

TELMA	Band 36	Seite 169 - 188	5 Abb., 3 Tab.	Hannover, November 2006
-------	---------	-----------------	----------------	-------------------------

# Biogeochemie von Hochmoortorfen und Umweltwandel im Erzgebirge (Mitteleuropa)

Biogeochemistry of Peat and Environmental Change in the "Erzgebirge" Mountains (Central Europe)

JÖRG SCHEITHAUER und KARSTEN GRUNEWALD

## Zusammenfassung

In den oberen Lagen des Erzgebirges kommen verbreitet Hochmoore vor. Neben der Entwässerung haben sich insbesondere Klimawandel und veränderte Stoffdeposition auf die Torfe der Gebirgsmoore ausgewirkt. In den stark zersetzten oberen Schichten hängt die mikrobielle Aktivität sehr stark von den Verhältnissen zwischen den Stoffgehalten von Stickstoff, Schwefel, Phosphor und Kohlenstoff ab. Ferner variiert das stoffliche Mobilisierungspotenzial. Die Umwelteinflüsse der letzten Jahre haben zu geringeren Schwefelgehalten, engeren C/N-Verhältnissen und höheren Zersetzungsgraden im Torf geführt, was die Mikrobenaktivität und die Löslichkeit von natürlichen organischen Stoffen forcierte. Diese Zusammenhänge werden an zwei Beispielen aus dem West- und Osterzgebirge aufgezeigt.

## Abstract

Peat bogs are spread over the upper altitudes in the low mountain range „Erzgebirge“. Beside the drainage especially climate change and change of depositions affect the peat quality. The microbial activity and the soluble organic matter are strongly influenced by the relationship of the content of carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur in the upper peat layers. During the last years the environmental conditions caused lower sulfur content, closer relationship of the C/N and a higher degree of decomposition of the peat, and increased the activity of microbes and the solubility of natural organic matters. These interactions are exemplified by two sites of the western and eastern part of the range.

## 1. Einleitung

Entstehung und Entwicklung von Hochmooren hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab. Neben dem Relief (geringe Hangneigung) ist das Substrat (undurchlässiger Untergrund, Wasserstau) ein wesentlicher Ausgangsparameter für die Bildung einer Torfdecke (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Hinzu kommen die klimatisch-hydrologischen Gegebenheiten wie Niederschlagsüberschuss, niedrige Temperaturen und geringe Verdunstung. Die

Torfe wachsen unter entsprechend günstigen Bedingungen sukzessive und sedentär, also von unten nach oben. Durch die Akkumulation organischer Substanz werden Informationen zur Klima-, Vegetations- und Landschaftsentwicklung gespeichert, womit Hochmoore als ausgezeichnete Archive fungieren.

Hochmoore sind aber zugleich sehr sensible Ökosysteme. Sie reagieren empfindlich und kurzfristig auf anthropogene Eingriffe, wie beispielsweise Entwässerung und Aufforstung, sowie auf Veränderungen des Klimas und im Stoffeintrag (BROWN 1998, CHEN et al. 2003, FREEMAN ET AL. 1998, GRUNEWALD & SCHMIDT 2005, JENSEN et al. 2003, SCHEITHAUER et al. 2005, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Jeglicher Umweltwandel führt zu veränderten Torfeigenschaften, wozu die Degradation und Zersetzung des Torfes, verbunden mit einem Verlust der hydraulischen Eigenschaften wie hoher Anteil an Grobporen, starke Wasserretention und hohe gesättigte Wasserleitfähigkeit, sowie die stoffliche Transformation zählen. Darunter sind in erster Linie die für mikrobielle Prozesse relevanten Stoffgehalte von Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff und Phosphor und deren Verhältnis zueinander zu verstehen.

Im Erzgebirge setzte die Bildung von Mooren bereits vor etwa 9.000 Jahren ein (SLOBODDA 1998). In mehreren Phasen, vor allem während des Atlantikums und im Subatlantikum, wuchsen die Torfdecken bis zu mehreren Metern Mächtigkeit empor (BAUER 1974). Mit der bergbaulichen Erschließung des oberen Erzgebirges im Mittelalter gerieten die Hochmoore jedoch zunehmend in den Blickpunkt des menschlichen Interesses und ihre Nutzung begann. Nach Entwässerungsmaßnahmen wurde häufig einerseits der Torf als Brennmaterial abgebaut, andererseits sollten die Moorwasservorräte als zusätzliche Aufschlagwässer zur Betreibung der bergbaulichen Anlagen genutzt werden. Im 19. Jahrhundert zudem die Wälder im Erzgebirge soweit ausgeplündert, dass Engpässe in der Holzversorgung für den Bergbau und die Erzverhüttung auftraten, was die Aufforstung mit Fichten bis in die Moorkerngebiete vorantrieb. In dieser Epoche wurden mehr oder weniger alle Torfstandorte des Erzgebirges entwässert (ZINKE 2002). Die intensive forstwirtschaftliche Nutzung hielt mit der Pflege der Grabensysteme und dem Fichtenanbau bis zur politischen Wende im Jahr 1989 an. Aktuell zieht sich die Forstwirtschaft von den mächtigen und unrentablen Torfstandorten zurück. Es werden große Anstrengungen zur Revitalisierung und zum Schutz der degradierten Hochmoore unternommen.

Im Verlauf der letzten 30 Jahre haben sich die Umweltbedingungen im Erzgebirge enorm verändert (SCHEITHAUER 2006). Insbesondere die Stoffdeposition unterlag in diesem Zeitraum einem Wandel von Schwefel- zu Stickstoffverbindungen. Der ursächliche Zusammenhang ist im Gebirgsumfeld zu suchen. Hier, in den Bergbau- und Industriezentren des Böhmisches Beckens und des Mitteldeutschen Tieflandes, wurde Braunkohle abgebaut und in Heizkraftwerken verbrannt. Einhergehend kam es zu einer starken Emission von Schwefeldioxid (in den 70er und 80er Jahren bis zu 1.000 Kilotonnen pro Jahr aus dem gesamten Böhmisches Becken, vgl. ZIMMERMANN et al. 1998), welche als „Saurer

Regen“ in den oberen Berglagen niederging und das bundesweit bekannte Waldsterben im Erzgebirge auslöste. In den 1980er Jahren wurden lokal über 100 kg Sulfat-Schwefel je Hektar in die Wald- und Moorökosysteme eingetragen (SMUL 1994 - 2004). Die Luftverschmutzung brachte der Region den Namen „Schwarzes Dreieck“ ein.

Seit Mitte der 90er Jahre gingen die Immissionen auf 15 bis 25 kg S / ha zurück, verbunden mit einem pH-Anstieg um etwa eine Einheit. Unterdessen gewann die Stickstoffdeposition aus Landwirtschaft und Kraftverkehr an Bedeutung. Zwischen 1995 und 2004 verschob sich der Verhältnis von Stickstoff zu Schwefel in der Kronentraufe der Fichten von 0,5 ... 1,0 auf 1,5 ... 2,5. Dabei waren die Veränderungen im Osterzgebirge deutlicher als im Westerzgebirge ausgeprägt, bedingt durch die Exposition gegenüber den Emittenten im Gebirgsumland.

Neben der veränderten Stoffeintragungssituation ist der gegenwärtig festzustellende Klimawandel im Erzgebirge eine weitere entscheidende treibende Kraft für die Bedingungen in den Ökosystemen. In West- und Osterzgebirge wurde ein Temperaturanstieg bei rückläufigen Niederschlägen in der Vegetationsperiode analysiert. Hinzu kommt, dass Extremereignisse wie Dürreperioden und Starkregen in ihrer Häufigkeit zugenommen haben. Nur das Westerzgebirge weist eine Zunahme der Jahresniederschlagssumme auf (SCHEITHAUER 2006, SMUL 2005).

Am Beispiel von zwei ausgewählten Hochmooren im West- und Osterzgebirge sollen im Folgenden die Phänomene des Umweltwandels in Wechselwirkung zu den biogeochemischen Eigenschaften der Torfe aufgezeigt werden. Der Schwerpunkt liegt auf dem Stoffhaushalt, der Mikrobiologie und dem stofflichen Mobilisierungspotenzial der Torfe, wobei entlang von Transekten mehrere Tiefenprofile mit unterschiedlichen Lagemerkmalen innerhalb der degradierten Hochmoore verglichen werden. Ähnlich komplexe, biogeochemische Studien sind bislang über die Moore beispielsweise in Schottland oder Skandinavien (BLODAU et al. 2004, BRAGG 2002, BROWN 1998, BURT 2003, COLE et al. 2000, FREEMAN et al. 1998, FREEMAN et al. 2004, HARRIMAN et al. 2003, SOULSBY et al. 2002), jedoch nicht über die Erzgebirgsmoore publiziert worden.

## 2. Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Bei den beiden untersuchten Hochmooren handelt es sich um repräsentative Vertreter für das Ost- und Westerzgebirge, sowohl hinsichtlich ihrer Genese und Morphologie als auch bezüglich der historischen anthropogenen Einflussnahme. Während das Hochmoor am Salzflüßchen dem Einzugsgebiet der an der Flöha gelegenen Rauschenbachtalsperre im Osterzgebirge zuzuordnen ist, befindet sich das Carlsfeld-Moor im Westerzgebirge nahe

der Talsperre Weiterswiese unweit Johanneergeorgenstadt und gehört zum Flusssystem der Zwickauer Mulde (Abb. 1). Beide Lokalitäten kennzeichnet eine klimatische Luvsituation, was einen Niederschlagsüberschuss zur Folge hat, sowie Granit als saure Basis der Akkumulation von Torf.

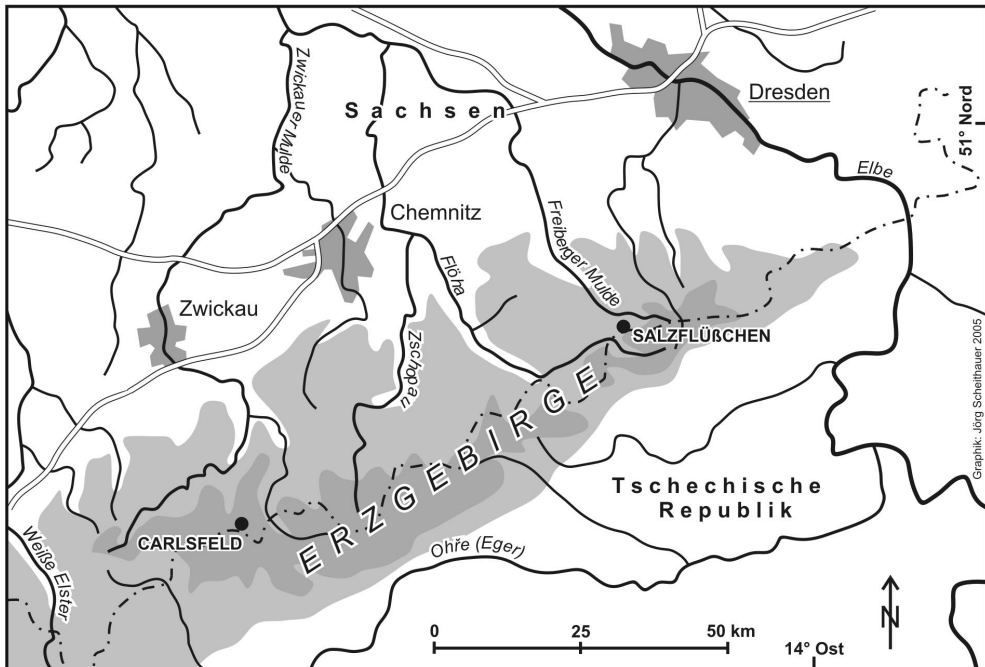


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete am Salzflüßchen und bei Carlsfeld  
Position of the investigation areas at creek "Salzflüßchen" and near to "Carlsfeld"

## 2.2 Feld- und Laboranalysen

In den Jahren 2003 und 2004 wurden im Carlsfeld-Moor (Bezeichnung „CF“) und am Salzflüßchen (Bezeichnung „SF“) die oberen Dezimeter durch Schürfe aufgeschlossen, das verbleibende Tiefenprofil bis zum mineralischen Untergrund mittels Kammerbohrer erbohrt und Probenmaterial aus allen visuell differenzierbaren Horizonten für die Laborexperimente gewonnen (insgesamt 44 Proben, Bezeichnung „O“ organische Auflage, „H1 ... H3“ stark zersetzter Torf bis etwa 50 cm, > „H3“ schwach zersetzter Torf bis > 100 cm). Hierbei wurde entlang von Sequenzen vom Moorzentrum (SF1, CF2 ca. 2 m mächtiger Torf) in Richtung Moorrand (SF3, CF3 ca. 1 m Torf) gearbeitet. Die Horizontansprache fokussierte Parameter wie Farbe, Feuchte sowie Zersetzungsgrad und erfolgte nach KA4 (AG BODEN 1996).

Alle Bodenproben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Von den Proben wurden der pH-Wert elektrometrisch in KCl-Lösung, der organische Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) nach Springer-Klee durch Oxidation mit schwefelsaurer Kaliumdichromat-Lösung, organischer Stickstoff ( $N_{\text{org}}$ ) mittels Kjeldahl-Aufschluss in der Büchi-Apparatur, Phosphor via Kjeldahl-Aufschluss und photometrischer Bestimmung als Orthophosphat sowie Schwefel mit dem Atomemissionsspektralphotometer in Salpetersäurematrix bei einer Wellenlänge von 182 nm analysiert (SCHLICHTING et al. 1995).

Die Experimente zur mikrobiellen Aktivität erfolgten an 31 ausgewählten Proben durch die Messung der  $\text{CO}_2$ -Freisetzung nach SCHLICHTING et al. (1995). In Vorversuchen wurde die Abhängigkeit der Bodenatmung von Feuchte, Temperatur, Versuchsdauer, Gefäßgröße sowie Probenmenge und -zustand ermittelt. Für die eigentlichen Messungen wurden daraufhin als Versuchsbedingungen Lufttrocknung (vergleichbarer Wasserverlust), Homogenisierung (Siebung), Befeuchtung (24 h Aufschlammung), Einwaage von 15 Gramm wiederbenetzten Materials (entsprach meist einem Wassergehalt von  $> 2/3$ ) sowie eine Temperatur von 24 °C (Trockenschrank) gewählt.

Das stoffliche Mobilisierungsverhalten konnte durch 24-stündige Schüttelextraktion bei mittlerer Intensität und 5 g Einwaage analysiert werden (KALBITZ 1996). Einerseits wurden alle Proben der mikrobiologischen Experimente mit destilliertem Wasser ausgeschüttelt. Andererseits wurde bei Material von zwei Salzflüßchen-Standorten der pH-Wert der Lösung verändert (3,4 ... 6,0 ... 8,5), um Einflüsse wie „Saurer Regen“ oder „Waldkalkung“ zu simulieren (SCHEITHAUER et al. 2005). Ferner erfolgte der Vergleich von feldfrischen „F“ und luftgetrockneten Proben „T“ (BLODAU et al. 2004, BRAGG 2002, HONGVE et al. 2004: Effekte der Austrocknung und Wiederbefeuchtung von Torfen).

Die Extrakte wurden anschließend filtriert (0,45  $\mu\text{m}$ ) und insbesondere auf organische Parameter untersucht (HÜTTER 1990). Im Blickpunkt standen der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm Wellenlänge ( $\text{SAK}_{254}$ , photometrische Bestimmung, in Extinktion je Meter - Ext/m), der gelöste organische Kohlenstoff (DOC - Dissolved Organic Carbon, Analyzer TOC 5000 / 5050, in mg/L) und die Fraktionen der wasserlöslichen, natürlichen organischen Substanz (NOM - Natural Organic Matter, in %), welche durch gelchromatographische Auftrennung und OC-/UV-Detektion erfasst wurden (Fraktionierung nach HUBER & FRIMMEL 1992, 1996). Die wichtigsten NOM-Fraktionen sind hoch- und mittelmolekulare Huminstoffe (Bezeichnung „HS I“ und HS II“, Details siehe GRUNEWALD & SCHMIDT 2005), wobei der  $\text{SAK}_{254}$  auch als Summenparameter für die Huminstoffe fungiert (HÜTTER 1990). Die elektrische Leitfähigkeit wurde als Gesamtgröße für den Mineralstoffgehalt bestimmt (in  $\mu\text{S} / \text{cm}$ , inoLab, Elektrode TetraCon 325, Firma WTW). Im Rahmen der Schüttelextraktion werden die Analysedaten auf die eingewogene Trockensubstanz bezogen (mg / g, Ext / g,  $\mu\text{S} / \text{cm}$  & g).

## 2.3 Statistik

Aufgrund der stichprobenhaften Erfassung der biogeochemischen Torfeigenschaften mussten entweder die Einzelmessungen interpretiert oder robuste statistische Kennwerte herangezogen werden. Hierzu zählen der Median, unteres und oberes Quartil (uQ und oQ bei 25 und 75 %) sowie der Interquartilabstand (QA) als Merkmalsspanne ohne Extremwerte und Ausreißer (SCHÖNWIESE 2000). Da zudem keine Normalverteilung vorliegt, was die Entwicklung eines statistischen Modells erschwert oder unmöglich macht, wurden verteilungsfreie bzw. nichtparametrische Verfahren zur Ermittlung von Beziehungen zwischen einzelnen Faktoren angewandt, wie zum Beispiel die Berechnung der Rangkorrelation nach Spearman ( $r_R$ ).

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Stoffhaushalt

Die Hochmoore am Salzflüßchen und bei Carlsfeld sind unterschiedlich stark degradiert und dementsprechend in ihrem Stoffbestand charakterisiert. Ein mittlerer bis hoher Zersetzungsgrad kennzeichnet die oberen Torfschichten am Salzflüßchen. Mit pH-Werten um 3,1 bei  $C_{org}$ -Gehalten von 42,5 % und C/N-Verhältnissen von 34,3 handelt es sich um stark saure, oligotrophe, ombrogene Torfe (SUCCOW & JOOSTEN 2001, GRUNEWALD & SCHMIDT 2005). In den Humusauflagen liegen die pH-Werte dagegen bei 4,0 und die C/N-Verhältnisse um 27,0.

Bei Carlsfeld werden die ausgeprägteren ombrogenen Verhältnisse deutlich, indem die pH-Werte durchschnittlich zwischen 2,5 und 2,7 liegen, gewöhnlich  $C_{org}$ -Gehalte von über 45 % bei C/N-Verhältnissen von 40,0 ... 50,0 erreicht werden, was hochmoortypische Bedingungen widerspiegelt (sehr stark sauer und sehr nährstoffarm). Die Degradation der oberen Torfe ist weniger intensiv als am Salzflüßchen. Auch die Humusauflagen sind sehr stark bis stark sauer und oligotroph, seltener mesotroph.

Resultierend fallen die mittleren Tiefenprofile von der Auflage (O) über die oberen, stärker zersetzten Torfe (H1, H2) bis zu den tieferliegenden, schwächer zersetzten Horizonten (H3 - H4 / H5) je nach Hochmoor im West- oder Osterzgebirge unterschiedlich aus (Abb. 2). Die in den Box-Whisker-Plots erkennbare Streuung der Werte (QA) steht in einem ursächlichen Zusammenhang zur kleinräumlichen Heterogenität der Stoffgehalte innerhalb der untersuchten Hochmoore. Vom Moorrand in Richtung Kernbereich variieren neben der Tiefenreichweite der Zersetzung auch die pH-Werte, die Stoffgehalte ( $C_{org}$ ,  $N_{org}$ , P, S) sowie das C/N-, N/P-, N/S- und P/S-Verhältnis auf nur wenigen Metern Distanz zwischen den Standorten.

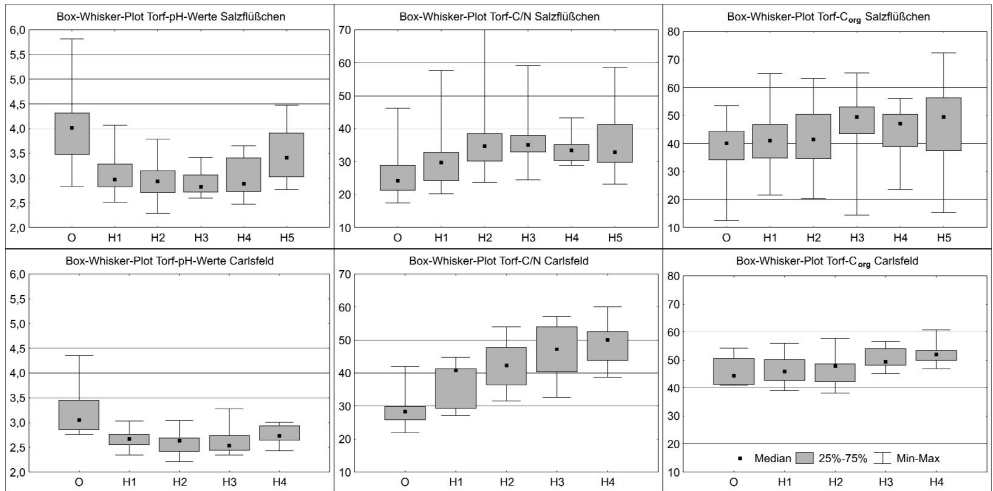


Abb. 2: Box-Whisker-Plots ausgewählter chemischer Parameter im Torftiefenprofil  
Chemical peat conditions (Box-Whisker-Plots, selection)

### 3.2 Mikrobiologie

In den mikrobiologischen Vorstudien war zu beobachten, dass bei Material aus ein und demselben Horizont und trotz identischer Versuchsbedingungen eine generelle Streuung von etwa  $10 \text{ mg CO}_2 / \text{g TS} \cdot 24 \text{ h}$  eintrat, was bei Atmungsraten von teilweise wenigen Milligramm  $\text{CO}_2 / \text{g TS} \cdot 24 \text{ h}$  eine erhebliche Schwankungsbreite bedeutet. Hierbei wurde die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung in der Probe gemäß Methodik mit einem gemessenen Blindwert als Bezugsbasis verrechnet (SCHLICHTING et al. 1995). Ferner waren zwischen dem Probenzustand bzw. den Versuchsbedingungen und der Bodenatmung problemrelevante Beziehungen zu beobachten. Feldfrisches Material setzte im Vergleich zu luftgetrocknetem Torf ca. die Hälfte an  $\text{CO}_2$  frei. Der Zustand feldfrisch konnte allerdings aufgrund einer einheitlichen Beschaffung und Lagerung nicht ohne Weiteres realisiert werden. Luftgetrocknete Torfproben, welche nicht wiederbefeuchtet wurden, wiesen  $\text{CO}_2$ -Atmungsraten etwa um den Faktor 2 niedriger auf, als es bei luftgetrockneten und wiederbefeuchteten Torfen der Fall war. Des Weiteren setzten luftgetrocknete und homogenisierte Proben (2 mm - Siebung) ca. doppelt soviel  $\text{CO}_2$  frei wie klumpiges Material. Bei einem Temperaturgradienten von  $25 \text{ }^\circ\text{C} : 21 \text{ }^\circ\text{C}$  liegen die  $\text{CO}_2$ -Raten im Verhältnis von ungefähr 2 : 1.

Zwischen Bodenatmung und Trockensubstanz von allen wiederbefeuchteten Proben bestand ein signifikanter negativer Zusammenhang ( $r_r = -0,64$ ), wobei der Torf aus Carlsfeld höhere Wassergehalte (Mediane: CF = 80 %, SF = ca. 70 %) und größere Respirationsraten aufwies (Mediane: CF =  $> 150$  und SF = ca.  $75 \text{ mg CO}_2 / \text{g TS} \cdot 24 \text{ h}$ ). Generell war

ein Tiefengradient von der Humusaufgabe über die stärker zersetzten, oberen hin zu den gering bis mäßig zersetzten, unteren Torfschichten zu beobachten (Abb. 3, linke Plots O ... Hh). Im Carlsfeld-Moor waren diese Tiefentrends deutlicher als am Salzflüßchen ausgeprägt. Die peripher gelegenen Standorte SF3 und CF3 kennzeichnete zudem ein höherer CO<sub>2</sub>-Ausstoß als die im Moorzentrum befindlichen und schwächer degradierten Standorte (Abb. 3, rechte Plots SF1a ... CF3).

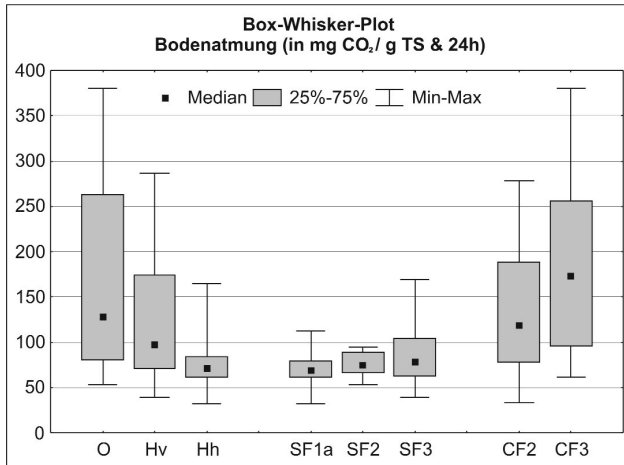


Abb. 3: Box-Whisker-Plots der Bodenatmung  
Peat respiration (Box-Whisker-Plots)

### 3.3 Stoffliches Mobilisierungspotenzial

Ähnlich wie bei den stoffhaushaltlichen und mikrobiologischen Befunden treten auch im stofflichen Mobilisierungspotenzial zum Teil deutliche Unterschiede je nach West- oder Osterzgebirge, also Carlsfeld oder Salzflüßchen-Moor, peripherer oder zentraler Standortlage im Moor und stark oder schwächer zersetzten Torfen auf. In Abbildung 4 sind der SAK<sub>254</sub> (links) und die elektrische Leitfähigkeit (rechts) bezogen auf die eingesetzte Probenmenge (Ext/g und µS/g) für die unterschiedlichen Tiefenstufen (O ... Hh) und die Einzelstandorte (SF1a ... CF3) dargestellt. Insbesondere die Standortsequenz am Salzflüßchen macht deutlich, dass vom Moorzentrum zum Moorrand (SF1a ... SF3) sowohl der SAK<sub>254</sub> als auch die elektrische Leitfähigkeit im Extrakt zunehmen. Aus der Humusaufgabe und den oberen Torfschichten sind zudem die größten Mengen an organischen und anorganischen Stoffen mobilisierbar (O und Hv).

In den SAK<sub>254</sub>- und DOC-Tiefenkurven kristallisiert sich eine pH-abhängige Desorption natürlicher organischer Stoffe heraus (Abb. 5, links und rechts oben, Erläuterung: die Zahlen 3,4 bis 8,5 in Klammer stehen für den pH-Wert des Lösungsmittels, H1 bis H8 ent-



sprechen unterschiedlichen Beprobungstiefen, vgl. Kap. 2). Die Parameter werden hier in Ext/m ( $\text{SAK}_{254}$ ) und mg/L (DOC) angegeben, da die Trockensubstanz der luftgetrockneten Proben ähnliche Größenordnungen (um 10 %) aufwies. Beide Indikatoren sind von einem vergleichbaren Tiefenverlauf gekennzeichnet.

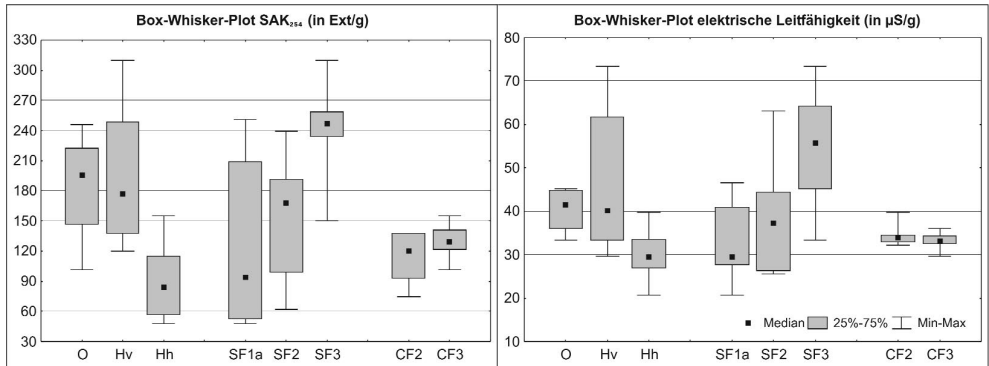


Abb. 4: Box-Whisker-Plots zum Desorptionsverhalten ( $\text{SAK}_{254}$  in Ext / g und elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S} / \text{cm} * \text{g}$  Trockensubstanz)  
Matter desorption from peat (Box-Whisker-Plots,  $\text{SAC}_{254}$  in Ext/g and conductivity in  $\mu\text{S} / \text{cm} * \text{g}$  TS)

Die stärker zersetzten Torfe liefern insgesamt mehr DOC bei höheren  $\text{SAK}_{254}$ -Werten als die darunter liegenden Schichten. Ferner wirkt sich der Chemismus des Lösungsmittels insofern aus, dass bei einem pH-Wert von 8,5 die größten Stoffmengen mobilisiert werden können. Dabei wird die Zusammensetzung des extrahierbaren DOC vordergründig durch die Huminstofffraktionen bestimmt (Abb. 5, Mitte links). Abgesehen von den höheren absoluten DOC-Konzentrationen im Extrakt der oberen, stärker zersetzten Horizonte sind auch die prozentualen Huminstoffanteile (HS I & II) dieser Torfe erhöht im Vergleich zu den tieferliegenden Schichten im Profil. Zudem nimmt mit steigendem pH-Wert die Bedeutung der Huminstoffe zu. Je nach Lösungsmittel ist es in erster Linie die Huminstofffraktion II mit einer geringeren Molekülgröße, welche die pH-abhängigen Unterschiede der Gesamtfraction bestimmt (Abb. 5, unten links). Insbesondere bei Standort SF1b weichen die Kurven der Lösungsmittel von Fraktion I kaum voneinander ab (Abb. 5, Mitte rechts). Abbildung 5, unten rechts, verdeutlicht den entgegengesetzten Verlauf beider Fraktionen im Tiefenprofil bei einem pH-Wert von 8,5, während der Prozentanteil der Gesamtfraction (HS I & II) gleichmäßig mit der Tiefe abnimmt.

Für die Gegenüberstellung von feldfrischen („F“) und luftgetrockneten Proben („T“) wurde Material ausschließlich von Standort SF4a verwendet, welches aus dem stark zersetzten oberen (H1) sowie einem schwächer zersetzten Torfhorizont (H5) stammte. Auch bei dieser Simulation wurden die Proben mit Lösungsmitteln unterschiedlichen pH-Wertes ausgeschüttelt (Tab. 1, siehe auch SCHEITHAUER et al. 2005). Bezogen auf die Trocken-

substanz wird ersichtlich, dass aus den luftgetrockneten Proben höhere DOC-Konzentrationen und SAK<sub>254</sub>-Werte extrahierbar sind. Der stark zersetzte H1 liefert mehr NOM, insbesondere bei höherem pH-Wert des Lösungsmittels. Der jeweilige Anteil der Huminstofffraktionen I und II am TOC nimmt in den Extrakten nach der 3-tägigen Lufttrocknung unterschiedlich zu, wobei die Gesamtfraktion (HS I & II) einen Anstieg etwa zwischen 5 und 10 % verzeichnet.

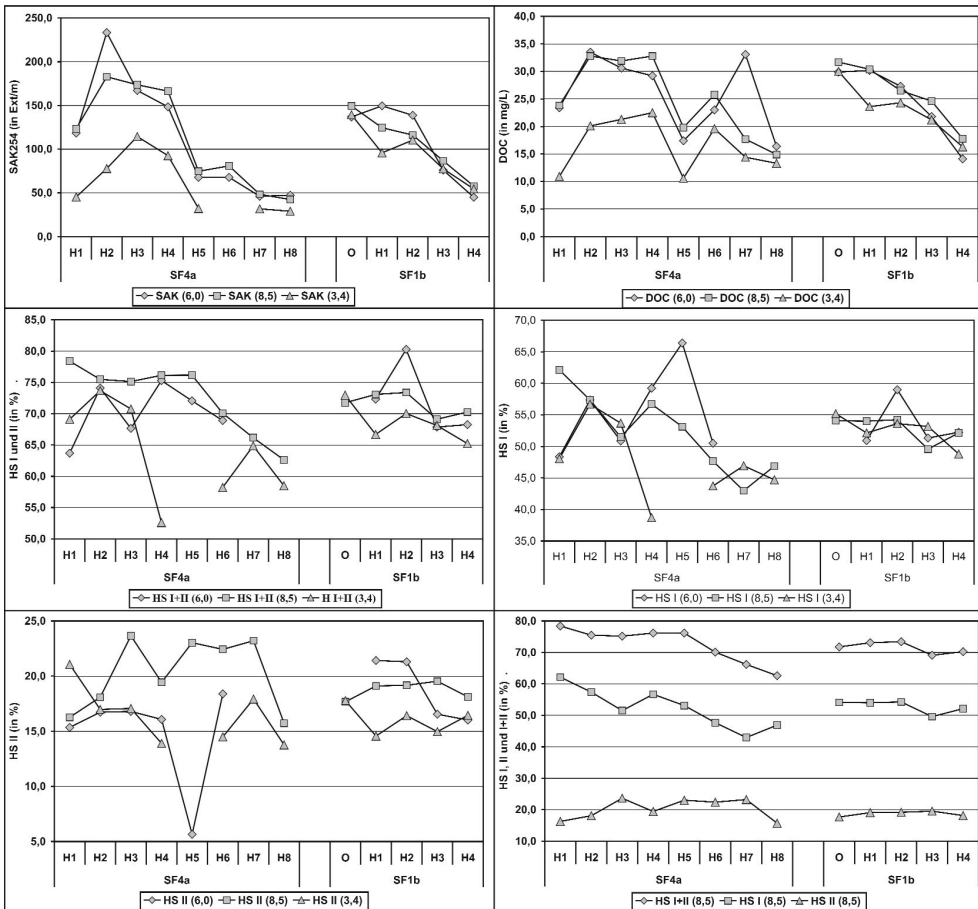


Abb. 5: SAK<sub>254</sub>-, DOC- und Huminstoff-Tiefenkurven der zwei Standorte am Salzflüßchen  
 SAC<sub>254</sub>-, DOC- and humic matter desorption at the two "Salzflüßchen" sites

Tab. 1: Stoffmobilisierung bei Austrocknung und Wiederbefeuchtung mit unterschiedlichen Lösungsmitteln (k.D. - keine Daten)  
 Matter mobilisation after drying and rewetting under different pH and solution conditions (k.D. - no data)

pH	Probe	SAK	DOC	HS I	HS II	HS I + II
6,0	H1-F	22,2	4,1	k.D.	k.D.	k.D.
	H1-T	26,4	5,2	48,4	15,4	63,7
	H5-F	9,7	2,4	50,0	19,6	69,5
	H5-T	15,4	3,9	66,4	5,7	72,1
8,5	H1-F	27,9	4,8	51,4	16,2	67,5
	H1-T	27,6	5,3	62,1	16,3	78,4
	H5-F	10,8	2,0	54,6	16,4	71,0
	H5-T	16,9	4,5	53,1	23,0	76,2
3,4	H1-F	7,8	1,6	55,1	12,1	67,1
	H1-T	10,1	2,4	48,0	21,1	69,1
	H5-F	4,0	1,2	45,8	13,6	59,5
	H5-T	7,3	2,4	k.D.	k.D.	k.D.

#### 4. Diskussion

Die Hochmoore am Salzflüßchen und im Carlsfeldgebiet kennzeichnet ein unterschiedlich stark ausgeprägter chemischer Tiefengradient. Die Intensität der Degradation wird insofern widerspiegelt, dass mit der Tiefe die Zersetzungsgrade ab und die für Hochmoore charakteristischen Verhältnisse zunehmen. Dazu zählen die mit einem ombrogenen, ganzjährig anaeroben Milieu korrelierenden Säure- und Trophiebedingungen in Torfmoostorfen ( $\text{pH} < 3,2 \dots 4,0$  und  $\text{C/N} > 33$ ). In den oberen Torfhorizonten fanden und finden Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse statt, bei denen der Torf zu niedermolekularen Verbindungen abgebaut wird oder Huminstoffe entstehen. Die Veratmung des organischen Kohlenstoffs zu  $\text{CO}_2$  im z.T. saisonal wechselfeuchten Bereich nahe der Mooroberfläche drückt sich in mit der Tiefe zunehmenden  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalten aus. Diese C-Mineralisierung kann zu Verlusten an organischer Substanz mit relativer N-Anreicherung führen, was günstigere trophische Bedingungen suggeriert (engere C/N). Diese Vorgänge werden je nach aerobem oder anaerobem Milieu von Stickstoffumsatzprozessen überlagert (SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Der Gehalt an anorganischem Phosphor (Orthophosphat), welcher unter anaeroben Bedingungen im Moorwasser gelöst und im aeroben Milieu sorbiert vorliegt, fällt in den untersuchten Hochmooren unterschiedlich aus und nimmt mit der Tiefe deutlich ab. Das Ver-

hältnis von Stickstoff zu Phosphor kennzeichnet die Nährstofflimitierung für das Pflanzenwachstum im Moor ( $N/P < 14 = N$ -limitiert,  $N/P > 16 = P$ -limitiert, vgl. SUCCOW & JOOSTEN 2001). Etwa 3/4 der analysierten Torfhorizonte sind P-limitiert. Zwischen pH-Wert, Zersetzungsgrad und C/N, N/P sowie C/P bestehen signifikante Beziehungen (Tab. 2). Hierzu zählen die Abhängigkeiten von Tiefe und pH-Wert sowie zwischen den Stoffgehalten (C, N, P, S) und ihren Verhältnissen zueinander (C/N, N/P etc.).

Tab. 2: Korrelationen ( $r_R$ ) innerhalb der stoffhaushaltlichen Parameter (OBS - organische Bodensubstanz, Zg - Zersetzungsgrad, Fettdruck: Korrelation signifikant für  $p < 0,05$ )  
Correlation ( $r_R$ ) between the parameters of the balance of matter (in bold type: correlation significant for  $p < 0,05$ )

	Tiefe	pH	Corg	Norg	C/N	OBS	P	Zg	N/P	N/S
pH	<b>0,59</b>	x	<b>-0,41</b>	-0,11	<b>-0,31</b>	<b>-0,56</b>	<b>0,55</b>	<b>-0,43</b>	<b>-0,63</b>	<b>-0,44</b>
Corg	-0,11	<b>-0,41</b>	x	0,25	<b>0,60</b>	<b>0,70</b>	<b>-0,32</b>	-0,15	<b>0,49</b>	0,28
Norg	<b>-0,31</b>	-0,11	0,25	x	<b>-0,51</b>	<b>0,48</b>	0,22	0,18	<b>0,39</b>	<b>0,64</b>
C/N	0,11	<b>-0,31</b>	<b>0,60</b>	<b>-0,51</b>	x	0,29	<b>-0,47</b>	-0,29	0,16	-0,24
OBS	-0,14	<b>-0,56</b>	<b>0,70</b>	<b>0,48</b>	0,29	x	<b>-0,43</b>	-0,17	<b>0,72</b>	<b>0,59</b>
P	0,13	<b>0,55</b>	<b>-0,32</b>	0,22	<b>-0,47</b>	<b>-0,43</b>	x	0,10	<b>-0,71</b>	0,03
Zg	<b>-0,71</b>	<b>-0,43</b>	-0,15	0,18	-0,29	-0,17	0,10	x	0,02	0,18
N/P	<b>-0,32</b>	<b>-0,63</b>	<b>0,49</b>	<b>0,39</b>	0,16	<b>0,72</b>	<b>-0,71</b>	0,02	x	<b>0,44</b>
N/S	<b>-0,71</b>	<b>-0,44</b>	0,28	<b>0,64</b>	-0,24	<b>0,59</b>	0,03	0,18	<b>0,44</b>	x
P/S	-0,30	0,20	-0,31	0,20	<b>-0,44</b>	-0,27	<b>0,68</b>	0,23	<b>-0,49</b>	<b>0,50</b>

Die geschilderte Streuung in den mittleren Torftiefenprofilen wird von kleinräumigen Unterschieden innerhalb der Hochmoore verursacht und lässt einen (wenn auch nur schwachen) Kern - Peripherie - Gradienten in den chemischen Parametern erkennen. So befinden sich SF1a bis SF3 und CF2 und CF3 weniger als 20 Meter voneinander entfernt, wurden und werden aber durch ihre Distanz vom Moorrand bzw. zum peripheren Grabensystem unterschiedlich tief belüftet und damit von Degradationsprozessen beeinflusst. Zum Teil variieren die Parameter im Tiefenprofil selbst an einem aufgenommenen Standort (SF1a und SF1b:  $< 2$  m Distanz!).

Vom Moorrand zur Moormitte nimmt am deutlichsten die Tiefenreichweite der Zersetzung des Torfes ab (von etwa einem Meter auf knapp 2 - 3 Dezimeter), verbunden mit einer unterschiedlich intensiven Austrocknung in sommerlichen Dürreperioden. Im Sommer 2003 waren die Moorrandbereiche bis zur mineralischen Basis von sehr geringen Feuchtestufen geprägt. Im Moorzentrum sind die pH-Werte für gewöhnlich niedriger, der  $C_{org}$ -Gehalt höher und die C/N-Verhältnisse weiter. Des Weiteren kommt die Bedeutung der  $SO_2$ -Deposition insofern zum Ausdruck, dass an den westerzgebirgischen CF-Standorten die Schwefelgehalte niedriger sowie die N/S- und P/S-Verhältnisse weiter als im Salzflüßchen-Moor sind.

Als nächstes stellt sich die Frage nach den Ursachen für die unterschiedlichen Atmungsraten. Ist nun der Zusammenhang ausschließlich in der Degradation zu suchen oder gibt es Beziehungen zwischen Bodenchemismus und mikrobieller Aktivität? Die Ermittlung der  $r^R$ -Koeffizienten beleuchtet den Wirkungskomplex (Tab. 3). Je höher der Gehalt an Stickstoff (N) und Phosphor (P), umso stärker sind der Titriermittelverbrauch („deltaV“) und die CO<sub>2</sub>-Freisetzung. Schwefel (S) wirkt eher negativ, wie auch aus den N/S- und P/S-Verhältnissen hervorgeht. Ein weites C/N-Verhältnis scheint die mikrobielle Aktivität ebenfalls zu hemmen, wogegen der Zersetzungsgrad (Zg) positiv korreliert ist. Somit kann auf zwei Wirkungskomplexe geschlossen werden. Einmal wäre das der Fortschritt der Degradation, der ausschlaggebend für die Menge an (für Bodenmikroorganismen) verwertbarem Material ist, was die Gradienten in der Tiefe und vom Moorrand zum -kern erklärt. Zum anderen sind die trophischen Bedingungen und der potenzielle Wassergehalt bestimmend. Resultierend kommt es zu den Unterschieden zwischen den mit Schwefel angereicherten Torfen vom Salzflüßchen und denen aus Carlsfeld mit relativ weiten N/S- und P/S-Verhältnissen.

Tab. 3: Korrelationen ( $r_R$ ) zwischen Torfchemismus und Mikrobiologie (OBS - organische Bodensubstanz, Zg - Zersetzungsgrad)  
Correlation ( $r_R$ ) between peat chemistry (balance of matter) and microbiology

	Tiefe	N	C/N	OBS	P	S	N/S	P/S	Zg
delta V	-0,57	0,71	-0,51	0,31	0,39	-0,31	0,62	0,57	0,41
Atmung	-0,55	0,63	-0,45	0,36	0,30	-0,45	0,72	0,65	0,31

Über die Thematik „Umwelteinflüsse und mikrobielle Prozesse in degradierten Mooren“ im Kontext zum stofflichen Mobilisierungsverhalten sind Studien aus Großbritannien und Skandinavien bekannt, deren Erkenntnisse sich mit den dargestellten Ergebnissen decken, was Analogieschlüsse zu den eigenen Untersuchungen ermöglicht (BLODAU et al. 2004, BROWN 1998, CHEN et al. 2003, COLE et al. 2000, FREEMAN et al. 1998, FREEMAN et al. 2004, GRUNEWALD & SCHMIDT 2005, JENSEN et al. 2003, SCHEITHAUER et al. 2005).

Es ist zu vermuten bzw. zu erwarten, dass im Verlauf der letzten Dekaden die Biogeochemie der Torfe analog zu Klima und Deposition gravierenden Veränderungen unterlag. Die ohnehin sauren Verhältnisse dürften auch im Zuge der Säuredeposition in den 70er und 80er Jahren unverändert geblieben sein, wobei ein verstärkter Sulfateintrag die enzymatische Reaktion z.B. von Sulphatase hemmen kann (FREEMAN et al. 1998). Hinzu kommt der Einfluss des enorm gestiegenen Niederschlag-pH-Wertes im letzten Jahrzehnt. Dabei ist eine Wechselwirkung zwischen verändertem H<sup>+</sup>-Eintrag, Austauschprozessen an der organischen Substanz und Metabolismusrate zu sehen, da humusabbauende Mikroorganismen im Porenwasser der Torfe die wasserlösliche NOM als Elektronenakzeptor nutzen, insbesondere hochmolekulare aromatische Huminstoffe (CHEN et al. 2003). Die Zer-

setzung von gelöster und fester organischer Substanz hängt hierbei voneinander ab, wobei leicht verfügbare Substrate wie Glucose oder Oxalsäure die Torfmineralisierung beschleunigen (HAMER 2004). Sulfatrückgang und verstärkte Eutrophierung durch Stickstoffeintrag sind hingegen Vorgänge, welche den Trophiestatus beeinflusst und die mikrobielle Aktivität in den oligotrophen Torfen forciert haben.

Wie bereits angedeutet wurde, bestehen nicht nur zwischen Klima, Stoffeintrag, Moorwasserhaushalt, Torfeigenschaften und der mikrobiellen Aktivität enge Beziehungen, sondern es zeichnen sich anhand der Befunde aus den Laborexperimenten auch Auswirkungen auf die NOM-Desorption ab. Die Mechanismen der mikrobiell gesteuerten NOM-Mobilisierung in Torfen sind mit Blick auf die internationale Literatur äußerst komplex und bis dato nicht vollständig erforscht. FREEMAN et al. (1998) untersuchten die enzymatischen Wechselwirkungen in biogeochemischen Prozessen unter nasserem und trockneren Bedingungen und stellten fest, dass alle Enzyme positiv mit dem DOC korrelieren. Zudem fördert ein nasseres Milieu die DOC-Freisetzung, was wiederum in Rückkopplung den Substratreichtum für den mikrobiellen Metabolismus erhöht und die Synthese von neuen Enzymen unterstützt (Synergieeffekte). Ferner ist im Torf lebenden Enchyträen (Borstenvürmern) Aufmerksamkeit zu schenken, welche Böden mit hohen OBS-Gehalten bevorzugen und trotz verhältnismäßig geringer Biomasseanteile an der Bodenfauna eine zehnfach höhere Metabolismusrate als z.B. Lumbriciden (Regenwürmer) aufweisen (GISI 1990). Wie Messungen von COLE et al. (2000) ergaben, erhöht sich bei Anwesenheit von Enchyträen die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff in Form von DOC, der in Lösung gehen kann. Resultierend werden bei gesteigerter mikrobieller Aktivität die Enchyträen als treibende Kraft der Prozesse wie Zersetzung und Nährstoffmineralisierung in organischen Gebirgsböden angesehen.

## 5. Schlussfolgerungen

Das torfinterne Prozessgeschehen lässt sich wie folgt zusammenfassen. Zwischen den spezifischen Eigenschaften der organischen Bodensubstanz, Torfe bestehen annähernd zu 100 Prozent daraus, den Umweltbedingungen und der NOM-Mobilisierung bestehen enge Wechselbeziehungen. Ein pH-Anstieg bzw. die Nicht-Anwesenheit von Sulfat löst ein verstärktes Potenzial zur Mobilisierung von DOC aus, insbesondere aus den stärker degradierten Torfen. Mögliche Wechselwirkungen können im Kationenaustausch der Sphagnum-Torfe (BRAGG 2002) und im veränderten Ionenfluss, welcher die hydraulischen Bedingungen steuert, gesehen werden (EDOM 2001). Die mechanisch und milieuempfindliche Gelstruktur der OBS, die weder zeitlich noch räumlich konstant ist, wäre als Determinante von Sorption und Desorption einzuschätzen (SCHAUMANN 1998). Ökologisch relevante Geleigenschaften sind der Strukturgradient, das Quellungsverhalten, die Abhängigkeit der Diffusivität von Wassergehalt und Quellungszustand sowie die Geschwindigkeitskonstante und Aktivierungsenergie der DOC-Freisetzung, wiederum ab-

hängig von den Feuchte- und Elektrolytbedingungen. Die organische Bodensubstanz als hydrophiles Kolloid ist in der Lage, Stoffe - auch wasserlöslichen organischen Kohlenstoff - unspezifisch zu speichern, letztlich wieder abzugeben, verbunden mit dem Quellungsprozess bei Befeuchtung.

Die endogenen Aufbereitungs- und Mobilisierungsprozesse sind wiederum rückgekoppelt zu den exogenen Umweltbedingungen. Neben den Feuchteverhältnissen steuert der Chemismus des Bodenwassers die DOC-Freisetzung. Bei Anwesenheit von Sulfationen und niedrigem pH-Wert wird die Desorption von NOM unterdrückt. Im sauren Milieu liegen im Moorwasser ubiquitär Humin- und Fulvinsäuren in der protonierten Form vor. Infolge der Abnahme der Polarität der Moleküle verringert sich ihre Löslichkeit in Wasser. Das betrifft die DOC- und die Huminstoffmobilisierung. Im Umkehrschluss sind bei steigendem pH-Wert (weitgehend unabhängig von den Wasserinhaltsstoffen) verstärkt NOM mobilisierbar, da es zu einer Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes kommt. Damit geht die Deprotonierung des Säurerestes einher, was die Wasserlöslichkeit und Mobilität der Moleküle erhöht (FRIMMEL et al. 2002).

Der Zusammenhang zwischen dem Chemismus von Niederschlags- und Moorwasser ist nicht nur ein Phänomen des Erzgebirges, sondern wurde auch in anderen europäischen Regionen beobachtet, meist in Einzugsgebieten mit hohem Mooranteil (EVANS & MONTEITH 2001, HARRIMAN et al. 2003, MCCARTNEY et al. 2003). Speisen diese Einzugsgebiete die Reservoirs von Trinkwassertalsperren, war in den letzten Jahren ein verstärktes Konfliktpotenzial zwischen naturschutzfachlich-ökotechnischen Aktivitäten zur Moorrevitalisierung und der Wasserqualität bzw. der Trinkwasserproduktion bzgl. des NOM-Transfers von degradierten Gebirgsmooren in die Oberflächengewässer festzustellen (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005, KRÜGER & NEUMEISTER 2005, MEISSNER et al. 2003, SUDBRACK et al. 2005).

## 6. Danksagung

Die Studien erfolgten in Zusammenarbeit mit dem DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Außenstelle Dresden. Den Kollegen sei für die Kooperation, für die Labor- und insbesondere die Huminstoffanalytik sowie die Betreuung der Experimente gedankt. Dank richtet sich ferner an die Landestalsperrenverwaltung Sachsen und an das Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Unterstützung (BMBF-Förderkennzeichen: 02WT0172). Abschließend ist dem Landesforstpräsidium Sachsen für die Bereitstellung von Daten und Untersuchungsgenehmigungen zu danken.

## 7. Literaturverzeichnis

- AG BODEN (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Aufl.; Hannover (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- BAUER, L. (1974): *Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Band 5 (Naturschutzgebiete der Bezirke Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden)*; Leipzig, Jena, Berlin (Urania-Verlag).
- BLODAU, C., BASILIKO, N. & MOORE, T. R. (2004): Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. - *Biogeochemistry* **67**: 331 - 351.
- BRAGG, O. M. (2002): Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. - *The Science of the Total Environment* **294**: 111 - 129.
- BROWN, D. A. (1998): Gas production from an ombrotrophic bog - Effect of climate change on microbial ecology. - *Climatic Change* **40**: 277 - 284.
- BURT, T. P. (2003): Monitoring change in hydrological systems. - *The Science of the Total Environment* **310**: 9 - 16.
- CHEN, J., GU, B., ROYER, R. A. & BURGOS, W. D. (2003): The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron. - *The Science of the Total Environment* **307**: 167 - 178.
- COLE, L., BARDGETT, R. D. & INESON, P. (2000): Enchytraeid worms (Oligochaeta) enhance mineralization of carbon in organic upland soils. - *European Journal of Soil Science* **51**: 185 - 192.
- EDOM, F. (2001): Hydrologische Eigenheiten. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*: 17-18; Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- EVANS, C. D. & MONTEITH, D. T. (2001): Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988 - 2000: Evidence for recent recovery at a national scale. - *Hydrology and Earth System Science* **5**: 351 - 366.
- FREEMAN, C., NEVISON, G. B., HUGHES, S., REYNOLDS, B. & HUDSON, J. (1998): Enzymic involvement in the biogeochemical responses of a Welsh peatland to a rainfall enhancement manipulation. - *Biol. Fertil. Soil.* **27**: 173 - 178.
- FREEMAN, C., FENNER, J., OSTLE, N. J., KANG, H., DOWRICK, D. J., REYNOLDS, B., LOCK, M. A., SLEEP, D., HUGHES, S. & HUDSON, J. (2004): Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. - *Nature* **430**: 195 - 198.
- FRIMMEL, F. H., ABBT-BRAUN, G., HEUMANN, K. G., HOCK, B., LÜDEMANN, H.-D. & SPITELLER, M. (2002): *Refractory Organic Substances in the Environment*; Weinheim (Viley-VCH).
- GISI, U. (1990): *Bodenökologie*; Stuttgart (Georg Thieme Verlag).
- GRUNEWALD, K. & SCHMIDT, W. (2005): Problematische Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer im Erzgebirge. In: GRUNEWALD, K. & K. MANNSFELD (Hrsg.): *BzL - Beiträge zur Landschaftsforschung*; Berlin (Rhombos-Verlag, Band 2).



- HAMER, U. (2004): Priming effects of dissolved organic substrates on the mineralisation of lignin, peat, soil organic matter and black carbon determined with  $^{14}\text{C}$  and  $^{13}\text{C}$  isotope techniques. Dissertation. Ruhr-Universität Bochum, Fakultät der Geowissenschaften.
- HARRIMAN, R., WATT, A. W., CHRISTIE, A. E. G., MOORE, D. W., MCCARTNEY, A. G. & TAYLOR, E. M. (2003): Quantifying the effects of forestry practices on the recovery of upland streams and lochs from acidification. - *The Science of the Total Environment* **310**: 101 - 111.
- HONGVE, D., RIISE, G. & KRISTIANSEN, J. F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation? - *Aquatic Sciences* **66**: 231 - 238.
- HUBER, S. & FRIMMEL, F. H. (1996): Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe. - *Vom Wasser* **86**: 277 - 290.
- HUBER, S. A. & FRIMMEL, F. H. (1992): A liquid chromatographic system with multidetection for the direct analysis of hydrophilic organic compounds in natural waters. - *Fres. J. Anal. Chem.* **342**: 198 - 200.
- HÜTTER, L. A. (1990): *Wasser und Wasseruntersuchung*; Frankfurt a. Main, Aarau (Salle Verlag, Verlag Sauerländer).
- JENSEN, K. D., BEIER, C., MICHELSEN, A. & EMMETT, B. A. (2003): Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions. - *Applied Soil Ecology* **24**: 165 - 176.
- KALBITZ, K. (1996): Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluss der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften. (Dissertation), UFZ Bericht 23/1996; Leipzig.
- KRÜGER, A. & NEUMEISTER, H. (2005): Regenerierung entwässerter Hochmoore in bewaldeten Trinkwassereinzugsgebieten des Oberen Westerzgebirges - Auswirkungen auf den Stoffhaushalt und die Stoffdynamik. - *Mitteil. Bodenkundl. Gesellsch.* **107**: 493 - 494.
- MCCARTNEY, A. G., HARRIMAN, R., WATT, A. W., MOORE, D. W., TAYLOR, E. M., COLLEN, P. & KEAY, E. J. (2003): Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters, implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. - *The Science of the Total Environment* **310**: 133 - 141.
- MEISSNER, R., RUPP, H. & LEINWEBER, P. (2003): Re-wetting of fen soils and changes in water quality - experimental results and further research needs. - *Journal of Water and Land Development* **7**: 75 - 91.
- SCHAUMANN, G. (1998): Kinetische Untersuchungen an Bodenmaterial am Beispiel der Freisetzung von organischen Substanzen und Ionen, Bd. 31 von *Bodenökologie und Bodengenesse*; Berlin (Technische Universität Berlin Selbstverlag).
- SCHEITHAUER, J., GRUNEWALD, K. & PAVLIK, D. (2005): NOM quality and transfer from peat bogs due to environmental changes in the mountains Erzgebirge (Germany). In: *Earth and Environmental Sciences - Character of natural organic matter and its role in the environment*. - *Acta Universitatis Latviensis, Riga* **692**: 127 - 137.

- SCHEITHAUER, J. (2006): Umweltwandel im Erzgebirge - Eine vergleichende Analyse und Bewertung geökologischer Prozesse in bewaldeten Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren der oberen Berglagen. Dissertation. TU Dresden.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H. P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler; Berlin, Wien (Blackwell Wissenschafts-Verlag, 2. Aufl.)
- SCHÖNWIESE, C. D. (2000): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler; Berlin, Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- SLOBODDA, S. (1998): Entstehung, Nutzungsgeschichte, Pflege- und Entwicklungsgrundsätze für erzgebirgische Hochmoore. In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge: 10 – 30; Dresden.
- SMUL (1994 - 2004): Waldschadens- und Waldzustandsberichte 1993 bis 2003. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft; Graupa.
- SMUL (2005): Klimawandel in Sachsen - Sachstand und Ausblick 2005. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft; Dresden.
- SOULSBY, C., GIBBINS, C., WADE, A. J., SMART, R. & HELLIWELL, R. (2002): Water quality in the Scottish uplands: a hydrological perspective on catchment hydrochemistry. - *The Science of the Total Environment* **294**: 73 - 94.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl.; Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung)
- SUDBRACK, R., FREIER, K., GRUNEWALD, K., SCHEITHAUER, J., SCHMIDT, W. & WOLF, C. (2005): Verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwassertalsperren im Erzgebirge (Freistaat Sachsen). *GWF Wasser - Abwasser* 146, Nr. **11**: 847 - 851.
- ZIMMERMANN, F., FIEBIG, J., WIENHAUS, O. (1998): Immissionen und Depositionen. In: NEBE, W., ROLLOFF, A., VOGEL, M. (Hrsg.): Untersuchung von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt (Selbstverlag der Fachrichtung Forstwissenschaften der TU Dresden).
- ZINKE, P. (2002): Nutzungsgeschichte, Zustand und Revitalisierung der Moore im Erzgebirge. - *Telma* **32**: 267 – 280; Hannover.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Geogr. J. Scheithauer  
Landschaftsforschungszentrum e.V. (LFZ)  
Kipsdorfer Straße 87  
D-01277 Dresden  
E-Mail: Joerg.Scheithauer@gmx.de

Doz. Dr. K. Grunewald  
Technische Universität Dresden  
Institut für Geographie  
D-01062 Dresden

Manuskript eingegangen am 7. Juli 2006

