort liegt es immer noch. Damit würden sich die Baukosten voraussichtlich stark verringern, da das vorhandene Material nur erneut von der in den 1980er Jahren entstandenen Berme in den Graben umgelagert werden müsste.

Das wichtigste Argument stellt ggf. die Anbindung und insbesondere der Betrieb der bestehenden Entwässerungsanlagen dar. Hier müsste beim Bau der Verrohrung des Grabens 22/6 in diesem Abschnitt sicher gestellt werden, dass Wartungsschächte so angeordnet und errichtet werden, dass eine Spülung der Rohrleitung möglich ist. Die so entstehenden Betriebskosten müssten durch die angeschlossenen Flächeneigentümer oder -nutzer getragen werden.

Die Verrohrung müsste jedoch an der obersten Entwässerungsanlage in diesem Abschnitt enden, und dürfte nicht bis zum Stauwehr beim Fließkilometer 1+100 geführt werden.

Damit entstünden jedoch ggf. auch Konflikte mit Landeigentümern und -nutzern von Flächen nahe des Grabens 22/6 deren Flächen zeitweise überflutet werden würden, wenn im Einzugsgebiet mehr Wasser anfällt, als schadlos zurückgehalten werden kann.

Aus diesem Grund müssen im Abschnitt 1+100 bis 2+000 des Grabens 22/6 weitere Maßnahmen geplant und umgesetzt werden.

Der Graben 22/6 zwischen km 1+100 und 2+000 (in der Meliorationsplanung ca. Stat. 11+00 bis 22+42) wurde im Zuge des Meliorationsprojektes in den 1980 ´er Jahren ebenso neu errichtet, im Messtischblatt (Abbildung 64) ist ein derartiger Graben nicht verzeichnet. Nach den Planungsunterlagen sollte die neue Sohle in einer Höhe von 34,60 m HN (34,75 m ü NHN) an der Stat. 11+00 (km 1+100) bis 34,78 m HN (34,93 m ü NHN) an der Stat. 22+42 (km 2+242) ausgebildet werden. Damit läge die Grabensohle auch in diesem Abschnitt deutlich unter dem angestrebten Normalwasserstand im Santower See von 35,89 m ü NHN.

Auch wenn der Graben 22/6 in diesem Abschnitt weitgehend im Mineralboden ausgebaut ist und eine Entfernung zur Uferlinie des Sees von teilweise 250 m besteht, hat der Graben formal eine entwässernde Wirkung auf den Santower See. Ausnahme bildet der Abschnitt zwischen Stat. 15+86 (km 1+586) und 17+34 (km 1+734), wo der Graben 22/6 im Moorkörper verläuft und damit mit hoher Wahrscheinlichkeit tatsächlich eine tiefgreifende Entwässerungswirkung auf den Moorkörper des Randmoores sowie ggf. auf den Santower See selbst ausübt. In PÖYRY (2007) wurde deshalb mit der Maßnahme M3 die Verlegung des Grabens an den Niederrand vorgeschlagen.

Viel bedeutender als die potenziell entwässernde Wirkung des Grabens in diesem Abschnitt ist es jedoch, dass durch den Ausbau des Grabens im Mineralischen kein Wasser aus dem Graben in das Randmoor und damit in den Santower See infiltrieren kann. Da der Graben errichtet wurde, um gereinigtes Abwasser um den Santower See herum in den Tarnewitzer Bach abzuleiten, ist dies wahrscheinlich. Nur wenn der Wasserstand im Graben, wie im Winter 2023/24 so hoch ist, dass der Graben das Wasser nicht mehr aufnehmen kann und überläuft, kommt es zu einer Infiltration in den Moorkörper des Randmoores.

Wenn auch Abschnitt des Grabens 22/6 nachweislich einerseits eine entwässernde Wirkung auf den Santower See hätte und andererseits verhindert, dass Wasser aus dem Einzugsgebiet des Grabens 22/6 in den Moorkörper des Randmoors infiltriert und so dem Santower See zuströmt, dann muss der Graben in diesem Abschnitt vollständig verfüllt werden.

Was die Baukosten einer solchen Maßnahme betrifft, so kann als kostensenkender Vorteil voraussichtlich auch hier gewertet werden, dass beim Bau in den 1980 ´er Jahren das Aushubmaterial nicht antransportiert wurde, sondern neben dem Graben abgelagert wurde. Dort liegt es immer noch. Damit würden sich die Baukosten voraussichtlich stark verringern, da das vorhandene Material nur aus den Randflächen in den Graben umgelagert werden müsste.

Da PÖYRY (2007) nicht davon ausgegangen sind, dass die wasserhaushaltlichen Verhältnisse sich so verschlechtern, dass möglichst alles im Einzugsgebiet anfallende Wasser im Gebiet zurückgehalten werden muss, wurde die Ableitung nicht rückhaltbaren Wassers über Graben

22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 2+000 in den Tarnewitzer Bach nicht in Frage gestellt.

Durch die seitdem verschlechterte wasserhaushaltliche Situation kann dies nicht mehr toleriert werden. Es muss das Ziel sein möglichst alles im Einzugsgebiet anfallende Wasser für den See, das Randmoor und die angrenzenden LRT und Habitats der Anhang II – Arten verfügbar zu machen.

Der Winter 2023/24 hat jedoch gezeigt, dass das Einzugsgebiet mindestens in diesem Szenario nicht in der Lage ist, alles anfallende Wasser zurückzuhalten, so wurden ca. 415.000 m³ abgeleitet. Um einen solchen Wasserverlust für das Gebiet und Konflikte mit Landeigentümern und -nutzern zukünftig zu vermeiden, muss das im Graben 22/6 beim Fließkilometer 2+000 anfallende Wasser, welches in diesem Bereich nicht in den Moorkörper infiltrieren kann, direkt in den Santower See abgeleitet werden, so wie dies auf dem Messtischblatt aus der Zeit um 1900 (Abbildung 64) und der Topographischen Karte aus den 1989' er Jahren (Abbildung 65) dargestellt ist. Danach bestanden am heutigen Fließkilometern 2+000 des Grabens 22/6 sowie 0+500 des Grabens 22/6/1 flache Mulden, die Wasser zum See hin ableiten konnten, und über die im Hochwasserfall Wasser in den Santower See ablief, weil es den Unterlauf des Grabens 22/6 unterhalb des heutigen Fließkilometers 2+000 nicht gab. Das überschüssige Wasser erreichte den Tarnewitzer Bach über den Santower See, was offenbar im Santower See zu winterlichen Hochwasserständen von bis zu 36,25 m ü NHN führte.

Zusätzlich zu diesem Überlaufmulden bestanden am Moorrund Flachgräben, die voraussichtlich sowohl dazu dienten, die Grünlandflächen am Moorrund in der Vegetationsperiode leicht zu entwässern um eine bessere Nutzung zu ermöglichen als Hangwasser aus den Mineralbodenbereichen aufzunehmen. Die Flachgräben wiesen an mehreren Stellen Verbindungen zum Santower See auf, so dass das in den Flachgräben gesammelte Wasser in den See abgeleitet werden konnte.

Es ist davon auszugehen, dass diese Überlaufmulden im Zuge der Meliorationsmaßnahmen zwar im Bereich des Grabenrandes verschlossen wurden, um einen Zustrom gereinigten Abwassers in den Santower See auf jeden Fall zu vermeiden, nicht aber auf der gesamten Strecke bis zum See.

Um in Hochwassersituationen kein Wasser ohne Passage des Santower Sees in den Tarnewitzer Bach abzuleiten und ggf. auch den Graben 22/6 unterhalb des Fließkilometers 1+100 gänzlich verschließen zu können müssen diese Überlaufmulden aus dem Graben 22/6 in den Santower See wieder hergestellt werden.

Solch einschneidende Maßnahmen in den Wasserhaushalt eines Gebietes, wie die vollständige Verfüllung von Grabenabschnitten ruft Besorgnis bei Eigentümern und Nutzern potenziell betroffener Grundstücksflächen hervor, dass bei Hochwasserereignissen Eigentum geschädigt wird. Der Verlauf der Hochwassersituation im Winter 2023/24 hat zwar gezeigt, dass Hochwasserereignisse ohne Schaden überstanden werden können, während dieses Ereignisses bestand jedoch immer die Möglichkeit, Wasser über den Graben 22/6 abzuleiten und potenzielle

Schäden zu vermeiden, was mit der Absenkung des Staus am Stauwehr Anfang Februar 2024 auch erfolgte. Es muss in diesem Zusammenhang davon ausgegangen werden, dass zur Herstellung der Akzeptanz zur Verfüllung des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 1+100 sowie 1+100 und 2+000 eine „Zwischenphase“ absolviert werden muss, in die schadlose Ableitung von Wasser aus dem Einzugsgebiet des Grabens 22/6 über den Santower See praktisch nachgewiesen wird.

Dies sollte geschehen, indem in einem ersten Umsetzungsschritt die flache Mulde, die am Fließkilometer 2+000, wie in Abbildung 64 und Abbildung 65 dargestellt, von jetzigen Grabenverlauf abzweigen sollte, wieder geöffnet wird, um an dieser Stelle im Hochwasserfall einen direkten Abfluss in den Santower See zu ermöglichen.

Zur Simulation des verfüllten Grabenabschnittes in dieser „Zwischenphase“ muss der Abschnitt des Grabens 22/6 zwischen Fließkilometer 1+100 und 2+000 weiter eingestaut werden.

Eine zentrale Maßnahme, um diese Zwischenphase zu absolvieren, stellt die technische Erhöhung und ggf. rechtliche Festsetzung des Stauwehrs am Fließkilometer 1+100 dar. Wie im Winter und Frühjahr 2023/24 gezeigt werden konnte ist es mit dem bestehenden Stauwehr sehr gut und schadlos möglich, größere Wassermengen aus dem Einzugsgebiet zurückzuhalten und voraussichtlich mindestens teilweise im Moorkörper zu versickern und damit den Santower See zu speisen. Die für das Einzugsgebiet verlorene Wassermenge betrug ca. 415.000 m³, die über das Wehr in den unteren Abschnitt des Grabens 22/6 und damit in den Tarnewitzer Bach abfließen. In der nachfolgenden Bewirtschaftungssaison der zeitweise überfluteten Flächen traten keine Einschränkungen bzw. Beschwerden von Landeigentümern und -nutzern auf (pers. Mitt. Bauer 2024).

Damit wurde der Beweis erbracht, dass das oberhalb des Stauwehrs gelegene Einzugsgebiet schon jetzt in der Lage ist, größere Mengen Wasser zurückzuhalten und für den See, das Randmoor und andere Flächen (FFH-LRT, Habitats Anhang II-Arten) verfügbar zu machen.

Da die Situation im Winter 2023/24 nur ein mögliches Szenario von denkbaren Situationen darstellt, in denen Wasser zurückgehalten werden soll, sollte der Staubetrieb am Wehr in der „Zwischenphase“ weiter geführt werden. Nicht rückhaltbares Wasser sollte in dieser Zwischenphase jedoch nicht über das Stauwehr in den Unterlauf des Grabens 22/6 angeleitet werden, sondern über die errichtete flache Überlaufmulde in den Santower See.

Dabei sollte der maximal mögliche Einstau, wie im Winter 2023/24, bei 35,75 – 39,90 m ü NHN liegen, die Stauhöhe bei der keine Schäden an den umliegenden Flächen entstanden sind. In der Vegetationsperiode müssen die potenziell möglichen Einstauhöhen jedoch niedriger liegen, um eine Bewirtschaftung der Flächen zu ermöglichen. PÖYRY (2007) haben in der Maßnahme M2 eine Einstauhöhe von 35,35 m HN (35,50 m ü NHN) vorgeschlagen.

Durch die Weiterführung des Staubetriebes mit den genannten Stauhöhen „auf Probe“ kann getestet werden, ob sich diese Stauhöhen in der Praxis bewähren und damit keine Konflikte in der Landnutzung auftreten.

Dazu soll das Stauwehr dahingehend technisch ertüchtigt werden, dass eine Regulierung der Stauhöhe nicht nur durch den Einbau oder die Entfernung von Staubohlen möglich ist, sondern mit Hilfe einer genauer mechanisch einstellbaren Stautafel.

In diesem Zusammenhang ist zu klären, ob für den Betrieb des Stauwehres in dieser Zwischenphase“ ein Staurecht erforderlich ist oder ob es ausreicht, informell Stauziele festzulegen.

Der vorgeschlagene Weiterbetrieb des Stauwehres in der beschriebenen Art und Weise erfordert jedoch eine personelle Betreuung, die aktuell durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg übernommen wurde. Diese personelle Betreuung muss fortgesetzt werden, damit die Ziele des Staubetriebes „auf Probe“ erreicht werden können.

Ziel eines möglichst hohen Einstaus des Grabens 22/6 im Abschnitt 1+100 bis 2+000 ist es, möglichst viel von dem rückgestauten Wasser zwischen den Fließkilometern 2+000 und 2+300, wo der Graben im Moorkörper verläuft, in den Moorkörper des Randmoores zu infiltrieren um damit nach Passage des Moorkörpers den Santower See zu speisen.

Ziel des Staubetriebs „auf Probe“ ist es zu testen, wie viel Wasser zurückgehalten und damit infiltriert oder in den Santower See abgeleitet werden kann, ohne Nutzungskonflikte zu erzeugen.

Die Herstellung der flachen Überlaufmulde muss so erfolgen, dass es möglich ist, die provisorisch festgesetzten Einstauhöhen am Stauwehr am Fließkilometer 1+100 von 35,50 m ü NHN in der Vegetationsperiode bzw. 35,75 – 35,90 m ü NHN im Winter einerseits nicht zu überschreiten und andererseits möglichst viel anfallendes Wasser zurückzuhalten sowie in den Moorkörper zu infiltrieren und nicht direkt in den See abzuleiten.

Aus diesem Grund ist es voraussichtlich erforderlich, die Überlaufmulde so auszuführen, dass über Staubohlen in der Höhenlage 35,50 ü NHN (Sommerstau) bzw. 35,75 – 35,90 m ü NHN (Winterstau) die jeweiligen Stauziele einerseits erreicht, andererseits aber auch nicht über einen längeren Zeitraum überschritten werden.

Die Formulierung der Maßnahmen am Graben 22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 2+000 steht einerseits unter dem Zeichen, dass voraussichtlich nur im Bereich südöstlich von Santow, zwischen den Fließkilometern 2+000 und 2+300 eine Infiltration von Wasser in den Moorkörper erfolgen kann und möglichst stark unterstützt werden muss.

Andererseits ist die Formulierung stark geprägt von den Zuständen im Winter 2023/24 in dem viel mehr Wasser zum Rückhalt zur Verfügung stand, als in den Vorjahren. Damit ist jedoch einerseits auch nicht zu erwarten, dass sich Hochwassersituationen wie im Winter 2023/24 in Zukunft jährlich wiederholen. Andererseits wird in den Klimaprognosen eindringlich vor einer Zunahme von Starkniederschlagsereignissen gewarnt, die zum Beispiel auch zu sommerlichen Hochwässern nach Starkniederschlägen führen können.

Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, bei der Umsetzung der Maßnahmen nach 7.4.1 und 7.4.2 schrittweise vorzugehen, um Erfahrungen mit potenziell auftretenden Verhältnissen zu sammeln. Insbesondere die Verfüllung des Unterlaufs des Grabens 22/6 unterhalb

Fließkilometer 1+100 sowie zwischen den Fließkilometern 1+100 und 2+000 sollte erst dann in Angriff genommen werden, wenn durch die Absolvierung der „Zwischenphase“ Erfahrungen damit bestehen, ob über die Überlaufmulden zum Santower See überschüssiges Wasser tatsächlich schadlos abgeleitet werden kann. In dieser „Zwischenphase“ ändert sich ggf. auch das Verhältnis der Landeigentümer und -nutzer zu den Entwässerungsanlagen (Drainagen) so dass diese Anlagen ggf. in Zukunft keinen Konflikt mehr darstellen.

Folgende Maßnahmen sollten so schnell wie möglich umgesetzt werden:

- Herstellung einer Überlaufmulde vom Graben 22/6 zum Santower See am Fließkilometer 2+000
- Ertüchtigung und weiterer Staubetrieb am Stauwehr am Fließkilometer 1+100 mit den Stauzielen 35,50 m ü NHN in der Vegetationsperiode und 35,75 – 35,90 im Winter sowie Kommunikation mit den betroffenen Landeigentümern und -nutzern.

Folgende Maßnahmen sollten mittelfristig nach Absolvierung der „Zwischenphase“ Umgesetzt werden:

- Herstellung eines flachen Randgrabens am Rande des Moorkörpers im historischen Verlauf als Ersatz für den zu verfüllenden Graben 22/6,
- Vollständige Verfüllung des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 1+100 und 2+000,
- Vollständige Verfüllung des Grabens 22/ 6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 1+100 und Anschluss noch erforderlicher Entwässerungs- und Drainageleitungen an einen im alten Grabenverlauf verlaufenden Kanal zur Ableitung dieses Wassers über den Schleusengraben in den Tarnewitzer Bach.

Die Maßnahme zur Herstellung / Wiederherstellung der Überlaufmulden besitzt eine hohe Dringlichkeit um die Funktionsfähigkeit im Zusammenhang mit den Zielwasserständen in der Vegetationsperiode sowie im Winter zu testen, auch wenn nicht erwartet wird, dass Hochwasserereignisse wie im Winter 2023/24 in hoher Frequenz auftreten.

Mit der Umsetzung dieser Maßnahmen ist gesichert, dass möglichst viel Wasser aus dem Einzugsgebiet des Grabens 22/6 in den Moorkörper des Randmoores infiltriert und auf diese Weise oder direkt dem Santower See und damit dem Wasserhaushalt von Moorkörper und See zugutekommt.

In der „Zwischenphase“ sollte auch geprüft werden, ob die Überlaufmulde am Fließkilometer 2+000 ausreichend ist, um im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 entstehendes Hochwasser in den Santower See abzuleiten, oder ob die zweite historisch bestehende Überlaufmulde am Fließkilometer 0+500 des Grabens 22/6/1 ebenso wieder geöffnet werden muss.

Durch die Offenhaltung des Grabens 22/6 und die technische Ertüchtigung des Stauwehres am Fließkilometer 1+100 ist es in der „Zwischenphase“ bei Konfliktsituationen jederzeit möglich Wasser direkt über den Graben 22/6 in den Tarnewitzer Bach abzuleiten.

Eine bauliche Umsetzung der Maßnahme M3 (PÖYRY 2007) zur Verlegung eines kurzen Abschnittes des Grabens 22/6, der aktuell im Moorboden verläuft, in den Mineralboden wird nicht als notwendig erachtet, da nach der Absolvierung der „Zwischenphase“ der Graben 22/6 insgesamt nicht mehr erforderlich ist und komplett verfüllt werden soll.

Die „Zwischenphase“ sollte nach der baulichen Umsetzung der Überlaufmulde eine Dauer von 5 Jahren haben. Nach dieser Zeit muss geprüft und mit Landeigentümern und -nutzern sowie Genehmigungsbehörden diskutiert werden, ob die Dauer der Testphase ausreichend ist um eine Verfüllung des Grabens 22/6 tatsächlich umzusetzen.

Eine unendliche Verlängerung der „Zwischenphase“ wird nicht empfohlen. Zwar können durch die bauliche Situation in der Zwischenphase verhältnismäßig seltene Hochwasserabflüsse schadlos über den Santower See in den Tarnewitzer Bach abgeleitet werden, im dauerhaften Zustand von Mittel- und Niedrigwasser wirkt der Graben 22/6 jedoch weiter entwässernd auf See, Randmoor und Mineralbodenflächen. Zusätzlich steht das Wasser, das sich im Graben befindet und von der Oberfläche verdunstet nicht für die Infiltration in den Moorkörper zur Verfügung.

Die durch PÖYRY (2007) geplanten Maßnahmen M1, M4, M6, M7 und M8 dienen der Retention von Wasser in höher gelegenen Teilen des Einzugsgebietes, sie kommen damit nur indirekt dem See, dem Randmoor und damit den LRT und Habitaten der Anhang II – Arten des FFH-Gebietes zugute.

7.4.3 Maßnahmen im Graben 22/6 und einmündenden Gräben oberhalb des Fließkilometers 2+300

Die durch PÖYRY (2007) geplanten und bislang nicht umgesetzten Maßnahmen M1, M4, M6, M7 und M8 dienen der Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse in Bereichen, in denen vor den Meliorationsmaßnahmen der 1980 ´er Jahre Moorsenken auftraten, die nicht oder in anderer Weise als aktuell an das Grabensystem 22/6 angebunden waren.

Die durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) zusätzlich zu den im Abschnitt 7.4.2 dargestellten Maßnahmen zusätzlich vorgeschlagenen Maßnahmen dienen der weitgehend vollständigen Wiederherstellung der Entwässerungsverhältnisse im Einzugsgebiet des Grabens 22/6, wie sie vor der Umsetzung der Meliorationsmaßnahmen in den 1980 ´er Jahren

Die Meliorationsmaßnahmen der 1980 ´er Jahre und die klimawandelbedingte Veränderung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse führte dazu, dass sowohl diese Moorsenken als auch andere Flächen des Gebietes weitgehend entwässert wurden. Die Moorsenken fielen in Trockenperioden trocken.

Ziel der durch PÖYRY (2007) und Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) vorgeschlagenen Maßnahmen war und ist es in diesem Zusammenhang, die wasserhaushaltlichen Verhältnisse wieder zu verbessern.

Die mit den Maßnahmen von PÖYRY (2007) beplanten Moorflächen liegen teilweise innerhalb des NSG und GGB Santower See (M1, M4, M8) und teils außerhalb (M6, M7). Für die innerhalb von NSG und GGB gelegenen beplanten Moorflächen sind in keinem der Managementpläne als LRT oder Habitatflächen für Arten des Anhang II ausgewiesen.

Die Umsetzung der Maßnahmen soll es ermöglichen, die entwässerten Moorstandorte wieder mit Wasser zu versorgen, und damit die Moormineralisierung und Nährstoffaustrag zu vermindern oder zu unterbinden sowie die Habitatfunktion für charakteristische Arten der Flora und Fauna wiederherzustellen. Die Erreichung dieses Zieles ist an zwei Voraussetzungen gebunden: die bauliche Umsetzung der Maßnahme und ein ausreichendes Wasserdargebot, um die Flächen wieder optimal mit Wasser zu versorgen.

Die durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) vorgeschlagenen Maßnahmen im Grabennetz sollen den Wasserhaushalt im Gesamtgebiet verbessern.

In allen Klimaprognosen wird von einer Verschlechterung der klimatischen Wasserbilanz ausgegangen, insbesondere durch die erhöhten Jahresmitteltemperaturen und die dadurch erhöhte Verdunstung. Dadurch entstehen Defizite im Landschaftswasserhaushalt, wie sie in der Periode 2018 – 2023 massiv auftraten.

Neben den in NSG, GGB und Seeinzugsgebiet peripher gelegenen Moorflächen, die durch die durch PÖYRY (2007) geplanten Maßnahmen renaturiert werden sollen, sollen jedoch auch die zentral gelegenen Flächen des Sees und des Randmoores aus der gleichen, voraussichtlich aber verringerten Wasserquelle mit Wasser versorgt werden.

Die Wasserversorgung von See und Randmoor hat jedoch auch einen entscheidenden Einfluss auf den Wasserhaushalt vieler ausgewiesener LRT- und Habitatflächen im GGB.

Damit entsteht voraussichtlich eine Konkurrenzsituation innerhalb der naturschutzfachlich wünschenswerten Ziele, einerseits für die peripher gelegenen entwässerten Moorflächen, die formal einen geringeren Schutzstatus aufweisen und andererseits für die im Kerngebiet gelegenen Flächen von See, Randmoor und einem Teil der LRT und Habitate des GGB, die durch die Richtlinie NATURA 2000 und die EU-WRRL formal einen höheren Schutzstatus aufweisen.

Andererseits gehen die Klimaprognosen ebenso davon aus, dass es in Zukunft häufiger zu Extremereignissen kommen kann, also auch zu Starkniederschlagsereignissen. Wenn auch die Verhältnisse im Winter 2023/24 nicht als Starkniederschlagsereignis gewertet werden können so trat doch die Situation auf, dass das Retentionsvermögen des Einzugsgebietes des Grabens 22/6 nicht ausreichend war, um den niedergegangenen Niederschlag im Gebiet zu halten. So flossen ca. 415.000 m³ Wasser aus dem Einzugsgebiet in den Tarnewitzer Bach ab. Eine Ursache dafür war, dass die genannten Moorsenken durch die bestehende bauliche Situation im Grabensystem voraussichtlich nur unzureichend in der Lage waren, Wasser zurückzuhalten. Wie häufig allerdings solche Situationen zukünftig auftreten werden, ist ungewiss.

Aus diesen Gründen wird vorgeschlagen, die durch PÖYRY (2007) geplanten und wünschenswerten Maßnahmen M1, M4, M6, M7 und M8 für die Umsetzung zunächst zurückzustellen.

Mit der Umsetzung der oben vorgeschlagenen Maßnahmen in der „Zwischenphase“ soll erprobt und beobachtet werden, wie gut das Stauregime am Stauwehr am Fließkilometer 1+100 in der Lage ist, Wasser im Gebiet zurückzuhalten und wie sich die Wasserstände im See und im Randmoor entwickeln.

Sollte im Ergebnis festgestellt werden, dass sehr häufig Wasser aus dem Einzugsgebiet des Grabens 22/6 in den Tarnewitzer Bach abgegeben wird bzw. abgegeben werden muss, weil Konflikte mit der Landnutzung entstehen, bedeutet dies, dass im Einzugsgebiet ein zusätzliches Retentionspotenzial benötigt wird. Zur Schaffung dieses zusätzlichen Retentionspotenzi- als sind die durch PÖYRY (2007) geplanten Maßnahmen M1, M4, M6, M7 und M8 sowie einige Maßnahmen zum Grabenrückbau, die durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmeck- lenburg (2024) vorgeschlagen wurden, grundsätzlich gut geeignet.

Insbesondere für die Maßnahmen M4 und M6 (PÖYRY 2007) sollte das Staubauwerk so regu- lierbar gestaltet werden, dass ein Einstau in die beiden dort gelegenen großen Retentionsflä- chen nur dann erfolgt, wenn das Retentionspotenzial von Randmoor und See ausgeschöpft ist und die Gefahr besteht, dass Wasser in den Tarnewitzer Bach abgeben werden muss.

Für die durch den Landschaftspflegeverband Nordwestmecklenburg (2024) vorgeschlagen Maßnahmen zum teilweisen oder vollständigen Rückbau der Gräben 22/6/1, 22/6/B2, 22/6/B3 sowie weiterer kurzer Gräben die, die in den Graben 22/6 muss geprüft werden, ob die Funktion der Gräben, die Abführung von Wasser nicht mehr benötigt wird bzw. ob das anfallende Wasser so im Gelände versickert oder zurückgehalten werden kann, dass keine Konflikte mit Eigentümern entstehen.

Sollte im Ergebnis der „Zwischenphase“ festgestellt werden, dass an der Grenze der Mineral- bodenflächen zu den Moorbodenflächen, wie in historischer Zeit vor den 1980 ´er Jahren, ein Bedarf besteht Wasser am Rande des Randmoores des Sees in einem Flachgraben abzufangen und über diesen Flachgraben direkt in den Santower See abzuleiten bedeutet dies, dass zeit- lich parallel zur Verfüllung des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 0+000 bis 2+000 der historisch vorhandene Flachgraben wieder hergestellt werden muss.

7.4.4 Erforderliche Untersuchungen und Monitoringmaßnahmen

Ziel der Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im NSG und GGB Santower See ist die Stabilisierung und Anhebung des Wasserstandes im Santower See und im Randmoor und damit in einem Teil der Schutzgüter des NSG und GGB.

Um den Erfolg der Maßnahmen zu dokumentieren bzw. nachzusteuern ist es erforderlich, den Wasserstand im Santower See sowie im Moorkörper zu dokumentieren. Für den See ist dies durch die beiden vorhandenen Lattenpegel möglich, mit der geplanten automatischen Auf- zeichnung von Pegeldaten kann dies noch genauer erfolgen.

Für den Wasserstand im Moorkörper des Randmoores, der durch die wasserhaushaltlichen Maßnahmen ebenso und in erster Linie gefördert werden soll, existieren jedoch aktuell keine Möglichkeiten den Wasserstand zu ermitteln. In diesem Zusammenhang wird vorgeschlagen,

im Bereich des Randmoores zwei Grundwasserbeobachtungspegel einzurichten und regelmäßig den Pegelstand zu erfassen und zu dokumentieren. Bei der Errichtung der Pegel kann gleichzeitig der aktuelle Mächtigkeit der Moorbodenaufgabe ermittelt werden. Für die Frage des potenziellen Nährstoffexportes aus dem Randmoor in den Santower See können die Grundwasserpegel zur Probenahme und Analytik genutzt werden.

Im Zusammenhang mit der Wasser- und Nährstoffbilanz des Sees, aber auch im Zusammenhang mit dem Erfolg der vorgeschlagenen wasserhaushaltlichen Maßnahmen stellt sich die Frage, ob, unter welchen Bedingungen und in welchem Umfang Seewasser in einen Grund- bzw. Schichtenwasserleiter abströmt, so wie durch Abbildung 5 angenommen werden kann. In diesem Zusammenhang wird vorgeschlagen, im potenziellen Abstrom von Grund- und Schichtenwasser einen Grundwasserpegel zu errichten und, zusammen mit dem vorhandenen Pegel S – GW – 02 regelmäßig die Wasserstände zu erheben und zu dokumentieren. Zusammen mit den Seewasserständen und auf der Basis des bei der Bohrung erstellten Schichtenverzeichnisses kann beurteilt werden, ob es zu einem Abstrom von Seewasser in einen Grund- und Schichtenwasserleiter kommt.

7.5 Erfolgsmonitoring

Die zur Umsetzung vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand des Santower Sees, zur Stabilisierung und Verbesserung des Erhaltungsgrades von LRT und Habitaten von Arten des Anhangs II im GGB sowie zur Verbesserung des Wasserhaushaltes im See und im Randmoor müssen hinsichtlich ihres Erfolges überprüft werden.

Dazu müssen geeignete Monitoringprogramme entworfen und obligatorisch umgesetzt werden.

Oft erfolgt dies bei der Umsetzung von Vorhaben nicht oder nur mangelhaft. Dies hat zu Folge, dass weder aus Erfolgen noch aus Misserfolgen ein Erkenntnisgewinn für die Wirksamkeit von Methoden entsteht, weil weder Erfolg noch Misserfolg mit nachvollziehbaren wissenschaftlichen Methoden dokumentiert wurden.

Aus diesem Grund raten wir dringend zur Umsetzung eines Erfolgsmonitorings.

7.6 Zusammenfassung Maßnahmenplanung

Im Untersuchungsteil zu diesem Vorhaben konnten bedeutende Defizite im Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes, in Wasserqualität und ökologischem Zustand des Sees sowie im Erhaltungsgrad der LRT und Habitate von Anhang II – Arten des GGB Santower Sees dokumentiert werden.

Dabei wurden wasserhaushaltliche Defizite ebenso als eine Ursache der Defizite in Wasserqualität und ökologischem Zustand des Sees sowie im Erhaltungsgrad der LRT und Habitate von Anhang II – Arten des GGB Santower Sees identifiziert.

Die Beseitigung der wasserhaushaltlichen Defizite ist damit die wichtigste Voraussetzung zur Beseitigung der Defizite im GGB Santower See.

Für die Defizite in Wasserqualität und ökologischem Zustand des Sees ist die Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse sehr wünschenswert, weil sie voraussichtlich die vorgeschlagenen Restaurationsmaßnahmen in bedeutender Weise stützen, weil sie voraussichtlich dazu führen, dass die externe und interne Belastung des Santower Sees mit Nährstoffen reduziert wird.

Für die Beseitigung der wasserhaushaltlichen Defizite bestehen sehr gute Voraussetzungen weil, im Gegensatz zu vielen anderen Gebieten und Seen, eine Wasserquelle vorhanden ist, die „nur“ genutzt werden muss.

Die wichtigsten **Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse** sind:

- Herstellung einer Überlaufmulde vom Graben 22/6 zum Santower See am Fließkilometer 2+000,
- Ertüchtigung und weiterer Staubetrieb am Stauwehr am Fließkilometer 1+100 mit den Stauzielen 35,50 m ü NHN in der Vegetationsperiode und 35,75 – 35,90 im Winter sowie Kommunikation mit den betroffenen Landeigentümern und -nutzern,

sowie nach erfolgreicher Absolvierung der „Zwischenphase“:

- Vollständige Verfüllung des Grabens 22/6 zwischen den Fließkilometern 1+100 und 2+000,
- Vollständige Verfüllung des Grabens 22/ 6 zwischen den Fließkilometern 0+000 und 1+100 und Anschluss noch erforderlicher Entwässerungs- und Drainageleitungen an einen im alten Grabenverlauf verlaufenden Kanal zur Ableitung dieses Wassers über den Schleusengraben in den Tarnewitzer Bach.

Nur die vollständige Umsetzung dieser Maßnahmen sichert ab, dass das im Einzugsgebiet verfügbare Wasser den Schutzgütern im Untersuchungsgebiet zur Verfügung gestellt wird.

Ohne eine zeitnahe Umsetzung der wasserhaushaltlichen Maßnahmen wird es voraussichtlich nicht möglich sein, den See mittelfristig zu erhalten, weil, wie in der Dürreperiode 2018 – 2023 erfahren, der Seespiegel im mittelfristigen Trend Jahr für Jahr weiter zurück gehen wird, bis der See vollständig trockengefallen ist. Die negativen Auswirkungen dieses Prozesses gelten ebenso für die wassergebundenen Schutzgüter innerhalb des GGB und NSG Santower See.

Die wichtigste **Maßnahme zur Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Santower Sees** ist:

- Durchführung einer Nährstofffällung, vorzugsweise mit Polyaluminiumchlorid.

Neben den wasserhaushaltlichen Defiziten ist die hohe Nährstoffbelastung des Freiwassers aus den Sedimenten während der Vegetationsperiode die wichtigste Ursache für die Defizite in Wasserqualität und ökologischem Zustand und die Nichterreichung der Ziele von EU-WRRL bzw. OGewV (2016). Da insbesondere die Konzentrationen des trophiebestimmenden

Phosphors auch aktuell von den Zielen des „guten“ Zustandes nach OGewV (2016) nicht sehr weit entfernt sind und positive Erfahrungen mit einer Nährstofffällung am ähnlich strukturierten Großen Seddiner See in Brandenburg dokumentiert sind, werden die Erfolgsaussichten einer solchen Maßnahme als hoch eingeschätzt.

Ohne die Umsetzung dieser Maßnahme zum Eingriff in den Nährstoffhaushalt des Sees wird eine Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand nicht möglich sein.

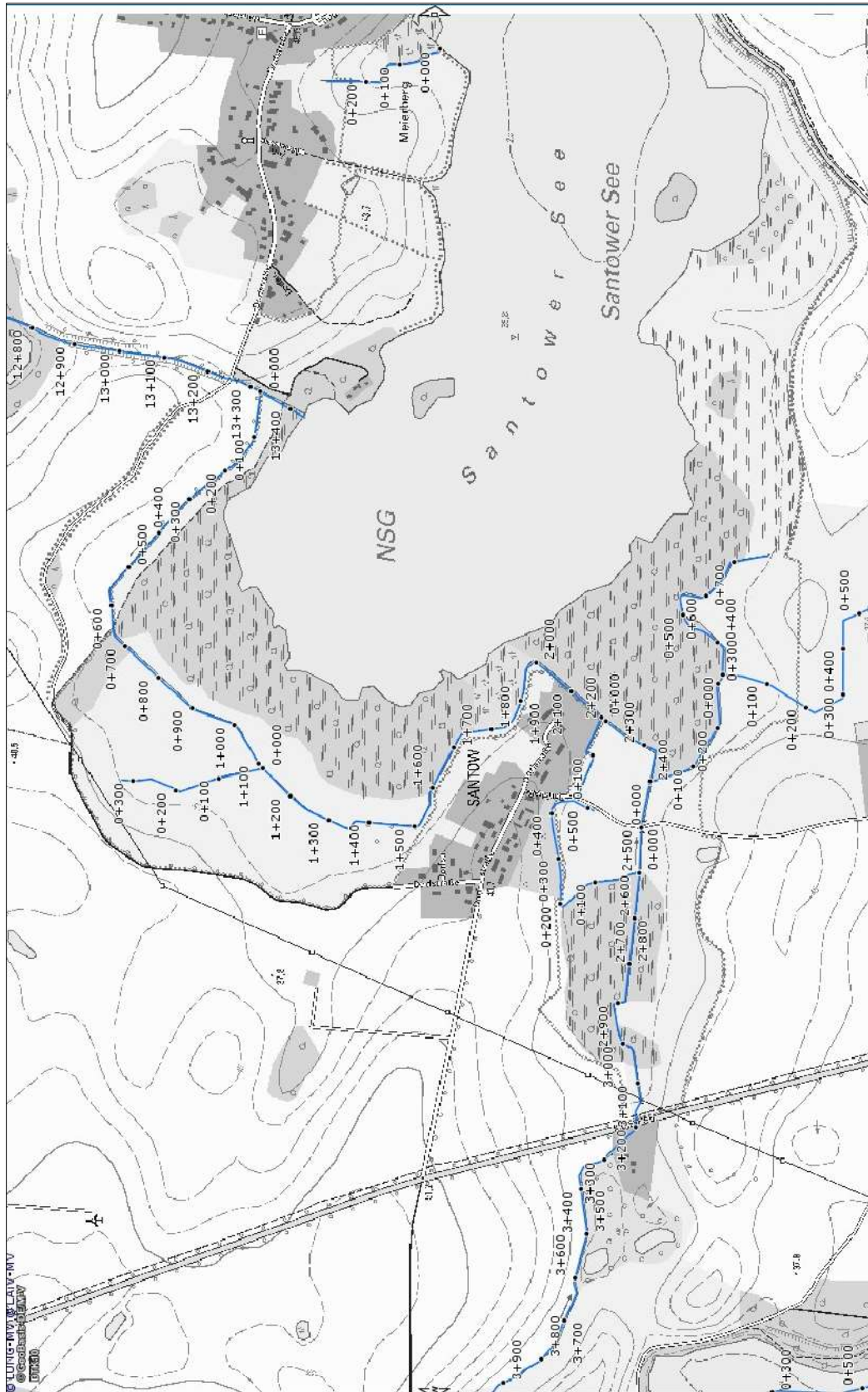


Abbildung 69: Graben 22/6 mit Kilometrierung (Quelle: Umweltkarten MV)

8. Literaturverzeichnis, Datengrundlagen

Rechtsgrundlagen

OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). „Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist“

WRRL (2000): Wasserrahmen-Richtlinie – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zuletzt geändert durch RICHTLINIE 2014/101/EU DER KOMMISSION Text von Bedeutung für den EWR vom 30. Oktober 2014 (ABl. L 311 vom 31.10.2014, S. 32).

Literatur

DVWK (1996): DVWK-Merkblatt 238/1996, Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238/1996.

DWD (2023): DWD Climate Data Center (CDC): Jährliche Gebietsmittel der Niederschlagshöhe (Jahressumme) und Jahressumme der Stationsmessungen in mm für Deutschland, Version v19.3 & recent, abgerufen am 20.07.2021.

GONSIORCZYK, T. (2021): Sedimentbeschaffenheit und interner P-Kreislauf im Dabelowsee und den Gadowseen. Ergebnisdokumentation zum Untersuchungsprogramm 2020 im Auftrag des Fördervereins Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V..

GOTTSELIG ET AL. (2017): Phosphorus binding to nanoparticles and colloids in forest stream waters. in: Vadose Zone Journal. 12 S.

GOTTSELIG ET AL. (2020): Groundwater controls on colloidal transport in forest stream waters. in: Science of the total environment 717, 134638

HANAPPEL ET AL. (2017): Aufklärung der Ursachen zur Phosphorbelastung des oberflächennahen Grundwassers im hydraulischen Zustrom zum Arendsee in der Altmark. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 62 (1): 25-38

HAYBACH, A. (2006): Die Eintagsfliegen von Rheinland-Pfalz (Insecta: Ephemeroptera). Naturhistorisches Museum Mainz.

KARTENPORTAL UMWELT MECKLENBURG - VORPOMMERN (2024): Verschiedene Fachdaten zum Untersuchungsraum Santower See (August 2024)

KLEIN, G. (1989): Anwendbarkeit des OECD-Vollenweider-Modells auf den Oligotrophierungsprozeß an eutrophierten Gewässern. Vom Wasser, 73, S. 365 – 373.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Kulturbuchverlag Berlin. 74 S.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2017): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern
- LANDSCHAFTSPFLEGEVERBAND NORDWESTMECKLENBURG E.V. (2024): Beschreibung und kartographische Darstellung von Maßnahmen zur Verbesserung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet des Grabens 22/6 in: BAUER (2024): FFH-Verträglichkeitsprüfung bezüglich der Schutz- und Erhaltungsziele des GGB Santower See hinsichtlich des Rückbaus des Ringgrabens um den Santower See
- MAUERSBERGER, R., BRAUNER, O., PETZOLD, F. & KRUSE, M. (2013): Die Libellenfauna des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 22 (3, 4).
- MELUR SH (2014): Merkblatt „Kleinkläranlagen in Schleswig-Holstein“, 33 S.
- MEINIKMANN, K., HUPFER, M., NÜTZMANN G. & J. LEWANDOWSKI (2018): Grundwasser als Quelle für die Phosphor-Belastung des Arendsees. in Hydrologie & Wasserbewirtschaftung, 62, (4), 286 - 288
- MIETZ, O. (2010): Ergebnisse der Restauration der Seddiner Seenkette zwischen 2006 – 2009. Ergebnisbericht für das MLUV Brandenburg. unveröff.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index – Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“. Stand 15. Dezember 2017. 86 S.
- MISSONG ET AL. (2018): Leaching of natural colloids from forest topsoils and their relevance for Phosphorus mobility, in: Science of the total environment 634, S. 305 – 315
- MLU MV (2023): Datenbereitstellung von gewässerökologischen Altdaten zum Santower See durch das Seenreferat im Umweltministerium MV. Übermittlung per Email im März 2023
- NLWKN (2012): Minderung der Nährstoffbelastung des Dümmers - Quantifizierung der Nährstoffeinträge und Ausweisung der Belastungsschwerpunkte, Gutachten im Auftrag des NLWKN, 155 S.
- PÖYRY (2007): Machbarkeitsstudie bzw. Vorplanung zur Renaturierung des Tarnewitzer Bachs von der Quelle bis zur Schleuse Warnow. Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Nordwestmecklenburg und Wismar e.V.. 21 S.
- STALU SN (2017): Managementplan für das Gebiet DE 2133-301, Santower See. Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte (Hrsg.), 249 S.
- TETZLAFF, B., KRAUSE, D., MAROWSKY, K. & BOCK, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse, in: HyWa 59. 2015, H. 1
- VOLLENWEIDER, R.A. (1982): Eutrophication of waters - Monitoring, assesment and control. OECD, Paris, 155 S.

WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., MÖBIUS, F. & TSCHAKERT, M. (2017): Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. LAWA-Projekt O4.16, Teil 1 Literaturstudie

Mündliche/schriftliche Mitteilungen

MAUERSBERGER, R. (2024): Telefonat zu den Möglichkeiten und Grenzen der Fischbestandserfassung in Seen mittels eDNA