

Sanierung Blender See

Juni 2018



EUROPÄISCHE UNION

Europäischer Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des ländlichen Raums - ELER
Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete



Gemeinde Blender
Braunschweiger Straße 10
27321 Thedinghausen



Sanierung Blender See

Auftraggeber:

Gemeinde Blender
Braunschweiger Straße 10
27321 Thedinghausen



Auftragnehmer:

bioplan - Institut für angewandte
Biologie und Landschaftsplanung
Strandstraße 32a
18211 Ostseebad Nienhagen



Verantwortliche Bearbeiter:

Dr. Eva-Maria Scharf

.....

Dr. Stefan Sandrock

.....

unter Mitarbeit von:

Jutta Hennig und Kai Wichmann

Bearbeitungszeitraum:

Februar 2017 April 2018

Inhalt

	Seite
1. Anlass und Aufgabenstellung	1
2. Vorhandene Planungsgrundlagen, Ergebnisse aus Voruntersuchungen, bereits realisierte Maßnahmen	2
3. Genese und Umgebungsfaktoren	3
3.1 Räumliche Lage, Besitzverhältnisse, Schutzstatus	3
3.2 Historische Entwicklung	4
3.3 Morphometrische Daten	5
3.4 Hydrologie	5
3.5 Nutzung im Einzugsgebiet und potenzielle Belastungsquellen	9
4. Aktuelle Untersuchungen am Blender See	9
4.1 Blender See	9
4.1.1 Trophiezustand – Messdaten und Klassifizierung	9
4.1.2 Biologische Qualitätskomponenten	15
4.1.2.1 Plankton	15
4.1.2.2 Makrophyten	18
4.1.2.3 Makrozoobenthos	20
4.1.3 Phosphorrücklösung aus dem Sediment	22
4.1.4 Zusammenfassende Bewertung und Vergleich mit den Ergebnissen der Vorjahre	26
4.2 Oberflächenzuläufe zum Blender See	28
4.2.1 Methoden	28
4.2.2 Ergebnisse	29
4.2.2.1 Nährstoffkonzentrationen	29
4.2.2.2 Zulaufmengen	33
4.2.2.3 Nährstofffrachten	33
4.2.2.4 Mikrobielle Belastung	36
4.2.3 Bewertung	36

4.3	Unterirdische Zuläufe/oberflächennahes Grundwasser	37
4.3.1	Methoden	37
4.3.2	Ergebnisse	39
4.3.2.1	Pegelstände und daraus abgeleitete Zulaufmengen	39
4.3.2.2	Nährstoffkonzentrationen	42
4.3.2.3	Nährstofffrachten	45
4.3.3	Bewertung	46
5.	Phosphoreintragsbilanz	47
6.	Darstellung von möglichen Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen	51
6.1	Abstellen bekannter Belastungsquellen	52
6.1.1	Bau einer Dränageleitung am Westufer	52
6.1.2	Bau einer Spundwand im Zulauf aus Varste	55
6.1.3	Reduzierung sonstiger Nährstoffeintragsquellen	56
6.2	Phosphorabsenkung durch Verdünnung	57
6.2.1	Durchflusserhöhung durch Wiederanbindung ehemaliger Zuläufe	57
6.2.2	Zuleitung von Dachabläufen	61
6.3	Steuerung des Fischbestands	62
6.4	Begrenzung/Entnahme von Schwimmblattpflanzen	63
6.5	Entschlammung	63
7.	Ableitung eines Vorschlags zur Auswahl eines effektiven Maßnahmenkomplexes und zur Abfolge seiner Umsetzung	66
8.	Kostenschätzung	67
9.	Zusammenfassung	70
10.	Literatur/zitierte Gutachten	73
11.	Glossar	78

Anlagen

1. Anlass und Aufgabenstellung

Die zur Samtgemeinde Thedinghausen gehörende Ortschaft Blender liegt an einer ehemaligen Weserarmschleife, einem heute von der Weser abgetrennten, ca. 900 m langen Gewässer, das als Blender See bezeichnet wird. Der 6,3 ha große See hat erhebliche Bedeutung für die Naherholung und die Wohnattraktivität der Ortslage. Im südlichen Teil befindet sich eine ausgebaut, im Sommer viel genutzte offizielle Badestelle mit Liegewiese. An das Westufer grenzen zahlreiche Grundstücke mit direkter Seeanbindung, das Ostufer ist weitgehend unbebaut und wichtiger Rückzugsraum für zahlreiche lebensraumtypische Tier- und Pflanzenarten, weshalb der See auch bereits seit den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts den Status eines Naturschutzgebietes besitzt.

Durch die Lage in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Naturraum und die unmittelbare Anbindung an die Ortschaft Blender war und ist der See zahlreichen Belastungen ausgesetzt, die in den vergangenen Jahren immer wieder zu bekannten Eutrophierungserscheinungen – Blaualgenblüten, Minderung der Badewasserqualität, Fischsterben, zunehmende Verschlammung – geführt haben.

Seit etwa 15 Jahren bemüht sich die Gemeinde, unterstützt von Fachberatungen durch das Seen-Kompetenzzentrum Sulingen (NLWKN) und unter Einbeziehung externer Gutachter (Planungsgruppe Grün, KLS) darum, die Ursachen aufzuzeigen, Lösungsvorschläge zu entwickeln und letztendlich auch Gelder für Restaurierungsmaßnahmen zu aquirieren. Leider erwies sich die Situation etwas komplizierter als zunächst angenommen. Die ungewöhnlich hohen Nährstoffkonzentrationen im Wasser des Sees ließen sich nicht durch den Eintrag aus den See-Zuläufen erklären und zwischenzeitlich unternommene Aktionen – wie z. B. die Abtrennung des Oberflächenzulaufs aus dem Waldsee – brachten nicht die erhoffte Verbesserung der Situation.

Im Jahr 2017 ist durch die Samtgemeinde Thedinghausen erneut die Erstellung einer Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben worden. Der Schwerpunkt der Aufgabenstellung lag, da in den vorhergehenden Untersuchungen nicht konkret untersucht, aber schon immer als Schlüssel für die fehlende Erklärung der hohen Nährstoffwerte vermutet, in der Untersuchung des Grundwassereinflusses. Die weitergefasste Aufgabenstellung umfasste allerdings auch das Zusammenfügen aller bisher vorhandenen Ergebnisse, untersetzt mit den fehlenden, 2017 aktuell erhobenen Daten, zu einem schlüssigen Gesamtbild.

Konkret sollten mit der aktuell vorliegenden Machbarkeitsstudie

- die zahlreichen Ergebnisse der bereits erfolgten Untersuchungen zusammengefasst und bewertet werden,
- der aktuelle Zustand des Sees auf der Basis wissenschaftlich etablierter Bewertungsverfahren eingeschätzt werden,

- mit Hilfe eines 1-jährigen Messprogramms die Nährstoffeintragspfade in den See (Oberflächenzuläufe, Grundwasser, Rücklösung aus dem Sediment) quantifiziert werden und letztlich
- Maßnahmevorschläge entwickelt, mit Kostenschätzungen untersetzt und deren praktische Machbarkeit geprüft werden.

2. Vorhandene Planungsgrundlagen, Ergebnisse aus Voruntersuchungen, bereits realisierte Maßnahmen

In den Vorjahren gab es zahlreiche, meist von der 2012 gegründeten Interessengemeinschaft Blender See initiierte und vom NLWKN fachlich begleitete Untersuchungen/Studien/Expertentreffen/Vorträge, die sich mit dem Zustand des Sees unmittelbar oder der Ursachenfindung von Störungen beschäftigt haben und deren Ergebnisse mit in die gegenwärtige Studie einfließen:

- GW-Messstelle Varste -Analysewerte 1996, AquaInfo (1996)
- Machbarkeitsstudie Sanierung Blender See, Planungsgruppe grün/KLS (2005)
- Blender See – Übersichtskartierung Mollusken und Sedimentuntersuchung, Planungsgruppe grün (2006)
- Machbarkeitsstudie Sanierung Blender See, Dritter Zwischenbericht, Planungsgruppe grün (2007)
- Sanierung Blender See, Analyse Einzugsgebiet, Planungsgruppe grün (2011)
- Analyse Sedimente Blender See, KLS/LUFA (2013)
- Ergebnisse der Schlammspiegelmessungen, Werner Schmidt (2013)
- Aktenvermerk Fachrunde 02.12.2013 - Ergebnisse Schlammspiegelmessungen und Schlammproben
- Aktenvermerk Fachrunde 20.03.2014 – Vorstellung der Sanierungsvarianten durch die IG Blender See
- Vortragsfolien Fachrunde „Expertentreffen“ am 20.3.2014
- Aktenvermerk Fachrunde 23.06.2014 – Ergebnisse Wasserproben und geplante weitere Maßnahmen zur Gesundung des Sees.
- Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchungen im Blender See, Blender (LK Verden) durch den Landessportfischerverband Niedersachsen e.V. (2015)
- Die Sanierung des Blender Sees, H.H. Schuster, NLWKN, Vortragsfolien
- See-Schlammassel, 1the Proben LUFA - Vortragsfolien

Von den in den Studien vorgeschlagenen Maßnahmen wurden bisher realisiert:

- 2012: Entschlammung Waldsee,

- 2012: Einbau Stau am Ablauf des Waldsees, Umleitung des Wassers aus Varste direkt in die Emte,
- 2013: Grundräumung Bullershofer Graben,
- 2014: Suche nach Dränagen auf den östlich angrenzenden Ackerflächen.

3. Genese und Umgebungsfaktoren

3.1 Räumliche Lage, Besitzverhältnisse, Schutzstatus

Der Blender See liegt im Land Niedersachsen, Landkreis Verden, Samtgemeinde Thedinghausen, Gemeinde Blender. (Abb.3.1-1). Landschaftsökologisch ist der See dem Verdenschen Becken, links der mittleren Weser gelegen, zuzurechnen. Er liegt im Aulehmgebiet oberhalb der Gezeitenzone (JORZICK (1952). Eigentumsrechtlich sind 50 % der Seefläche im Besitz der Gemeinde Blender, je 25 % sind im Besitz von 2 Privateigentümern.

Mit Erstverordnung vom 01.08.1936 wurde der See als Naturschutzgebiet (NSG LÜ 023) ausgewiesen. Das überwiegende Ziel besteht gegenwärtig in der Bewahrung und Entwicklung des Uferstreifens als entsprechend § 30 Bundesnaturschutzgesetz geschütztes Biotop (Auskunft UNB Verden).

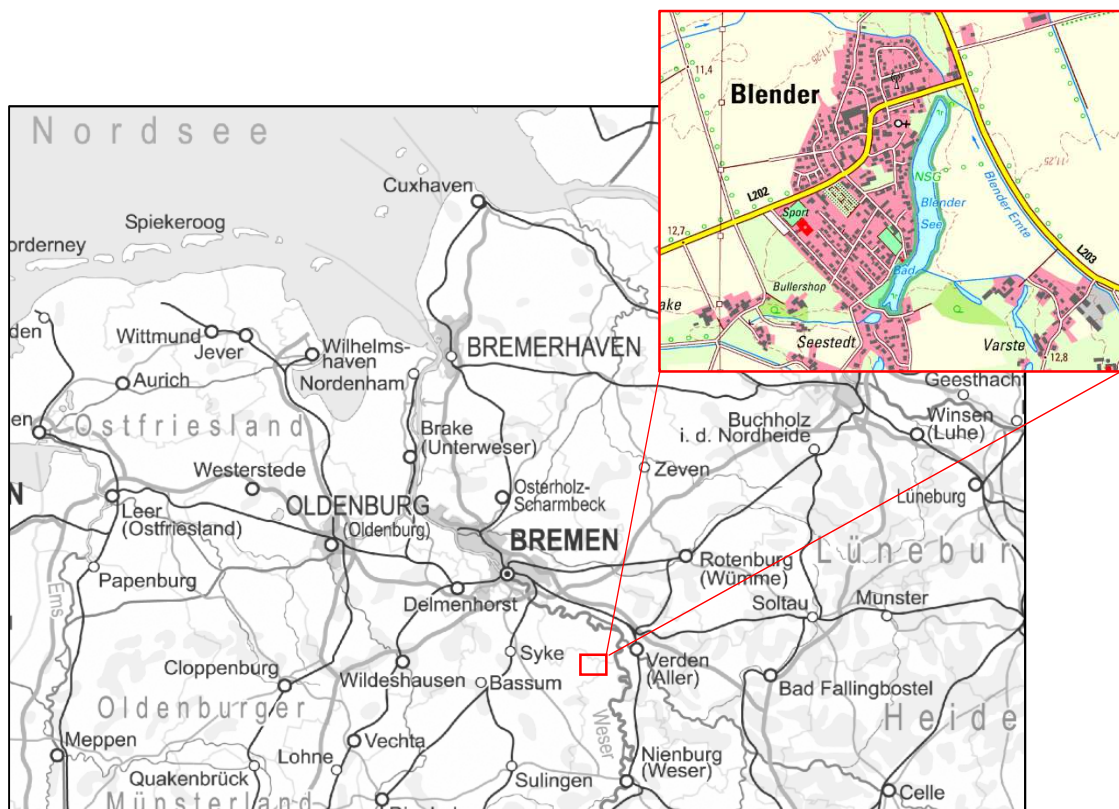


Abb.3.1-1: Lage des Blender See

3.2 Historische Entwicklung

Der Blender See ist ein natürliches Gewässer. Das Gebiet war bis zum Ausbau der Weserdeiche von ehemaligen Mäandern der Weser („Mänderschlingen“) durchzogen (Abb.3.2-1). Die alljährlichen Hochwässer der Weser („Überfälle“) führten zu Ablagerungen des aluvialen Auenlehms, dem die im Gebiet gelegenen Ackerflächen ihre hohe Wertigkeit verdanken (JORZIK, 1952). Gegenwärtig sind die ehemaligen Mäander der Weser nur noch an wenigen Stellen als langgestreckte Seen, zu denen der Blender See wie auch der Hilgermissener Krog oder der Alveser See gehören, erhalten. Mit dem Ausbau der Weserdämme, dem Bau der Staustufen und dem mit der Umleitung der Emte verbundenen Einstau des Blender Sees wandelte sich der Charakter des Gewässers stufenweise von einem Fließgewässer zu einem je nach Jahreszeit mehr oder weniger stark durchflossenen See.

Der Ort Blender wurde 1186 erstmals als „Blendere“ urkundlich erwähnt (JORZIK, 1952). 1534 gab es 7 Voll- und 1 Halbhof. Die überwiegend auf Sand, etwas höher, an der Grenze zum flacheren Aulehmgebiet von Varste gelegenen Höfe stellen somit einen relativ alten Siedlungskern im Verdenschen Becken dar.

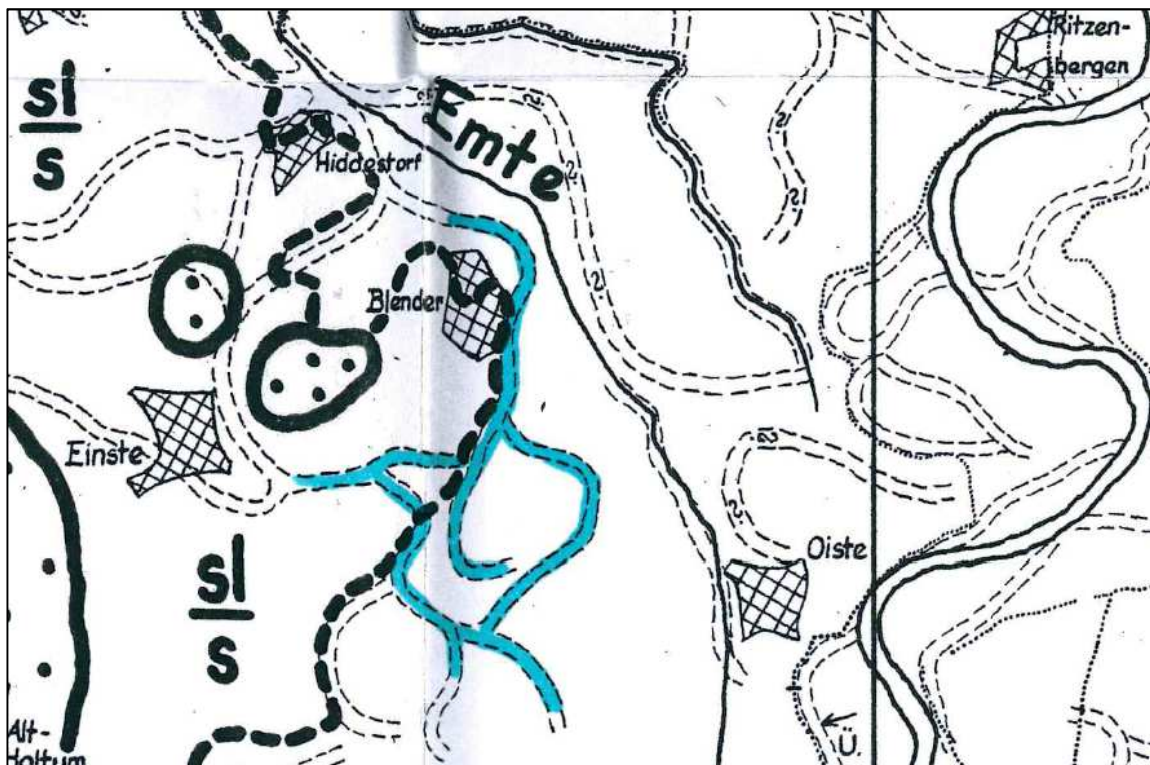


Abb.3.2-1: Vermutete Lage der alten Mänderschlingen der Weser nach JORZIK (1952).
Die Situation bei Blender wurde blau hervorgehoben

3.3 Morphometrische Daten

Tab.3.3-1 enthält eine zusammenfassende Darstellung der wichtigsten morphometrischen Kenndaten des Blender Sees.

Tab.3.3-1: Morphometrische Daten und wichtige Kenngrößen des Blender Sees

Bezugsjahr	2017
Tiefe max.	3,20 m
Tiefe mittlere	2,0 m
Seefläche	ca. 6,3 ha
Seevolumen	ca. 126.000 m ³
Einzugsgebietsgröße	0,5 km ²
Mischungsverhalten	ungeschichtet
Größte Länge	ca. 980 m
Größte Breite	ca. 80 m

3.4 Hydrologie

Zur Ausgrenzung des hydrologischen Einzugsgebietes und Darstellung der Wasserbilanz liegt ein Gutachten aus dem Jahr 2011 mit Ergänzungen aus 2012 vor (Planungsgruppe Grün, 2011 und 2012). Demnach setzt sich das Wassereinzugsgebiet aus

- direkt anliegenden Einzugsflächen,
- Zulauf über Kanalisation,
- Zulauf über Bullershoper Graben/Seestedter Graben,
- Zulauf über den Hölschgraben, Varster See, Teich und See im Wald,
zusammen.

Die räumliche Zuordnung lässt sich aus der Karte in Abb.3.4-1 erkennen.

Für das Gesamteinzugsgebiet wird eine Fläche von 65 ha angegeben. Tab.3.4-1 enthält eine Zusammenstellung der Flächengrößen der Einzelkomponenten.

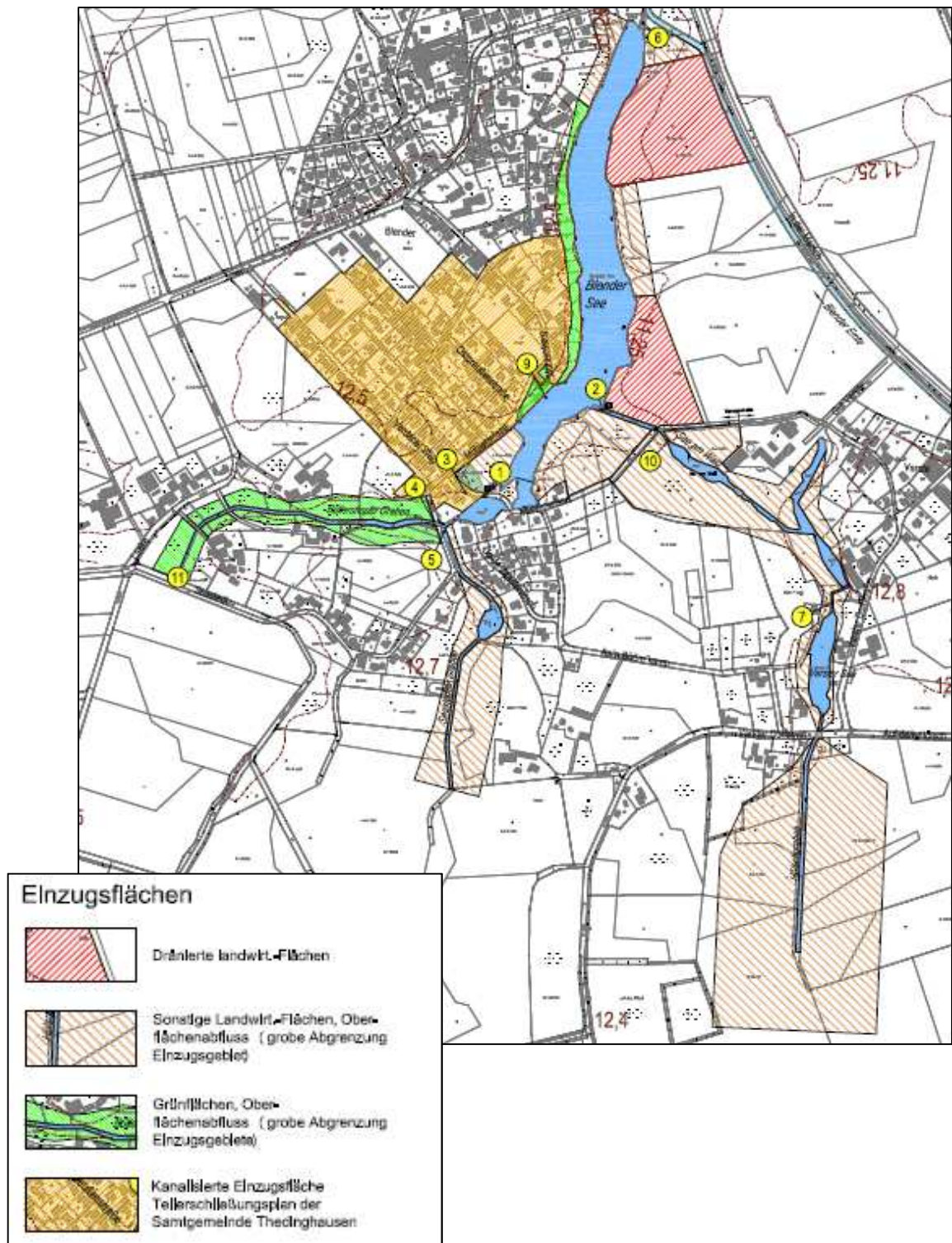


Abb.3.4-1: Räumliche Ausgrenzung des Wassereinzugsgebietes (Quelle: Planungsgruppe Grün 2012)

Tab.3.4-1: Flächengrößen der Teileinzugsflächen im Gesamteinzugsgebiet des Blender Sees
(Quelle: Planungsgruppe Grün, 2012)

	A_E [m ²]	Ψ	A_U [ha]
- Landwirtschaftliches Grünland , dräniert:	69620	0,6	4,18
- Landwirtschaftliches Grünland, oberfl. direkt	51481	0,15	0,77
- Landwirtschaftliches Grünland, Seen	197467	0,2	3,95
- Landwirtschaftliches Grünland, Seestedter Graben	36784	0,1	0,37
- Grünfläche am Blender See	14937	0,2	0,30
- Grünfläche, Bullershoper Graben	32245	0,1	0,32
- Kanalisierte Einzugsflächen			
Straßen	20194	0,85	1,72
Gebäude	24051	1,0	2,41
geschätzte befestigte Fläche	5000	0,7	0,35
Grün	111393	0,1	1,11
- Wasserspiegelflächen (nur Seen und Teiche)	87561	1,0	8,76
Gesamt	65,05 [ha]	0,37	24,23 [ha]

Der Oberflächenzufluss aus dem Hölschgraben (aus Richtung Varste/Waldsee) wurde inzwischen durch eine Dammschüttung und einen Stau auf Höhe Fußgängerbrücke weitgehend unterbrochen. Normalerweise fließt das aus Richtung Ost zulaufende Oberflächenwasser jetzt über die Emte ab. Im Spätherbst 2017 kam es allerdings zwischenzeitlich auch zu einer Situation, in der der Stau unterhalb der Brücke überspült wurde und so auch Oberflächenwasser aus dem Waldsee in Richtung Blender See abfloss.

Nicht in der Wasserbilanz des o.g. Gutachtens enthalten, aber schon damals aufgrund eines festgestellten massiven jährlichen Wasserdefizits als durchaus bedeutsam vermutet, war der Zustrom von Grundwasser. Großflächig wird in den Umweltkarten Niedersachsens (Herausgeber: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz) eine Grundwasserfließrichtung von SO nach NW angegeben (Abb.3.4-2). Kleinräumige Untersuchungen in direkter Seennähe, inklusive einer Abschätzung der über das Grundwasser eingetragenen Nährstofffrachten und damit naturgemäß auch eine Abschätzung der unterirdisch zufließenden Wassermengen, waren Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen und werden unter Pkt. 4.3 ausführlich vorgestellt. Der Grundwasserflurabstand schwankt je nach Lage und Jahreszeit zwischen 5 und 10 dm (Planungsgruppe Grün, 2012), kann auf der etwas höher gelegenen Ortsseite aber auch durchaus 20 dm unter Flur liegen (aktuelle Untersuchungen). Westlich des Sees herrschen weichseleiszeitige Sande vor, östlich überwiegen Auenlehme mit tonigen Schluffen, was dazu führt, dass der obere Grundwasserleiter hier als mäßig geschützt vor schädlichen Oberflächeneinträgen, auf der Blender Seite hingegen als nur gering geschützt (Umweltkarten Niedersachsen, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz) eingestuft wird (Abb.3.4-3).

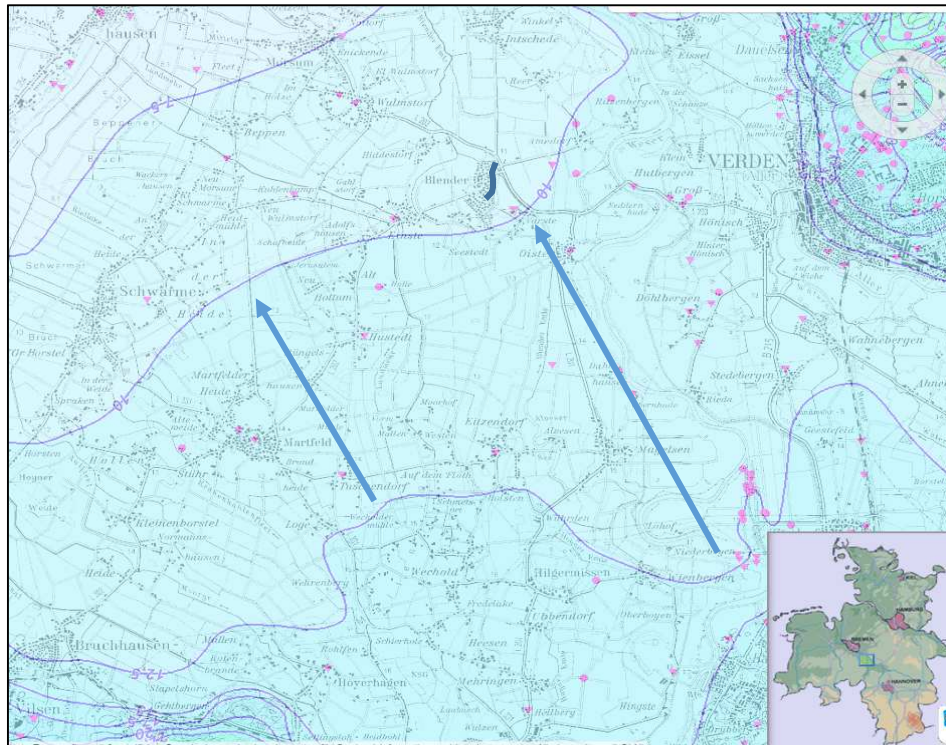


Abb.3.4-2: Großflächige Grundwasserfließrichtung von SO nach NW
(Quelle: www.umweltkarten-niedersachsen.de)

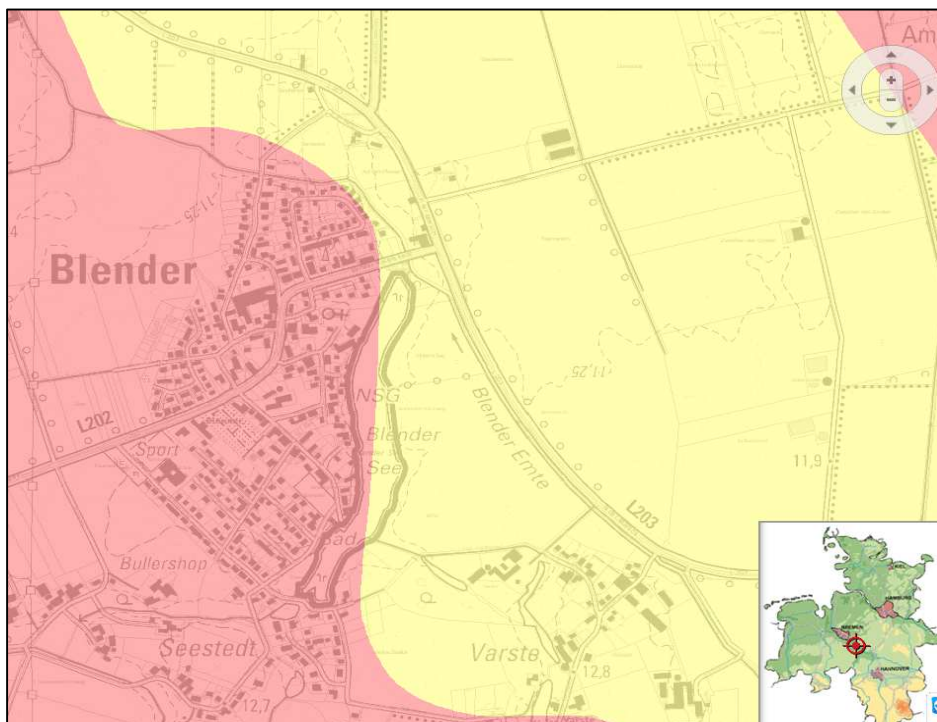


Abb.3.4-3: Geschützhitsgrad oberer Grundwasserleiter, rot: gering geschützt,
gelb: mäßig geschützt (Quelle: www.umweltkarten-niedersachsen.de)

3.5 Nutzung im Einzugsgebiet (EZG) und potenzielle Belastungsquellen

Die Nutzungen im und auf dem See sind unter anderem durch den Status als Naturschutzgebiet stark eingeschränkt. Am Süd-Westufer befindet sich eine ausgebaut, offizielle Badestelle mit Liegewiese.

Eine weitere Nutzung, die eine potenzielle Belastung für die Wassergüte des Blender Sees darstellt, besteht in der Einleitung des Regenwassers des Wohngebietes vom Verdenschen Weg bis Mühlenberg aus der Regenwasserkanalisation über einen Sandfang an der Mühlenwiese in den Blender See.

Das Befahren des Sees ist mit motorbetriebenen Booten nicht gestattet. Angelberechtigt sind lediglich die Mitglieder des Fischereivereins Blender See e.V., die 11 Fischereirechte halten. Die Berechtigten betreiben eine sogenannte „Küchenfischerei“, d.h. sie fischen ausschließlich für den Eigenbedarf.

Im Sommer, bei Trockenheit, wird das Seewasser durch einige Anlieger zur Bewässerung der Gartengrundstücke genutzt. Ansonsten werden die Ufer des Sees von den direkten Anliegern, deren Grundstücke am Westufer direkt an den See grenzen, zur Erholung genutzt. Für andere Erholungssuchende sind die Ufer des Sees - von der Badestelle abgesehen - nur eingeschränkt erreichbar.

Potenzielle Belastungsquellen stellen zudem alle Nutzungen im Einzugsgebiet dar, in deren Folge nähr- und/oder schadstoffbelastetes Oberflächen- oder Sickerwasser in den See gelangen kann. Dazu zählen:

- die landwirtschaftliche Nutzung auf den zum Einzugsgebiet zählenden Acker- und Grünlandflächen,
- Kleintierhaltung im EZG,
- Güllebehälter im EZG,
- Düngung und Pflanzenschutz auf unmittelbar an den See grenzenden Grundstücken.

Für Angaben zu den Flächengrößen im EZG, auf denen entsprechende landwirtschaftliche Nutzungen liegen, bzw. Regenwasser über die Kanalisation in den See gelangt, sei auf Tab.3.4-1 rückverwiesen.

4. Aktuelle Untersuchungen am Blender See

4.1 Blender See

4.1.1 Trophiezustand – Messdaten und Klassifizierung

Der aktuelle Trophiezustand des Blender Sees ist von März bis September 2017 regelmäßig monatlich untersucht worden. Die Probenahmen erfolgten in allen Monaten vom Boot aus an

der tiefsten Stelle des Gewässers. Es wurden jeweils Mischproben aus der gesamten Wassersäule (Oberfläche bis 1 m über Grund) für die Nährstoff- und Chlorophylluntersuchungen und für die Planktonuntersuchungen entnommen sowie ein Profil der Sofortparameter gelöster Sauerstoff, pH-Wert, Wassertemperatur und spezifische Leitfähigkeit aufgenommen. Die Lage der Probenahmestelle zeigt Abb.4.1-1. In Tabelle 4.1-1 sind alle untersuchten Parameter, die verwendeten Methoden sowie der jeweilige Untersuchungsumfang zusammengestellt.

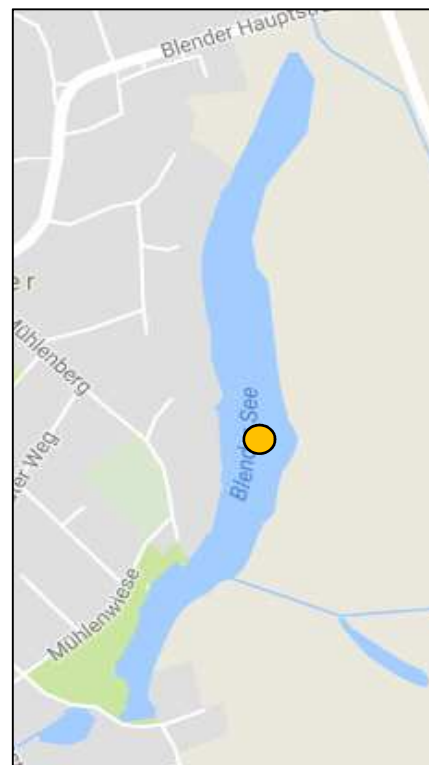


Abb. 4.1-1: Probenahmestelle Trophieuntersuchung Blender See 2017

Tab.4.1-1: Zusammenstellung der im Rahmen des Untersuchungsprogrammes am Blender See untersuchten Wassergüteparameter

Parameter	Verfahren
Gesamt-Phosphor	DIN EN ISO 6878:2004-09 (D11)
Gelöster Phosphor	DIN EN ISO 6878:2004-09 (D11) nach Membranfiltration und ohne Aufschluss
Nitrat-Stickstoff	DIN 38405-D9-2/: 2011-09
Nitrit-Stickstoff	DIN EN 267777:1993-04(D19)
Ammonium-Stickstoff	DIN 38406-E5:1983-10
Gesamt-Stickstoff	2.6-Diphenylphenol, Küvettentest HACH
Eisen	Küvettentest HACH LCK 321
Chlorophyll a	DIN 38412-L16:1985-12
gelöster Sauerstoff und SSI	Datenlogger GRANT/YSI
pH	Datenlogger GRANT/YSI
Redoxpotential	Datenlogger GRANT/YSI
Leitfähigkeit	Datenlogger GRANT/YSI
Sichttiefe	Secchi-Scheibe
Wassertemperatur	Datenlogger GRANT/YSI

Alle erhobenen Mess- und Analysedaten sind vollständig im Anhang enthalten. An dieser Stelle sollen jeweils nur die wichtigsten Aussagen und Trends zusammengefasst und bewertet werden.

Die Sichttiefen bewegten sich von März bis September zwischen 0,6 m im August und 2,7 m im Mai (Abb.4.1-2). Eine gemeinsame Darstellung mit dem Chlorophyll a-Gehalt (Abb.4.1-3) zeigt durch den fast spiegelbildlichen Verlauf, dass die Trübung nicht durch windbedingtes Aufwirbeln von Sediment entsteht, sondern eng an die Entwicklung des Phytoplanktons gekoppelt ist.

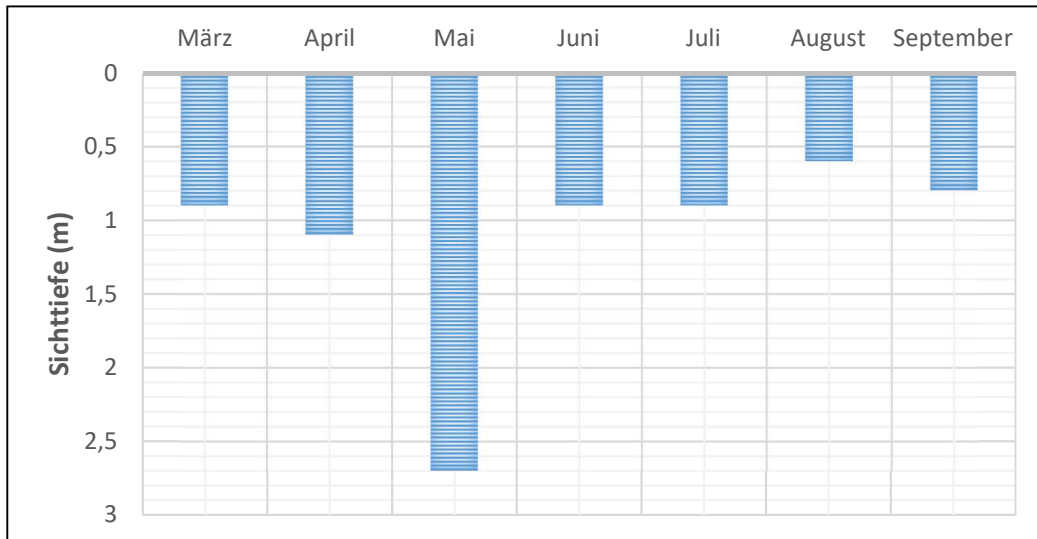


Abb.4.1-2: Sichttiefen im Blender See im Jahr 2017

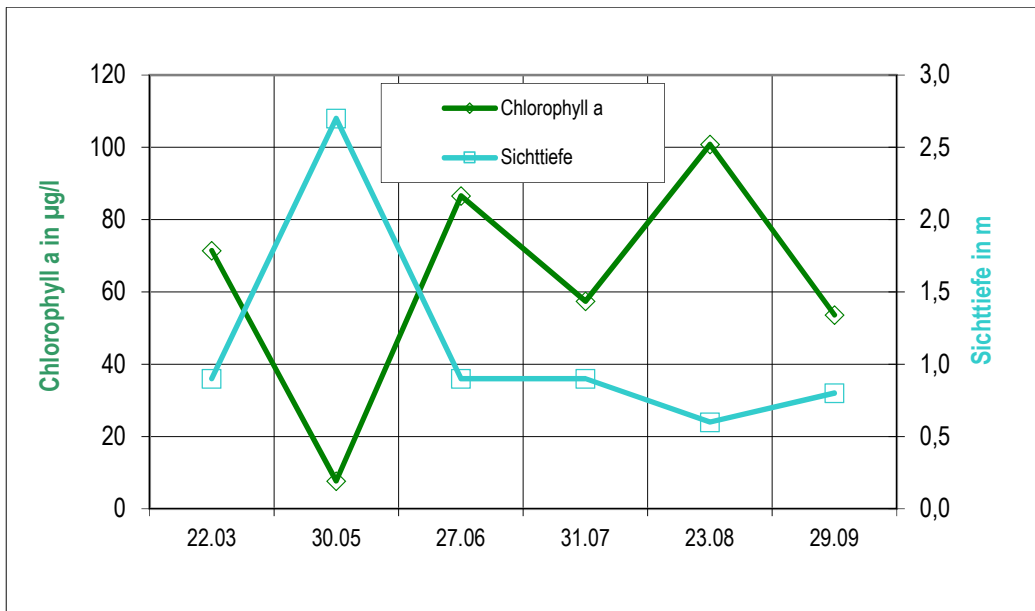


Abb.4.1-3: Sichttiefe und Chlorophyll a - Entwicklung im Blender See 2017

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen (Abb.4.1-4) zeigten ab Mai trotz der geringen Wassertiefe ein starkes Gefälle zwischen Oberfläche und Tiefe (0,5 m über Grund). In den Monaten Mai, Juli und September wurden über Grund Sättigungswerte unter 15 % gemessen, die Tatsache, dass zwischenzeitlich (Juni und August) grundnah trotz hoher Wassertemperaturen auch wieder Sauerstoffsättigungen über 30 % auftraten, zeigt, dass es zwischenzeitlich (wahrscheinlich windbedingt) durchaus auch Situationen mit mehr oder weniger starken Durchmischungen der Wassersäule gab. Die extrem hohe Übersättigung an der Oberfläche im Juni fällt zeitlich mit einer Euglenophyceen-Blüte zusammen (siehe hierzu Pkt.4.1.2.1, Phytoplankton).

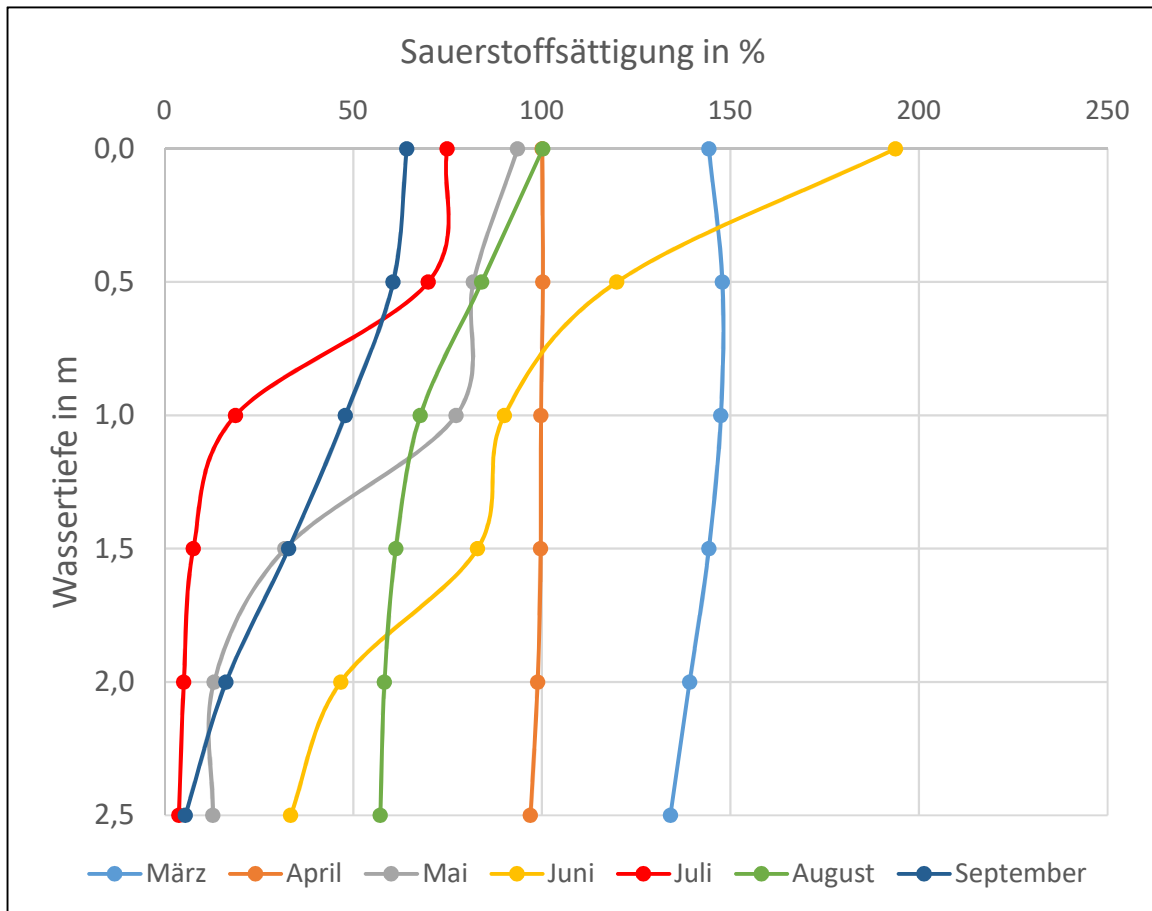


Abb.4.1.4: Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil von der Oberfläche bis 0,5 m über Grund

Die pH-Werte lagen zwischen 7,3 am Grund (Juli) und 9,2 an der Oberfläche (März). Während der Bademonate Juli-September wurden im Oberflächenwasser keine Überschreitungen des entsprechend der EU-Badewasserrichtlinie als Obergrenze anzusehenden pH-Wertes von pH 9 festgestellt. Die Leitfähigkeitswerte lagen im Bereich zwischen 398 und 514 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und sind als unauffällig einzuordnen (Datentabellen siehe Anhang). Der See war aufgrund seiner geringen Tiefe naturgemäß ganzjährig ungeschichtet.

Die Gesamt-Phosphatwerte (TP) stiegen 2017 von anfänglich 1,01 mg/l im März auf 2,84 mg/l im August und erreichten damit für ein Standgewässer außergewöhnlich hohe Werte. Auch die löslichen Phosphate, die sich in den Absolutwerten nur geringfügig unterhalb der Gesamtphosphorwerte bewegten, zeigten eine ähnliche Tendenz (Abb. 4.1.5).

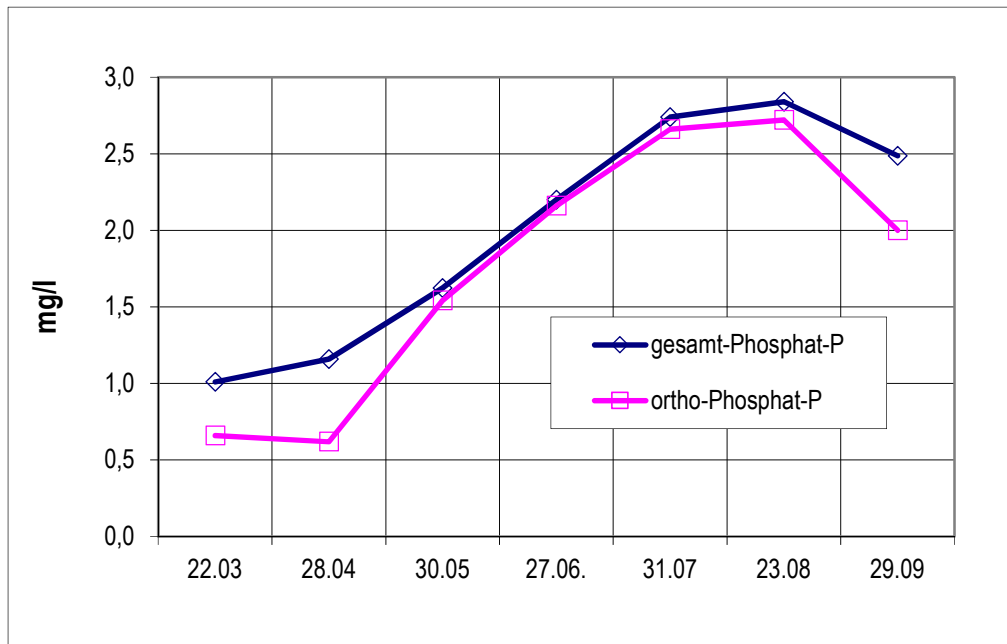


Abb.4.1-5: Gesamt-P und o-PO₄-P im Blender See im Jahr 2017

Die Stickstoffkonzentrationen wiesen, abgesehen vom Gesamtstickstoff, der im Jahresverlauf von anfänglich 1,15 mg/l auf 2,48 mg/l im Juni anstieg und dann wieder leicht zurückging, kaum Änderungen im Jahresverlauf auf (Abb.4.1-6). Die leichte Zunahme des Gesamtstickstoffs ist vermutlich auf den im Laufe des Sommers zunehmenden Anteil von im Plankton organisch gebundenen, partikulären Stickstoffs zurückzuführen.

Da im Gewässer relativ viel Gesamtstickstoff vorhanden war, wurde zu keinem Zeitpunkt eine N-Limitation beobachtet. Nach TEUBNER et al., 1999 (in Materialien Nr. 113 Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2004) werden ab Unterschreitung des kritischen N : P - Verhältnisses von 16 : 1 Massentwicklungen von Cyanobakterien gefördert, weil diese durch die Möglichkeit Stickstoff aus der Luft zu binden, dann einen deutlichen Konkurrenzvorteil besitzen. Trotzdem spielen die Blaualgen im Blender See eine zentrale Rolle, Massentwicklungen und Aufräumungen wie sie die hohen Phosphorgehalte hätten erwarten lassen, wurden 2017 aber zu keinem Zeitpunkt beobachtet (siehe Kap. 4.1.2.1).

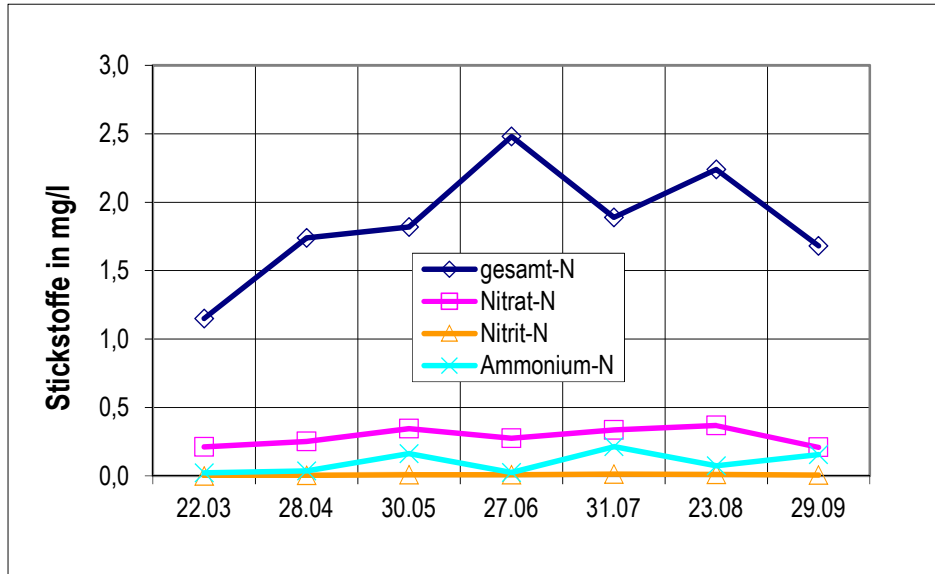


Abb.4.1-6: Stickstoffkonzentrationen im Blender See im Jahr 2017

Die Eisengehalte hingegen zeigten ab Mai eine stark fallende Tendenz. Ein erheblicher Teil wird im Sommer vermutlich durch die steigende Bioproduktion inkorporiert und fällt nach Absterben der Organismen zumindest zeitweise als Sediment aus dem Stoffkreislauf aus.

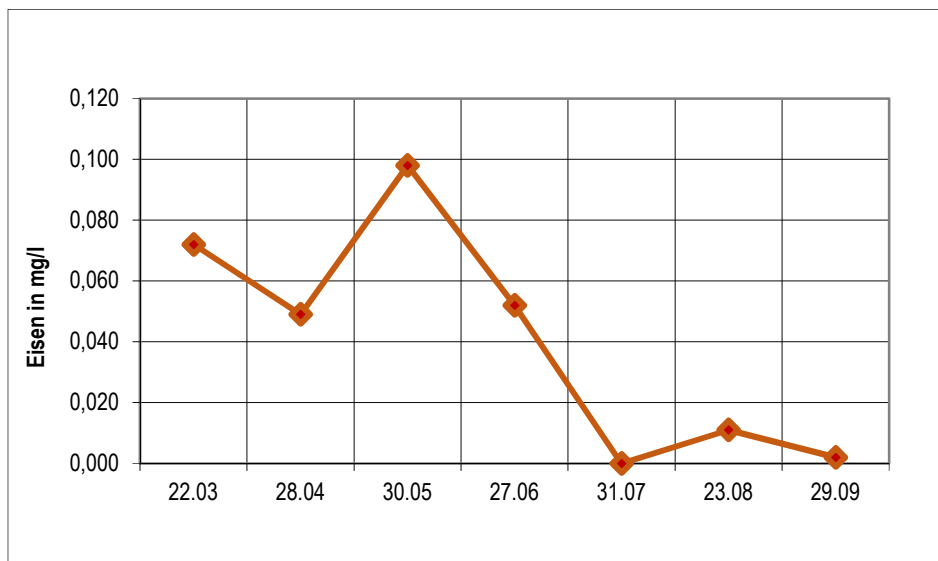


Abb.4.1-7: Eisenkonzentrationen im Blender See im Jahr 2017

Die zusammenfassende Bewertung des Trophiezustands nach LAWA (2014) ergibt für 2017 wegen der extrem hohen Phosphorwerte erwartungsgemäß einen hohen Index-Wert von 4,89 und damit eine Einstufung in die höchste (schlechteste) Trophieklasse „hypertroph“ (Tab.4.1-2).

Tab.4.1-2: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Blender See im Jahr 2017 (polymiktischer See, mittlere Tiefe < 3 m)

	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	0,90	2,70	0,90	0,90	0,60	0,80	1,13	3,18	6	19,06	
Chlorophyll a (µg/l)	71,4	7,7	86,6	57,4	100,8	53,6	62,92	4,11	10	41,05	
Gesamt-PO4-P (µg/l)	1.085	1.624	2.200	2.740	2.840	2.487	2.163	6,94	6	41,66	
Gesamt-PO4-P (µg/l)	1.085						1.085	6,73	4	26,94	
									Summe	128,71	4,95

hypertroph h

Damit ist der See momentan 3 Klassen schlechter als sein potenzieller natürlicher Zustand (e2).

4.1.2 Biologische Qualitätskomponenten

4.1.2.1 Plankton

Von März bis September sind monatlich Phyto- und Zooplanktonproben entnommen und untersucht worden. Die Zooplanktonproben wurden als 30 l Netzproben (56 µm), verteilt über die gesamte Wassersäule) an der tiefsten Stelle, die Phytoplanktonproben als Misch-Vollproben aus den gleichen Tiefen entnommen, fixiert und im Labor qualitativ und quantitativ mikroskopisch ausgewertet. Aufgrund der geringen Seegröße konnten die bei wasserrahmenrichtlinien-relevanten Seen üblichen Bewertungsmethoden PhytoSee und PhytoLoss verfahrensgemäß nicht angewandt werden.

Die Zählprotokolle aller Einzelproben sowie die Artenlisten und die Zusammenstellungen der an den einzelnen Probenahmeterminen jeweils ermittelten Individuenzahlen und Biomassen sind im Anhang beigefügt. An dieser Stelle seien nur die wichtigsten Grundaussagen hervorgehoben. Die Abb. 4.1-8 und 4.1-9 fassen die Entwicklung des Phytoplanktons, bezogen auf Individuenzahl und Biovolumen, die Abb.4.1-11 und 4.1-12 die Entwicklung des Zooplanktons im Blender See im Beobachtungszeitraum zusammen.

Bezogen auf die Individuenzahlen (Abb. 4.1-8) ist im Frühjahr 2017 im Blender See eine Diatomeenblüte beobachtet worden, die vor allem auf die starke Entwicklung kleiner centraler Diatomeen (5-10 µm) zurückzuführen war. Im Sommer nahm der Anteil von Grünalgen schrittweise zu. Zu den abundanzstärksten Arten zählten *Coelastrum astroideum* und *Coelastrum microporum*. Blaualgen waren ab Mai immer im Plankton enthalten (Hauptart *Aphanizomenon flos-aquae*), aber nie in so hohen Abundanzen, dass dies als echte „Algenblüte“ anzusprechen war.

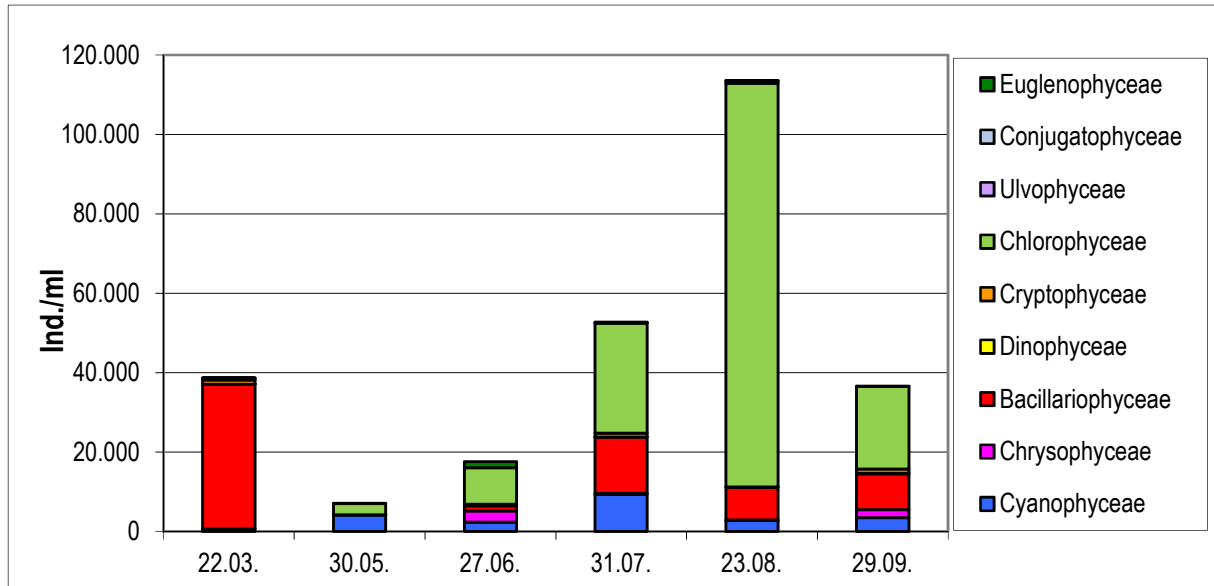


Abb.4.1-8: Individuenzahlen Phytoplankton im Blender See 2017

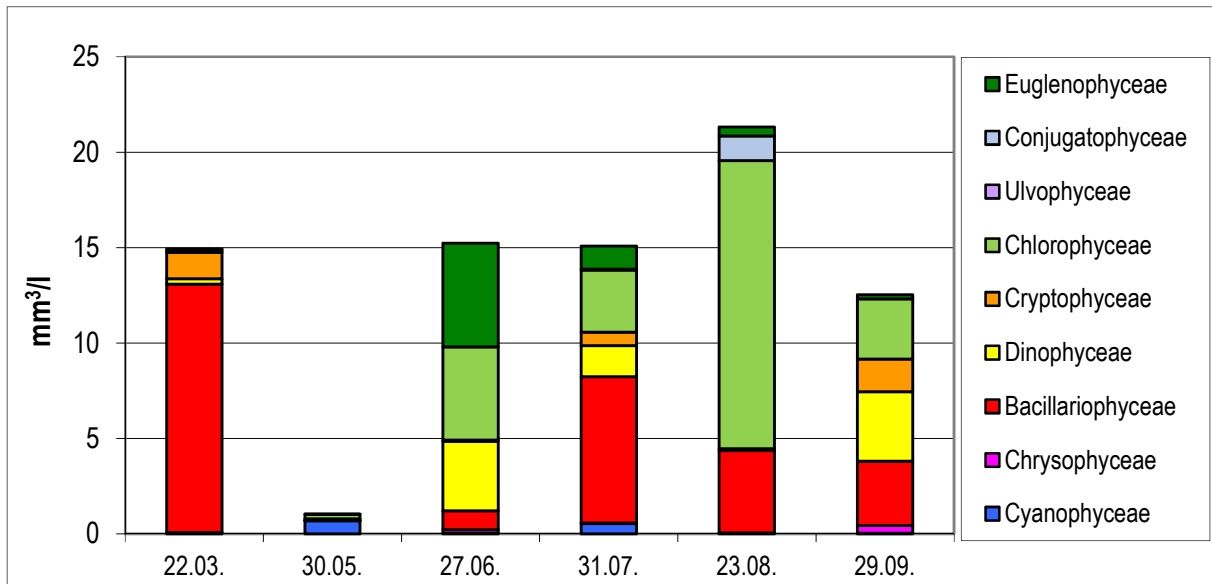


Abb.4.1-9: Biovolumen Phytoplankton Blender See 2017

Bezogen auf die Biomassewerte ergibt sich ein ähnliches Bild, wobei hier der Anteil größerer Arten stärker hervortritt. Hierzu zählten ab Juni u.a. Dinophyceen (Hauptarten *Ceratium hirundinella* und *Ceratium furcoides*) und im Juni auch Euglenophyceen (Hauptart *Trachelomonas volvocina*). Die Gesamtbiomassewerte des Phytoplanktons lagen zwischen 1,03 mm³/l (Mai) und 21,3 mm³/l im August bei einem Mittelwert von 13,35 mm³/l und damit in Anbetracht des extrem hohen Phosphatangebotes erstaunlich niedrig. Die äußerst geringe Biomasse Ende Mai resultierte aus einer starken Entwicklung von Zooplankton, insbesondere von Daphnien, in dieser Phase und zeigt, dass das Phytoplankton - abgesehen von Blaualgen, die „übrig blieben“ -

gut vom Zooplankton aufgenommen werden kann. Die dazugehörigen Chlorophyll a – Werte bewegten sich zwischen 7,7 und 100,8 µg/l (MW = 62,9 µg/l).

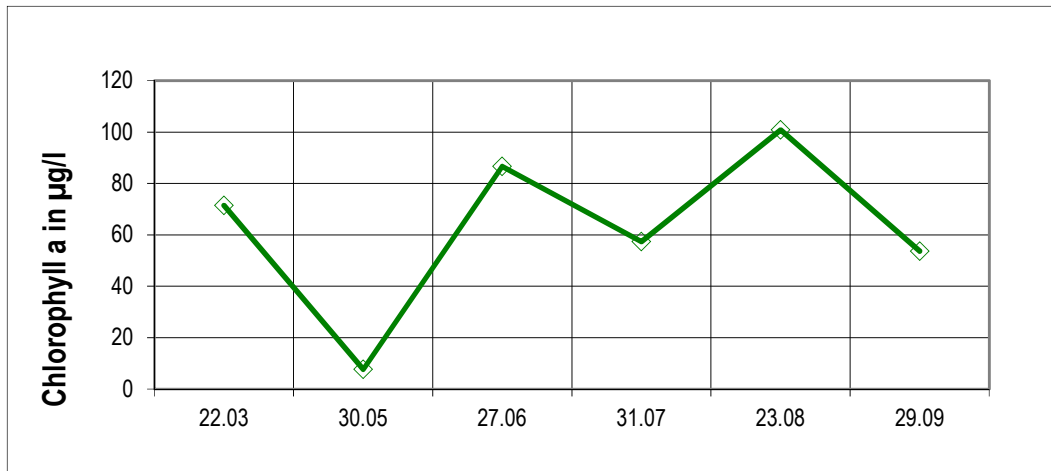


Abb.4.1-10: Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll a – Werte im Blender See 2017

Im Zooplankton dominierten, wie in relativ stark nährstoffbelasteten eutrophierten Gewässern üblich, bezogen auf die Individuenzahlen, Rotatorien (Abb.4.1.11). Bestimmende Art war in dieser Gruppe der Rädertiere *Keratella cochlearis*. Im Mai überwogen – allerdings mit relativ geringen Individuenzahlen – Phyllopoden, d.h. „Wasserflöhe“. Da sie in der Regel deutlich größer sind als die Rädertierchen, kommt ihre phasenweise Dominanz bei Bezug auf Biomassen sehr viel deutlicher zur Geltung (Abb.4.1.12). Ende Mai waren ungewöhnlich viel Phyllopoden (Hauptarten *Daphnia longispina* und *Daphnia cucullata*) im Plankton. Da beide Arten effektive Filtrierer von Phytoplankton sind, fiel das Massenvorkommen der Daphnien zeitlich mit einem Klarwasserstadium (Sichttiefe 2,7 m) zusammen, was zeigt, dass auch unter den gegenwärtigen, sehr nährstoffreichen Bedingungen das Zooplankton in der Lage ist, einen effektiven Fraßdruck auf das Phytoplankton auszuüben.

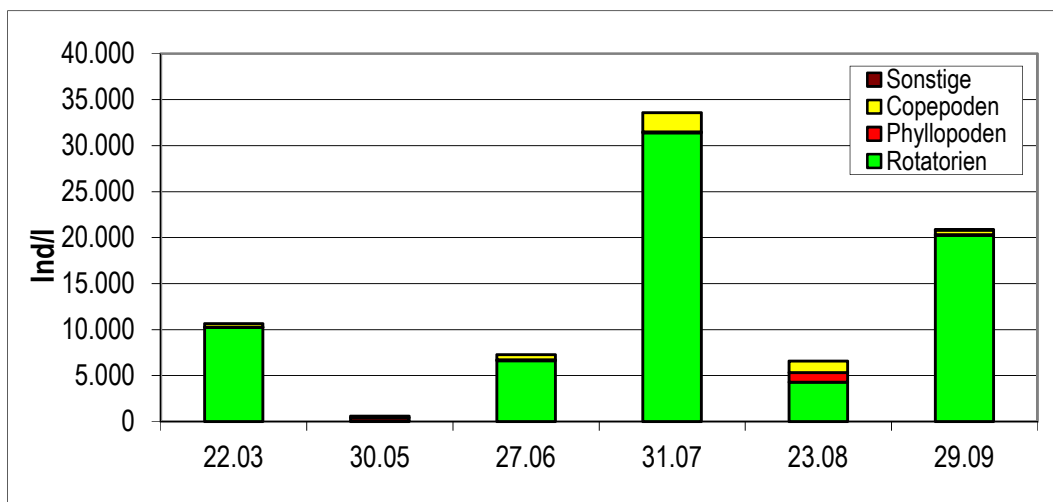


Abb.4.1-11: Zooplanktonabundanzen im Blender See im Jahr 2017

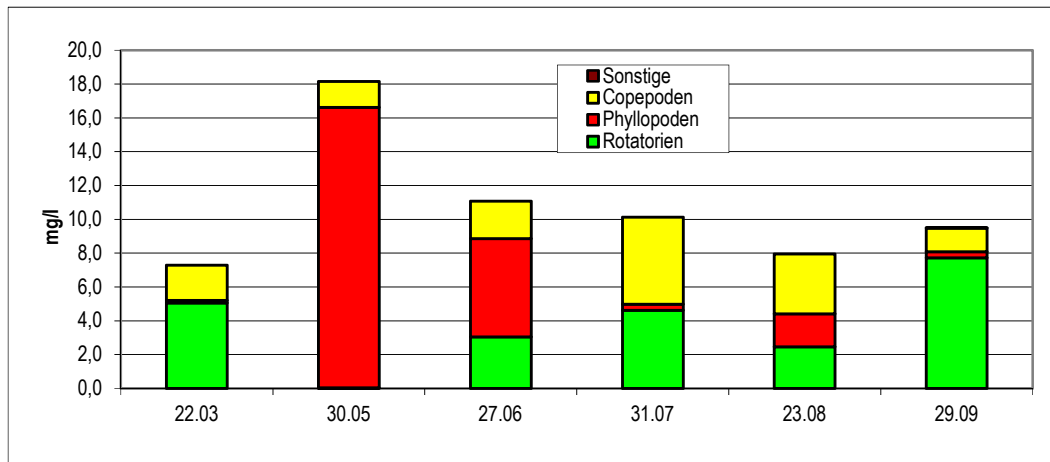


Abb.4.1-12: Zooplanktonbiomassen im Blender See 2017

Die mittlere Zooplanktonbiomasse lag 2017 bei 10,68 mg/l und damit verglichen mit ähnlichen Gewässern erfreulich hoch. Der offensichtlich sehr effektive Frassdruck des Zooplanktons ist vermutlich auch der Grund für die ungewöhnliche Diskrepanz zwischen sehr hohen Phosphatgehalten und einer eher gemäßigten Phytoplanktonentwicklung im Blender See.

4.1.2.2 Makrophyten

Um die vorkommenden Wasserpflanzen zu kartieren, wurde am 31.07.2017 das gesamte Gewässer vom Boot aus unter Zuhilfenahme einer Teleskopharke und eines Sichtrohrs nach submers wachsenden Makrophyten und Schwimmblattpflanzen abgesucht.

Echte submerse, d.h. ganzzeitig untergetaucht wachsende Makrophyten wurden im Blender See trotz intensiver Suche nicht gefunden. Große Flächen sind allerdings von Schwimmblattpflanzen, in erster Linie von der Weißen Seerose *Nymphaea alba* und eingestreut auch der Teichrose *Nuphar lutea* bedeckt. Insbesondere der südliche Seeteil (südlich der Badeanstalt) war im Sommer nahezu flächendeckend mit Seerosen bewachsen. Als weitere, sehr viel kleinere Art wurde in Ufernähe gelegentlich (an der Oberfläche treibend) die Kleine Teichlinse, *Lemna minor*, gefunden. Die räumliche Verbreitung des Mischbestandes aus See- und Teichrosen im Jahr 2017 ist in Abb. 4.1-13 dargestellt.

Vor allem das Ostufer ist nahezu überall von einem schmalen von *Phragmites australis* dominierten Schilfgürtel umgeben. Begleitarten sind Gilbweiderich (*Lysmachia vulgaris*), Fluß-Ampfer (*Rumex hydrolapathum*), Kalmus (*Acorus calmus*), Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara*), Zaunwinde (*Calystegia sepium*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Wasserlilie (*Iris pseudacorus*) und Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*). Abb. 4.1-14 zeigt ein Foto eines typischen Abschnitts am Ostufer mit vorgelagerten Seerosen.

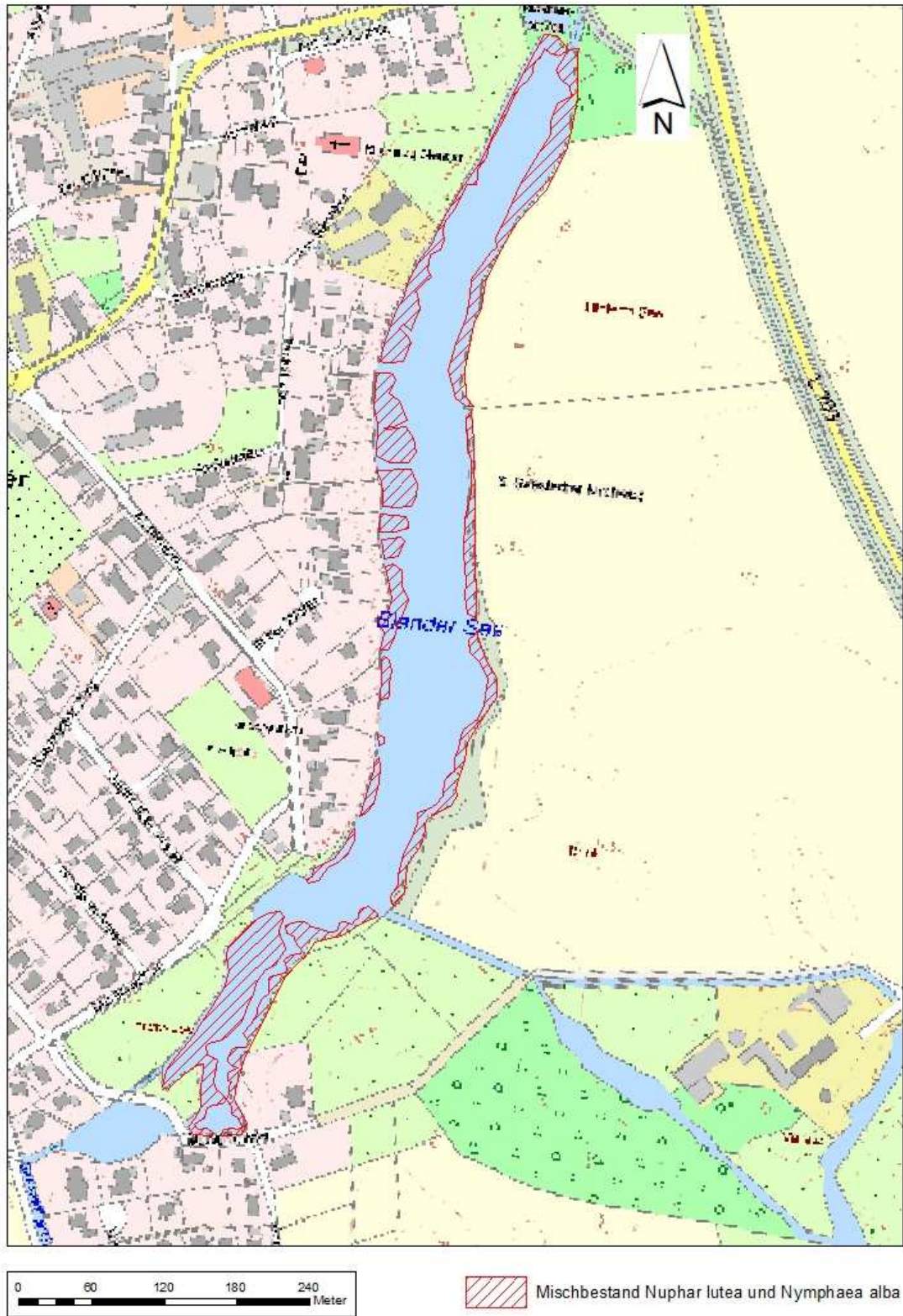


Abb.4.1-13: Räumliche Verteilung des Mischbestandes aus See- und Teichrose bei der Kartierung des Blender Sees am 31.07.17



Abb. 4.1-14: Typischer Abschnitt am Ostufer des Blender Sees

4.1.2.3 Makrozoobenthos

Für die Untersuchung der Benthosbesiedlung wurden im Frühjahr (22.03.17), Sommer (27.06.17) und Herbst (29.09.17) an jeweils 3 Stationen vom Boot aus mit einem Ekmann-Birge-Kastengreifer (15 cm x 15 cm) Proben entnommen, gesiebt (Maschenweite 1,0 mm) und im Labor bezüglich der Besiedlung mit Makrozoobenthosorganismen ausgewertet. Die Bestimmungstiefe für die einzelnen Gruppen orientiert sich an der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Die Lage der Stationen ist aus Abb.4.1-15 ersichtlich. Die Wassertiefen lagen zwischen 1,3 (Station B1) und 3,1 m (Station B2/tiefste Stelle).



Abb.4.1-15: Lage der Probenahmestationen Makrozoobenthos

Insgesamt wurden 14 Taxa in den Greiferproben nachgewiesen (Tab.4.1-3). Die mittlere Besiedlungsdichte (aus 9 Einzelproben) lag mit 7.974 Ind./m² ungewöhnlich hoch. Der Grund dafür ist in erster Linie ein starkes Aufkommen von Büschelmückenlarven (*Chaoborus spec.*)

an der Station B2 im Frühjahr (27.225 Ind./m²) und im Sommer (14.814 Ind./m²). Büschelmückenlarven (Foto in Abb.4.1-16) ernähren sich räuberisch, in erster Linie von Cladoceeren (Wasserflöhen), die im See auch in großen Umfang vorkommen (siehe Pkt.4.1.2.1, Zooplankton). Insgesamt überwiegen im Makrozoobenthos Arten mit geringen Ansprüchen an ihre Umwelt. Mollusken waren nur mit einer Art, der Schleischnecke *Bithynia tentaculata*, vertreten, was als Hinweis auf zumindest zeitweise auftretenden Sauerstoffmangel am Grund zu werten ist. Der auch bereits in einem Vorgutachten (Planungsgruppe Grün, 2006) festgestellte Mangel an Schnecken und Muscheln hängt sicher aber auch mit dem geringen Aufkommen von submersen Makrophyten zusammen.

Tab.4.1-3: 2017 im Blender See in Greiferproben gefundene Makrozoobenthosorganismen

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	Gesamt
	Mollusca - Weichtiere				
	Gastropoda (Schnecken)				
1009	<i>Bithynia tentaculata</i>			x	x
	Annelida - Ringelwürmer				
	Oligochaeta (Wenigborster)				
1013	Tubificidae Gen sp.	x	x	x	x
	Hirudinea (Egel)				
1434	<i>Alboglossiphonia striata</i>			x	x
1000	<i>Erpobdella octoculata</i>			x	x
1008	<i>Helobdella stagnalis</i>			x	x
	Insecta - Insekten				
	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)				
711	<i>Caenis robusta</i>			x	x
394	<i>Cloeon dipterum</i>			x	x
	Diptera (Zweiflügler)				
20916	Ceratopogoninae Gen. sp.	x	x	x	x
481	<i>Chaoborus spec..</i>	x	x	x	x
910	Chironomini Gen. sp.	x		x	x
10391	<i>Chironomus plumosus</i>	x	x	x	x
106	<i>Orthocladiinae Gen. sp.</i>			x	x
502	Tanytopodinae Gen sp.	x	x	x	x
605	Tanytarsini Gen Sp.	x		x	x
	Summe	7	5	14	14



Abb.4.1-16: Büschelmückenlarven, *Chaoborus spec.* kamen 2017 mit bis zu 27.250 Ind./m² an der tiefsten Stelle (B2) im Blender See vor.

4.1.3 Phosphorrücklösung aus dem Sediment

Besonders in flachen Seen mit einer langen „Belastungsgeschichte“ kann die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten einen entscheidenden Faktor im Eutrophierungsprozess darstellen. Über Jahre in den See eingetragene und im Sediment abgelagerte Nährstoffe können so selbst bei einer deutlichen Reduzierung externer Einträge eine Verbesserung der Wassergüte verhindern. In der Literatur wird vielfach beschrieben, dass es unter bestimmten Umständen (niedrige Gehalte an gelöstem Sauerstoff, hohe pH-Werte, hohe Temperaturen, geringe Sorptionskapazität des Sediments) bei nährstoffreichen Sedimenten zu einer Phosphatrücklösung aus dem Sediment und einer eutrophierungsfördernden internen Düngung kommen kann (UHL-MANN, 1985; RIPL, 1980 und 1982; KLEIN und KÜHN, 1982; TRESENOW, 1979; HUPFER et al., 1997, LEWANDOWSKI, SCHAUSER und HUPFER, 2002 u.v.a.).

Im Blender See wurde das Potenzial zur Rücklösung von Phosphaten parallel durch die Analyse von Sedimentproben bezüglich der Anteile unterschiedlich stark löslicher Phosphorkomponenten im Sediment (Fraktionierte Phosphatanalyse nach PSENNER) und durch konkrete vor Ort-Messungen des Diffusionsgefälles löslicher Phosphate an der Sediment-Wasser-Grenze (nach SINKE et al., 1990) untersucht.

4.1.3.1 Fraktionierte Phosphatanalyse nach PSENNER

Am 23.08.17 sind aus 3 typischen Seesegmente vom Boot aus mit einem Sedimentstechrohr jeweils 5 Unterproben (Sedimentoberfläche bis 30 cm) entnommen, in einem Gefäß gemischt (gepooled), in 1 l Glasgefäße überführt und gekühlt ins Labor transportiert worden. Die Analysen wurden im Unterauftrag von der KIWA GmbH, Kessin/Rostock, ausgeführt. Tabelle 4.1-4 enthält eine Übersicht zu den verwendeten Analysemethoden.

Tab.4.1-4: Methodenspektrum bei der P-Analyse nach PSENNER
(Auszug Protokoll KIWA, Anhang)

Parameter	Methodennorm
NH ₄ Cl-P-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09
BD-P-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09
NaOH-SRP-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09
NaOH-NRP-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09
HCl-P-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09
Rest-P-Fraktion	DIN EN ISO 6878 (D 11): 2004-09

Die Lage der Entnahmestationen ist aus Abb.4.1-17 ersichtlich. Die Koordinaten der Einzelprobenahmestellen sind im Anhang enthalten. Die Ergebnisse zeigt Abb. 4.1-18

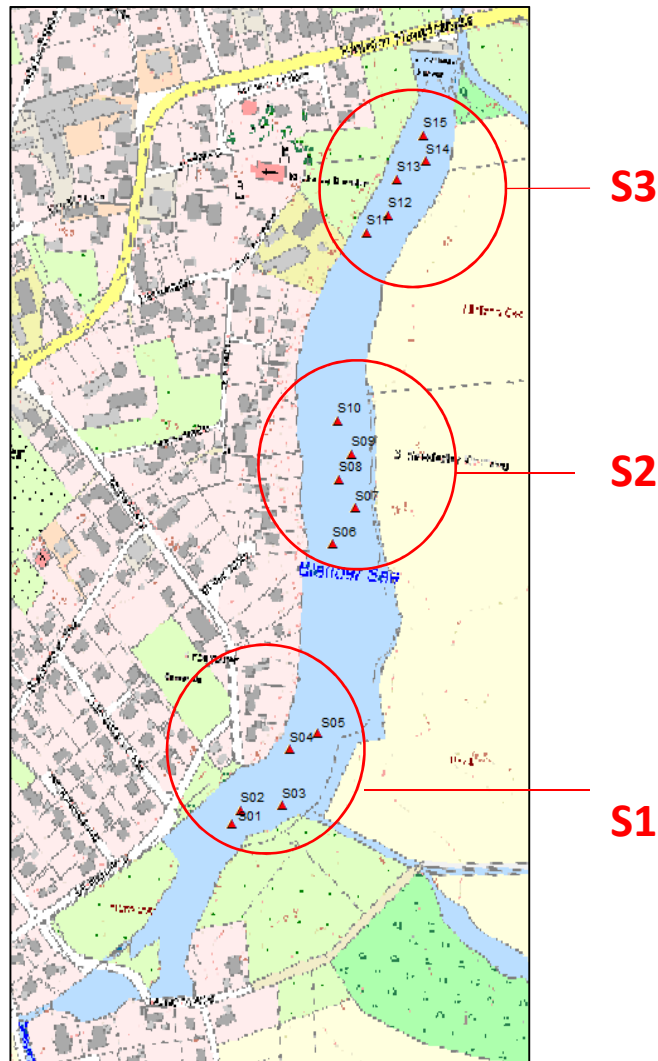


Abb.4.1-17: Lage der Probenahmestationen für die P-analytik nach PSENNER

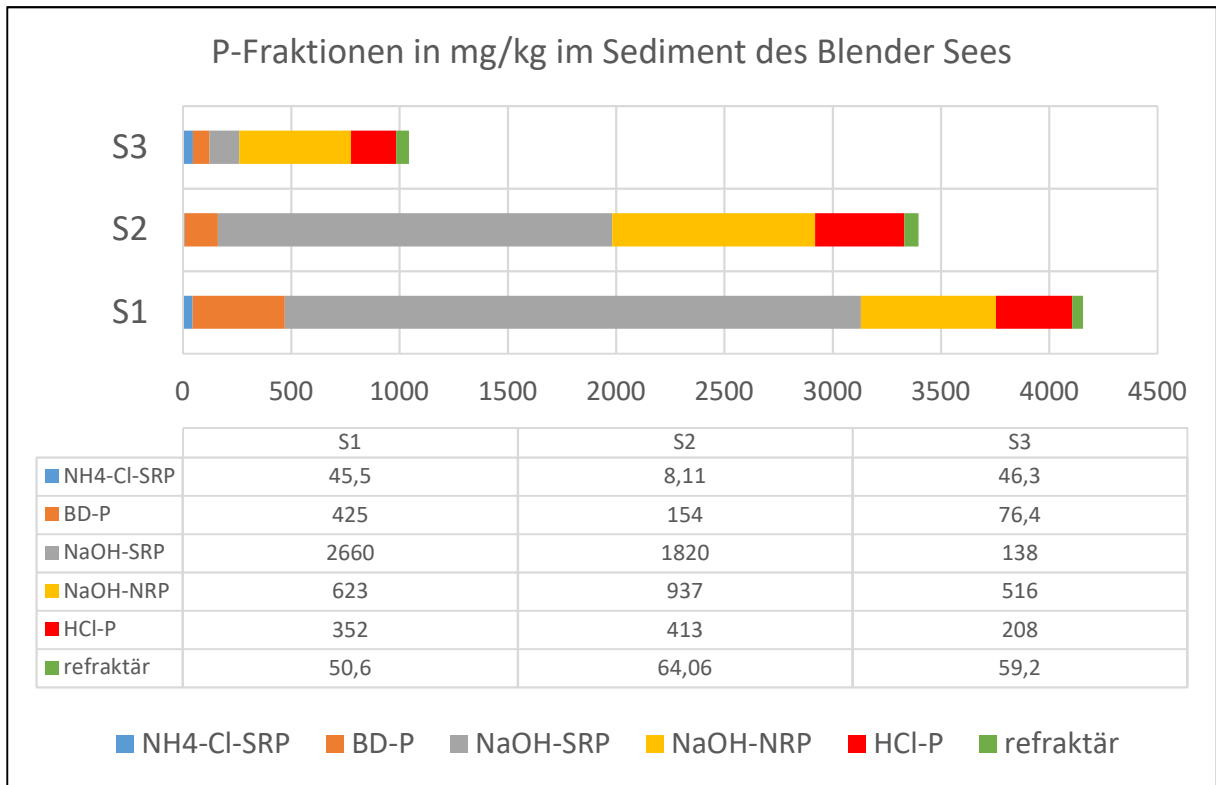


Abb.4.1-18: Anteile der unterschiedlichen P-Fractionen im Sediment der Blender Sees.

Die Gesamtphosphorgehalte (Summe aller Fraktionen) im Sediment sind im südlichen und mittleren Teil des Sees (S 1 und S 2) mit 4.156 bzw. 3.396 mg/kg Sediment deutlich höher als im nördlichen Teil (S 3) mit einem Gesamt-P-Gehalt von 1.044 mg/l.

Der Anteil unter oxidativen Bedingungen leicht verfügbarer P-Anteile war an allen Stationen gering, der Anteil der BD-P-Fraktion, die unter anaeroben Bedingungen pflanzenverfügbar wird, war an Station S 1 leicht erhöht, spielt in den mittleren und nördlichen Bereichen des Sees aber ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle.

Der unter normalen Bedingungen an Metalloxide gebundene Anteil, der unter basischen Bedingungen freigesetzt werden kann (NaOH-SRP), ist für die südlichen und mittleren Seeteil typisch, im nördliche Areal nimmt dieser Anteil weniger als 1/3 ein an der Gesamtmenge ein. Alle anderen Fraktionen stellen zwar langfristig eine potenzielle P-Quelle dar, unter normalen Bedingungen ist aber nicht mit einer kurzfristigen Freisetzung zu rechnen.

		Verfügbarkeit
NH4-Cl-SRP	im Porenwasser befindliche Phosphate, labil an Sedimentpartikel adsorptiv gebunden, algenverfügbar	
BD-P	unter reduzierenden Bedingungen löslich, an FE-Hydroxide und MN-Verbindungen gebunden	
NaOH-SRP	an Oberflächen von Metalloxiden (AL, FE) gebundener Phosphor, in Basen lösliche Phosphateaustauschbar gegen OH-Ionen	
NaOH-NRP	in Mikroorganismen und an Huminstoffe gebundener Phosphor	
HCl-P	carbonatische Anteile und Apatit-Phosphor, säurelabiler organischer Phosphoranteil	
refraktär	sehr schwer lösliche Restfraktion	

In der Summe lässt sich aus den Ergebnissen der Schluss ziehen, dass die Sedimente im südlichen und mittleren Seeteil ein deutlich größeres Rücklösepotenzial beinhalten als die Sedimente im Nordteil des Sees.

4.1.3.2 Bestimmung der Rücklösung nach SINKE et al. (1990)

Zur Bestimmung der P-Rücklösung wurde monatlich jeweils das Interstitialwasser der obersten 2 cm des Sediments sowie das unmittelbar überstehende Tiefenwasser auf $\text{o-PO}_4\text{-P}$ untersucht und aus der Differenz nach dem 1. Fickschen Diffusionsgesetz die Phosphatrücklösung abgeschätzt (SINKE et al., 1990 bzw. LEWANDOWSKI et al., 2002). Abb.4.1-19 zeigt das Vorgehen mit einem LIMNOS-Sedimentstechrohr bei der Entnahme der oberen Sedimentschicht.



Abb.4.1-19: Entnahme der oberen 2 cm-Sedimentschicht zur Bestimmung der P-Rücklösung nach SINKE et al. (1990)

Die Auswertung der Untersuchungen (siehe hierzu Tabellen im Anhang) ergab, dass an 5 von 6 Messterminen eine Netto-P-Festlegung im Sediment zu verzeichnen war und insgesamt davon auszugehen ist, dass das Sediment keine P-Quelle für den Wasserkörper darstellt, sondern im Gegenteil von einer Senkenfunktion auszugehen ist (Abb.4.1-20).

Lediglich für April errechnete sich eine leichte Freisetzung von $3,6 \text{ mg P/m}^2\text{d}$. Das Ergebnis ist zum Teil allerdings auch der Tatsache geschuldet, dass die P-Konzentrationen im Wasserkörper ungewöhnlich hoch lagen und sich somit kein sehr großes Diffusionsgefälle zwischen Interstitialwasser im Sediment und darüber befindlichem Wasser aufbauen kann. Bei einer schrittweisen Verbesserung der Wasserqualität im Zuge von Sanierungsmaßnahmen muss daher davon ausgegangen werden, dass die P-Freisetzung aus dem Sediment in diesem Fall an Bedeutung gewinnt und positive Sanierungsergebnisse ggf. dann auch erst verzögert eintreten.

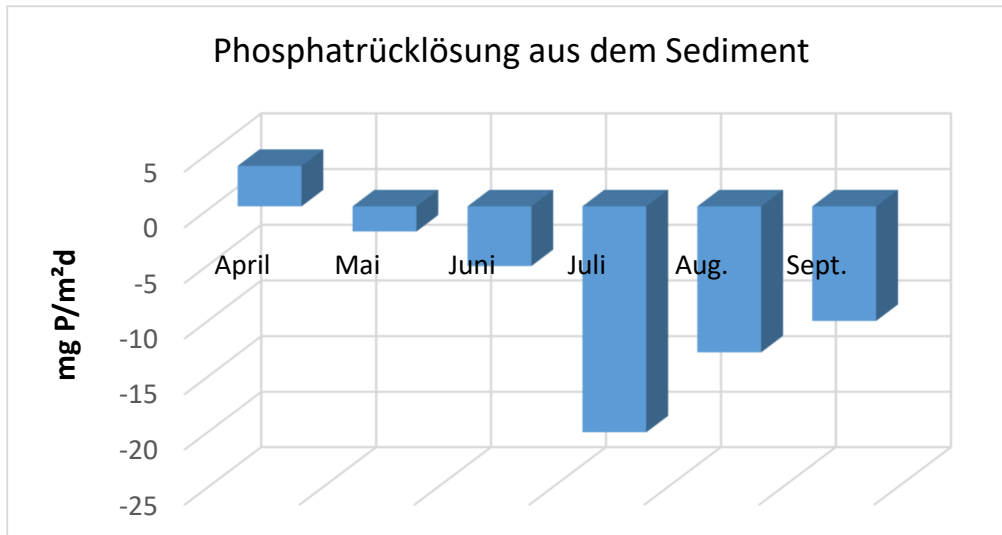


Abb.4.1-20: Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment des Blender Sees 2017

4.1.4 Zusammenfassende Bewertung und Vergleich mit den Ergebnissen der Vorjahre

Der Blender See musste 2017 vor allem aufgrund sehr hoher Gesamt-Phosphorwerte (TP) als hypertroph eingestuft werden. In Anbetracht des berechneten TP-Mittelwertes von 1,789 mg/l sind die Sichttiefen mit im Mittel 1,13 m erstaunlich hoch. Auf der Basis der Auswertung der Planktonproben ist anzunehmen, dass dies einem sehr gut entwickelten Zooplankton, insbesondere dem stabilen Vorkommen von Wasserflöhen/Phyllopoden zu verdanken ist. Dieser Zusammenhang beinhaltet aber auch die Gefahr, dass bei Erhöhung des Frassdrucks auf das Zooplankton durch Fische eine sehr schnelle Verschlechterung der Sichttiefe und damit auch der Sauerstoffverhältnisse erfolgen kann.

Die Makrozoobenthosgemeinschaft ist dem Trophiegrad entsprechend artenarm und schlecht strukturiert. Mollusken fehlen, bzw. ihre Verbreitung ist auf einen schmalen Ufersaum begrenzt. In Hinblick auf eine eventuelle Schlammmentnahme ist die Situation günstig, eine Entnahme wertvoller, langlebiger Arten mit dem Spülgut wäre nicht zu befürchten.

Submerse Makrophyten im engeren Sinne fehlen, was den ökologischen Wert des Gewässers deutlich abmindert. See- und Teichrosen breiten sich zunehmend aus.

Anhand der aus den Vorjahren bekannten Phosphorwerte muss leider eine negative Tendenz festgestellt werden. Die 2017/18 gewonnenen Werte lagen im Sommerhalbjahr deutlich über den 2005, 2011 (jeweils nur 1 Messwert) und 2013/14 ermittelten Werten (Abb.4.1-21). Bei den aktuellen Ergebnissen wurden neben den eigentlichen Seewerten (tiefste Stelle, Mischprobe über gesamte Wassertiefe, März bis September) auch die im Spätherbst und Winter im Seeablauf gemessenen Konzentrationen mit in die Darstellung einbezogen.

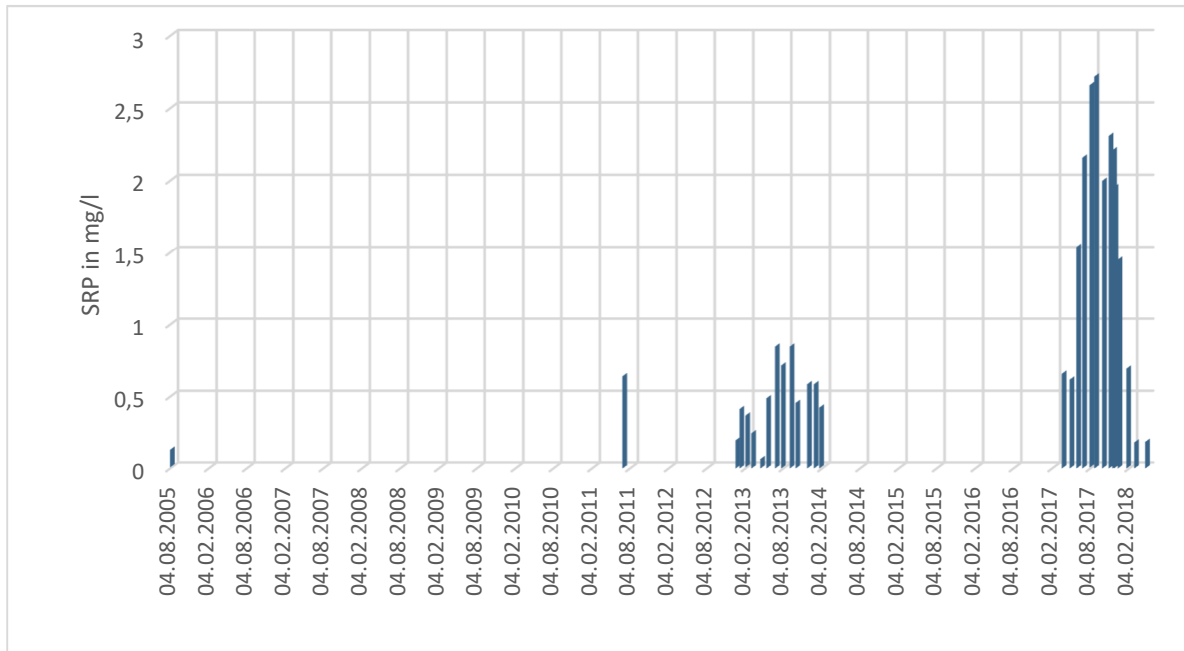


Abb.4.1-21: Entwicklung des gelösten Phosphors (SRP) im Blender See seit dem Jahr 2005

Beim Gesamt-Stickstoff (TN) war im vergangenen Jahr ebenfalls ein Anstieg der Werte zu verzeichnen, wenngleich er hier auch nicht so deutlich ausfiel wie beim Phosphor (Abb.4.1-22). Leider reichen hier die vergleichbaren Werte auch nicht so weit in die Vergangenheit zurück.

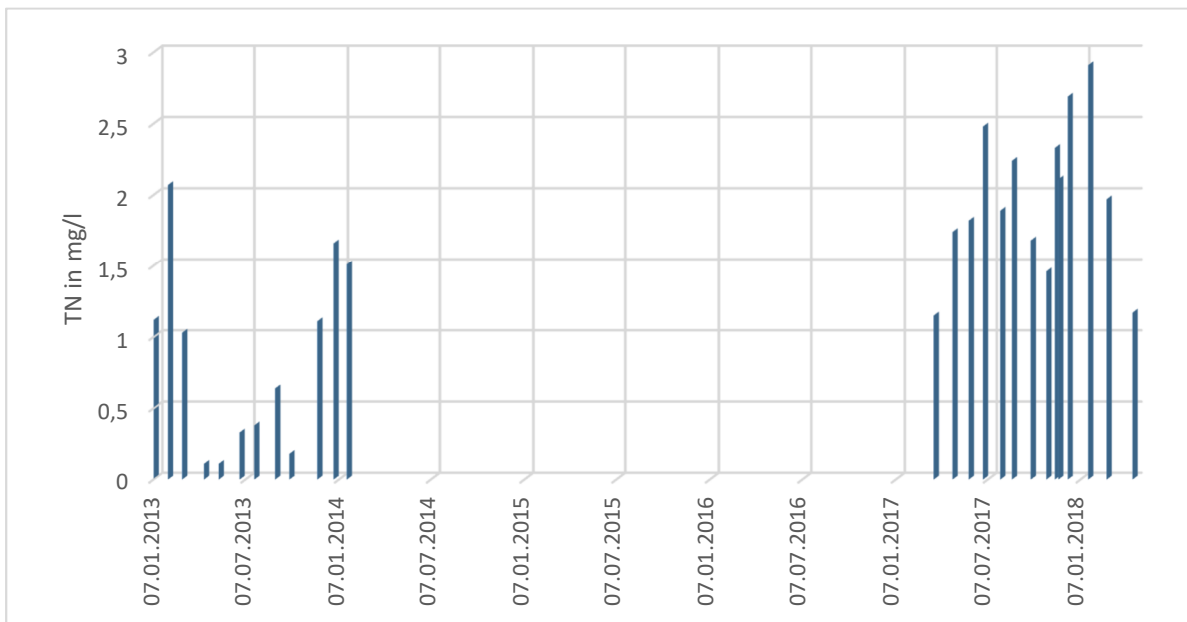


Abb.4.1-22: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffwerte (TN) im Blender See seit 2013

4.2 Oberflächenzuläufe zum Blender See

4.2.1 Methoden

Monatlich wurden aus den bestehenden und den potenziellen Zulaufgräben und aus dem Seeablauf Schöpfproben entnommen und im Labor bezüglich der Parameter TP, SRP, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, TN und TOC untersucht. Tab.4.2-1 enthält eine Aufstellung der angewandten Analysemethoden. Zeitgleich mit der Probenahme wurden vor Ort die Sondenparameter (Wassertemperatur, pH, Leitfähigkeit, SSI, gelöster Sauerstoff und Redoxpotential.) per Multiparametermesssonde (YSI Grand) sowie der Durchfluss als Querschnitts- und Strömungsmessung (Flügelsonde MiniAir, Fa. Schiltknecht) bestimmt.

Tab.4.2-1: Parameterspektrum und verwendete Analysemethoden bei der Untersuchung der Seezuläufe

Parameter	Verfahren
Gesamt-Phosphor	DIN EN ISO 6878:2004-09 (D11)
Gelöster Phosphor	DIN EN ISO 6878:2004-09 (D11) nach Membranfiltration und ohne Aufschluss
Nitrat-Stickstoff	DIN 38405-D9-2/: 2011-09
Nitrit-Stickstoff	DIN EN 267777:1993-04(D19)
Ammonium-Stickstoff	DIN 38406-E5:1983-10
Gesamt-Stickstoff	2.6-Diphenylphenol, Küvettentest HACH
TOC	analog DIN EN 1484, KÜVETTENTEST HACH
gelöster Sauerstoff und SSI	Datenlogger GRANT/YSI
pH	Datenlogger GRANT/YSI
Redoxpotential	Datenlogger GRANT/YSI
Leitfähigkeit	Datenlogger GRANT/YSI
Wassertemperatur	Datenlogger GRANT/YSI

Die Stationen für die Probenahme, Analyse der Sondenparameter und Durchflussmessungen und auch deren Nummerierung wurden so gewählt, dass möglichst eine Vergleichbarkeit mit den Voruntersuchungen (Planungsgruppe Grün/KLS) gegeben ist. Monatlich beprobt wurden folgende Zu- bzw. Abläufe:

- Z 1 - Zulauf aus der Glockenkuhle zum See
- Z 2 - ehemaliger Zulauf aus Waldsee westlich Fußgängerbrücke (nach Stau)
- Z 3 - Zulauf aus Sandfang
- Z 4 - Bullershofer Graben
- Z 5 - Seestedter Graben
- Z 6 - Seeablauf
- Z 8 - Blender Emte
- Z 11 - Blender Hauptgraben.

Sondermessungen und Probeuntersuchungen, die sich nicht über den gesamten Zeitraum erstreckten und zur Beantwortung im Verlauf der Untersuchungen aufgetauchter Fragestellung dienten, wurden oberhalb des Staus im Ablauf des Waldsees (Z 2o) und am Zulauf des Hölschgrabens in Fließrichtung unterhalb von Varste in die Emte (V) durchgeführt bzw. entnommen. Die genaue räumliche Lage der Stationen ist in Abb.4.2-1 dargestellt.

Ergänzend zu den monatlichen Probenahmen/Messungen wurden an 2 weiteren Terminen mit abweichenden Bedingungen – 23.11.17 extrem viel Regen, 18.04.2018 Gülleausbringung im Einzugsgebiet – Proben genommen.

Ebenfalls monatlich entnommen wurden in Z 1 und Z 3 Proben für die Untersuchung der mikrobiellen Belastung. Die hierfür vorbereiteten und durch das Umweltlabor des Landkreises Verden vorbereiteten Probegläser wurden unmittelbar nach dem Befüllen gekühlt nach Verden transportiert und dort entsprechend der gültigen Normen (ISO 9308-3, ISO 7899-2) bezüglich des Vorkommens von *Escherichia coli* und Intestinalen Enterokokken analysiert.

4.2.2 Ergebnisse

4.2.2.1 Nährstoffkonzentrationen

Insbesondere bei den Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (TP) ist zu erkennen, dass ähnlich hohe Werte wie im See nur im Zulauf Z 2 (Zulauf aus Varste) und auch oberhalb des Staus (Z 2o) gemessen wurden. Alle anderen Zuläufe (bis auf Z 6 = Ablauf aus dem See, der naturgemäß ähnlich hohe TP-Konzentrationen wie der See hat) lagen mit den TP-Konzentrationen unter 0,5 mg/l und damit deutlich und durchgängig unterhalb der im See gemessenen Konzentrationen (Abb.4.2-2).

Bei den Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen (TN) ergibt sich dagegen ein anderes Bild (Abb.4.2-3). Die Stickstoffkonzentrationen waren in den Zuläufen vor allem im Winterhalbjahr deutlich höher als im See. Der Maximalwert wurde mit 9,24 mg/l am 23.11. in der Blender Emte gemessen. Im direkten Seezulauf aus der Glockenkuhle (Z 1) lagen die TN-Konzentrationen an 7 von 13 Messterminen über dem Seeniveau, beim Zulauf aus Varste (Z2) waren es 9 von 13.



Stationsbezeichnungen

- Z 1 - Zulauf aus Glockenkuhle
- Z 2 - ehemaliger Zulauf aus dem Waldsee
- Z 2o. - oberhalb Fußgängerbrücke
- Z 3 - Zulauf Regenwasser (Sandfang)
- Z 4 - Bullershofer Graben
- Z 5 - Seestedter Graben
- Z 6 - Seeablauf im Norden
- Z 8 - Blender Emte
- Z 11 - Blender Hauptgraben
- V - Abfluss aus Varste in die Blender Emte

Abb.4.2-1: Lage der regelmäßig beprobten Stationen in den beprobten Zuläufen bzw. im Seeablauf (Z6)

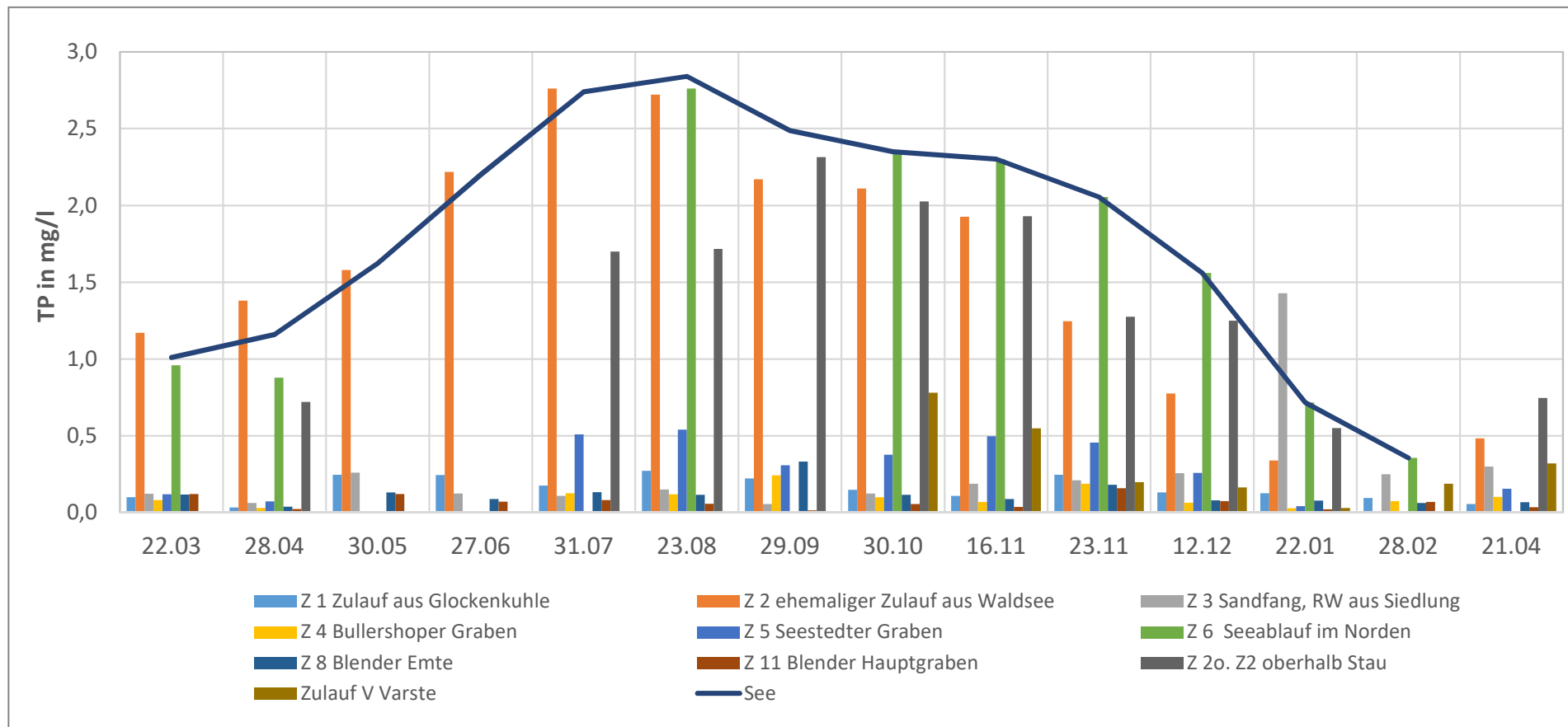


Abb.4.2-2: Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in den Zuläufen und im See 2017/18

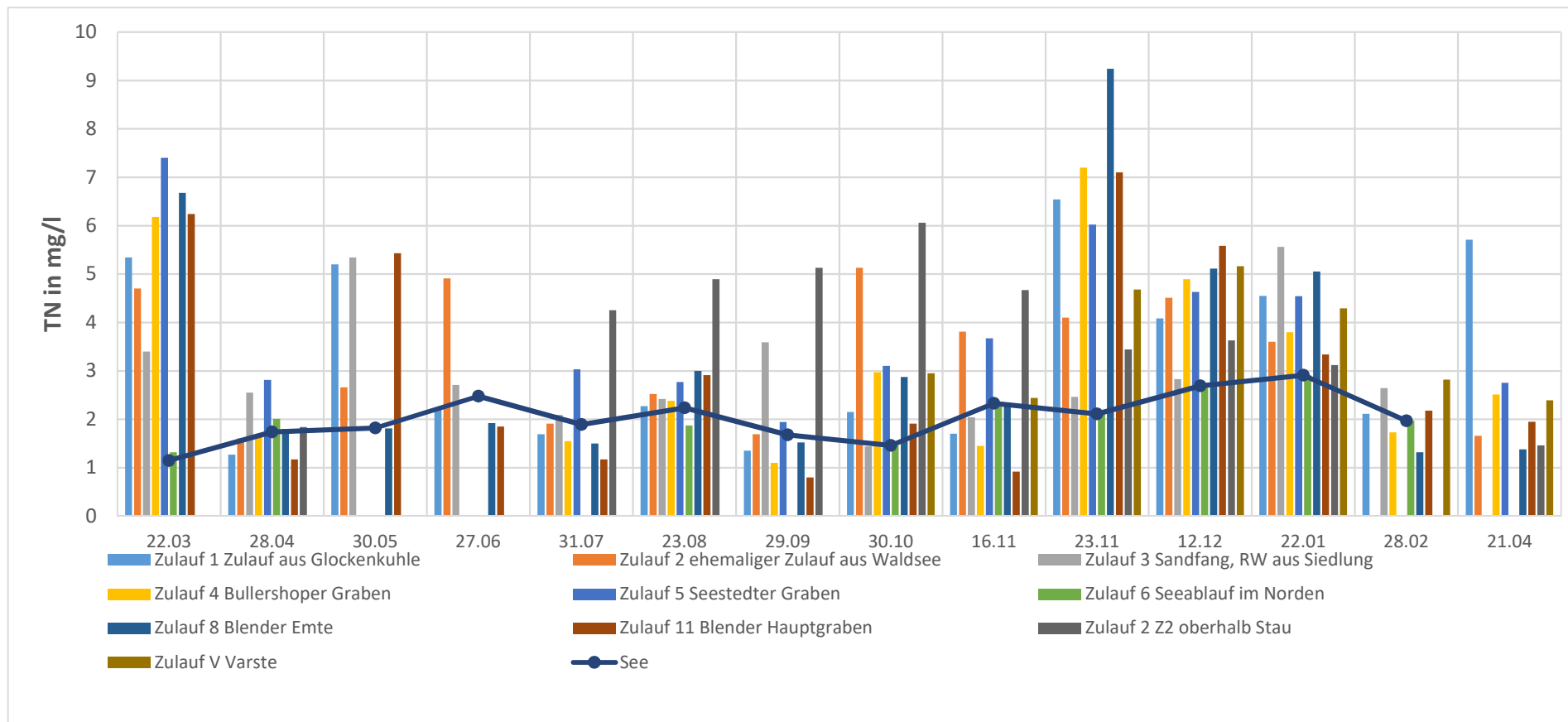


Abb.4.2-3: Entwicklung der Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen in den Zuläufen und im See 2017/18

4.2.2.2 Zulaufmengen

Die Zu- bzw. Ablaufmengen für die Gewässer, die nicht dem See zufließen (Blender Hauptgraben, Emte etc.) werden an dieser Stelle nicht dargestellt (siehe hierzu Anhangtabellen), die Grafik in Abb.4.2-4 enthält eine Zusammenstellung der Entwicklung der direkten Seezuläufe (Summe aus Z1 und Z2).

Es wird deutlich, dass die zuflussstärksten Monate die Wintermonate waren. Von April bis September floss - trotz überdurchschnittlich hoher Niederschlagswerte im Sommer 2017 - dem See nur äußerst wenig Oberflächenwasser aus den Gräben zu. Der Zulauf aus Varste (Z 2) war zudem nur auf die Monate Oktober und November begrenzt, in denen der vorhandene Stau überströmte wurde. Die aus den monatlichen Messungen kalkulierte Gesamtmenge des jährlichen, oberflächlichen Zulaufs in den Blender See über Z 1 und Z 2 lag 2017 bei ca. 193.774 m³, d.h. bei etwa dem 1,5fachen des Seevolumens.

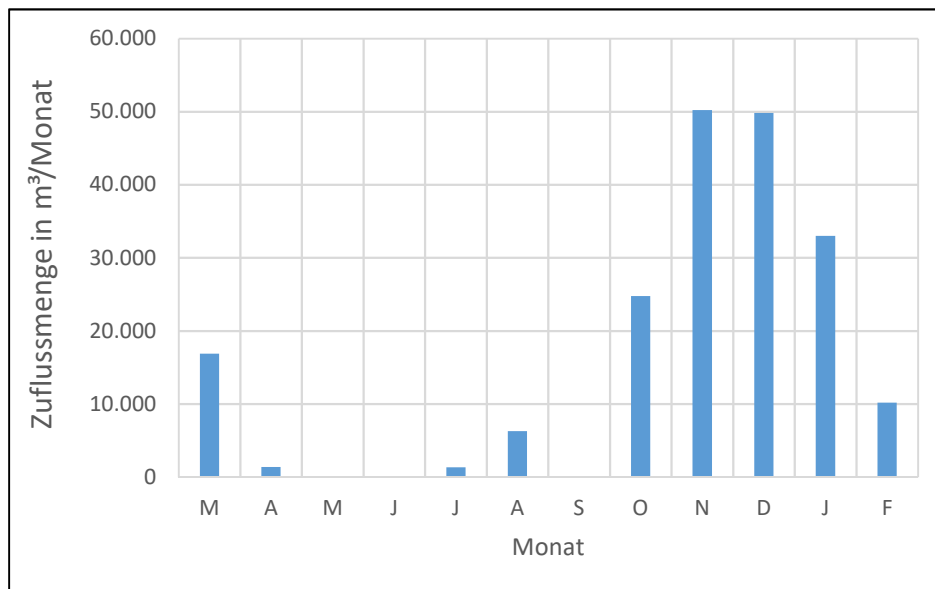


Abb.4.2-4: Monatlicher Zulauf aus Oberflächenwasser (Summe Z 1 und Z 2) in den Blender See im Jahr 2017

4.2.2.3 Nährstofffrachten

Die aus den Abflussmengen und Nährstoffkonzentrationen berechneten Phosphorfrachten für den Zeitraum eines Jahres waren an Z 6 (Seeablauf) mit 849,6 kg/a am höchsten, gefolgt von Z 8 (Blender Emte) 275,0 kg/a und Z 11 (Blender Hauptgraben) 93,1 kg (Abb.4.2-5). Die tatsächlichen Oberflächenzuläufe zum See aus der Glockenkuhle und aus Varste (Z 1 und Z 2) hingegen trugen mit 23,72 kg/a (Z 1) bzw. 9,19 kg/a (Z2) vergleichsweise geringe Phosphormengen in den See ein.

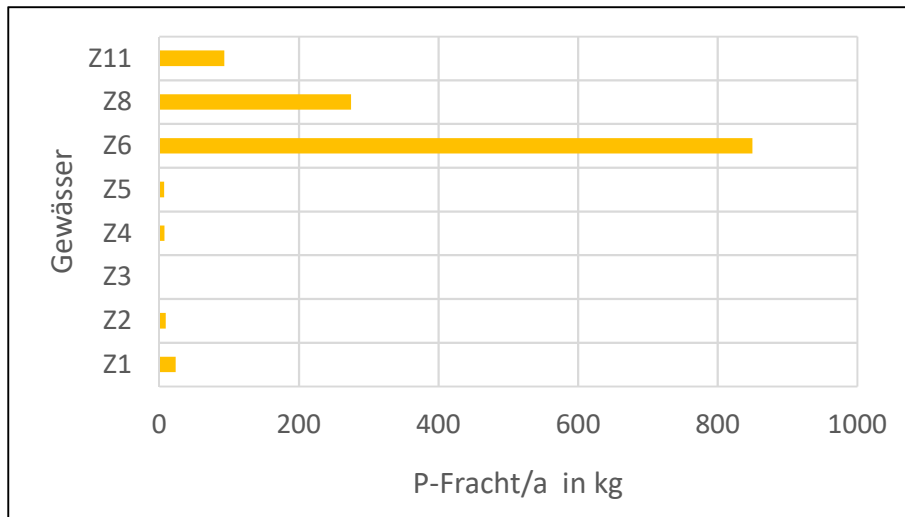


Abb.4.2-5: Jährliche Phosphorfrachten der untersuchten Fließgewässer

Die Ergebnisse zeigen eindeutig, dass sich die hohen Phosphorwerte im See nicht durch die dem See zulaufenden Gräben erklären lässt. Die Grafik in Abb.4.2-6 verdeutlicht dies nochmals in einer Form, die auf die jahreszeitliche Entwicklung (Monatsfrachten) Bezug nimmt und den direkten Zu- (Z 1 + Z 2) und Ablauf (Z 6) gegenüberstellt. Insbesondere an den Herbstwerten wird deutlich, dass aus dem See wesentlich mehr Phosphor ausfließt als ihm über die Oberflächenzuläufe zufließt.

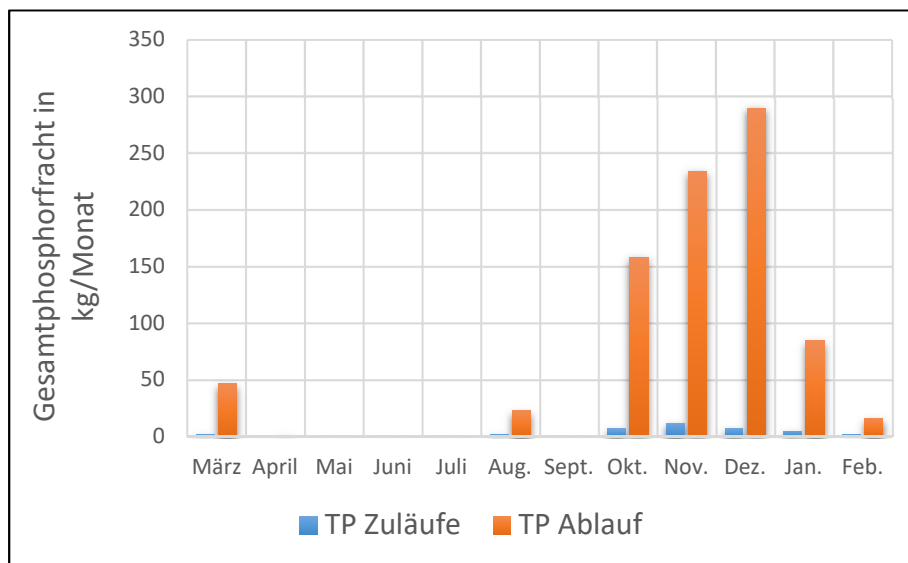


Abb.4.2-6: Monatliche Phosphorfrachten in den beiden Seezuläufen (Z 1 + Z 2) und im Seeablauf (Z 6)

Prinzipiell ähnlich stellt sich die Situation bei den Stickstofffrachten dar. Hier wurden die höchsten Frachten für die Blender Emte (Z 8) mit 14.462 kg/a berechnet, gefolgt vom Blender Hauptgraben (Z 11) mit 6.195 kg/a. Über die beiden Oberflächenzuläufe Z 1 und Z 2 flossen

dem See insgesamt „nur“ 746,6 kg/a Stickstoff zu. Aus dem See über den Ablauf ausgetragen und damit auch bezüglich dieses Nährstoffs deutlich mehr als durch die oberirdischen Zuläufe eingetragen, wurden 1.342 kg/a.

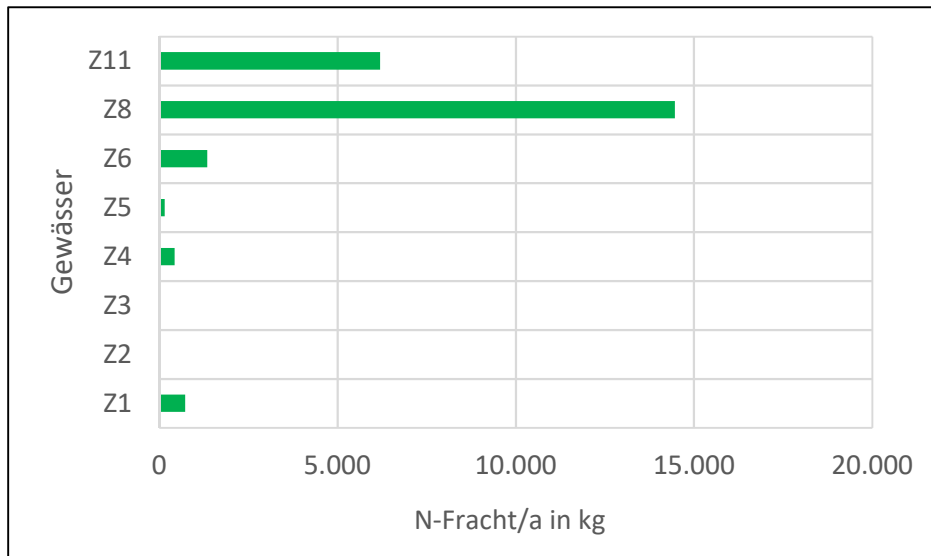


Abb.4.2-7: Jährliche Stickstofffrachten der untersuchten Fließgewässer

Abb.4.2-8 stellt den zeitlichen Verlauf dar. Wie beim Phosphor waren auch beim Gesamtstickstoff die Frachten im Winterhalbjahr deutlich höher als im Frühjahr und Sommer.

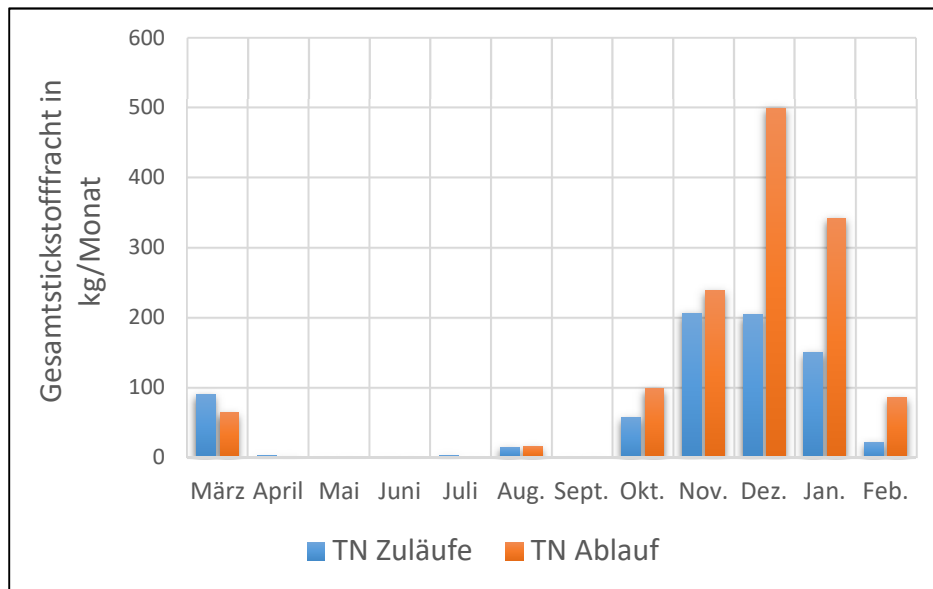


Abb.4.2-8: Monatliche Phosphorfrachten in den beiden Seezuläufen (Z 1 + Z 2) und im Seeablauf (Z 6)

Alle Einzelwerte sind den entsprechenden Anhangstabellen zu entnehmen.

4.2.2.4 Mikrobielle Belastung

Im Hauptzulauf des Sees (Z 1) ist lediglich an einem Termin (30.05.17) eine Überschreitung der Grenzwerte sowohl für *E. coli* als auch für Intestinale Enterokokken festgestellt worden (Tab.4.2-2), im Ablauf des Sandfangs hingegen wurden die Grenzwerte für Intestinale Enterokokken an 7 von 12 Messterminen überschritten. Bezüglich der *E. coli*-Belastung gab es 3 Überschreitungen. Besonders in Hinblick auf die im Südteil des Sees liegende Badestelle ist das durchaus kritisch zu sehen auch wenn diese Belastung im weiteren Fließverlauf nur ca. 30 m weiter (Probestelle Z1) bereits nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Gewässerökologisch spielt dieser Befund aber praktisch keine Rolle.

Tab.4.2-2 Ergebnisse der Untersuchungen zu den bakteriellen Belastungen in Z 1 und Z 3.

Grenzwertüberschreitungen sind braun unterlegt (Grenzwert *E. coli*: 1.800, Intestinale Enterokokken: 700) - Alle Angaben in UBE/100 ml

Datum	Z1 - Ablauf Glockenkuhle		Z3 - Sandfang	
	e. coli	Intest. Enterok.	E. coli	Intest. Enterok.
22.03.2017	< 10	4	780	> 700
28.04.2017	10	12	487	1.300
30.05.2017	> 4.564	18.000	> 4.564	32.000
27.06.2017	87	24	2.166	800
31.07.2017	170	128	> 4564	32.000
23.08.2017	260	30	693	1.200
30.10.2017	521	500	1.130	500
16.11.2017	10	22	953	6.300
27.11.2017	182	56	1.674	400
22.01.2018	43	24	<10	0
28.02.2018	< 10	6	< 10	0
27.03.2018	10	2	<10	0

4.2.3 Bewertung

Die Analyse der Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors zeigt, dass sich die hohen Konzentrationen im See nicht aus den Oberflächenzuläufen erklären lassen. Der TP-Konzentrationen im Hauptzulauf Z 1 blieben durchgängig deutlich unter den im See gemessenen TP-Konzentrationen. Der Zulauf Z 2 aus Varste wies zwar ähnlich hohe – teils höhere – TP-

Konzentrationen wie/als der See auf, die Zuflussmenge und damit die eingetragene P-Fracht war aber so gering, dass auch der Oberflächenzulauf Z 2 als Ursache für die extrem hohen Phosphorwerte im See nicht verantwortlich sein kann. Die Tatsache, dass die Phosphormenge, die jährlich aus dem Blender See ausgetragen wird, den Oberflächenzulauf um ein Mehrfaches übersteigt, weist deutlich auf andere Ursachen (siehe hierzu Pkt.4.3 und Pkt.5) für die hohe TP-Konzentration im See hin.

Auch beim Stickstoff spielen offenbar andere Quellen eine wichtige Rolle, der Anteil der oberflächlichen Zuläufe auf die Konzentrationen im See ist beim Stickstoff aber deutlich höher als das beim Phosphor der Fall ist.

4.3 Unterirdische Zuläufe/oberflächennahes Grundwasser

In allen bisher vorliegenden Untersuchungen zum Blender See wurde immer wieder festgestellt, dass die Messungen der Nährstoffgehalte der Oberflächenzuläufe die hohen Nährstoffkonzentrationen im See nicht annähernd erklären können. Da sich aus entsprechenden Berechnungen, in die die Zuflussmenge der Oberflächenzuläufe, die Verdunstung und der Niederschlag eingingen zudem ein massives Wasserdefizit für den See ergab, was rein rechnerisch über kurze Zeit zum Austrocknen des Gewässers führen würde, lag die Vermutung nahe, dass der unterirdische Zufluss sowohl hinsichtlich der Wassermenge als auch der Nährstofffrachten eine sehr bedeutsame Rolle spielt (Planungsgruppe Grün, 2011). Trotz nur sehr geringer oberirdischer Zuläufe (vgl. Pkt.4.2.2) ergibt sich z.B. als Verhältnis aus dem Seevolumen (126.000 m³) und dem ablaufenden Wasser im Jahr 2017 eine mittlere Austauschrate von 4,6.

4.3.1 Methoden

Um diese Zusammenhänge belastbar zu klären, sind insgesamt 6 permanente sowie 5 weitere temporäre Beobachtungsrohre rund um den See angeordnet worden, um darin die Grundwasserstände im Verhältnis zum Seewasserspiegel und die Nährstoffkonzentrationen untersuchen zu können. Dazu wurden am 21.04.2017 durch die Fritz Koldehofe GmbH (Reeßum) an verschiedenen Uferabschnitten 6 Grundwasser-Pegel im Standard des Grundwasser-Messstellennetzes des Landes Niedersachsen (2´ Rohrdurchmesser, 6 m tief, mit Filterkies und Tonsperre, Seba-Kappe 3´) eingerichtet. Die Standorte wurden so gewählt, dass einerseits der Grundwasserzustrom aus der Hauptzustromrichtung Süd bis West beschrieben, andererseits aber auch die Situation am bebauten Ostufer miterfasst werden konnte. Die Lage der Pegelstandorte (P 1 bis P 6) ist in Abb.4.3-1 dargestellt. Um die im Laufe der Untersuchungen entstandenen Erkenntnisse zu untersetzen, wurden zeitweise weitere 5 Pegelrohre (HDPE mit Filterstrümpfen, Einbautiefe je nach Standort 2-3 m) eingebaut und beprobt. Diese, vor allem am Westufer liegenden Standorte, sind in der Karte braun eingezeichnet. Anfänglich wurde durch den Einbau der temporären Pegel vor allem die Frage verfolgt, ob es Undichtigkeiten im Abwassersystem von

Blender gibt, später ging es vor allem darum, Muster beim Auftreten der hohen P-Werte im Grundwasser am Westufer zu erkennen (Altbebauung, Kleintierhaltung etc.)

Nach dem Setzen der Pegel und einer Einlaufzeit von 1 Woche wurden in den 6 „Hauptpegeln“, im See und als Referenz an der Luft Datenlogger (Typ HOBO U20L Water Level Logger) eingebaut. Die Logger zeichnen in stündlichen Intervallen den Druck (Luftdruck + Wasserdruck) auf. Aus dem Verlauf der geeichten Druckkurven (Höhenbezug DHHN 92) lässt sich die Entwicklung der Wasserstände in den Pegelrohren nachvollziehen und in der Auswertung die Grundwasserfließrichtung ableiten.

Aussagen zur Qualität des dem See zulaufenden Grundwassers wurden durch eine monatliche Wasserprobenahme aus den Pegeln gewonnen. Weiterhin sind die Sondenparameter Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH und Redoxpotential vor Ort gemessen worden. Die gekühlt ins Labor transportierten Proben wurden bezüglich Gesamt-Phosphor (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN) analysiert. Die Methoden entsprechen den unter Pkt.4.2.1, Tab.4.2-1 genannten Normen.

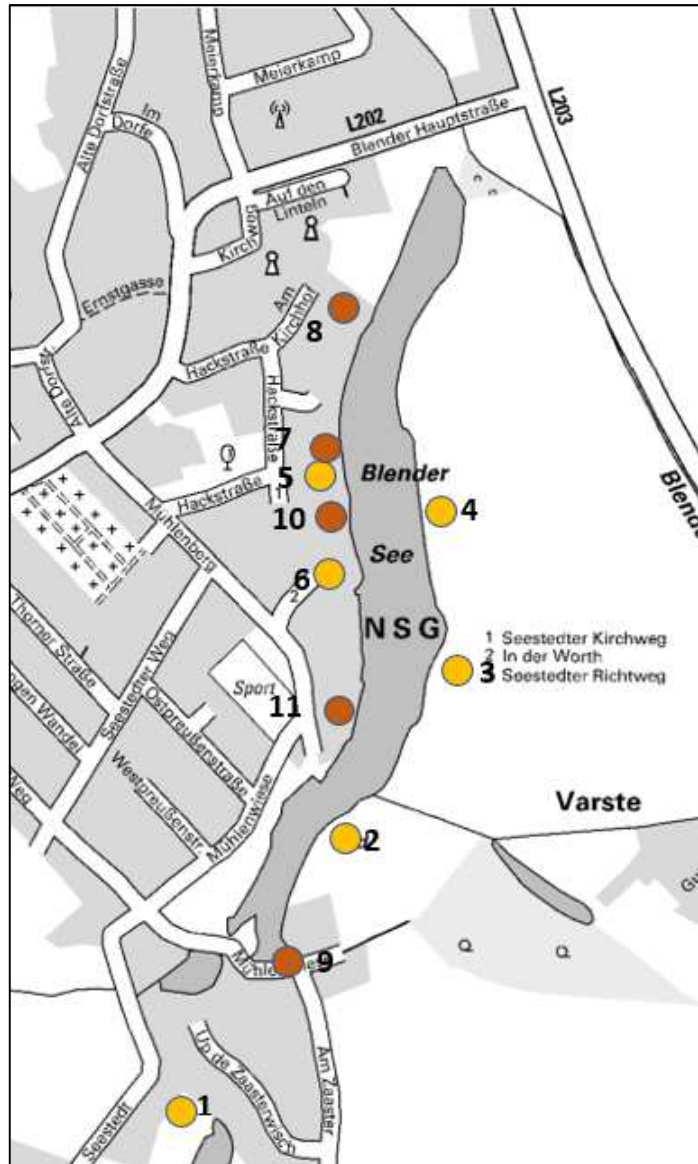


Abb.4.3-1: Standorte der Grundwasserpegel am Blender See

- 6 m Stahlrohrpegel mit Datenlogger
- ergänzende HDPE Pegel, nur zeitweise beprobt

Um Vergleichswerte zum natürlichen/unbelasteten Phosphorgehalt des oberen Grundwasserleiters im Gebiet zu bekommen, wurden zusätzlich aus 3 in der Umgebung von Blender durch das NLWKN gesetzten Pegeln an einem Termin im November (16.01.2017) Vergleichsproben gezogen. Die Phosphorgehalte sind im Routinemessprogramm des NLWKN nicht enthalten, so

dass es sich hier lediglich um Stichtagsmessungen handelt. Die Lage der Vergleichspegel ist aus der Karte im Bewertungsteil (Abb. 4.3-8) ersichtlich.

Trotz der wie oben beschriebenen kontinuierlichen Aufzeichnung der Wasserstände in den Beobachtungsrohren und im See, ist eine Kalkulation der absoluten Menge des unterirdisch zufließenden Wassers nur mit sehr aufwendigen Rechenmodellen möglich. Deshalb wurde die Gesamtmenge des unterirdischen Zuflusses aus der Wasserkontinuitätsgleichung errechnet:

$$\text{Oberirdischer Zufluss} + \text{Niederschlag} - \text{Verdunstung} - \text{Abfluss} + \text{hypodermischer Zufluss} = \text{Speicheränderung}$$

$$\curvearrowright \text{hypodermischer Zufluss} = \text{Speicheränderung} - \text{Niederschlag} - \text{oberirdischer Zufluss} + \text{Verdunstung} + \text{Abfluss}$$

Quellen der Eingangsgrößen:

Oberirdischer Zufluss :	gemessen (Flügelsonde)
Abfluss:	gemessen (Flügelsonde)
Speicheränderung:	gemessen (Logger)
Niederschlag:	MW-Daten DWD der Messstationen Verden-Dauelsen und Schwarme
Verdunstung:	Monatswerte für Mitteldeutschland nach vereinfachter Methode von Richter (DVWK Merkblatt 238/1996)

Die ermittelte Gesamtmenge ist dann monatlich nach dem jeweiligen Gefälle zum Seewasserspiegel prozentual auf die einzelnen Messpegel aufgeteilt worden. In Verbindung mit den bestimmten Nährstoffkonzentrationen sind daraus dann die entsprechenden Nährstofffrachten errechnet worden.

4.3.2 Ergebnisse

4.3.2.1 Pegelstände und daraus abgeleitete Zulaufmengen

Abb.4.3-2 enthält eine zusammenfassende Darstellung zur Entwicklung der Pegelstände im Untersuchungszeitraum von April 2017 bis März 2018. Grundsätzlich liefen im Frühjahr 2017 erst einmal alle Pegel nahezu parallel nach unten und stiegen dann ab Ende Juni im „Regensommer“ 2017 bis zum Jahreswechsel kontinuierlich an. Ab Januar 2018 sanken die Wasserstände in den Pegeln dann wieder. Der See-Pegel erreichte sein höchstes Niveau im Oktober 2017 und blieb dann, bedingt durch den Ablauf über den Stau am Nordende des Sees, bis in den März 2018 relativ konstant etwa auf gleichem Niveau.

Interessant in Hinblick auf die Zulaufsituation beim Grundwasser ist die Entwicklung der Grundwasserpegelstände im Vergleich zum Seewasserspiegel.

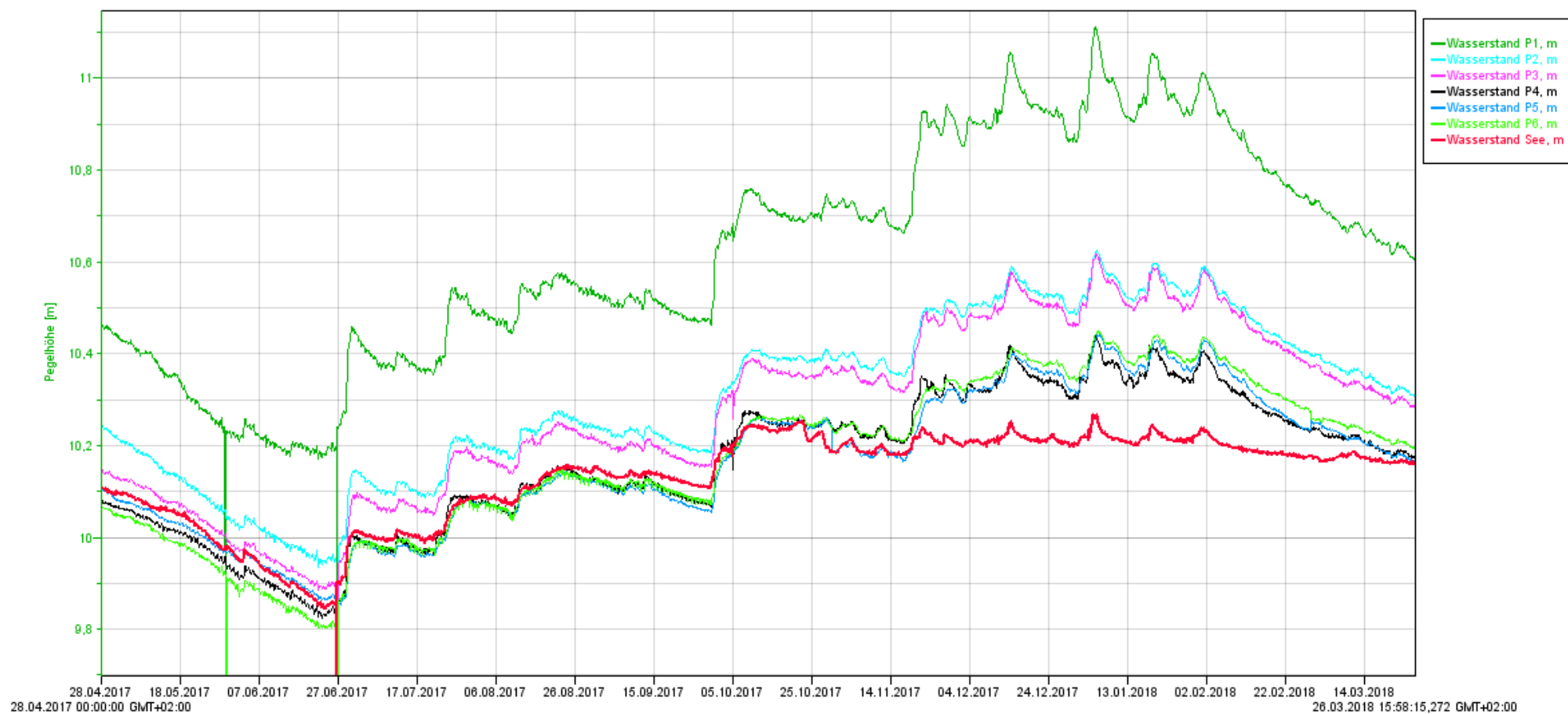


Abb.4.3-2: Entwicklung der Grundwasserstände in den Pegelrohren (P 1 bis P6) im Vergleich zum Seewasserspiegel (rote Linie) von April 2017 bis März 2018, Angaben zur Pegelhöhe in m NN (Bezugsnetz DHHN92)

Die höchsten Differenzen mit im Maximum bis 90 cm wies der im Süden allerdings auch am weitesten vom See entfernt liegende Pegel P 1 auf, was die aus dem Kartenmaterial bereits bekannte Aussage, dass der Hauptzulauf des Grundwassers aus Richtung Süd bis Süd-West erfolgt, bestätigt. Durchgängig über dem Seenniveau lagen auch die Wasserstände der am südlichen Ostufer gelegenen Pegel P 2 und P 3, was auf einen ebenfalls kontinuierlichen (wenn auch geringeren) Zustrom aus diesen Richtungen spricht.

Der weiter nördlich am Ostufer gelegenen Pegel P 4 und vor allem die am Westufer eingebauten Pegel P 5 und P 6 zeigten bis Anfang Oktober mit wenigen kurzfristigen Ausnahmen in abflussreichen Situationen, die in der generalisierten Gesamtkurve (Abb.4.2-2) nur bedingt zu erkennen sind, bei größerer Auflösung aber ganz deutlich werden, niedrigere Wasserstände als der See. Das bedeutet, dass in den Frühjahrsmonaten aus diesen Richtungen überwiegend kein Grundwasser in den See floss. Mehrere, allerdings meist relativ kurzfristige, Situationen, in denen der Wasserspiegel in den Pegeln 4, 5 und 6 aber dann doch über dem Seespiegel lagen, zeigen, dass sich die Gefällelage bei entsprechenden Witterungsbedingungen durchaus umkehrt und dann auch Wasser vom Westufer in den See abfließt. Ab Oktober führten die Niederschläge durchgängig zu steigenden Grundwasserständen am Westufer und damit auch größeren Grundwasserabflüssen aus den Gartengrundstücken in Richtung See. In dieser Phase ließen sich 3 Gruppen unterscheiden: P 1 = Grundwasserhauptzustrom aus Süd, P 2 und P 3 = mäßiger Zufluss aus Südost, d. h. von den angrenzenden Ackerflächen und P 5 und P 6 = geringer bis mäßiger Grundwasserzufluss aus Richtung West, d. h. aus den Gartengrundstücken.

Tab.4.3-1 fasst die ermittelten Gesamtzulaufmengen für den hypodermischen Zufluss/das Grundwasser und die Eingangsgrößen zu seiner Ermittlung zusammen.

Tab.4.3-1: Ermittlungsgrößen zur Kalkulation des unterirdischen Zuflusses von Wasser zum Blender See im Jahresverlauf 2017 (Angaben in m³/Monat)

	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.
oberird. Zufluss	16.874	1.348	0	0	1.339	6.267	0	24.775	50.194	49.818	32.998	10.161
Niederschlag	3.242	1.952	2.550	9.610	6.723	5.344	4.806	4.291	4.163	4.259	4.854	365
Verdunstung	1.728	3.584	5.440	6.592	7.424	6.976	5.056	3.072	1.728	1.024	512	768
Ablauf	48.211	746	0	0	0	8.035	0	67.174	107.283	185.613	117.314	43.546
Speicheränderung	0	0	0	-6.930	10.710	4.410	-630	3.780	-630	0	630	-2.520
unterird. Zufluss	29.824	1.031	2.890	0	10.072	7.810	0	44.960	54.024	132.560	80.604	31.268

Abb.4.3-3 zeigt, dass dem See über lange Zeiträume im Jahr zumindest genauso viel Wasser unterirdisch zufließt wie oberirdisch und dass der unterirdische Zulauf zeitweise sogar deutlich überwiegt. Besonders bei Starkregensituationen (Juli und Oktober 2017) reagiert der unterirdische Zulauf offensichtlich stärker als der oberirdische.

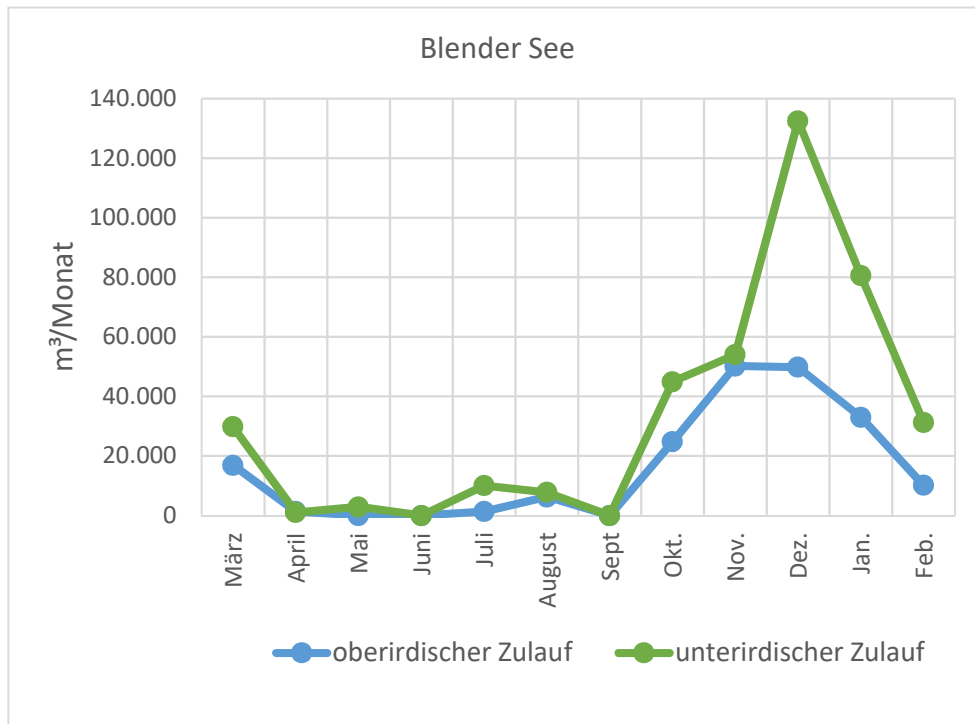


Abb. 4.3-3: Ober- und unterirdische Wasserzulaufmengen zum Blender See im Jahr 2017

4.3.2.2 Nährstoffkonzentrationen

In die Analyse der Nährstoffkonzentrationen flossen neben den Proben aus den Hauptpegeln (P 1 bis P 6), die Ergebnisse der nur zeitweilig gesetzten Pegel (P 7 – P 11) ein. In den Einzelgrafiken der Abb.4.3-4 und 4.3-5 wurden jeweils die Pegel, die sich an einer Seeseite befanden, zusammen dargestellt.

Die am Westufer in den Pegeln vorgefundenen Gesamt-Phosphorkonzentrationen (TP) variieren stark. Während in den Pegeln P 5 (MW = 6,7 mg/l), P 10 (MW = 7,23 mg/l) und P 11 (MW = 6,13 mg/l) ungewöhnlich hohe Werte gemessen wurden, waren die Konzentrationen in den Pegeln P 6 (MW = 0,47 mg/l), P 7 (MW = 1,06 mg/l) und P 8 (MW = 1,09 mg/l) nur moderat erhöht.

Am Ostufer zeigte lediglich der Pegel P 4 leicht erhöhte TP-Werte (MW = 0,85 mg/l) und auch die Pegel die den Zulaufstrom aus Richtung Süd aufnehmen, wiesen nur leicht erhöhte TP-Konzentrationen auf (P 1 MW = 0,573 mg/l, P 9 MW = 0,23 mg/l).

Die in den Pegeln gemessenen Gesamt-Stickstoffkonzentrationen lagen zwischen 0,74 mg/l und 45,90 mg/l (Abb.4.3-5). Auch hier waren die Werte am Westufer etwas höher als an den anderen Ufern. Insbesondere der Pegel P 5 (MW = 20,97 mg/l), fiel mit durchgehend erhöhten TN-Konzentrationen auf.

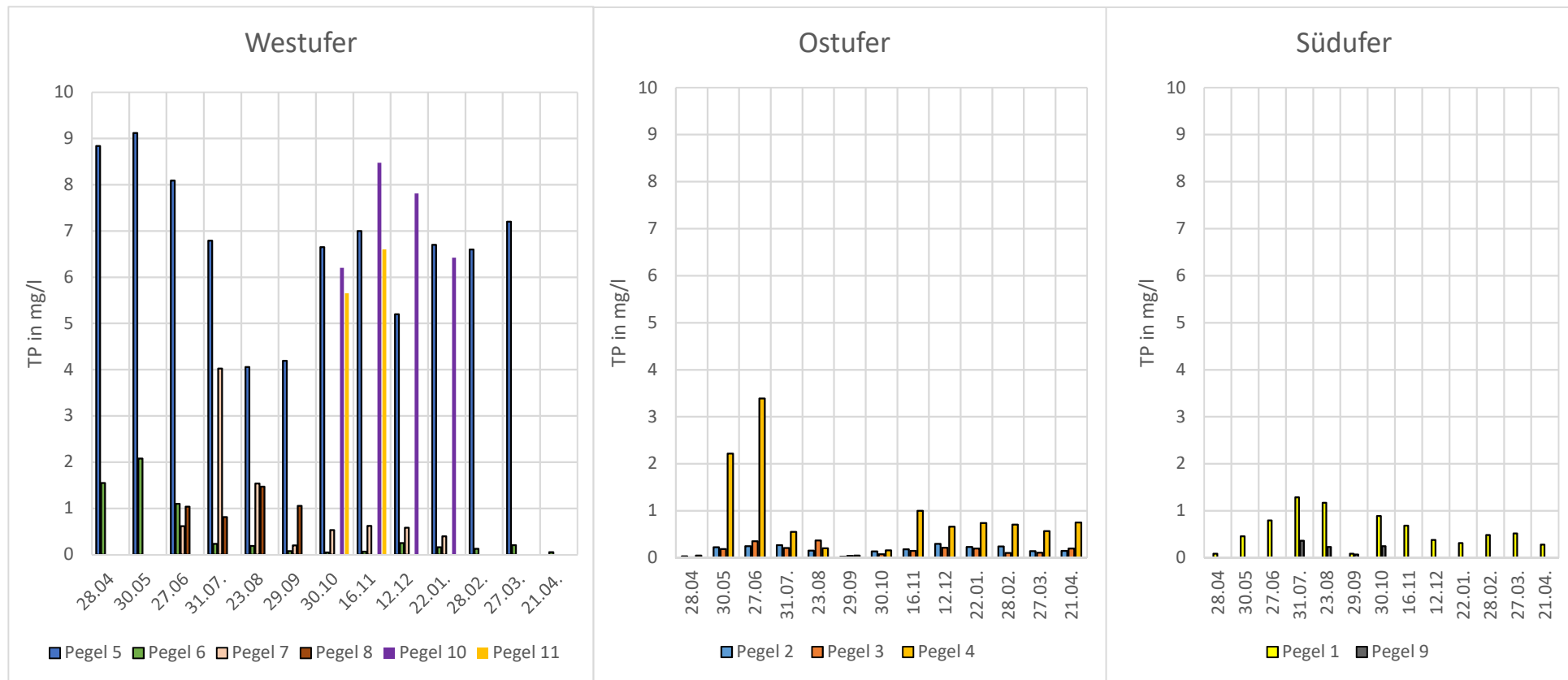


Abb.4.3-4: Entwicklung der Gesamt-Phosphorkonzentrationen (TP) in den Grundwasserproben aus den Pegeln, getrennt, entsprechend der räumlichen Zuordnung zu den unterschiedlichen Uferabschnitten

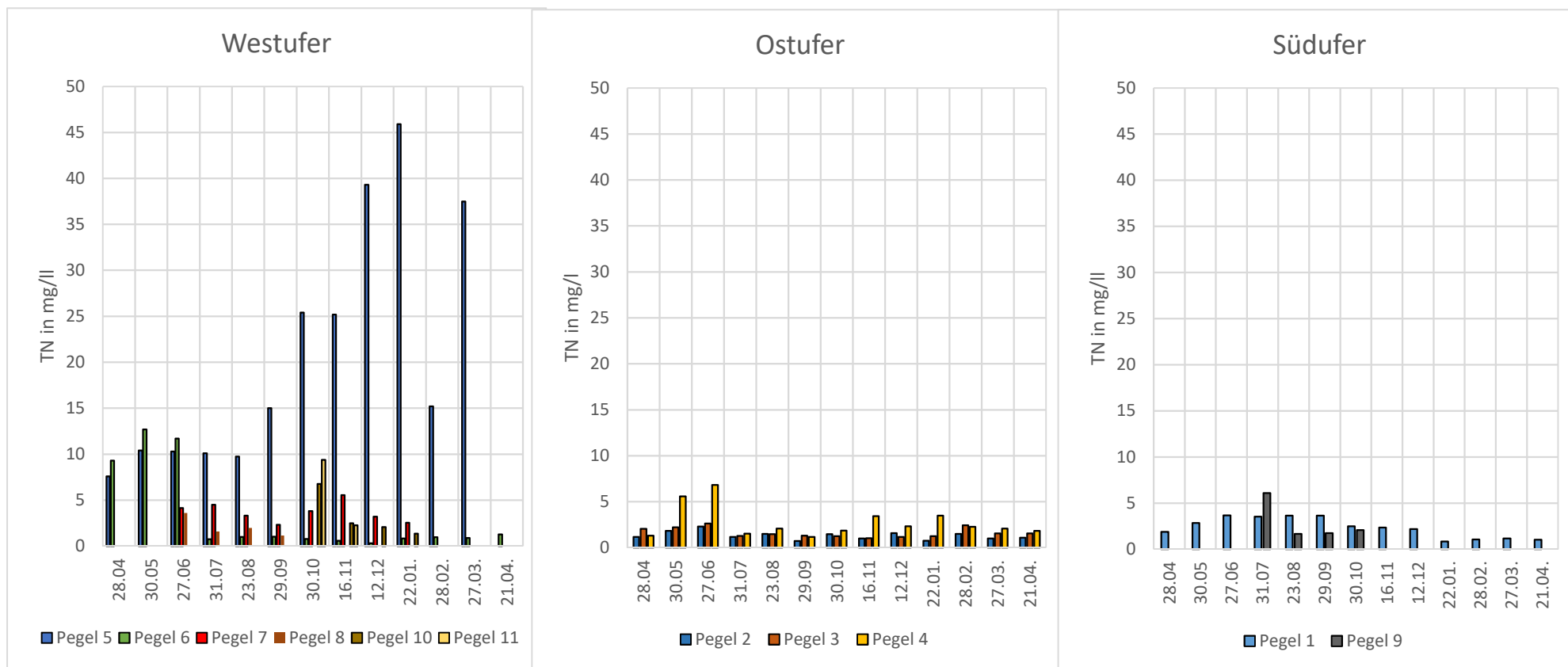


Abb.4.3-5: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (TN) in den Grundwasserproben aus den Pegeln, getrennt, entsprechend der räumlichen Zuordnung zu den unterschiedlichen Uferabschnitten

4.3.2.3 Nährstofffrachten

Aus den berechneten Grundwasserzuflüssen und den gemessenen Nährstoffkonzentrationen lassen sich die monatlichen Phosphor- und Stickstofffrachten, die über das Grundwasser in den See eingetragen werden, abschätzen. Die Ergebnisse zeigen, dass der Nährstoffeintrag vor allem in den Herbst- und Wintermonaten besonders hoch war und dass, obwohl die Hauptwassermenge aus Süd- bis Südwest zuläuft, die Westseite (P 5) sowohl in Bezug auf den Phosphor als auch auf den Stickstoff mit über 50 % erheblichen Anteil an der über das Grundwasser eingetragenen Nährstofffracht hatte (Abb.4.3-6 und 4.3-7).

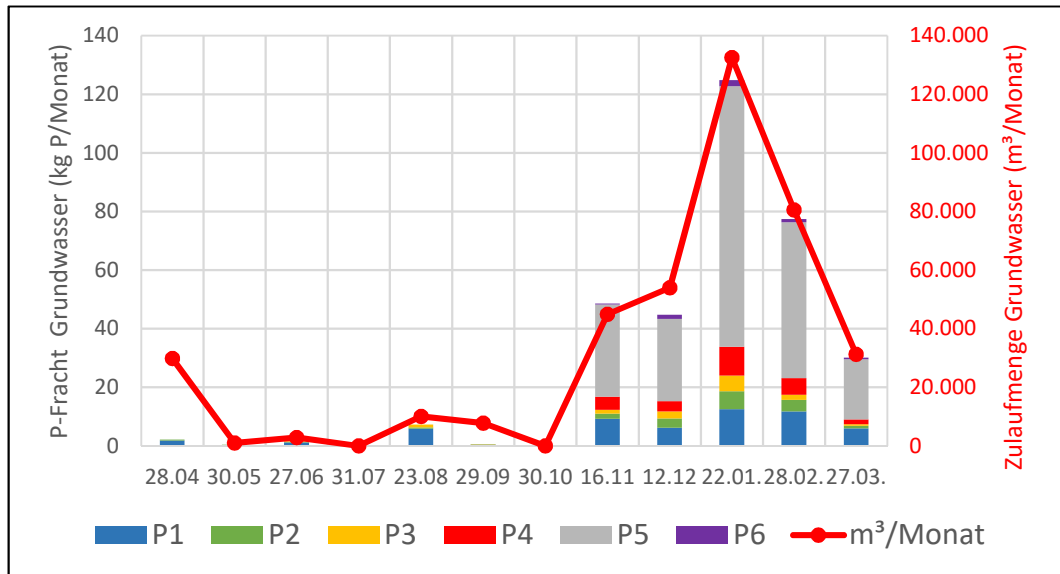


Abb.4.3-6: Errechneter Grundwasserzufluss (rote Linie) und Zuordnung der über das Grundwasser eingetragenen Phosphorfracht zu den 6 Hauptpegeln

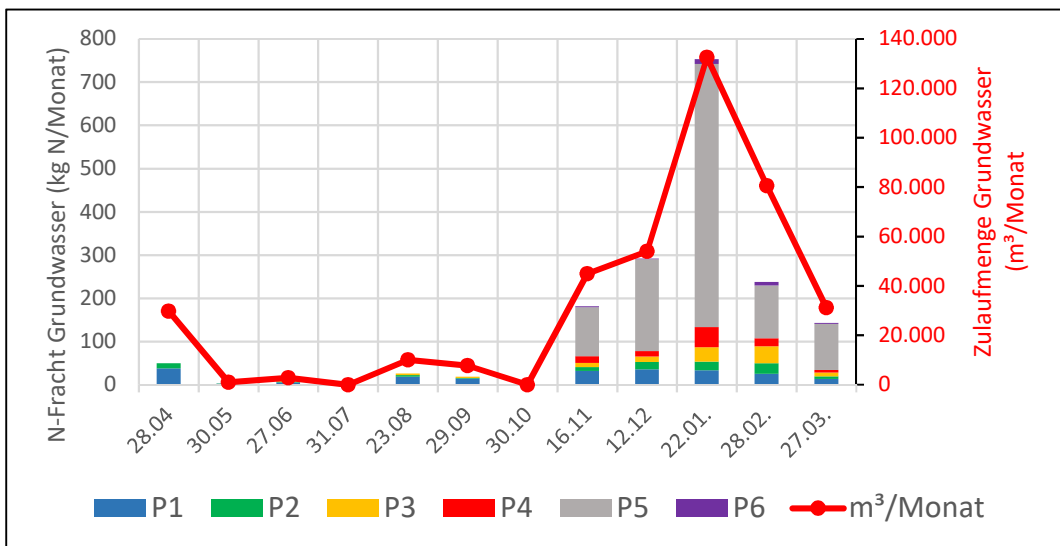


Abb.4.3-7: Errechneter Grundwasserzufluss (rote Linie) und Zuordnung der über das Grundwasser eingetragenen Stickstofffracht zu den 6 Hauptpegeln

Der aus den Monatswerten kumulierte P-Gesamteintrag lag 2017/18 bei 337 kg P/a. Beim Stickstoff errechnet sich eine N-Gesamtfracht von 1.710 kg N/a.

4.3.3 Bewertung

Die Ergebnisse verdeutlichen, den schon in den Voruntersuchungen vermuteten, allerdings aufgrund fehlender Grundwasserpegel noch nicht belegten, großen Einfluss des Grundwassers auf die Hydrologie und auch auf den Nährstoffhaushalt des Blender Sees. Die Auswertung der Pegeldifferenzen (Grundwasserpegel/Seepegel) zeigt, dass, anders als zunächst auf Basis des vorliegenden Kartenmaterials vermutet, auch von den Grundstücken am Westufer vor allem im Herbst und Winter, grundsätzlich, aber auch bei hohen Niederschlägen im Sommerhalbjahr oder intensiver Bewässerung der Gärten oberflächennahes Grundwasser in den See einfließt. Zunächst in einem, später in 3 von zeitweilig 6 am Westufer eingebauten Pegeln wurden sehr stark erhöhte Phosphorwerte gefunden. Durch die Erweiterung des Beprobungsaufwandes erhärtete sich die anfängliche Vermutung, dass die hohen Nährstoffbelastungen vor allem dort auftreten, wo bis in die 70er Jahre Tierhaltung betrieben und Abwasser versickert wurden (P 5, P 10 und P 11). Dort wo dies nicht der Fall war (P 6, P 7, P 8) wurden nur leicht erhöhte Phosphorgehalte im Grundwasser gefunden. Die Stickstoffbelastung folgt dem gleichen Schema, ist aber sowohl mit Blick auf die Abweichung nach oben als auch die Bedeutung für den Blender See als weniger kritisch anzusehen.

In diesem Zusammenhang galt es die Frage zu diskutieren, ob es sich bei den erhöhten Nährstoffkonzentrationen im Grundwasser tatsächlich um einen lokalen Effekt durch die Folgen der Besiedlung handelt, oder ob es eventuell einen geogenen Hintergrund hat oder sich großräumig (z. B. durch Gülleeinträge durch die Landwirtschaft) im Einzugsgebiet ähnlich darstellt. Eine Stichtagsmessung am 16.11.17, bei der aus 3 in der Umgebung von Blender liegenden etablierten Grundwassermessstellen des NLWKN (siehe Karte Abb.4.3-8) Proben entnommen und bezüglich TP und TN analysiert wurden, ergaben allerdings durchweg völlig unauffällige Werte (Tab.4.3-2). Da diese „Vergleichspegel“ in der offenen, durch ackerbauliche Nutzung geprägten Landschaft liegen, muss man davon ausgehen, dass die Ursachen für die hohen Phosphorkonzentrationen in den am Westufer des Blender Sees gelegenen Pegeln tatsächlich eher auf/in den Grundstücken selbst als im weiteren Einzugsgebiet zu suchen sind.

Tab.4.3-2: Ergebnisse Stichtagsmessung 16.11.2017, Pegel in der Umgebung von Blender

	P 12	P 13	P 14
TP in mg/l	0,052	0,033	> 0,010*
TN in mg/l	1,700	1,030	0,982

*stark eisenhaltiges Wasser, P wird von Fe gebunden und sinkt aus



Abb.4.3-8: Lage der als Stichtagsmessung zusätzlich in das Messprogramm einbezogenen Pegelstandorte des NLWKN in der Umgebung von Blender

5. Phosphoreintragsbilanz

Um die Trophie eines Standgewässers und alle sich daraus ergebenden Folgeerscheinungen erklären und gegebenenfalls effektiv beeinflussen zu können, ist die Kenntnis der bestehenden Nährstoffeintragspfade und ihrer Anteile an der Gesamtlast von entscheidender Bedeutung. Aus diesem Grund soll der Versuch unternommen werden, eine überschlägige Bilanzierung der Phosphoreintragspfade in den Blender See abzuschätzen. Diese Bilanz wird nur für den Nährstoff Phosphat aufgestellt, da Phosphor seit den grundlegenden Arbeiten von VOLLENWEIDER (1979) und FORSBERG (1979) anerkanntermaßen als der bedeutendste produktionssteuernde Nährstoff in Standgewässern gilt. Stickstoff kann gegebenenfalls über N-fixierende Blaualgen aus der Luft nachgeliefert

werden. Stickstoff-Verbindungen sind zwar im Gewässer ebenfalls von großer Bedeutung, ihre Rolle ist vielfältig und indirekt (z.B. bei Fragen der Rücklösung aus den Sedimenten) auch wiederum mit dem P-Kreislauf des Gewässers gekoppelt. Eine Steuerung der Produktivität eines Gewässers im Sinne einer Minimierung ist in der Regel über den Entzug oder die Reduzierung der Einträge dieses Nährstoffs aber nicht möglich.

Prinzipiell kann Phosphor durch ober- und unterirdische Zuflüsse (einschließlich direkter oder indirekter Abwassereinleitungen und Einträge durch Erosion), feuchte und trockene Deposition aus der Atmosphäre, Rücklösevorgänge aus dem Sediment (interne Düngung) sowie durch Stoffeinträge von Tier und Mensch (Wasservögel, Badegäste) und bei bewaldeten Ufern durch Laubfall in den See gelangen (vgl. Abb.5-1).

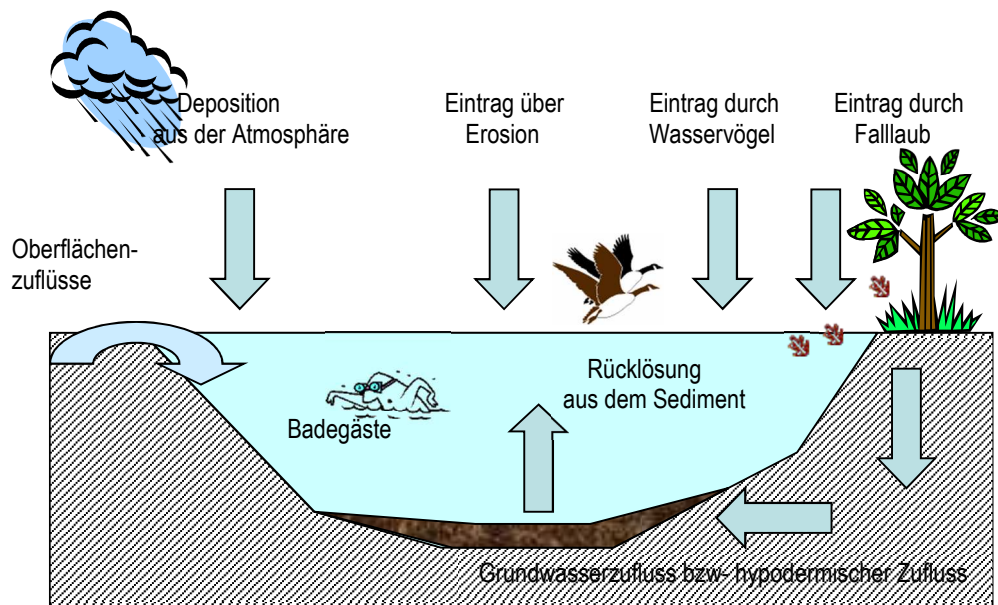


Abb.5-1: Prinzipielle P-Eintragspfade in ein Standgewässer

Während die Einträge über die oberirdischen und unterirdischen Zuflüsse sowie durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment auf der Grundlage konkreter Messungen und Untersuchungen im Jahr 2017 abgeschätzt wurden, können andere gemäß den entsprechenden Randbedingungen aus Literaturdaten hergeleitet werden.

Für die Abschätzung des Eintrages durch Badegäste stehen Richtwerte aus der Literatur zur Verfügung. Pro Badegast geht man von einer Phosphatabgabe von 0,1 g P pro Tag aus (SCHULZ, 1981). Im Blender See wird im Sommer lebhaft gebadet. Man kann deshalb für 3 Monate des Jahres von täglich von ca. 20 Badegästen ausgehen. Damit ergibt sich ein zusätzlicher P-Eintrag von 180 g pro Jahr.

Rastende Wasservögel kommen am Blender See nicht in größerem Umfang vor. Zur Abschätzung des P-Eintrages über Wasservögel sind nach eigenen Beobachtungen 20 Enten und 6 Gänse, die ganzjährig auf/am Blender See leben und entsprechenden Literaturdaten von BRENNING (1989) zur Abgabe von Phosphat durch Wasservögel zugrunde gelegt worden.

Ein weiterer zu berücksichtigender Eintragspfad ist am Blender See auch der Eintrag von Phosphor über das Laub der Ufergehölze. Insgesamt 1.600 m (Uferlänge nach Luftbild) des Ufers besitzen Baum- oder Gehölzbestand mehr oder weniger unmittelbar am Ufer bzw. angrenzend an den Schilfgürtel. Rechnet man nach einem Ansatz von LEWANDOWSKI, SCHAUSER und HUPFER (2002), die von einem herbstlichen Streufall von 200 g TM/m² bei einer Streubreite von 5 m und einem durchschnittlichen P-Gehalt der Blätter von 2,4 g P/kg TM ausgehen, erhält man für den Blender See eine Gesamteintragsmenge durch den Laubfall von insgesamt 3,84 kg/a.

Ebenfalls von Bedeutung, aber besonders schwer zu bestimmen, sind Nährstoffeinträge über Erosion. Besonders am hängigen Westufer dürften sie eine nennenswerte Rolle spielen, zumal P-Einträge in Gewässer bevorzugt an Partikel gebunden sind. Nach einem Positionspapier der LUFA aus dem Jahr 2001 ist bei Flächen mit Hangneigungen > 2 % grundsätzlich von einem P-Abtrag durch Erosionsprozesse und Auswaschungen auszugehen. Wie bereits erwähnt, ist die Quantifizierung dieser Eintragsgröße aber sehr aufwändig. Prinzipiell sind diese Prozesse auf der Grundlage der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung von SCHWERTMANN et al. (1987) unter Berücksichtigung von Hangneigung und -länge, Niederschlag, Bodenqualität, Frucht- und Bearbeitungsart sowie diverser Korrekturfaktoren zu ermitteln. Wegen der großen Komplexität dieser Vorgänge sind hierfür spezielle Computerprogramme entwickelt worden. Allein die differenzierte Aufnahme der erforderlichen Eingangsgrößen würde den Rahmen des vorliegenden Gutachtens sprengen. Es kann deshalb hier nur eine grobe Schätzung auf der Grundlage verfügbarer Literaturdaten vorgenommen werden. So wird im Merkblatt des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten, Landesentwicklung und Umweltfragen „Phosphordüngung und Gewässerschutz“ (2002) postuliert, dass 60 % der diffusen Phosphoreinträge in Gewässer aus Erosionsprozessen stammen. In den Arbeitshilfen der LAWA zur Umsetzung der WRRL wird der Industrieverband Agrar e.V. zitiert, der davon ausgeht, dass bei optimaler Bodenversorgung aus intensiv, landwirtschaftlich genutzten Flächen (gleiches trifft für in der Regel sehr gut versorgte Gartenflächen zu) grundsätzlich jährlich 2-10 kg P₂O₅/ha ausgetragen werden. Während die Ackerflächen am Ostufer sehr eben sind und deshalb hier nicht berücksichtigt werden, sind die Austräge aus den z.T. relativ stark geneigten Gartenflächen am Westufer wie folgt berechnet worden. Unter Zugrundelegung eines mittleren Austragswertes von 6 kg P₂O₅ (= 2,62 kg P/ha*a) errechnet sich aus der mit insgesamt 4,7 ha in Ansatz gebrachten Gartenfläche ein erosionsbedingter jährlicher P-Eintrag von 12,31 kg.

Insgesamt ergibt sich damit für das Jahr 2017 für den Blender See die in Tab. 5-1 bzw. Abb.5-2 dargestellte Phosphoreintragsbilanz.

Tab.5-1: P-Einträge in den Blender See im Jahr 2017

		kg/a	%
Grundwasser	gemessen	337,29	86,01
oberflächlicher Zufluss	gemessen	32,91	8,39
Atmosphäre	kalkuliert aus Lit. Daten über Fläche *	1,89	0,48
Laubfall	kalkuliert aus Lit. Daten**	3,84	0,98
Badegäste	kalkuliert aus Lit. Daten***	0,18	0,05
Rücklösung	gemessen	0	0,00
Oberflächenerosion und Abspülung	kalkuliert aus Lit. Daten über Fläche ****	12,31	3,14
Wasservögel	kalkuliert aus Lit.Daten*****	3,72	0,95
Summe		392,14	100

* 0,3 kg P/ha a (RAST, LEE und ASCE (1985))

** 1.600 m Uferlinie bewaldet

*** 3 Monate 20 Personen/Tag, 0,1 g P/d

**** 4,7 ha geneigte Gartenflächen

***** Ansatz 20 Enten, 6 Gänse ganzjährig.

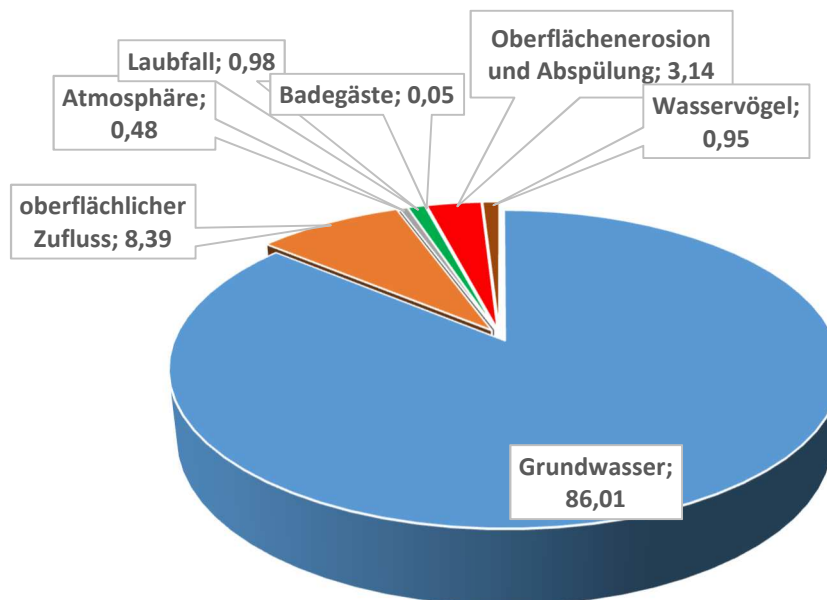


Abb.5-2: Anteile (%) verschiedener Pfade am P-Eintrag in den Blender See im Jahr 2017

6. Darstellung von möglichen Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen

Die Untersuchungen im Blender See im Jahr 2017/2018 haben gezeigt, dass der See ganzjährig außergewöhnlich hohe Phosphatkonzentrationen aufweist und diese in den letzten Jahren trotz einiger bereits umgesetzter Maßnahmen noch angestiegen sind. Dass der See zumindest im Untersuchungszeitraum im Verhältnis zum verfügbaren Phosphor trotzdem noch recht moderate Chlorophyll und Phytoplanktonwerte aufwies, verdankt er einem sehr guten Zooplanktonbestand. Es besteht allerdings aufgrund der hohen verfügbaren Phosphoreserven jederzeit die Gefahr, dass es durch geringste Verschiebungen im Fischbestand oder ungünstige Witterungssituationen zu Algenblüten oder sogar zu einem „Umkippen“ des Sees kommt. Um einen deutlichen Rückgang der sommerlichen Phytoplanktonmaxima zu erreichen, sind mittlere Gesamt-Phosphor-(TP)-Konzentrationen von unter 80 µg P/l notwendig. Ein deutlicher Rückgang, auch der Mittelwerte der Phytoplanktonentwicklung, tritt vermutlich erst unter 50 µg P/l auf (HUPFER und SCHARF, 2002). 2017 lag der Saisonmittelwert des Gesamtphosphors im Blender See bei 2.631 µg/l. Alle Maßnahmen müssen deshalb auf eine massive Reduzierung der Phosphorgehalte im See abzielen.

Die Untersuchungen haben aber auch gezeigt, dass es sich bei der Nährstoffbelastung des Sees um ein vielschichtiges und komplexes Problem handelt, und dass es ebenso wenig „die eine Ursache“ wie „die eine Problemlösung“ gibt, sondern dass dem nur durch komplexe Strategien begegnet werden kann. Von entscheidender Bedeutung ist dabei nicht nur die Auswahl der richtigen Sanierungswerkzeuge sondern auch die sorgfältige zeitliche Abstimmung und Abfolge ihrer Umsetzung. Im Folgenden sollen die prinzipiell denkbaren und sinnvollen Methoden/Verfahren aufgeführt und ihre Vor- und Nachteile dargestellt, anschließend unter Pkt.7 ein konkreter Handlungsvorschlag unterbreitet werden.

Prinzipiell kann man den Phosphorgehalt in einem Standgewässer reduzieren durch:

- die Senkung des P-Imports (Abstellen bekannter Belastungsquellen)
- die Erhöhung des P-Exports (Verdünnung)
- die Erhöhung der Bruttosedimentation (Fällung)
- die Erhöhung des P-Rückhalts in Sediment bzw. die Entnahme von Sediment
- Maßnahmen zur Nahrungskettensteuerung.

Zu allen genannten Strategien werden im folgenden konkrete projektbezogene Maßnahmenmöglichkeiten aufgezeigt. Eine Ausnahme bildet der Maßnahmenkomplex Erhöhung der Bruttosedimentation. Hierfür werden in Standgewässern mittlerweile häufig Nährstofffällungen mit Aluminium-, Eisen oder Lanthanverbindungen eingesetzt. Die Methode ist vielfach erprobt und zeitigt bei richtiger Dosierung sehr gute Erfolge, sofern die

Aufenthaltszeit des Wassers im See >1 Jahr ist und externe Nährstoffnachlieferungen weitgehend abgestellt sind. Für den Blender See ist eine solche Maßnahme nicht empfehlenswert, da er auch mit den derzeitigen Zuläufen hierfür zu stark durchflossen ist.

6.1 Abstellen bekannter Belastungsquellen

Mit ca. 86 % Anteil am P-Eintrag stellt der Zufluss von phosphorhaltigem Grundwasser gegenwärtig das Hauptproblem für den See dar. Ohne eine deutlich Absenkung der Phosphorgehalte im See wird es, wie oben bereits ausgeführt, keinen dauerhaften Schutz vor massenhafter Blaualgenentwicklung und allen damit verbundenen negativen Begleiterscheinungen geben. Im Focus muss zunächst die Unterbrechung des Zustroms phosphathaltigen Grundwassers stehen. Hierzu sind projektbezogen 2 Maßnahmen denkbar.

6.1.1 Bau einer Drainageleitung am Westufer

Die Ortschaft Blender ist ein alter Siedlungskern. Seit mehr als 800 Jahren wurde hier Viehhaltung betrieben, was konkret damit verbunden war, dass sich über die Exkremate der in Stallungen gehaltenen Tiere Nährstoffe im Boden angereichert haben. Zudem wurden bis in die 70er Jahre Abwässer auf den Grundstücken der „Alteingesessenen“ versickert. Für die Wasserqualität des früher wesentlich stärker durchflossenen Blender Sees war das unkritisch, denn mit der Strömung, insbesondere während der jährlichen Hochwässer wurde viele Nährstoffe ausgespült/weggetragen. Mit Ausbau und Regulierung der Weser, Umleitung der Emte und Anstau des Blender Sees verringerte sich die Hochwassergefährdung, die umliegenden Flächen wurden besser und dauerhafter bewirtschaftbar, der See änderte aber auch seinen Charakter. Aus einem stark durchströmten Gewässer wurde ein Standgewässer mit entsprechend stärkerer Tendenz zur Phytoplanktonentwicklung und insgesamt stärkerer Reaktion auf Nährstoffeinträge. Diese Situation hält an und ist im Grundsatz nur durch eine starke „Diät“ bei der Nährstoffzufuhr zu meistern. Das ist zum Teil schon durch den Anschluss der Grundstücke an die Kanalisation geschehen, der Phosphorspeicher des Bodens ist aber noch nicht geleert, Grundwasser fließt langsam und es kann noch Jahrzehnte dauern, bis die Phosphor und auch Stickstoffkonzentrationen, wenn sie nicht z.B. durch Düngung wieder aufgefüllt werden, ein den natürlichen Hintergrundwerten entsprechendes Normalmaß erreicht haben.

Es wird daher vorgeschlagen, am Westufer, uferbegleitend, eine Drainageleitung zu verlegen, mit der das aus der Hanglage anströmende Grundwasser zumindest teilweise abgefangen und unterhalb des Ablaufstaus am Nordufer zunächst über das dort befindliche Sammelbecken und letztendlich in die Emte abgeleitet wird. Hierzu müsste im Uferabstand von 2 – 5 m ein Graben gezogen und in ein Kiesbett eine ca. 730 m lange vliesummantelte, halbgeschlitzte DN 150 Sickerleitung verlegt werden (Abb.6.1-1).

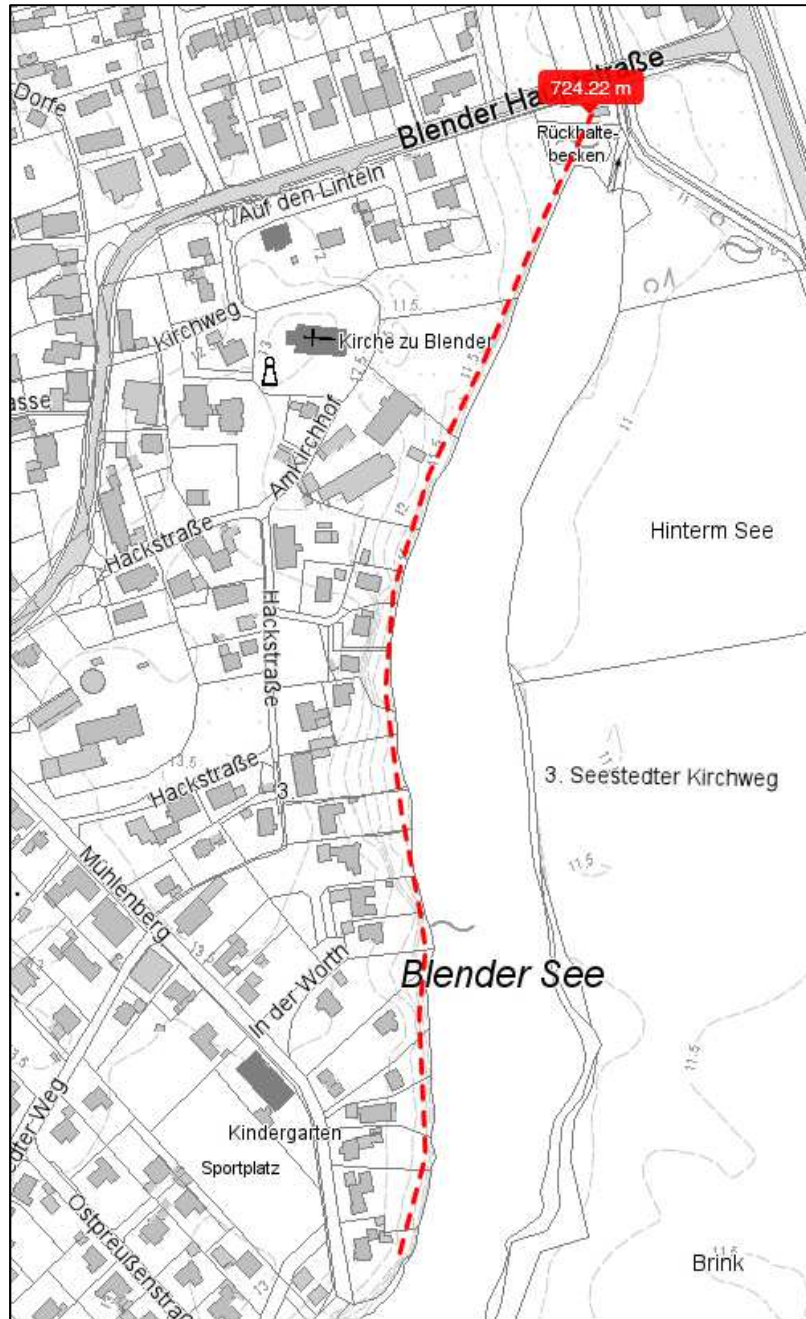


Abb.6.1-1: Verlauf der Drainageleitung am Westufer des Sees

Das Rohr wird nach oben mit einem Spezialdrainagevlies abgedeckt, um das Wasser zu sammeln und gezielt in das Rohr zu leiten, ein Versanden aber möglichst weitgehend zu verhindern. Oberhalb des Vlieses kann dann wieder Mutterboden eingebaut werden. Vorhandener uferbegleitender Baumbewuchs wird so weit wie irgendwie möglich landseitig umgangen. Um ein Einwachsen von Wurzeln in das Dränagerohr zu vermeiden, sollten in unmittelbarer Nähe der Leitungstrasse möglichst keine Bäume gepflanzt werden. Ist in der Nähe ein Altbaum vorhanden, kann es sinnvoll sein, auf dem betreffenden Abschnitt

ein Stück ungeschlitztes Rohr einzubauen. In jedem Fall sind im Abstand von 40 m kleine Revisionsschächte/ Spülschächte DN400 PE-HD vorzusehen, um die Leitung eventuell spülen bzw. von Einwachsungen oder Ablagerungen befreien zu können. Die im Rahmen der technischen Planung genau zu bestimmende Einbautiefe wird so gewählt, dass einerseits der im Herbst und Winter zu erwartende Grundwasserzustrom aus den Grundstücken abgeführt wird, andererseits bei sommerlichen Niedrigwässern und geringen Grundwasserständen in den Gärten kein Eintritt von Seewasser erfolgen kann. Abb.6.1-2 zeigt ein Prinzipschema.

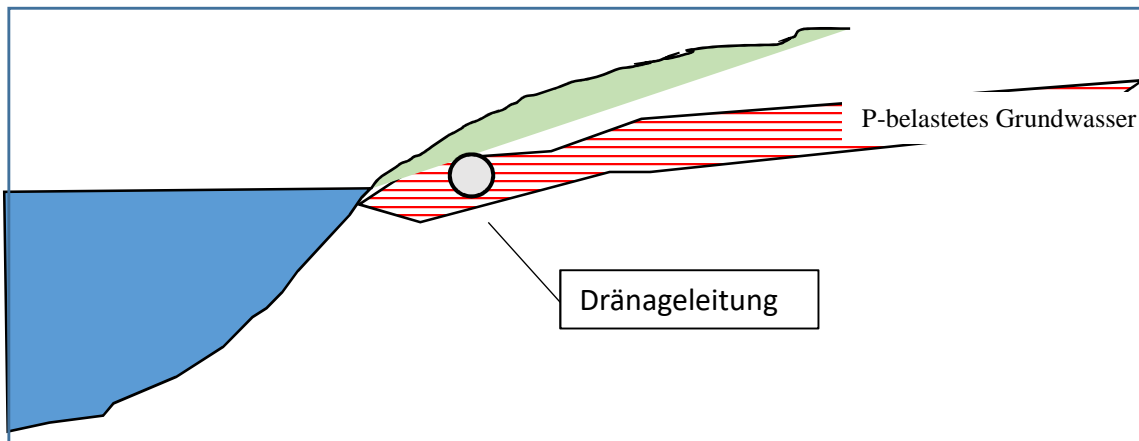


Abb.6.1-2: Prinzipsdarstellung der Dränageleitung am westlichen Seeufer

Beim Bau der Leitung sind einige Besonderheiten zu beachten. Ein Problem besteht darin, dass die Dränageleitung 22 Flurstücke quert. Vor Baubeginn muss die Zustimmung aller Eigentümer/Nutzer vorliegen, d.h. die Maßnahme ist nur realisierbar, wenn unter den Anliegern ein einheitliches, positives Einvernehmen zur Realisierung der Maßnahme, die zumindest in der Bauphase mit einer gewissen Störung auf dem eigenen Grundstück verbunden ist, hergestellt werden kann.

Eine weitere Schwierigkeit, die vor allem auf die Baufirma zukommt, besteht darin, dass der Bau in einem Naturschutzgebiet stattfindet und alle Uferbereiche als geschütztes Biotop nach § 30 BNatSchG „Naturnaher Verlandungsbereich“ gelistet sind, obwohl es sich ganz überwiegend um private, am Ufer häufig mit Rasen bewachsene Flächen handelt. Bei einer ersten telefonischen Anfrage bei der Unteren Naturschutzbehörde (LK Verden) wurde die Möglichkeit dieses Eingriffs, der ja letztendlich auf die Verbesserung des Sees als Lebensraum für Pflanzen und Tiere abzielt, nicht völlig abgelehnt. Es wird aber nicht ganz einfach werden, hier eine den Zweck erfüllende, aber auch den Baumschutz optimal berücksichtigende akzeptable Linienführung zu finden.

Eine bautechnische Herausforderung besteht weiterhin darin, dass auf einer Länge von ca. 730 m die Leitung – um ihren Zweck als Abfangdränage zu erfüllen – nur mit sehr wenig Gefälle verlegt werden kann. Abweichend von sonst üblichen Vorgaben wird hier

auf ein Gefälle von nur ca. 0,1 % orientiert. Das setzt ein genaues Einmessen und eine sehr präzise Bauausführung voraus.

6.1.2 Bau einer Spundwand im Zulauf aus Varste

Im Zuge der Untersuchungen verdichteten sich die Hinweise darauf, dass es trotz eingebautem Stau unter der Fußgängerbrücke immer noch einen nicht unerheblichen P-Eintrag aus Richtung Waldsee durch unterirdisch in Richtung Blender fließendes Wasser gibt.

Dafür sprechen folgende Fakten:

- Die TP-Zulaufrwerte Z 2 (seeseitig) und Z 2a (vor dem Stau) sind auffallend hoch und trotz unterbrochener Oberflächenfließstrecke ähnlich stark belastet.
- Das See-Sediment zeigt vor dem Zulauf aus Varste deutlich höhere Phosphorgehalte als im mittleren und nördlichen Seeteil (vgl. Pkt.4.1.3),
- Der See blieb im Winter 2017/18 selbst bei starkem Frost vor der Einmündung aus Varste offen, obwohl nichts über den eingebauten Stau floss (vgl. Abb.6.1.-3)
- Die historische Karte lässt vermuten, dass es sich bei dem Zulauf um eine ehemalige Weserarmschlinge handelt, was bedeutet, dass am Boden des ehemaligen Fließverlaufs vermutlich eine gut wasserleitende Kiesschicht liegt (Pkt.3.2, Abb.3.2-1)
- Stichtagsmessungen vor dem Varster See und dem Ablauf aus dem Waldsee zeigen starke Unterschiede im Phosphorgehalt
- Auf der Varster Seite gibt es viele Güllebehälter, einige in unmittelbarer Wassernähe



Abb.6.1-3: Vor dem ehemaligen Ablauf aus dem Waldsee bleibt der zugefrorene See offen, obwohl der Zulauf durch den Stau abgekoppelt ist

Eine Möglichkeit, den Zustrom phosphorreichen Grundwassers über das vermutete Kiesbett im ehemaligen Weserarm aus Varste zu unterbrechen, wäre, den vorhandenen Stau durch eine die vermutete wasserleitende Kiestrasse vom See abtrennende Spundwand zu ersetzen. Die genaue Breite und die erforderliche Tiefe dieser Spundwand muss durch entsprechende Voruntersuchungen (Bohrungen zur Erkundung des Schichtaufbaus und der Ausdehnung des Kiesbetts) geklärt werden. Nach äußerem Eindruck wird zunächst von einer Länge von 5 m und einer Einbautiefe bis 3 m ausgegangen. Die Unterbrechung des Grundwasserstroms zum Blender See wird nur zu einer leichten Grundwasseraufhöhung im Raum Varste führen, das Wasser kann über die schon jetzt vorhandene Verbindung zur Emte abfließen.

Abb.6.1-4: Einbau einer Spundwand zur Abtrennung des Grundwasserzuflusses im Zulauf aus dem Waldsee in Varste



Unabhängig vom Setzen der Spundwand, die unabdingbar ist, um die bereits im Boden und im Bodenwasser befindlichen Nährstoffbelastungen vom Blender See abzutrennen, müssen selbstverständlich die Ursachen der nachweislich vorhandenen sehr hohen Belastungen, die aus Varste eingetragen werden, gefunden und beseitigt werden. Als erstes sollte geprüft werden, ob die Güllebehälter dicht oder möglicherweise die Ursache der hohen Nährstoffgehalte sind. Hier ist behördliches Handeln erforderlich.

6.1.3 Reduzierung sonstiger Nährstoffeintragsquellen

Neben den genannten Maßnahmen zum Abtrennen bestehender Belastungen vom See wie der Dränageleitung und der Spundwand gilt es selbstverständlich auch neu entstehende Belastungen so weit wie möglich zu reduzieren. Hierzu gehören auch eine Reihe von

freiwilligen Verpflichtungen und Änderungen der üblichen Praxis, die sich aus der Sensibilität von Standgewässern und der Notwendigkeit eines besonders sorgsamem Umgangs mit Nährstoffeinträgen in deren unmittelbarem Einzugsgebiet ergeben. So sollte auf den Einsatz von Dünger auf den hängigen Gartenflächen am See ebenso so weit wie möglich verzichtet werden wie auf das Aufbringen von Gülle und den Anbau düngersensitiver Kulturen wie Raps und Mais auf den Ackerflächen am Ostufer. Ideal aber bei den guten Böden dieser Flächen eher unwahrscheinlich wäre eine Umwandlung der Ackerflächen in Grünland und eine extensive Bewirtschaftung als Dauergrünland (Maßnahme 1.1, NLWKN, 2010). Eine solche Maßnahme könnte aus dem Niedersächsischen Agrar-Umweltprogramm (Maßnahmen B1 und B2) gefördert werden.

6.2 Phosphorabsenkung durch Verdünnung

6.2.1 Durchflusserhöhung durch Wiederanbindung von Blender Hauptgraben und/oder Blender Emte

Eine prinzipiell naheliegende und von den Anwohnern in Blender immer wieder ins Gespräch gebrachte Möglichkeit die Nährstoffgehalte im See zu senken und so die Trophie zu verringern ist theoretisch auch, zumindest annähernd wieder die Abflussverhältnisse herzustellen, wie sie vor der Umleitung der Blender Emte und des Blender Hauptgrabens um den See herum in den Ablauf bestanden haben. Durch eine deutlich stärkere Durchströmung soll Schlamm und nährstoffreiches Wasser aus dem See ausgespült werden.

Abgesehen davon, dass es prinzipiell problematisch und nachvollziehbarer Weise vermutlich nicht genehmigungsfähig wäre, ein nach EU-WRRL berichtspflichtiges Fließgewässer (Blender Emte) zu belasten und dessen Zustand damit zu verschlechtern, sprechen auch noch eine Reihe anderer Argumente gegen diese Variante. Grundsätzlich wurde über den Untersuchungszeitraum aber erst einmal geprüft, wie die Wasserqualität der beiden in Frage kommenden Fließgewässer im Jahresverlauf beschaffen ist, um entscheiden zu können, ob dieses Wasser abgesehen von allen anderen Randbedingungen und Restriktionen überhaupt zu einem Entlastungseffekt im See führen würde. Die absoluten Nährstoffkonzentrationen von Blender Emte und Blender Hauptgraben im Jahresverlauf 2017 wurden bereits unter Pkt.4.2 dargestellt, Abb. 6.2-1 verdeutlicht aber noch einmal, dass keiner der Zuläufe so beschaffen ist, dass durch eine Einleitung ihres Wassers mit einer spürbaren Reduzierung der Trophie im Blender See zu rechnen wäre.

Zwar würde es zweifellos zu einer deutlichen Erhöhung des Durchstroms kommen (bei einer Einleitung des Blender Hauptgrabens würde das Wasser im See pro Jahr nicht mehr nur 4,6 mal wie derzeit ausgetauscht sondern 17,5 mal, bei einer Einleitung von Blender Emte und Blender Hauptgraben sogar 41,4 mal) und die Phosphatgehalte der Zuläufe

liegen zumindest zeitweise auch tatsächlich deutlicher niedriger als die Gehalte im See, dennoch wäre es mit einer solchen Maßnahme nicht möglich, eine Reduzierung des TP Gehaltes im See auf Werte zu erreichen, die nach derzeitigem Expertenwissen zu einer Absenkung der Trophie (Reduzierung des Algenwachstums, Absenkung der pH Werte, Verringerung der Wassertrübung) führen könnte.

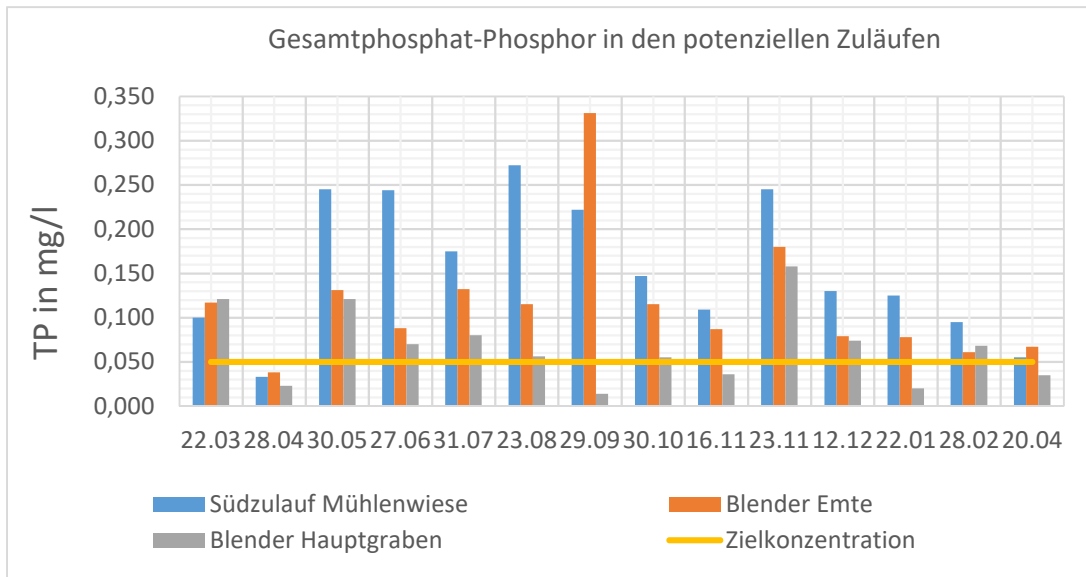


Abb.6.2-1: TP-Konzentrationen in den potenziellen Zuläufen bzw. dem aktuellen Zulauf zum Blender See im Vergleich zur anzustrebenden Zielkonzentration im See

Zur Grenze der Phosphorkonzentration, ab der eine Begrenzung des Algenwachstums und damit eine Absenkung der Trophie in Standgewässern stattfindet, gibt es in der Literatur unterschiedliche Meinungen. Die Grenze bewegt sich aber durchgängig zwischen 30 und 60 $\mu\text{g/l}$. In Niedersachsen liegt der anzustrebende Zielzustand für Flachgewässer bei 50 $\mu\text{g/l}$. Die Blender Emte weist so hohe Phosphatgehalte auf, und eine Umleitung in den See ist auch auf Grund der Höhenverhältnisse und der zu querenden Flächen mit Sicherheit so problematisch, dass diese Variante ohnehin ausscheidet. Zu überlegen und technisch auch deutlich leichter zu realisieren, wäre die Einleitung des Blender Hauptgrabens in den See, dessen Konzentrationen die Grenze von 50 $\mu\text{g TP/l}$ zumindest zeitweise 2017 auch unterschritten haben. Es existiert hier bereits eine Rohrleitung, die über den Bullershofer Graben und letztlich den Südzulauf schon jetzt zum See führt und die im Zusammenhang mit einer entsprechenden Ertüchtigung der Leitung, der Wiederherstellung des Staus am Seefelder Richtweg und einem gezielten Abflussmanagement wieder mehr Wasser in den See führen könnte (vgl. Abb.6.2-2). Eine entsprechende Mischungsrechnung (vgl.6.2-3) zeigt allerdings, dass selbst wenn in einem so abflussstarken Jahr wie 2017 das gesamte Wasser des Blender Hauptgrabens in den Blender See geleitet worden wäre, die resultierende Konzentration im See noch immer weit über der anzustrebenden Zielkonzentration läge und somit keine Verbesserung des Zustands des Sees zu

erwarten wäre. Diese Situation ergibt sich zum einen aus den zeitweise doch auch relativ hohen Nährstoffgehalten des Blender Hauptgrabens selbst und zum anderen aufgrund des hohen Anteils des Grundwassers am Gesamtphosphatgehalt im See.

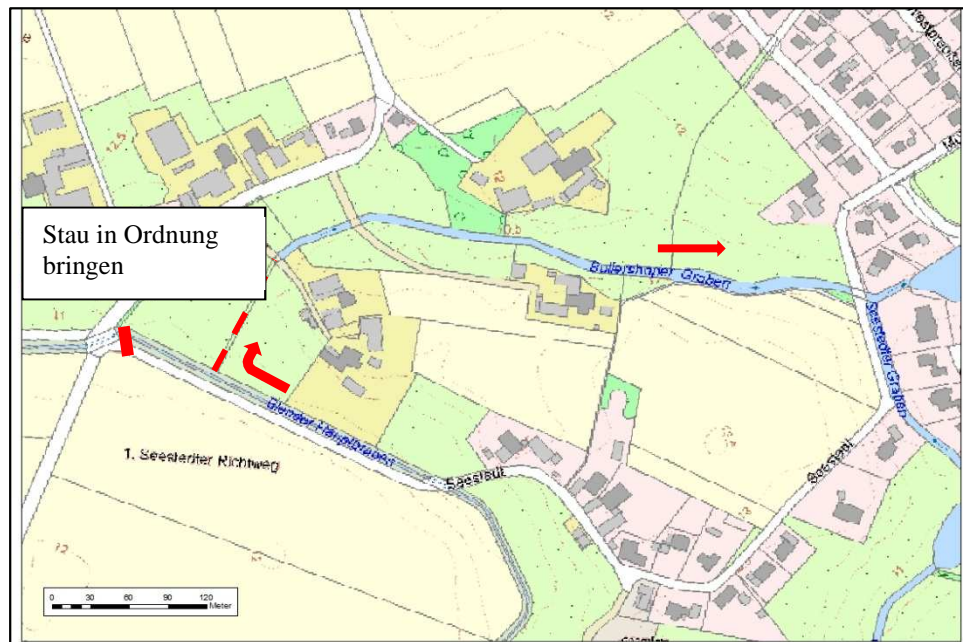


Abb.6.2-2: Möglichkeit einer Umleitung des Wassers des Blender Hauptgrabens in den Blender See

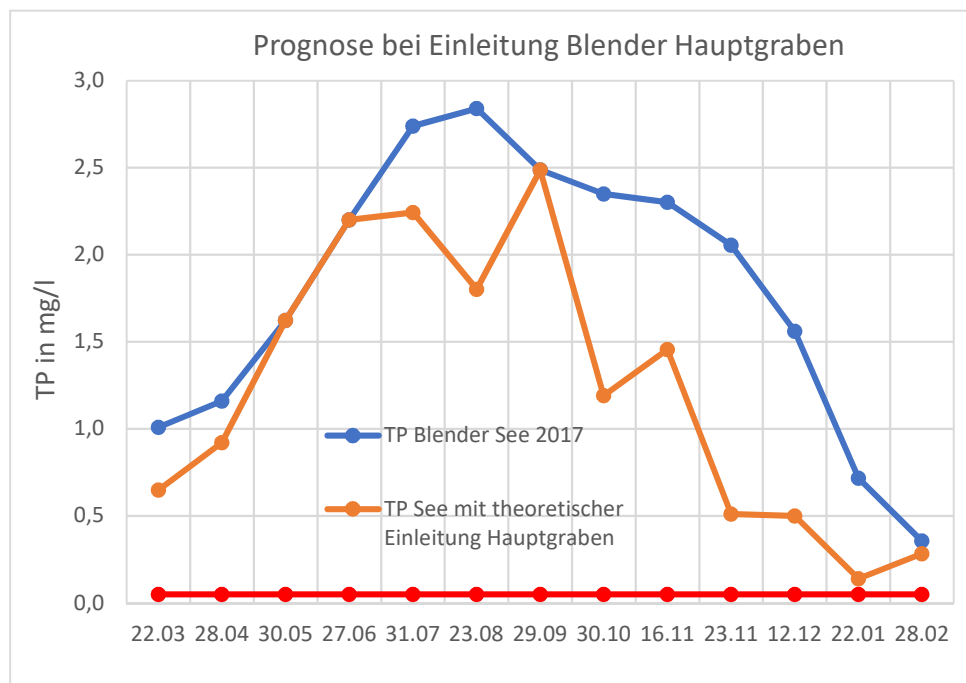


Abb.6.2-3: Prognose der sich im Blender See einstellenden TP-Konzentrationen bei Einleitung des Blender Hauptgrabens in den See

Es wird deutlich, dass eine verstärkte Umleitung des Wassers des Blender Hauptgrabens in den See allein keine Veränderung des Zustands im See bewirken kann. Dennoch ist darüber nachzudenken, zumindest in der ersten Phase, wo es darum geht die derzeit extrem hohen P-Gehalte im See abzusenken, den Verdünnungseffekt zur Beschleunigung der Reeutrophierungsprozesse im See unterstützend zu nutzen, zumal dies mit relativ geringem finanziellem Aufwand umzusetzen wäre.

Zielführend kann die Maßnahme allerdings nur sein, wenn diese Einleitung sorgfältig überwacht und der wieder herzustellende Stau im Blender Hauptgraben entsprechend betrieben wird. Es ist in jedem Fall zu berücksichtigen, dass der Blender Hauptgraben aus einem recht großen, intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet kommt, die angrenzenden Flächen teilweise bis unmittelbar zum Gewässerrand bewirtschaftet werden, so dass ungewollte Stoßbelastungen nicht auszuschließen sind und, dass nur durch eine sehr sorgfältige Steuerung des Ablaufregimes Hochwasserprobleme durch Rückstau (wie sie vor der Umleitung regelmäßig vorkamen) vermieden werden könnten. Abb.6.2-4 zeigt jeweils den Zulauf zur Rohrleitung (oben) und den Blender Hauptgraben (unten) kurz vor der Querung des Seestedter Richtwegs in einer „Normalsituation“ und bei Starkregen.



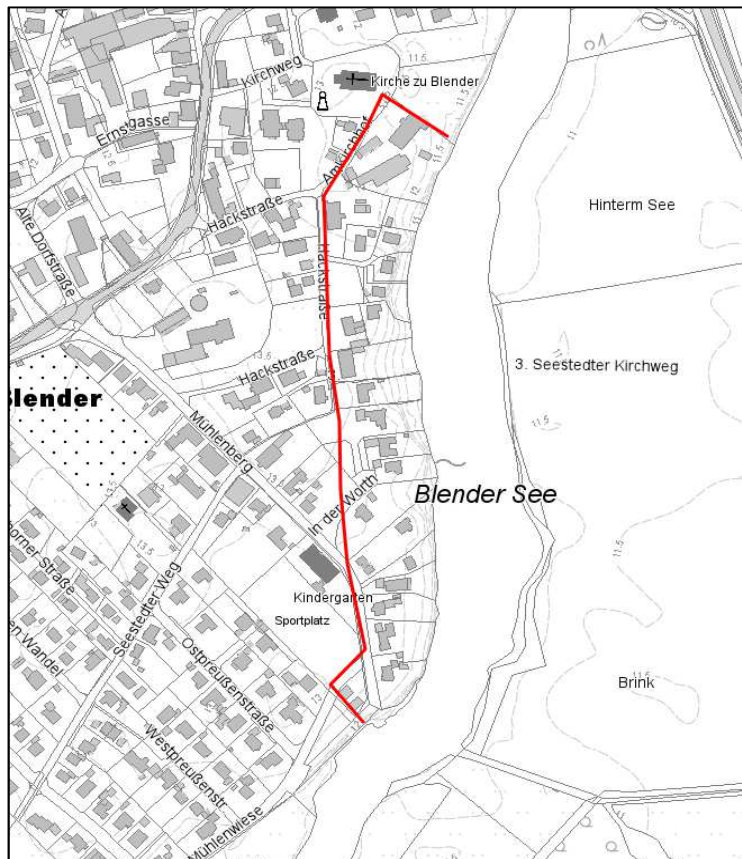
Abb.6.2-4: Zulauf zur Rohrleitung (oben) und Blender Hauptgraben (unten) kurz vor der Querung des Seestedter Richtwegs in einer „Normalsituation“ (links) und bei Starkregen.

6.2.2 Zuleitung von Dachabläufen

Regenwasser ist naturgemäß deutlich nährstoffärmer als Oberflächenwasser und könnte deshalb sofern eine Möglichkeit besteht, es ohne Bodenkontakt in den See zu leiten, als Verdünnungswasser dienen. Da nahezu das gesamte Westufer des Blender Sees locker bebaut ist, wäre es eine Überlegung wert, das Regenwasser von den Dächern der östlich von „Am Kirchof“, „Haackstraße“ und „Mühlenwiese“ liegenden Gebäuden (vgl. Abb.6.2-5) direkt in den See einzuleiten.

Allerdings erfordert das das Verlegen zusätzlicher kleiner Leitungen zum See, die das in entsprechenden Sammelbehältern aufgefangene Regenwasser zum See transportieren. Eine überschlägige Schätzung aus den zur Verfügung stehenden Dachflächen, dem im Mittel anfallenden Regenwassermengen und eine Mischungsrechnung mit dem im See vorhandenen Wasser zeigt zudem, dass der Effekt leider nur außerordentlich gering wäre und den zu betreibenden Aufwand nicht lohnt.

Abb.6.2-5: Uferbereich mit Gebäuden, die sich für eine Sammlung und Ableitung von Regenwasser in den See anbieten



Geht man z.B. davon aus, dass in diesem Gebiet 35 Häuser stehen, die jeweils eine Dachfläche von 200 m² besitzen und verrechnet den gesamten auf diese Fläche fallenden Jahresniederschlag (Daten DWD Station Verden-Dauelsen) unter der Voraussetzung einer

mittleren TP-Konzentration im Regenwasser von 0,010 mg/l mit dem Seevolumen und der mittleren TP Konzentration im See würde die Einleitung des gesamten Jahresniederschlags lediglich eine Absenkung der Konzentration im See von im Mittel 1,80 mg/l auf 1,72 mg/l zur Folge haben.

Eine großräumige Umrüstung bietet sich deshalb nicht an, was aber nicht heißt, dass es nicht durchaus sinnvoll ist, bei allen Neubauten oder Projekten mit sehr großen Dachflächen, die nicht allzu weit vom See entstehen, von vornherein eine direkte Ableitung des Regenwassers von den Dachflächen in den See vorzusehen.

6.3 Steuerung des Fischbestands

Dass der Fischbestand eines Standgewässers einen entscheidenden Einfluss auf dessen Gütezustand ausüben kann, ist spätestens seit den richtungsweisenden Arbeiten von BENNDORF aus den 80ziger Jahren bekannt. Einen guten Überblick gibt KASPRZAK et al. (2000). Methoden zur Nahrungskettensteuerung über den Fischbestand gehören seitdem zu den gut erprobten und etablierten Methoden bei der Restaurierung von Seen. Im Umkehrschluss ist auch stets zu prüfen, ob der im See vorhandene Fischbestand möglicherweise einen ungünstigen Einfluss auf den Gütezustand besitzt und man über seine Beeinflussung eine Verbesserung erreichen kann (Maßnahme 2.9, NLWKN, 2010).

Zum Fischbestand im Blender See liegen Ergebnisse zu einer Probebefischung mit Multimaschennetzen aus dem Jahr 2015 vor (Landessportfischerverband Niedersachsen, 2015). Es wurde eingeschätzt, dass es sich um einen dem Gewässertyp entsprechenden Hecht-Schlei-See mit entsprechenden Begleitarten handelt und keine Fischart Verbutterscheinungen zeigt. Der Raubfischanteil lag bei 19,2 % und damit ausreichend hoch, um effektiven Fraßdruck auf den Weißfischbestand auszuüben. Der bei den aktuellen Zooplanktonuntersuchungen angetroffenen hohe Anteil großer Zooplankter, insbesondere Phyllopoden, scheint dies nach wie vor zu bestätigen.

Wichtig für die Zukunft wäre, den Fischbestand auf diesem Stand zu halten. Kleine, relativ abgeschlossenen Gewässer neigen zur Verbuttung. Um die Gewässerqualität zu halten, sollte man daher rechtzeitig gegensteuern. Das funktioniert allerdings nur, wenn der Fischbestand bekannt ist., d.h. in regelmäßigen Abständen Probebefischungen, stattfinden. Optimaler Weise werden bei diesen Probebefischungen auch gleich die Arten, die sich massenhaft entwickeln, teilentnommen; Ggf. wird im Nachgang auch mit Arten, die stark unterrepräsentiert sind, besetzt. Diese Steuerung des Fischbestandes kann natürlich unterbleiben, wenn bei der Probebefischung keine Defizite zu erkennen sind. Um den Bestand einschätzen zu können, sollten vor allem in „Restaurierungseen“ in höchstens 2-jährigen Abständen Probebefischungen stattfinden. Üblicherweise erfolgt dies durch Zugnetzfischerei, denn dabei werden die Fische nicht geschädigt und bei Bedarf kann eine große Teilmenge entnommen werden.

Wenn es wie am Blender See keine Möglichkeit gibt, größere Technik (Pontons mit hydraulisch betriebenen Trommeln für Zugnetze) einzusetzen. Bietet sich auch Elektrofischerei an. Der Nachteil besteht dann allerdings darin, dass die tiefen Bereiche weniger gut zu befischen sind und auch die Arten mit hoher Fluchtdistanz (Karpfen, Graskarpfen, Zander) im Fang unterrepräsentiert sind. Daher muss bei der Ausschreibung der Leistung darauf geachtet werden, dass ein ausreichend leistungsstarkes Gerät zum Einsatz kommt und zur Vergleichbarkeit gewährleistet bleibt, d.h. in den Jahren jeweils zum gleichen Zeitpunkt, mit gleicher Technik (optimaler Weise auch gleichem Personal) die gleichen Uferabschnitte abgefahren werden.

Für den Blender See wird konkret empfohlen den Fischbestand durch ein in 2-jährigen Abständen stattfindendes Probebefischen (Monitoring) fischereibiologisch in oben beschriebener Weise einschätzen zu lassen. Tendenziell sollte der bestehende Zustand (Hecht-Schlei-See) erhalten, der Hechtbestand gestärkt/bewahrt, auf Karpfenbesatz verzichtet und langfristig auch die noch im See vorhandenen Graskarpfen entnommen werden. Die entsprechenden Maßnahmen sind jeweils nach der Befischung auf Grundlage der aktuellen Ergebnisse in enger Absprache mit dem Fischereiverein Blender See festzulegen.

6.4 Begrenzung/ Entnahme von Schwimmblattpflanzen

Die einzigen Hydrophyten, die derzeit im See vorkommen, sind Schwimmblattpflanzen. Die Bestände aus *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* sind sehr dicht und breiten sich aufgrund des guten Nährstoffangebotes immer weiter aus. Der Südteil des Sees ist bereits nahezu flächendeckend bewachsen. Auch wenn es selbstverständlich in einem Naturschutzgebiet problematisch ist und einer sorgfältigen Abstimmung mit der Unteren Naturschutzbehörde bedarf, sollte jährlich eine gewisse Entnahme von Teilbereichen der Schwimmblattpflanzen durchaus mit in das Bewirtschaftungskonzept bzw. das Restaurierungsprojekt eingebunden werden. Abgesehen davon, dass dies der Verlandung entgegenwirkt, könnten sich dadurch bei einer Verbesserung der Verhältnisse eventuell auch wieder submerse Makrophyten im See entwickeln. Derzeit sind alle besiedelbaren Uferbereiche durch Schwimmblattpflanzen abgedeckt.

6.5 Entschlammung

Das Thema Entschlammung (Maßnahme 2.1, NLWKN, 2010) stand bisher immer im Mittelpunkt der Diskussion, wenn es um geeignete Sanierungs-/Restaurierungsmethoden für den Blender See ging und ist durch sedimentanalytische Untersuchungen (Planungsgruppe Grün, 2007; KLS, 2013) und auch Schlammspiegelmessungen (Schmidt, 2013)

gut untersetzt. Mit Stand 2013 lagerten im See ca. 44.000 m³ Sediment (Schmidt, 2013), deren Verwertung vor allem aufgrund hoher Sulfatwerte stark eingeschränkt ist (Planungsgruppe Grün, 2007).

Unter den gegenwärtigen Bedingungen, die durch einen hohen Phosphoreintrag über das anströmende Grundwasser gekennzeichnet sind, ist von einer Baggerung der im See lagernden Sedimente eher abzuraten. Die flächige Entnahme der im Mittel 0,5 – 1 m starken Sedimentschicht würde den Zustrom des anstehenden Grundwassers tendenziell verstärken. Zudem war unter den gegenwärtigen Bedingungen keine Phosphatrücklösung aus dem Sediment festzustellen, so dass von einer Entnahme auch keine Verminderung des P-Gehaltes im Gewässer zu erwarten wäre.

Es gibt allerdings auch wenigstens 2 schwergewichtige Gründe, die Entschlammung längerfristig doch anzugehen.

1. Jeder Flachsee tendiert zur Verlandung und die Empfindlichkeit gegenüber äußeren Einflüssen steigt mit der Verringerung des Wasservolumens. Insofern ist es nur eine Frage der Zeit, wann die Notwendigkeit entsteht, den Blender See zu entschlammen.
2. Die Phosphorrücklösung hängt nicht nur vom P-Gehalt des Sediments sondern auch von der Konzentration des Phosphors in der darüber befindlichen Wassersäule ab. Gelingt es durch oben genannte Sanierungsmaßnahmen den P-Gehalt im Wasser deutlich abzusenken, verzögert die dann verstärkt stattfindende Rücklösung den Erholungsprozess des Sees.

Daher wird an dieser Stelle eine Variante der Entschlammung mit in den Maßnahmeplan aufgenommen. Prinzipiell sind mehrere Möglichkeiten der Baggerung, der Trocknung und des späteren Umgangs mit dem Sediment denkbar. Für den speziellen Fall optimal erscheint ein Konzept mit folgenden Eckpunkten:

- Entnahme von insgesamt ca. 44.000 m³ Seesediment mittels Saugspülen,
- Errichtung von 2 Flachspülfeldern auf den am Ostufer angrenzenden Ackerflächen (Gesamtflächengröße ca. 3,8 ha, Höhe der Dämme ca. 1,1 m; Material aus verdichtetem Ackerboden), in die alternierend eingespült wird,
- Aufbereitung des Transportwassers nach Absetzen in den Spülfeldern durch Fällung mit Polyaluminiumchlorid (Bau von 2 nach unten abgedichteter Absetzbecken),
- Rückleitung des aufbereiteten Transportwassers in den Blender See,
- nach Abtrocknen Rückbau der Dämme.
- Das Spülgut wird der natürlichen Sukzession überlassen, langfristig bewalden die Spülflächen. Es entsteht ein ca. 60 m breiter „Pufferstreifen“ zwischen Acker und Blender See, das Naturschutzgebiet Blender See wird aufgewertet.

Voraussetzung für eine Umsetzung ist in jedem Fall die eigentumsrechtliche Sicherung (Kauf oder Eintrag einer Grunddienstbarkeit) von mindestens ca. 3,8 ha seenaher Ackerfläche (Abb.6.4-1), was angesichts der guten Böden vermutlich recht schwierig wird. Ein ähnliches Vorgehen, wurde - abgesehen von der hier etwas aufwändiger vorgesehenen Wasseraufbereitung - in einer vergleichbaren Situation, wenige Kilometer südlich, am Hilgermisser Krog, mit Erfolg angewandt (Gespräch 20.04.18 mit Herrn Hustedt).

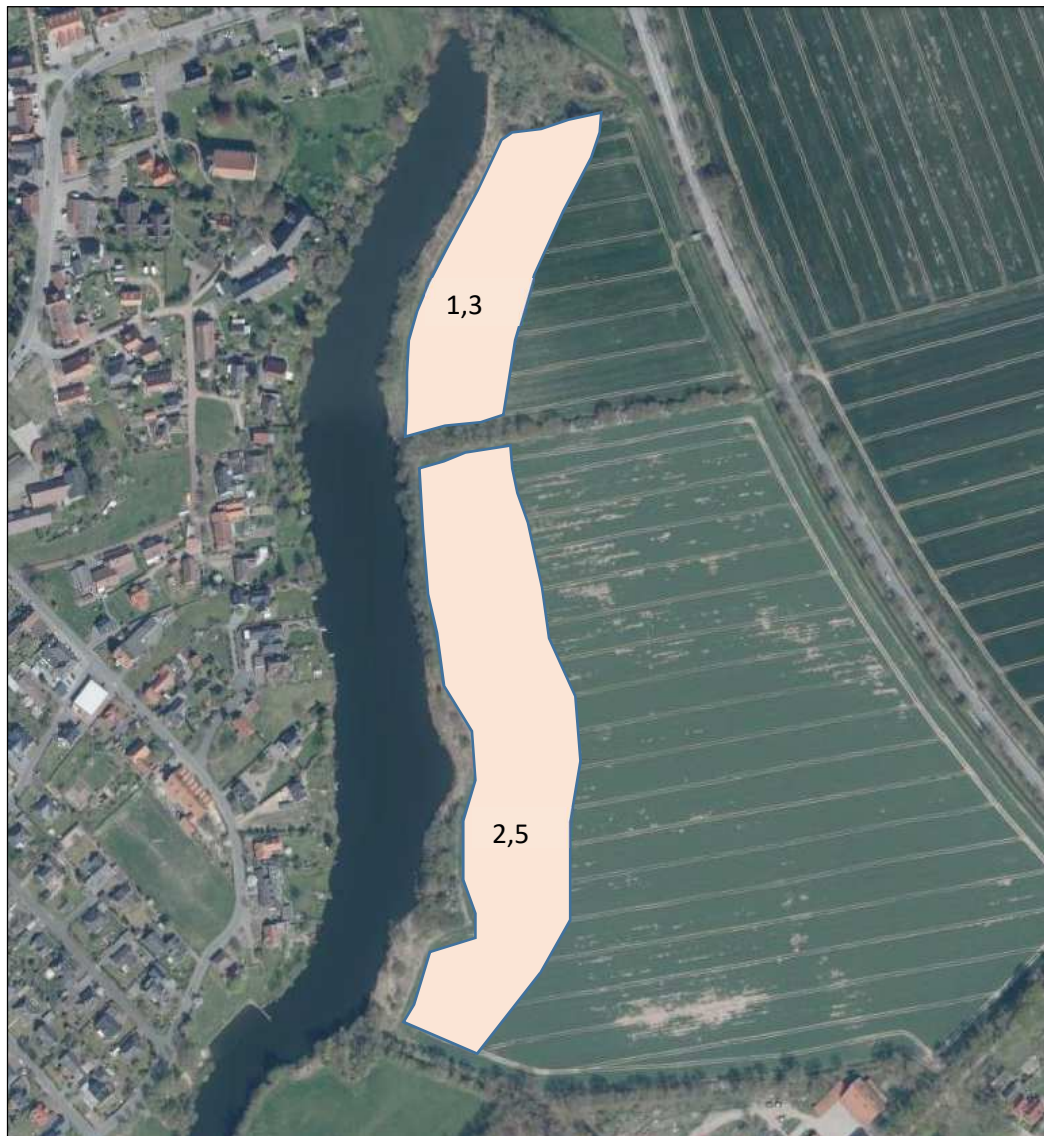


Abb.6.4-1: Räumliche Lage der eigentumsrechtlich zu sichernden Flächen östlich des Blender Sees

Die zu meisternden Schwierigkeiten liegen, wie oben bereits erwähnt, in der Flächensicherung (2 Eigentümer) und der Akzeptanz der für Bodenschutz zuständige Behörde (Sedimentanalysewerte).

7. Ableitung eines Vorschlags zur Auswahl eines effektiven Maßnahmekomplexes und zur Abfolge seiner Umsetzung

Wie unter Punkt 6 aufgezeigt, kommt bei den Bemühungen um eine Restaurierung des Blender Sees der Reduktion des übermäßigen Phosphoreintrags über das Grundwasser die oberste Priorität zu. Auch in der zeitlichen Abfolge sind die beiden dazu vorgeschlagenen Maßnahmen,

- die Verlegung einer Drainageleitung am Westufer, verbunden mit einer freiwilligen Beschränkung der Düngung in den Gärten und einer möglichst weitgehenden Vermeidung der Bewässerung mit Seewasser (Umkehr der GW-Fließrichtung), sowie
- das Setzen einer Spundwand im Zulauf aus Varste einschließlich einer Klärung und wenn möglich Beseitigung der Ursachen für die hohen P-Belastungen der Einträge aus Varste

vordergründig umzusetzen und Voraussetzung für alle weiteren Aktivitäten. Erst wenn diese Einträge weitgehend gestoppt sind, macht es Sinn, weitere mögliche Schritte in Angriff zu nehmen.

Dazu zählt eine zumindest zeitweise Umleitung von Teilmengen des Wassers aus dem Blender Hauptgraben über den Bullershofer Graben in den Blender See, um die Absenkung der P-Konzentrationen zu beschleunigen und letztlich auch eine Sedimententnahme. Diese wird sich irgendwann nicht vermeiden lassen, weil die Verlandung des kleinen Standgewässers dem natürlichen Lauf der Dinge entspricht und weil in den Sedimenten aus früheren Zeiten sehr viel Phosphor enthalten ist, der wenn die P-Konzentrationen im Wasserkörper allmählich geringer werden, über Rücklösung ins Wasser diffundieren und den Restaurierungserfolg zumindest stark verzögern wird. Von vornherein das nährstoffhaltige Sediment aus dem Gewässer zu entfernen, ist dagegen nicht zu empfehlen und nachgerade kontraproduktiv, da die Schlammschicht derzeit den Einstrom des Grundwassers in den See zumindest in einem gewissen Maße hemmt. Würde die Schlammauskleidung entfernt, käme es zu einem verstärkten Zustrom des derzeit noch stark nährstoffbelasteten Grundwassers mit der Folge einer sprunghaften Eutrophierung im See. Die Sedimententnahme sollte möglichst so erfolgen, dass das entnommene Sediment auf den an den See angrenzenden Flächen verbleibt und zur Schaffung einer Pufferstruktur zwischen

Ackerflächen und See genutzt wird. Sollte aus eigentumsrechtlichen, genehmigungsrelevanten oder finanziellen Gründen eine Sedimententnahme nicht realisierbar sein, muss zwangsläufig in Erwägung gezogen werden, das nährstoffreiche Sediment mit einem phosphatbindenden Mittel zu versiegeln/zu konditionieren, weil ansonsten mit zunehmender Verringerung der Phosphorkonzentrationen im See massive Rücklösungsprozesse einsetzen werden.

Jederzeit in Angriff zu nehmen und in jedem Fall hilfreich sind alle anderen flankierenden Maßnahmen. Wie eine eventuelle Nutzungsänderung bzw. eine Selbstverpflichtung zur Modifizierung der Nutzung der Ackerflächen am Ostufer und der Gartenflächen am Westufer, die Durchführung eines Fischmonitorings und gegebenenfalls die Umsetzung einer an den Ergebnissen der Untersuchungen orientierten geänderten Besatzstrategie, die direkte Einleitung von Regenwasser von Dachabläufen in den See, die Reinigung des Sandfangs an der Mühlenwiese und eine mit der UNB abgestimmte Teilentnahme von Schwimmblattpflanzen.

8. Kostenschätzung

Auftragsgemäß sollen für die oben beschriebenen/empfohlenen Maßnahmen die zu erwartenden Kosten abgeschätzt werden. In diesem Planungsstadium kann es sich dabei allerdings nur um grobe Schätzungen, bzw. Erfahrungswerte aus ähnlichen Projekten handeln. Alle Kostenangaben sind Nettokosten.

Bei der Kostenschätzung der Errichtung der Spundwand im Zulauf von Varste ist davon ausgegangen worden, dass vorab noch eine qualifizierte Bohrerkundung stattfinden muss, die klärt, wie breit und vor allem auch wie tief das Kiesband reicht, was offensichtlich das belastete Wasser in den See transportiert. Da die Ergebnisse noch nicht bekannt sind, ist für die Kalkulation hier besonders spekulativ. Für die überschlägige Abschätzung der Kosten für Material (1.500,00 €) und Einbau (3.000,00 €) einer Stahspundwand sind eine Länge von 5 m und eine Tiefe von 3 m zugrunde gelegt worden. Die Kosten für Planung (2.000,00 €) und Bohrerkundung (2.000,00 €) wurden aufgrund von Erfahrungswerten pauschal geschätzt.

Zur Kostenkalkulation der am Westufer zu verlegenden Drainageleitung ist von einer Länge einer halbgeschlitzten, DN 150 Leitung von 730 m, einer Einbautiefe von 1 m und einem Materialpreis von 17,00 €/lfd. ausgegangen worden. Die Schachtarbeiten wurden mit 6,00 €/lfd.m und das Verfüllen des Grabens mit 5,00 €/lfd.m in Ansatz gebracht. Zusätzlich müssen noch 19 Kontroll/Spülschächte a 550,00 €/Stck eingebaut werden. Für Planung und Vermessung ist entsprechend der zu erwartenden Bausumme gemäß HOAI mit etwa 6.500 € zu rechnen.

Die Wiederinstandsetzung des Staus zur Umleitung des Wassers aus dem Blender Hauptgraben in den See (2.000 €) ist ebenfalls pauschal geschätzt worden. Wenn das

direkt über den Zweckverband geregelt werden kann ist die Leistung möglicherweise auch deutlich preisgünstiger umzusetzen. Für die Überwachung und Stauregelung ist ein pauschaler Aufwand von 100,00 €/Monat angesetzt worden.

Bei der Umsetzung einer Entschlammung muss als Voraussetzung eine Spülfeldfläche gesichert werden. Der derzeitige Bodenrichtwert von Acker in der Weserniederung bei Blender liegt etwa bei 3,80/m² (GAG Niedersachsen), die erforderliche Fläche bei 3,8 ha. Es wäre denkbar, dass die Gemeinde die Fläche kauft oder tauscht oder, dass der Eigentümer für eine entsprechende Entschädigung eine Grunddienstbarkeit eintragen lässt. Welche Kosten im Projekt tatsächlich anfallen ist dann jeweils eine Frage der Gestaltung und der Verhandlung. Für die Tiefbauarbeiten werden entsprechend der zu entnehmenden Menge von 44.000 m³ liegendem Sediment in Anlehnung an andere vergleichbare Projekte 80.000,00 €, für das Baggern und Aufspülen inklusive Aufbereitung des Rücklaufwassers 264.000,00 € (6,00 €/m³) in Ansatz gebracht. Bezüglich der Kosten für Planung und Baubegleitung wurde sich wiederum gemäß HOAI an der Bausumme orientiert.

Die Kosten für Probebefischung inklusive Auswertung und Bericht (2.000 €/aller 2 Jahre) und für die Teilentnahme der Makrophyten (1.200 €/Jahr) wurden gemäß des zu erwartenden Aufwands pauschal geschätzt.

In Tabelle 6.-1 sind die oben abgeleiteten Kostenschätzungen noch einmal zusammengefasst

Tab.6.-1: Kostenschätzung der vorgeschlagenen Maßnahmen zur Sanierung/Restaurierung des Blender Sees (Angaben in €)

Maßnahme	Kosten für Voruntersuchungen/Planung	Investitions-/Baukosten	Betriebskosten
Einbau Spundwand im Zulauf von Varste			
Bohrerkundung	3.000,-		
Dimensionierung und Beschaffung Genehmigung	1.000,-		
Material + Lieferung		1.500,-	
Einbau		3.000,-	-
Einbau uferbegleitende Dränage am Westufer			
Planung HOAI LP 1-9 + Vermessung	6.500,-		
Material		22.860,-	
Ausführung		8.030,-	
Revision/Spülung			1.000,- alle 5 Jahre

Fortsetzung Tab.6.-1

Maßnahme	Kosten für Voruntersuchungen/Planung	Investitions-/Baukosten	Betriebskosten
Umleitung von Teilmengen des Wassers aus dem Blender Hauptgraben Reparatur Stau im Blender Hauptgraben Steuerung des Staus		2.000,-	1.200,- jährlich
Entschlammung und Anlage eines Pufferstreifens Planung/Baubegleitung Flächensicherung (Kauf o. Grunddienstbarkeit) Tiefbauarbeiten einschließlich Rückbau, Baggern, Aufspülen, Behandlung Rücklaufwasser	35.000,- ?	80.000,- 264.000,-	
Monitoring Fischbestand ggf. gezieltes Abfischen oder Besatz			2.000,- alle zwei Jahre
Teilentnahme von Schwimmblattpflanzen			1.200,- jährlich

9. Zusammenfassung

Die zur Samtgemeinde Thedinghausen gehörende Ortschaft Blender liegt an einer ehemaligen Weserarmschleife, einem heute von der Weser abgetrennten, ca. 900 m langen Gewässer, das als Blender See bezeichnet wird. Der 6,3 ha große See hat erhebliche Bedeutung für die Naherholung und die Wohnattraktivität der Ortslage. Im südlichen Teil befindet sich eine ausgebaute, im Sommer viel genutzte offizielle Badestelle mit Liegewiese. An das Westufer grenzen zahlreiche Grundstücke mit direkter Seeanbindung, das Ostufer ist weitgehend unbebaut und wichtiger Rückzugsraum für zahlreiche lebensraumtypische Tier- und Pflanzenarten, weshalb der See auch bereits seit den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts den Status eines Naturschutzgebietes besitzt.

Durch die Lage in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Naturraum und die unmittelbare Anbindung an die Ortschaft Blender war und ist der See zahlreichen Belastungen ausgesetzt, die in den vergangenen Jahren immer wieder zu bekannten Eutrophierungsercheinungen wie Blaualgenblüten, Minderung der Badewasserqualität, Fischsterben und zunehmende Verschlammung geführt haben.

Seit etwa 15 Jahren bemüht sich die Gemeinde, unterstützt von Fachberatungen durch das Seen-Kompetenzzentrum Sulingen (NLWKN) und unter Einbeziehung externer Gutachter (Planungsgruppe Grün, KLS) darum, die Ursachen für den unbefriedigenden Zustand zu ermitteln und, Lösungsvorschläge zu entwickeln. Die ungewöhnlich hohen Nährstoffkonzentrationen im Wasser des Sees ließen sich aber nicht durch den Eintrag aus den See-Zuläufen erklären und zwischenzeitlich unternommene Aktionen – wie z. B. die Abtrennung des Oberflächenzulaufs aus dem Waldsee – brachten nicht die erhoffte Verbesserung der Situation. Im Jahr 2017 ist deshalb durch die Samtgemeinde Thedinghausen erneut die Erstellung einer Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben worden. Der Schwerpunkt der Aufgabenstellung lag neben der Charakterisierung des aktuellen Gütezustands des Sees, vor allem in der Ermittlung der relevanten Nährstoffeintragsquellen mit besonderem Fokus auf den Grundwassereinfluss, da dies in den vorhergehenden Untersuchungen nicht konkret untersucht aber schon immer als Schlüssel für die fehlende Erklärung der hohen Nährstoffwerte vermutet wurde.

Der Blender See musste im Jahr 2017 aufgrund der über die gesamte Untersuchungssaison ungewöhnlich hohen Phosphatgehalte als hypertroph klassifiziert werden und ist damit 2 Stufen schlechter als sein natürlicher Referenzzustand. Eine massive Verlandung und die permanente Gefahr von Algenblüten sind die Folge. Trotz der hohen Phosphatgehalte im See war das Gesamterscheinungsbild des Gewässers 2017 vergleichsweise erfreulich. Offensichtlich stabilisieren die vorhandenen Schwimmblattpflanzen und ein

sehr guter Zooplanktonbestand die Verhältnisse und sorgen dafür, dass das Phytoplankton in seinem Wachstum zumindest teilweise gebremst wird.

Die von Frühjahr 2017 bis Frühjahr 2018 durchgeführten umfangreichen Untersuchungen zu den Phosphateintragspfaden konnten tatsächlich wie vermutet belegen, dass der Haupteintrag des trophierelevanten Nährstoffs Phosphor über das Grundwasser erfolgt. Die Belastung des Grundwasserzustroms mit Phosphor erwies sich dabei in der Umgebung des Blender Sees als außerordentlich unterschiedlich. Als „Hot spots“ der Belastung wurden das besiedelte Westufer und das Grundwasser im Verlauf des Zulaufs aus Varste identifiziert. Während hierfür im ersten Fall vermutlich die jahrhundertelange Viehhaltung und Abwasserversickerung in dem sehr alten Ortskern von Blender und, wenn auch in geringerem Maße, die aktuelle Gartennutzung mit Düngung verantwortlich sind, liegt am Varster Ufer die Vermutung nahe, dass die dort vorhandenen großen Güllebehälter und damit Auswirkungen der Schweinehaltung die zentrale Rolle für die Belastung spielen.

Die Untersuchung der tatsächlichen und ehemaligen (Blender Emte und Blender Hauptgraben) oberirdischen Zuläufe zeigte, dass alle deutlich weniger belastet sind als das Grundwasser und der See aber dennoch Nährstoffkonzentrationen aufweisen, die besonders bei der Blender Emte so hoch sind, dass eine alleinige Ein- und Durchleitung durch den Blender See dessen Zustand nicht nachhaltig verbessern würde. Der Blender Hauptgraben weist zwar zeitweise deutlich niedrigere Phosphorkonzentrationen auf, wäre ohne weitere Maßnahmen hinsichtlich des Grundwasserzustroms aber nicht in der Lage dessen Einfluss auszugleichen.

Weiterhin konnte nachgewiesen werden, dass zwar relativ große Nährstoffmengen in dem im See abgelagerten Sediment vorhanden sind, dass es aber bei den derzeitigen Verhältnissen durch die enorm hohen P-Konzentrationen im Wasserkörper nicht zu Rücklösungsprozessen aus dem Sediment kommt.

Zusammenfassend konnte für das Jahr 2017 abgeschätzt werden, dass

- 86 % des eingetragenen Phosphors aus dem Grundwasser,
- 3,1 % durch Erosion und Oberflächenabspülung und
- 8,4 % über die Oberflächenzuflüsse eingetragen wurden. Alle anderen Eintragspfade wie der Eintrag aus der Atmosphäre, über Laubfall, durch Badegäste und durch Wasservögel lagen jeweils unter 1 %. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse wurden folgende Maßnahmevorschläge abgeleitet, die prioritär umzusetzen sind:

Einbau einer Spundwand im Zufluss aus Varste

verbunden mit: behördlich unterstützter Suche nach Ursachen

Bau einer Dränageleitung am Westufer

flankierend: Düngung von Rasen und Stauden stark reduzieren, wenn Wasserentnahme zur Gartenbewässerung besser aus Brunnen als aus dem See (Umkehr Fließrichtung), Uferbewuchs/Schilf/Röhricht wo nicht störend zulassen

Umleitung von Teilmengen aus dem Hauptgraben über den Bullershofer Graben durch den Blender See

(zeitlich befristet)

Wenn der Zustrom des stark nährstoffbelasteten Grundwassers sicher gestoppt ist und möglichst auch die Quellen so weit wie möglich beseitigt sind, sollten folgende Maßnahmen in Angriff genommen werden:

Entschlammung, gekoppelt mit Schaffen eines Pufferstreifens am Ostufer

alternativ: Einbringen von P-Bindungspartnern/Abdecken des Sediments mit PAC

Als zusätzliche, positiv wirksame Maßnahmen, die zwar allein nicht in der Lage sind den Zustand des Sees grundsätzlich zu verändern, aber die Restaurierungs-/Sanierungsbestrebungen unterstützen, sind zu nennen:

- Fischmanagement durch regelmäßige Überwachung und gegebenenfalls regelnde Eingriffe durch Abfischung oder Besatz,
- Einleiten von Regenwasser aus Dachabläufen von seenahen Grundstücken,
- Reinigung des Sandfangs an der Mühlenwiese.

10. Literatur

AquaInfo (1996)

GW-Messstelle Varste – Analysewerte 1996

Unveröffentlicht, Gemeinde Blender

BRENNING, U. (1989)

Zur Rolle der Wasservögel im Stoff- und Energiefluss der Ökosysteme der Küstengewässer

Beitr. Vogelkd. 35, 6-15

DVWK Merkblatt 238/1996

Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen

Verlag: DWA ISBN: 978-3-935067-84-3

FORSBERG, C. (1979)

Die physiologischen Grundlagen der Gewässer-Eutrophierung

Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, 12.Jahrgang, Nr.2/79

HUPFER, M., J. GELBRECHT, B. SCHARF und CH. STEINBERG (1997)

Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphat-Haushaltes von Seen durch interne Maßnahmen

Wasser & Boden, 49. Jahrg., 12/1997, 8-13

HUPFER, M., LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I., HERZOG, CH., REINFURTH, U. und M. SCHULZ (2000)

Steuerung der Phosphor-Retention in Sedimenten durch seeinterne Maßnahmen. Erarbeitung eines Konzeptes für den Einsatz von Restaurierungsverfahren

Zwischenbericht zum BMBF Projekt 02WT9822/4

HUPFER, M. und B.W. SCHARF (2002)

Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration.

In: Handbuch Angewandte Limnologie, Hrsg. Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken, Verlag ecomed

KASPRZAK, P., CH.SCHRENK-BERGT, R. KOSCHEL, L. KRIENITZ, TH. GONSIORCZYK, K. WYSUJACK UND CH. STEINBERG (2000)

Biologische Therapieverfahren (Biomanipulation)

Handbuch Angewandte Limnologie – 10.Erg.Lfg. 8/00

KLEIN, G. und R. KÜHN (1982)

Bewertung des Erfolges von Nährstoffeliminierungsmaßnahmen an stark belasteten Gewässern

Z. Wasser Abwasser Forsch. 15 (1982) Nr. 3, S. 136-143

LAGA (2004)

Anforderungen an die stoffliche Verwendung von mineralischen Abfällen: Teil II Technische Regeln für die Verwertung

www.bafg/baggergut

Landessportfischerverband Niedersachsen e.V.

Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchungen im Blender See, Blender (LK Verden) durch den Landessportfischerverband Niedersachsen e.V.

Unveröffentlicht, im Auftrag des Fischereivereins Blender See e.V.

LAWA (2014)

Trophieklassifikation von Seen, Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen

LAWA (2003)

Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

LAWA (2012)

Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor
LAWA-Expertenkreis Seen, unveröffentlicht

LEWANDOWSKI, J, I. SCHAUSER und M. HUPFER (2002)

Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen

HW46, H.1, p.2-13

NLWKN (2010)

Leitfaden Maßnahmeplanung Oberflächengewässer, Teil B Stillgewässer, Wasserrahmenrichtlinie Band 3

OGewV (2011)

Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung)
BGBl.I S.1429, 20.07.2011

Planungsgruppe Grün + KLS (2005)

Machbarkeitsstudie Sanierung Blender See
unveröffentlicht, AG: Gemeinde Blender

Planungsgruppe Grün (2006)

Blender See – Übersichtskartierung Mollusken und Sedimentuntersuchung
unveröffentlicht, AG: Gemeinde Blender

Planungsgruppe Grün + KLS (2007)

Machbarkeitsstudie Sanierung Blender See, 3. Zwischenbericht
unveröffentlicht, AG: Gemeinde Blender

Planungsgruppe Grün (2011 und 2012)

Sanierung Blender See, Analyse Einzugsgebiet
unveröffentlicht, AG: Gemeinde Blender

RAST, W; G.F. LEE and M. ASCE, (1983)

Nutrient Loading Estimates for Lakes
Journal of Environmental Engineering, Vol.109, No.2, 502-517

RIEDMÜLLER U., E. HOEN und U. MISCHKE

Ökologische Bewertung von natürlichen, Künstlichen und erheblich veränderten Seen
mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrah-
menrichtlinie

Abschlussbericht LAWA-Projekt Nr. O 4.10, unveröffentlicht

RIEDMÜLLER U., E. HOEN und U. MISCHKE (2010)

Bewertung von Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter, seetypspezifische
Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor

Erstellt im Rahmen der LAWA-Projekte Nr. o5.05/O3.06/O7.08 und O9.08

RIPL, W. (1980)

Ökologische Steuermechanismen und ihr Einsatz in geschädigten See-Ökosystemen

Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1980, S. 48-56

Gustav Fischer Verlag Stuttgart

RIPL, W. (1982)

Flankierende Maßnahmen zur Sicherung des Sanierungserfolges an flachen Gewässern

Z. Wasser Abwasser Forsch. 15 (1982) Nr.3, S. 131-135

SCHMIDT, W. (2013)

Ergebnisse der Schlammspiegelmessungen

unveröffentlicht, AG: Gemeinde Blender

SCHULZ, L. (1981)

Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste

Zentralblatt Bact. Hyg. J.Abt.B, Bd.173, S.528-548

SCHWERTMANN, U., VOGL, W. und KAINZ M. (1987)

Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Bodenabtrags und Bewertung von Schutzmaßnahmen

Ulmer, Stuttgart, 67 S.

SINKE, A. J. C.; A. A. CORNELESE; P. KEIZER, O. F. R. VAN TONGEREN and TH. E. CAPPENBERG (1990)

Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands

Freshwater Biology (1990) 23, 587-599

TRESENOW, U. (1979)

Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen

Z. Wasser, Abwasser Forschung 12 (1979) Nr.2

UHLMANN, D. (1985)

Die anthropogene Eutrophierung der Gewässer – ein umkehrbarer Prozess?

Sitzungsberichte der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig,

Math.-nat. Klasse, Akademie-Verlag Berlin, Band 118, Heft 5

VDLUFA (2001)

Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Selbstverlag, Darmstadt

VOLLENWEIDER, A. (1979)

Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren

Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, 12.Jahrgang, Nr.2/79

11. Glossar

Abundanz	Mengengrad, der die Häufigkeit bzw. Individuenzahl innerhalb einer Aufnahme­fläche kennzeichnet
Phytoplankton	im Wasser freischwebende kleine Pflanzen wie Blaualgen, Grünalgen, die vom Wasser verfrachtet werden können
Bacillariophyceen	Kieselalgen
Chlorophyceen	Grünalgen
Chrysophyceen	Goldalgen
Copepoden	Ruderfußkrebse
Cyanophyceen	Blaualgen
Eutrophierung	Überdüngung von Gewässern durch Pflanzennährstoffe
Hypodermischer Zufluss	Versickertes Regenwasser, oberflächennahes Grundwasser
Interstitialwasser	Wasser, mit dem die Hohlräume im Bodensediment von Gewässern gefüllt sind
Makrophyten	alle mit bloßem Auge erkennbaren pflanzlichen Organismen (in diesem Fall Wasserpflanzen)
Makrozoobenthos	alle mit bloßem Auge erkennbaren tierischen Organismen, die im oder am Boden von Gewässern leben
Mollusken	Schnecken und Muscheln
Phyllopoden	Kiemenfußkrebse
Phytoplankton	im Wasser freischwebende kleine Pflanzen wie Blaualgen, Grünalgen, die vom Wasser verfrachtet werden können
Rotatorien	Rädertierchen
Submerse Makrophyten	völlig untergetaucht lebende Wasserpflanzen
Verbuttung	überproportionaler Anstieg der Individuenzahl einer Fischpopulation bei auffallender Zwergwüchsigkeit; es kann in einem Gewässer entweder eine bestimmte Art verbutten oder dieser Effekt betrifft sämtliche Weißfischarten oder ausnahmslos alle Fischarten
Zooplankton	im Wasser schwebende tierische Lebewesen, die fast keine Eigenbewegung haben