

Zur Verfügbarkeit und Freisetzung von Nährstoffen in einer intensiv bewirtschafteten Moorwiese nach einer gewässerbaulichen Maßnahme

Horst SCHULZ

2 Abbildungen und 2 Tabellen

Abstract

SCHULZ, H.: Availability and release of nutrients in a bog meadow with intensive agricultural use after recultivation of a ditch. - *Hercynia N. F.* 47 (2014): 1 – 11.

A bog meadow at the Au graben (Altmark, Saxony-Anhalt) as well as the waters of the drainage systems and bordering ditches were investigated for their total contents and soluble concentrations of carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, potassium, calcium, magnesium, iron, aluminium, manganese, chloride, ammonium, nitrate, sulfate and phosphate. In addition natural isotope variations of carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) in the soil were assessed. Intensive grassland use and changes in the groundwater levels, as well as a soil pH-value of 7.2, led to an increased mineralization of the organic substance. Accordingly, particularly high levels of sulphate (0.13 mg S/g dry weight), nitrate (0.1 mg N/g dry weight), and calcium (0.73 mg/g dry weight) ions were found in the top soil. In contrast the level of however phosphate (< 0.003 mg P/g dry weight) remained low. The data indicate that nitrate and sulphate are leaching from the soil into the bordering ditches via the draining systems, but phosphate is presumably bound in form of calcium sulphate. In this process may also iron-(III)-hydroxide/oxide hydrates play an important role in the immobilization of phosphate.

Key words: bog meadow, intensive grassland use, soil, surface water, nutrients

1 Einleitung

Die Moorwiesen am Au graben (Altmark, Sachsen-Anhalt) sind aus einer Anhäufung abgestorbener Pflanzenreste von Schilf, Seggen und Erlen entstanden und können als ein graswüchsiges Niedermoor klassifiziert werden (FLEISCHER 1912, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Erst durch landwirtschaftliche Nutzung der Moorwiesen sind im Verlauf der Zeit aus Torf Moorböden entstanden. Bis Mitte des 19. Jahrhunderts wurden die Wiesen von den „Lübbarser Ackerbauern“ gemeinschaftlich als Weideland genutzt und nach Durchführung der Gemeinheitsteilungsordnung (Flurneuordnung) nach einem Wiesenplan, in dem u.a. die Räumung der Gräben festgelegt war (ANONYMOUS 1847). Das zur Regulierung der Wasserverhältnisse auf den Wiesen angelegte Grabensystem wurde über die Jahre weiter ausgebaut. Anfang des 20. Jahrhunderts verstärkte sich die landwirtschaftliche Nutzung des Grünlands durch Ausbau des Au grabens mit Staustufen und Verlegung von Tonrohrdrainagen. Die Entwicklung erreichte in den 70er Jahren ihren Höhepunkt, als im Rahmen der Großraumbewirtschaftung die einzelnen Wiesenparzellen zusammengelegt und nahezu alle noch verbliebenen Eichen einschließlich Erlen an den Gräben gerodet wurden. Bei der großflächig durchgeführten Flurbereinigung wurde nicht nur ein neuer Seitengraben oberhalb der Ackergernege gezogen, sondern auch der Au graben instandgesetzt und neue Drainagen gelegt (VEB BAUPROJEKTIERUNG MAGDEBURG 1976). Die Sauger der Drainagen mündeten in nur noch wenige Sammler bzw. Seitengräben ein oder liefen direkt in den Au graben aus. Bei den Instandsetzungsarbeiten am Au graben wurde die unter dem Moorboden gelegene Sandschicht angeschnitten, wodurch über die Jahre Feinsande aus dem Randbereich der Sohle ausgeschwemmt wurden und der Au graben durch Uferabbrüche immer mehr an Breite zunahm. In der Folge verringerte sich die Fließgeschwindigkeit des Wassers, auf der Grabensohle kam es zur Ausbildung einer Schlammschicht und die Ausläufe in den Au graben verstopften. Damit erfüllte der Au graben mit seinem vernetzten Grabensystem und den Stauanlagen nicht mehr seine Funktion zur Regulation der Wasserverhältnisse auf den Moorwiesen. Der Unterhaltungs-

verband Milde/Biese führte im Jahr 2013 eine gewässerbauliche Maßnahme durch. Im Vordergrund der Arbeiten stand die Neuprofilierung und Stauhaltung des Augrabens. Dazu wurden der Wasserstand bis auf die Grabensohle zwischen der Stauanlage von „Störpke“ und „Plathe“ abgesenkt, die Schlammschicht entfernt, die Grabensohle durch Setzung von Faschinen stabilisiert, die Uferbereiche auf beiden Grabenseiten abgeflacht und die Ausläufe der Drainagen in den Augrabenen wieder angeschlossen. Durch letztere Maßnahmen sollte gewährleistet werden, dass der Grundwasserstand auf den Moorwiesen über die Stauhaltung wieder geregelt werden kann.

Parallel zu den gewässerbaulichen Maßnahmen wurden Analysen zum Nährstoffgehalt im Moorboden am Beispiel einer ausgewählten Moorwiese mit intensiver Bewirtschaftung durchgeführt. Die Untersuchungen wurden angeregt durch die Beobachtung, dass bei Absenkung des Wasserstandes zur Durchführung der Sanierungsarbeiten aus den freigelegten Drainagerohren eine gelbbraun gefärbte, voluminöse, gelartige Masse, bekannt als Eisenocker (Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrat) austrat. An Eisenocker können lösliche Nährstoffverbindungen, insbesondere Phosphat gebunden sein, aber unter anoxischen Bedingungen auch wieder freigesetzt werden (GELBRECHT et al. 2004). Andererseits wurden durch die besonders in den letzten 50 Jahren betriebene intensive Grünlandnutzung und die damit aktivierten Mineralisationsprozesse verstärkt Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen im Moorboden angereichert, die nach den Sanierungsarbeiten bei wieder ansteigenden Grundwasserständen verstärkt aus dem Moorboden freigesetzt und über die Drainagen ausgetragen werden (Nitrat, Sulfat, Phosphat, gelöster organischer Kohlenstoff) oder als gasförmige Verbindungen (Kohlendioxid, Methan, Lachgas) den Boden auf direktem Weg verlassen (KALBITZ et al. 1999). Das führt einerseits zur Beeinflussung der Nährstoffvorräte im Moorkörper und andererseits zur Belastung der Oberflächengewässer und Atmosphäre (RUSCH 1996, BROLL et al. 2002, GELBRECHT et al. 2008). Neben den Nährstoffgehalten im Moorboden wurden daher auch die Nährstoffkonzentrationen im Dränwasser und im Wasser der angrenzenden Gräben analysiert, mit dem Ziel den aktuellen Zustand zur Verfügbarkeit und Freisetzung von Nährstoffen im Moorboden der ausgewählten Moorwiese erstmalig zu dokumentieren und Aussagen zur Entwicklung sowie Kontrolle der Umweltsituation der Moorwiesen am Augrabene unter den oben beschriebenen Standortverhältnissen abzuleiten.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchte Moorwiese am Augrabene im Norden von Sachsen-Anhalt befindet sich im Altmarkkreis Salzwedel in der Gemarkung Kerkau (Flur 6 von Lübbars) auf dem Flurstück 49/1 (52°45'83"N; 11°25'17"E) und erstreckt sich über eine Fläche von etwa 14 Hektar (Abb. 1a). Bei Aufnahme der Untersuchungen dominierte auf der Moorwiese als Graskultur das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne* L.). Untergräser und Kräuter waren zum Zeitpunkt der Probenahme nur gering vorhanden. Die Grabenbereiche waren vorwiegend von Schilf (*Phragmites australis* Car.Trin. Steud.) und Brennnessel (*Urtica dioica* L.) besiedelt. Am Seitengraben W6 wuchsen Schwarzerlen (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.) zusammen mit Vogel-Kirsche (*Prunus avium* L.) und Holunder (*Sambucus nigra* L.). Die zumeist abgestorbenen Äste von Holunder und Vogel-Kirsche waren nahezu vollständig von der gelben Blattflechte (*Xanthoria parietina* L. Th.Fr.) besetzt. Am oberen, an der Ackergränze verlaufenden Seitengraben W7 standen noch einzelne alte Stieleichen (*Quercus robur* L.) von geringer Vitalität.

Abgesehen von einigen lehmigen Sandstreifen im unteren Wiesenabschnitt erreichte der Moorboden eine Mächtigkeit von bis zu 85 cm (Abb. 2a). Der Zersetzungsgrad von Torf zu Humus war im gesamten Bodenhorizont weit fortgeschritten. Die Bodenfarbe zeichnete tief schwarz und enthielt nahezu keine unzersetzten Pflanzenreste. Gelbbraune Verfärbungen im Moorbodenprofil, die auf Eisenocker hinwiesen (MUNDEL 1976), wurden bei der Bodenbeprobung nicht gefunden, waren aber vereinzelt an der Oberfläche von Maulwurfshäufen zu beobachten. Auf den lehmigen Sandstreifen war der Graswuchs deutlich geringer. Die organische Auflage betrug hier nur 6 cm (Abb. 2b).

Die Drainagen liegen in unterschiedlichen Tiefen. Die alte Tonrohrdrainage (Abb. 1b, W3) mit Auslauf in den Augrabben liegt ca. 60 cm unter Flur, während die neuen Drainagen in die Seitengräben oder direkt in den Augrabben in 100 bzw. 125 cm unter Flur verlegt wurden (Abb. 1b, W4). Bei Entnahme der Wasserproben war der Augrabben, aber nicht die Seitengräben, frei von Schlamm und faulenden Pflanzenresten. Der Wasserstand im Augrabben hatte sich bei gezogenem Stau auf ca. 90 cm über Grabensohle bzw. 125 cm unter Flur eingestellt. Damit lagen die Ausläufe der neuen Drainagen zur Hälfte unter der Wasseroberfläche vom Augrabben. Ausfällungen von Eisenoxyd wurden insbesondere an den Probeentnahmestellen W1, W4, W5 und W6 beobachtet (Abb. 1b).

Im Jahr 2013 betrug die jährliche Niederschlagsmenge insgesamt 737 mm. Die mittlere jährliche Temperatur lag bei 10,2 °C. Die Moorwiese wird dreimal im Jahr gemäht und jährlich mit 75 kg N/ha Ammoniumnitrat-Harnstoff und 72 kg N/ha Rindergülle sowie 120 kg K₂O/ha und 66 kg P₂O₅/ha gedüngt.

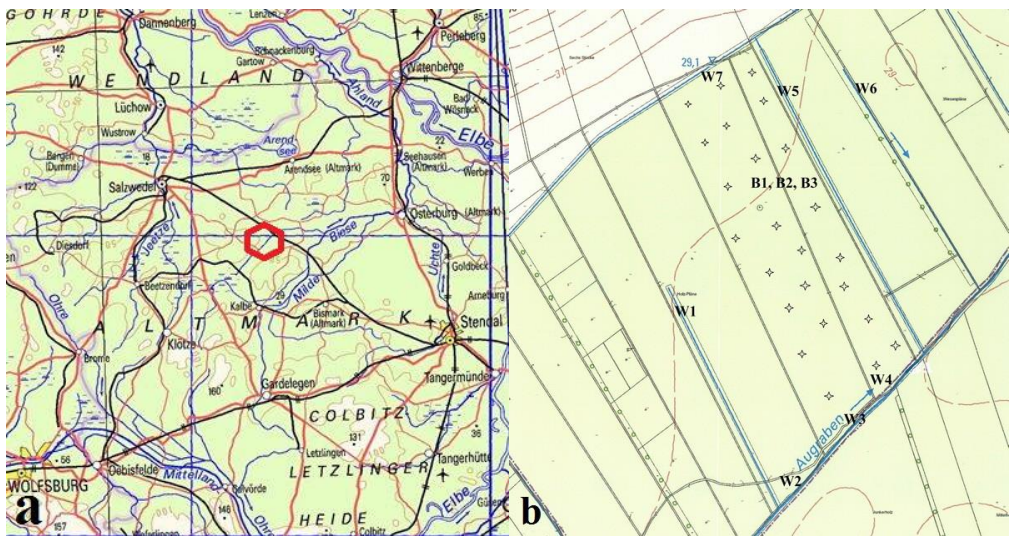


Abb. 1a, b Übersichtskarte (a) zum Untersuchungsgebiet (rotes Sechseck) und Kartenausschnitt (b) zu den Entnahmestellen von Boden- und Wasserproben auf der Moorwiese vom Flurstück 49/1 (11°25'17"E, 52°45'83"N) mit Drainagen und angrenzenden Gräben. Auszüge aus der Topographischen Karte von Sachsen-Anhalt mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Halle. Bodenproben aus verschiedenen Horizonten: B1: 0 – 10 cm, B2: 10 – 30 cm, B3: 30 – 50 cm. Wasserproben: W1 - Seitengraben, W2 - Augrabben, W3 - Auslauf alte Tonrohrdrainage, W4 - Auslauf neue Drainage, W5 - Seitengraben, W6 – Seitengraben, W7 - Seitengraben.

Fig. 1a, b General map (a) of the test area (red hexagon) and map extract (b) of the sampling points of soil and water on the bog meadow with drainage systems and bordering ditches. Abstracts of topographic map of Saxony-Anhalt, authorised by the Land surveying office Halle. Soil samples from different horizons: B1: 0 – 10 cm, B2: 10 – 30 cm, B3: 30 – 50 cm. Water samples: W1 - lateral ditch, W2 - Augrabben, W3 - outflow of old tile drainage system, W4 - outflow of new drainage system, W5 - lateral ditch, W6 - lateral ditch, W7 - lateral ditch.

2.2 Probenahme und Aufarbeitung

Die Entnahme der Boden- und Wasserproben auf der Moorwiese, aus den Drainageausläufen und aus den angrenzenden Gräben erfolgte am 17. Oktober 2013. Die Proben wurden ausgehend vom oberen Seitengraben an der Ackergrenze bis zum Augrabben zufällig verteilt entnommen. Gezogen wurden die Proben mit einem Bohrstock aus 0 – 10, 10 – 30 und 30 – 50 cm Tiefe. Insgesamt wurden die Teilpro-

ben aus 30 Einstichen gesammelt und getrennt nach Bodenhorizont zu drei Mischproben vereinigt. Die Bodenproben wurden teils frisch zur Extraktion verwendet oder gefriergetrocknet, auf 2 mm gesiebt und mit einer Schwingmühle zur weiteren chemischen Analyse fein gemahlen. Die Wasserproben wurden aus zwei Drainageausläufen (Abb. 1b: W3, W4) und fünf angrenzenden Seitengräben (Abb. 1 b: W1, W2, W5, W6, W7) entnommen. Auch hier wurden jeweils drei Einzelproben pro Entnahmestelle zu einer Mischprobe vereinigt und in Polyethylen-Flaschen abgefüllt. Für die chemische Analyse auf Eisen, Mangan und Aluminium wurden die Wasserproben in zuvor mit 1-molarer Schwefelsäure versehenen Polyethylen-Flaschen abgefüllt (1 ml Säure auf 100 ml Probe). Aufgrund der Entnahme von Teilproben pro Probeentnahmeort und ihre Vereinigung zu einer Mischprobe wurde auf die Analyse von Einzelproben als Wiederholung verzichtet. Die Analysenwerte in den Tabellen 1 und 2 sind jeweils Mittelwerte von wenigstens zwei Wiederholungsmessungen. Der Messfehler war kleiner als 1 %.

2.3 Chemische Analysen

Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff sowie die natürlichen Isotopenverhältnisse $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ und $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ wurden mit dem Massenspektrometer, gekoppelt mit einem Elementaranalysator, analysiert (GEHRE 1994). Die Bestimmung der Gesamtgehalte von Schwefel (S), Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), Eisen (Fe), Mangan (Mn) und Aluminium (Al) pro Gramm Trockengewicht (TG) erfolgte mit der Methode der Röntgenfluoreszenz. Zur Bestimmung der löslichen Gehalte von K, Mg, Ca, Fe, Al und Mn im Boden wurden 0,5 g TG Boden mit 12,5 ml bi-distilliertem Wasser extrahiert und zur Analyse der Extrakte wie auch der entnommenen Wasserproben aus den Drainagen und Gräben ein Emissionsspektrometer (ICP-OES) eingesetzt. Chlorid, Nitrit, Nitrat, Sulfat und Phosphat wurden ionenchromatographisch, Ammonium im 1%igen K_2SO_4 -Extrakt photometrisch oder mit der SPINMAS-Technik (STANGE et al. 2007) bestimmt. Die Messung der pH-Werte im Boden erfolgte in den wässrigen Extrakten. Die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Gehalte von P und K sowie Mg im Boden erfolgte im Calcium-Acetat-Lactat-Auszug (CAL) bzw. nach Extraktion mit CaCl_2 photometrisch bzw. mittels Atomabsorptionsspektroskopie (VDLUFA 1991).



Abb. 2a, b Bodenprofile
 a - Moorboden (90 cm)
 b - Moorboden über lehmigem Sand (17 cm)

Fig. 2a, b Soil horizons
 a - bog soil (entry depth = 90 cm)
 b - bog soil over loamy sand (entry depth = 17 cm)

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtgehalte der Nährelemente im Moorboden

Die Gesamtgehalte der analysierten Nährelemente sind in Tab. 1a zusammengestellt. Unabhängig vom Bodenhorizont konnten im Oberboden (0 – 10 cm) nach Kohlenstoff mit 26,9 % bzw. 269 mg/g TG für Eisen (107,08 mg/g TG) und Calcium (41,1 mg/g TG) die höchsten Gehalte ermittelt werden. Aluminium, Stickstoff, Schwefel, Phosphor und Kalium nehmen mit Gesamtgehalten zwischen 2 bis 8 mg/g TG mittlere Werte ein, während Magnesium (2,17 mg/g TG) und Mangan (0,86 mg/g TG) die geringsten Werte aufweisen. Abgesehen von Aluminium und Kalium nehmen die Gesamtgehalte von allen anderen untersuchten Nährstoffen einschließlich die δ -Werte der natürlichen Isotopenverhältnisse von $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ und $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ mit zunehmender Profiltiefe ab.

Tab. 1 a, b Nährelementgehalte in verschiedenen Bodenhorizonten.

Tab. 1 a, b Contents of nutrient elements in different soil horizons.

Gesamtgehalte, a. Total contents

Bodenhorizont	Kohlenstoff	Stickstoff	C / N	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
	(%)			(‰)	
0 – 10 cm	26,9	2,06	13,1	-28,1	+3,7
10 – 30 cm	29,8	2,29	13,0	-28,1	+3,8
30 – 50 cm	13,3	1,08	12,3	-28,5	+2,6

Bodenhorizont	Kalium	Calcium	Magnesium	Schwefel	Phosphor	Eisen	Aluminium	Mangan
	(mg/g TG)							
0 – 10 cm	2,17	41,1	1,24	4,30	4,88	107,08	8,03	0,86
10 – 30 cm	2,71	36,6	1,22	4,13	4,57	93,93	8,87	0,75
30 – 50 cm	4,66	24,2	1,17	3,26	2,73	69,45	12,50	0,52

b. Lösliche Gehalte, b. Soluble contents

Bodenhorizont	pH	Ammonium-N	Nitrat-N	Chlorid	Sulfat-S	Phosphat-P	Phosphat-P
	(H ₂ O)	(K ₂ SO ₄)	(H ₂ O)	(H ₂ O)	(H ₂ O)	(H ₂ O)	(CAL)
	(mg/g TG)						
0 – 10 cm	7,3	0,023	0,099	0,40	0,133	< 0,003	0,054
10 – 30 cm	7,2	0,027	0,086	0,14	0,110	0,004	0,059
30 – 50 cm	7,2	0,011	0,029	0,11	0,093	0,005	0,048

Bodenhorizont	Kalium	Kalium	Magnesium	Magnesium	Calcium	Eisen	Aluminium	Mangan
	(H ₂ O)	(CAL)	(H ₂ O)	(CaCl ₂)	(H ₂ O)	(H ₂ O)	(H ₂ O)	(H ₂ O)
	(mg/g TG)					(µg/g TG)		
0 - 10 cm	0,046	0,08	0,082	0,176	0,73	0,084	7,5	0,6
10 - 30 cm	0,032	0,07	0,043	0,179	0,59	0,046	4,4	0,5
30 - 50 cm	0,031	0,05	0,031	0,138	0,51	0,054	3,5	0,5

3.2 Lösliche Gehalte der Nährelemente im Moorboden

Die H₂O-löslichen Gehalte der Nährelemente sowie die pflanzenverfügbaren Gehalte von Phosphor (P_{CAL}), Kalium (K_{CAL}) und Magnesium (Mg_{CaCl₂}) sind in Tab. 1b zusammengefasst. Der Moorboden weist über das gesamte Profil einen nahezu einheitlichen pH-Wert um $7,2 \pm 0,1$ auf. Wie schon bei den Gesamtgehalten beobachtet, nehmen auch die Gehalte der löslichen Nährelemente bzw. ihrer Verbindungen mit zunehmender Profiltiefe ab. Chlorid erreicht mit 0,4 mg/g TG im Oberboden die höchsten Werte. Es folgen Sulfat mit 0,13 mg S/g TG) und Nitrat mit 0,10 mg N/g TG). Ammonium ist mit 0,023 mg/g TG nur gering im Oberboden enthalten. Bezogen auf die Gesamtgehalte von S und N sind die Gehalte ihrer H₂O-löslichen Verbindungen Sulfat und Nitrat mit ca. 3 % als relativ hoch anzusehen. Noch höher liegen mit ca. 6 % die H₂O-löslichen Gehalte von Magnesium, während die Gehalte von Mangan, Aluminium, Kalium und Calcium, um 1 – 2 % liegen. Sehr gering mit maximal 0,003 mg P/g TG bzw. 0,07 % bezogen auf Gesamt-P, liegt H₂O-lösliches Phosphat im Oberboden vor. Das gleiche gilt für Eisen mit einem H₂O-löslichen Anteil von 0,08 %. Für die pflanzenverfügbaren Gehalte von Magnesium, Kalium und Phosphat wurden 2- bis 10fach höhere Gehalte im CaCl₂- bzw. CAL-Extrakt gefunden (Tab. 1b).

3.3 Konzentrationen der Nährelemente in den Drainagen und Gräben

Das aus beiden Drainagen (Abb. 1: W3, W4) ausfließende Wasser enthielt deutliche Unterschiede in der Konzentration an Nährelementen (Tab. 2). Im Gegensatz zur neuen Drainage W4 war das Drainwasser aus der alten Tonrohrdrainage W3 relativ hoch mit Nitrat angereichert (84,7 mg/l). Etwas geringer, aber dennoch merklich erhöht waren auch die Konzentrationen für Sulfat (318 mg/l) und Calcium (307 mg/l), während die Konzentrationen an gelöstem Kalium und Magnesium in beiden Drainwässern annähernd gleiche Werte zeigten. Bemerkenswert war, dass Phosphat im Drainwasser nur in sehr geringer Konzentration vorkam. Außer im Seitengraben W6 (2,53 mg/l Phosphat) liegen die Phosphatkonzentrationen im Wasser der Gräben unterhalb 0,15 mg/l. Es zeigten sich aber auch deutliche Differenzierungen an gelöstem Nitrat in den Grabenwässern. Das Wasser im Seitengraben W7 war aufgrund der Lage zum angrenzenden Acker höher mit Nitrat angereichert als das Wasser im Augrab. Im Vergleich dazu führten die Seitengräben zum Probeentnahmeterrain nur äußerst geringe Anteile an Nitrat im Wasser, während die Konzentrationen von Kalium, Calcium und Magnesium wie auch für Chlorid annähernd gleiche Werte zeigten. Relativ hohe Konzentrationen von Eisen und Mangan wurden im Auslauf der neuen Drainage W4 (8,57 bzw. 0,405 mg/l) sowie im Seitengraben W5 (4,57 bzw. 0,385 mg/l) gefunden (Tab.2). Die Konzentrationen von Aluminium lagen in allen Wässern unterhalb der Nachweisgrenze von 0,06 mg/l.

Tab. 2 Konzentrationen von Nährelementen in Drän- und Grabenwässern.

Tab. 2 Concentrations of nutrient elements in waters of drainage systems and ditches.

Probeentnahmeort	Chlorid	Ammonium	Nitrit	Nitrat	Sulfat	Phosphat	Kalium	Calcium	Magnesium	Eisen	Mangan
	(mg/l)										
W1 - Seitengraben	31,35	0,08	0,04	0,70	125,0	< 0,15	2,17	114,5	10,1	2,24	0,189
W2 - Augrab	43,95	0,00	0,10	5,63	161,0	< 0,15	4,41	102,1	13,5	1,53	0,138
W3 - alte Tonrohrdrainage	45,20	0,45	< 0,01	84,70	318,0	< 0,15	3,48	307,0	15,1	0,25	0,123
W4 - neue Drainage	20,05	0,31	< 0,01	< 0,11	197,0	< 0,15	5,87	194,0	15,3	8,57	0,405
W5 - Seitengraben	32,30	0,92	0,04	< 0,11	309,0	< 0,15	4,59	163,0	22,2	4,57	0,385
W6 - Seitengraben	24,20	0,46	0,05	< 0,11	108,2	2,53	6,44	116,5	19,9	1,94	0,249
W7 - Seitengraben	36,70	0,09	0,26	21,80	123,0	< 0,15	5,89	112,0	13,2	0,60	0,164

4 Diskussion

In dem mehr als 80 cm mächtigen organischen Moorboden mit Gesamtgehalten von 13,3 – 26,9 % Kohlenstoff, 1,1 – 2,1 % Stickstoff und über 40 mg Calcium/g TG haben sich die Torfanteile nahezu vollständig zu Humus zersetzt. Bei neutraler Bodenreaktion (pH-Wert 7,2) wird die organische Substanz zu löslichen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen stark mineralisiert. Dafür sprechen einerseits die engen C/N-Verhältnisse von 12,1 bis 13,1 und andererseits die relativ hohen Gehalte von Nitrat im Gegensatz zu Ammonium im Oberboden (Tab. 1a, b). Diese chemischen Bodenmerkmale spiegeln deutlich eine intensive Grünlandnutzung wieder (KALBITZ et al. 2000). Allerdings verweisen die noch relativ hohen C-Gehalte im Oberboden und insbesondere die natürlichen Isotopenverhältnisse von Kohlenstoff ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) und auch von Stickstoff ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) mit δ -Werten von -28,1 ‰ bzw. +3,7 ‰ darauf, dass die Moorwiese in noch nicht allzu langer Zeit mit mineralischem und organischem Stickstoff gedüngt wird. KALBITZ et al. (2000) konnten zeigen, dass Niedermoorwiesen im Drömling (Sachsen-Anhalt), die langfristig mit 200 kg Mineral-N gedüngt wurden, im Vergleich zu extensiv genutztem Grünland signifikant geringere C-Gehalte von 4,7 % aufwiesen und in der organischen Substanz auch um 1 – 2 ‰ höher mit ^{13}C und ^{14}N angereichert waren. Nach KALBITZ et al. (2000) sind diese Veränderungen in den Isotopenverhältnissen von Kohlenstoff und Stickstoff einerseits auf eine erhöhte Aktivität von Mikroorganismen zurückzuführen, die beim Humusabbau das schwerere Kohlenstoffisotop ^{13}C in der organischen Substanz anreichern, und andererseits auf die Düngung der Moorwiesen mit Ammoniumnitrat/Harnstoff, wodurch das im Dünger enthaltene leichtere Stickstoffisotop ^{14}N in der organischen Substanz angereichert wird. Auch die zur Düngung der Moorwiese eingesetzte Rindergülle ist mit dem leichteren Stickstoffisotop ^{14}N angereichert (SCHULZ et al. 2001).

Die relativ hohen Konzentrationen von Chlorid, Sulfat, und Nitrat, aber auch von Kalium, Calcium und Magnesium in den Wässern der Drainagen und angrenzenden Gräben (Tab. 2) sind ein Hinweis auf erhöhte Stoffumsatz- und Freisetzungsprozesse im Vergleich zu Oberflächengewässern naturnaher Moore, in denen die Konzentrationen erheblich niedriger liegen (GELBRECHT et al. 2008). In der Literatur werden unterschiedliche Prozesse genannt, die für die hohe Stofffreisetzung in Betracht gezogen werden müssen: Freisetzung von an Feststoffoberflächen labil gebundenen Stoffen, die bei der Mineralisierung von organischen Substanzen während der Moorentwässerung gebildet wurden (OLDE-VENTERINK et al. 2002); mikrobiell katalysierte Redoxprozesse in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von reduzierbaren und oxidierbaren Substanzen und abiotische Redoxprozesse, z.B. Reduktion von Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydraten durch Schwefelwasserstoff (SHENKER et al. 2005, PRACHT et al. 2001). Entscheidend für die Mineralisation von organischer Substanz sind die Wasserverhältnisse und die Anwesenheit von Sauerstoff im Moorkörper. Je nachdem ob der Boden mit Wasser gesättigt oder ungesättigt ist, ob oxische oder anoxische Bedingungen vorherrschen, werden die einen oder die anderen o.g. Prozesse bestimmend sein. So versickert ein Teil der mineralisierten Nährstoffe, die nicht von den Gräsern aufgenommen und nicht an Feststoffoberflächen gebunden werden, im wassergesättigten Boden in tiefere Bodenhorizonte und gelangen hauptsächlich mit dem Dränwasser in den Au graben. Der Austrag von Sulfat und Nitrat zeigte sich besonders stark bei der geringer unter Flur liegenden alten Tonrohrdrainage W3, während im Dränwasser der neuen, tiefer liegenden Drainage W4 und in den Seitengräben W5 und W6 die Nitratkonzentrationen unterhalb 0,1 mg/l lagen (Tab. 2). Dafür könnten Brennesel (*Urtica dioica*) und Holunder (*Sambucus nigra*) im Grabenbereich verantwortlich sein, die über ein hohes Aufnahmepotenzial für Nitrat verfügen. Wahrscheinlicher ist aber, dass durch Sauerstoffzehrung der in den Gräben vorgefundenen und sich zersetzenden Pflanzenreste anoxische Bedingungen geschaffen wurden, die zur Denitrifikation von Nitrat und Freisetzung von gasförmigen N-Verbindungen, wie Stickstoffoxid (N_2O) und molekularem Stickstoff (N_2) geführt haben (SCHEFFER et al. 1988). Andererseits werden unter wasserungesättigten und oxischen Bedingungen Eisensulfide im Moorboden zu dreiwertigen Eisen (Fe^{3+}) und Sulfat (SO_4^{2-}) oxidiert (Hoffmann et al. 1998). Das oxidierte Eisen fällt unter Bildung von Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydraten aus und adsorbiert mineralisiertes Phosphat. Die geringe Verfügbarkeit von H_2O -löslichem und pflanzenverfügbarem Phosphat im Moorboden (Tab. 1b) ist ein Hinweis darauf, dass Phosphat bei wechselnden Grundwasserständen festgelegt wurde. Eine andere Erklärung hierfür sind auch die hohen Gesamtgehalte von Calcium im Moorboden (Tab. 1a). Phosphor kann in seiner mineralisierten Form als unlösliches tertiäres

Calciumphosphat ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) im Moorboden gebunden sein. Wahrscheinlich sind die geringen Phosphatkonzentrationen von unterhalb 0,15 mg/l bzw. 150 $\mu\text{g/l}$ in den Dränwässern als auch im Wasser der Seitengräben W1, W5 und W7 auf die Bindung an amorphe, redoxempfindliche Fe(III)-P-Verbindungen zurückzuführen (GELBRECHT et al. 2008). Dennoch liegen die gemessenen Phosphat-Konzentrationen von < 150 $\mu\text{g/l}$ im Überwachungsbereich intensiv genutzter Grünlandflächen (MEISSNER et al. 2008). Die Notwendigkeit von einzuleitenden Maßnahmen zur Kontrolle der Dränwässer (Monitoring) zeigte sich insbesondere im Wasser von Seitengraben W6, wo im Gegensatz zu den Gräben W1, W2, W5 und W7 auch nach wiederholter Probennahme eine unerwartet hohe PO_4 -Konzentration von 2,53 mg/l gemessen wurde (Tab. 2). Vermutlich haben sich hier bei wassergesättigten und unter anoxischen Bedingungen (Redoxpotenzial < 0,3 mV) die Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrate wieder aufgelöst und zur Freisetzung von Phosphat sowie Fe^{2+} -Ionen geführt (VELTY et al. 2004, GELBRECHT et al. 2008, MEISSNER et al. 2008). Allerdings wurde im Grabenwasser von W6 nur eine relativ geringe Fe-Konzentration von 1,94 mg/l gefunden (Tab. 2). Ursache hierfür könnten mikrobielle Prozesse sein, die zur Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff (H_2S) bzw. Sulfid (S^{2-}) geführt haben (GELBRECHT et al. 2008). In diesem Fall werden die bei der Auflösung der Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrate freigesetzten Eisen(II)-Ionen durch H_2S als schwarzes Eisensulfid (FeS) ausgefällt, während Phosphat im Wasser gelöst bleibt (Sulfat induzierte P-Mobilisierung). Durch die ungleichmäßige Verteilung von Eisen und Schwefel im Moorboden bzw. im Bodenwasser treten diese biogeochemischen Reaktionen nicht in gleicher Stärke auf und waren daher auch nicht an jedem Auslauf der Drainagen oder im Grabenwasser nachweisbar. Außerdem konnten GELBRECHT et al. (2008) an experimentell nachgestellten Mooroberflächen nachweisen, dass bei einem molaren Fe/P-Verhältnis von > 3 im Bodenwasser nur noch ein vergleichsweise geringer Anteil an mobilisiertem Phosphat die Phasengrenze zwischen Bodenwasser und Oberflächenwasser passiert. Bei einer Phosphatkonzentration unterhalb von 150 $\mu\text{g/l}$ wurde das Fe/P-Verhältnis in den Seitengräben W1, W5 und W7 nicht überschritten, so dass Phosphat weitgehend an ausgefallenen Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydraten im Bodenwasser gebunden blieb (Tab. 2). Generell hat die unterschiedlich hohe Phosphatfreisetzung im Dränwasser bzw. im Wasser der Seitengräben aber noch keinen merklichen Einfluss auf die aktuelle Phosphatkonzentration im Augraben (Tab. 2). Inwieweit Phosphor bzw. Phosphat im Oberboden der Moorwiesen am Augraben allerdings zu einem das Pflanzenwachstum begrenzenden Faktor werden könnte, lässt sich nur durch Nährstoffanalysen an der Graskultur ermitteln. Bei hoher N-Ernährung und P-Mangel würde sich z.B. im Weidelgras das P/N-Verhältnis stark verringern und zu Wachstumsdepressionen führen (SCHULZ et al. 2011). Nach ESCHNER und LISTE (1995) kann auch Kalium bei hohem Calciumangebot im Moorboden durch ein verringertes Bindungspotential in tiefere Bodenhorizonte verlagert werden und somit im Oberboden auf längere Sicht zu K-Mangel führen. Dass solch eine Situation sich auch im Moorboden der Wiesenparzelle einstellen könnte, zeigen die geringen löslichen Kaliumgehalte in den untersuchten Bodenhorizonten. Entsprechend ist die aktuelle Versorgung des Moorbodens mit pflanzenverfügbarem Kalium nach LLFG (2008) auch als niedrig zu bewerten, während P und Mg noch im optimalen bis sehr hohen Bereich liegen (Tab. 1b).

Grundsätzlich werden Nährstoffmineralisation, Nährstofffestlegung und Nährstofffreisetzung – ob in der gasförmigen oder wasserlöslichen Phase – neben dem C-Gehalt an organischer Substanz maßgeblich durch die Höhe des Grundwasserstandes im Moorboden bestimmt (SCHOB et al. 2014). Die Prozesse werden zusätzlich durch Anbau von Gräsern mit hohem Nährstoffentzug und Überdüngung induziert. Neben den Nährstoffverlusten über das Bodenwasser stehen die gasförmigen Nährstoffverluste bei intensiv genutztem Grünland immer mehr im Fokus der Umweltforschung, weil Niedermoore bzw. Moorwiesen aufgrund wechselnder Grundwasserstände bei intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung schon lange nicht mehr als CO_2 -Speicher, sondern ausschließlich als potentielle CO_2 -Quellen fungieren (MEISSNER et al. 2008, MICHEL 2011). Wenn bei intensiver Nutzung der Moorwiesen am Augraben die Wasserstände in der Vegetationsperiode zu niedrig gehalten werden, kommt es bei aktuell hoher Mineralisierung der organischen Substanz auch zur Freisetzung von klimarelevanten Gasen, insbesondere Kohlendioxid (CO_2) und Distickstoffoxid (N_2O). Daher sollte einer Literaturempfehlung (AMT FÜR BAUEN, DENKMALPFLEGE UND NATURSCHUTZ SCHWEIN 2008) folgend für eine ausreichende Wassersättigung des Moorbodens die durchschnittliche Wasserhaltung immer auf ein Niveau von mindestens 50 – 80 cm unter Flur einreguliert werden.

Abschließend sei angemerkt, dass mit den hier vorgestellten Analysenergebnissen von Boden- und Wasserproben einer Moorwiese am Augrabens in der Altmark Aussagen zur aktuellen Nährstoffversorgung in verschiedenen Bodenhorizonten möglich waren, aber die derzeit im Moorboden ablaufenden biogeochemischen Prozesse und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Umwelt nur andiskutiert werden konnten. Für die Quantifizierung und Bewertung der Stoffflüsse wären weitaus tiefergreifende Untersuchungen zur Boden- und Wasserchemie sowie den Mineralisierungsprozessen über einen längeren Zeitabschnitt erforderlich. Dennoch lassen sich aus den Untersuchungsergebnissen am Beispiel der hier ausgewählten Moorwiese zusammen mit den bereits vorliegenden Daten von GELBRECHT et al. (2008) und MEISSNER et al. (2008) Aussagen zur Entwicklung der Umweltsituation für alle im sanierten Bereich des Augrabens liegenden Moorwiesen mit intensiver Bewirtschaftung ableiten. Wenn, wie vorgesehen, zum Anwachsen der Vegetation und Stabilisierung der Uferbereiche der Wasserspiegel im Augrabens erst wieder in zwei Jahren angehoben wird, ist aufgrund der aktuellen Nährstoffverhältnisse im Moorboden von einer erhöhten Freisetzung klimarelevanter Gase, insbesondere von CO₂ auszugehen (MICHEL et al. 2011). Auch bei Wiederanhebung des Wasserstandes muss zunächst mit einer erhöhten Mineralisierung der organischen Substanz und Mobilisierung von Nitrat, Sulfat und auch von Phosphat gerechnet werden, bis sich wieder die bei intensiver Wiesennutzung zu erwartenden Nährstofffreisetzungsprozesse im Moorboden einstellen (KALBITZ et al. 1999, SCHWILL 2003, GELBRECHT et al. 2008, MEISSNER et al. 2008). Bis dahin und darüber hinaus könnten chemische Analysen des austretenden Bodenwassers an einem ausgewählten Drainageausgang der untersuchten Moorwiese sowie Analysen zum Nährstoffgehalt der Graskultur zur Effektivitätskontrolle der Stauhaltung und Grünlanddüngung herangezogen werden, um bei einer weiterhin intensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der Moorwiesen am Augrabens die damit einhergehenden Umweltbelastungen auf ein Mindestmaß zu beschränken.

5 Zusammenfassung

SCHULZ, H.: Zur Verfügbarkeit und Freisetzung von Nährstoffen in einer intensiv bewirtschafteten Moorwiese nach einer gewässerbaulichen Maßnahme. - *Hercynia N. F.* 47 (2014): 1 – 11.

Eine Moorwiese am Augrabens (Altmark, Sachsen-Anhalt) sowie die Wässer der Drainagen und angrenzenden Gräben wurden auf die Gesamtgehalte und löslichen Konzentrationen von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Aluminium, Mangan, Chlorid, Ammonium, Nitrat, Sulfat und Phosphat einschließlich die natürlichen Isotopenverhältnisse von Kohlenstoff (¹³C/¹²C) und Stickstoff (¹⁵N/¹⁴N) im Boden untersucht. Intensive Grünlandbewirtschaftung und wechselnde Grundwasserstände haben bei neutraler Bodenreaktion (pH 7,2) im Moorboden zu einer erhöhten Mineralisierung der organischen Substanz geführt. Folglich wurden im Oberboden hohe Gehalte von Sulfat (0,13 mg S), Nitrat (0,1 mg N) und Calcium (0,73 mg) pro Gramm Trockengewicht (g TG) gefunden, aber nur geringe Phosphatgehalte von < 0,003 mg P/g TG. Während Nitrat und Sulfat über die Drainagen in die angrenzenden Gräben ausgetragen werden, wird Phosphat vermutlich als Calciumphosphat festgelegt. Eine bedeutende Rolle bei der Phosphat-Immobilisierung spielen auch Eisen(III)-Hydroxid/Oxidhydrate.

6 Danksagung

Für die Unterstützung bei der Durchführung der Laborarbeiten gilt mein Dank den ehemaligen Kollegen vom Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ in Leipzig/Halle, Frau Dr. S. Mothes, Frau R. Rudloff, Frau I. Volkmann und Frau M. Wunderlich sowie den Herren B. Apelt, Dr. M. Gehre und A. Rämmler. Für die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden sei Herrn Dr. M. Schroedter und Frau H. Schultze von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau in Bernburg gedankt.

7 Literatur

- AMT FÜR BAUEN, DENKMALPFLEGE UND NATURSCHUTZ SCHWERIN (2008) (Ed.): Landschaftsschutzgebiet Siebendorfer Moor. – Landeshauptstadt Schwerin, Schwerin.
- ANONYMOUS (1847): Recess in der Gemeinheits-Theilungs Sache von Lübbars. - Katasteramt Sachsen-Anhalt, Stendal.
- BROLL, G., MERBACH, W., PFEIFFER R. M. (2002): Wetlands in Central Europe: soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions. - Springer Verlag, Berlin.
- ESCHNER, D., LISTE, H.-H. (1995): Stoffdynamik wieder zu vernässender Niedermoore. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwickl. 36: 113 – 116.
- FLEISCHER, M. (1912): Die Anlage und die Bewirtschaftung von Moorbiesen und Moorweiden. - Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin.
- GEHRE, M. (1994): Methodische Untersuchungen zum ¹⁵N-ConFlo-System. Isotopenpraxis. - Environ. Health. Stud. 30: 239 – 245.
- GELBRECHT, L., ZACK, D. (2004): Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. - Wasserwirtschaft 5: 15 – 18.
- GELBRECHT, L., ZACK, D., AUGUSTIN, J. (2008): Phosphor- und Kohlenstoffdynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässeten Mooren des Penetals in Mecklenburg-Vorpommern. - Ber. d. IBG, Heft 26.
- HOFFMANN, C. C., PEDERSEN, M. L., KROVANG, B., OVIG, L. (1998): Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, IV-Implication for nitrate and iron transformation. - Aquatic Cons. Marine and Freshwater Ecosystems 8: 223 – 240.
- KALBITZ, K., RUPP, H., MEISSNER, R., BRAUMANN, F. (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden- und Grundwasser. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwickl. 40: 22 – 28.
- KALBITZ, K., GEYER, S., GEHRE, M. (2000): Land use impacts on the isotope signature (¹³C, ¹⁴C, ¹⁵N) of water-soluble fulvic acids in a German fen area. - Soil Sci. 165: 727 – 736.
- LLFG-Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (2008): Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DÜV). (Ed.): Land Sachsen-Anhalt. - Landesamt für Verbraucherschutz, Frankfurt/Oder.
- MEISSNER, R., LEINWEBER, P., RUPP, H., SHENKER, M., LITAOR, M. I., ROBINSON, S., SCHLICHTING, A., KOEHN, J. (2008): Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of Fen peat soils: A trans-european case study. - Water Air Soil Poll. 188: 111 – 126.
- MICHEL, B., PLÄTTNER, O., GRÜNDEL, F. (2011): Klima Hotspot - Moorböden. - Landwirtsch. u. Klimawandel 2: 9 – 13.
- MUNDEL, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooeren. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 20: 669 – 679.
- OLDE-VENTERINK, H., DAVIDSSON, T. E., KIEHL, K., LEONARDSON, L. (2002): Impact of drying and re-wetting of N, P and K dynamics and wetland soil. - Plant and Soil 24: 119 – 130.
- PRACHT, J., BOENIGK, J., ISENBECK-SCHRÖDTER, M., KEPPLER F., SCHÖLER, H. F. (2001): Abiotic Fe(III) induced mineralization of phenolic substances. - Chemosphere 44: 613 – 619.
- RUSCH, H. (1996): Charakterisierung biogener Stickstoff- und Kohlenstoff-Spuren gasflüsse in einem Erlenbruch und angrenzenden Ökosystemkompartimenten. - Schr.R. Frauenhofer Inst. Amt. Umweltforsch. 41: 48.
- SCHAEFFER, B., KUNTZE, H., RICHTER, G. (1988): Denitrifikation im ungesättigten Bereich von Niedermoorböden. - Zeitschr. d. Dt. Geol. Ges. 139: 435 – 441.
- SCHOB, S., MEISSNER, R., RUPP, H., BERNSDORF, S., SOLLE, N., BRAUMANN, F. (2014): Untersuchungen zum Erhalt des FFH-Lebensraumtyps 6510 „Magere Flachlandmähwiesen“ im Naturpark Drömling. - Wasserwirtschaft 104: 34 – 40.
- SCHULZ, H., GEHRE, M., HOFMANN, D., JUNG, K. (2001): Nitrogen isotope ratios in pine bark as indicator of N emissions from anthropogenic sources. - Environ Monitoring and Ass. 69: 283 – 297.
- SCHULZ, H., SCHÄFER, T., STORBECK, V., HÄRTLING, S., RUDLOFF, R., KÖCK, M., BUSCOT, F. (2011): Effect of raw humus under two adult Scots pine stands on ectomycorrhization, nutritional status, nitrogen uptake, phosphorus uptake and growth of *Pinus sylvestris* seedlings. - Tree Physiology 32: 36 – 48.
- SCHWILL, S. (2003): Wirkung von Wiedervernässungen auf degradierten Niedermoorstandorten - eine Literaturstudie. - Greifswald, Inst. f. dauerhaft umweltgerechte Entwickl. von Naturräumen d. Erde (DUENE) e.V.
- SHENKER, S., SEITELBACH, S., BRAND, S., HAIM, A., LITAOR, M. I. (2005): Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. - Europ. J. Soil Sci. 56: 515 – 525.

- STANGE, C. F., SPOTT, O., APELT, B., RUSSOW, R. W. B. (2007): Automated and rapid online determination of ^{15}N abundance and concentration of ammonium, nitrite, or nitrate in aqueous samples by the SPINMAS technique. - *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43: 227 – 236.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. - Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- VEB Bauprojektierung (1976): *Dokumentation zur Vorbereitung, Grundsatzentscheidung und Instandsetzung Augraben, 2. Bauabschnitt*. - VEB Projektierung Wasserwirtschaft, Magdeburg.
- VDLUFA (1991): *Die Untersuchung von Böden*. VDLUFA Methodenbuch. Bd. 1, 4. Auflage. - VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- VELTY, S., BALLA, D., ZEITZ, J. (2004): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermooses. - *Archiv f. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 43: 59 – 85.

Manuskript angenommen: 25. August 2014

Anschrift des Autors:

Dr. Horst Schulz

Tulpenstrasse 3, 06126 Halle

E-Mail: dr.horst.schulz@t-online.de

