

Sauerstoffdynamik im Wurzelraum von *Typha angustifolia*



Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Dr. rer. nat.
an der Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm,
Abteilung für Systematische Botanik und Ökologie

Vorgelegt von
Dipl. Biol. Norbert Gäng
aus Bad Buchau

Ulm 2006

Amtierender Dekan: Professor Dr. Klaus-Dieter Spindler

1. Gutachter: Professor Dr. Marian Kazda

2. Gutachter: Professor Dr. Bernd Eikmanns

Tag der Promotion: 21. 07. 2006

Danksagung	I
Zusammenfassung	III
Summary	V
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	11
2.1 Charakterisierung der untersuchten Art <i>Typha angustifolia</i>	11
2.2 Freilanduntersuchungen	14
2.2.1 Entwicklung, Lage und ökologische Probleme des Untersuchungsgebietes	14
2.2.2 Klima des Untersuchungsgebietes	16
2.2.3 Lage und Beschreibung der Versuchsflächen	16
2.2.4 Charakterisierung der Röhrichtgürtel der Untersuchungsflächen	18
2.2.5 Nährstoffgehalte und Eutrophierungsgrad der Flächen	19
2.2.6 Sauerstoffmessungen	24
2.2.7 Transektanordnung und Instrumentierung im Freiland	25
2.2.8 Stängelanzahl, Stängelfläche und Aerenchymfläche	28
2.2.9 Detailaufnahmen von <i>Typha angustifolia</i>	30
2.3 Untersuchungen im Phytotron	31
2.3.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum	31
2.3.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum	32
2.3.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt	33
2.4 Auswertung	35
2.4.1 Freilanduntersuchungen	35
2.4.2 Untersuchungen im Phytotron	36
3 Ergebnisse	38
3.1 Freilanduntersuchungen	38
3.1.1 Mikroklima der Flächen	38
3.1.2 Wasserstände an den Messpunkten der Flächen während der Messjahre	41
3.1.3 Mittlerer Sauerstoffgehalt und Wasserstand im zeitlichen Verlauf	43
3.1.4 Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes vom Wasserstand	48
3.1.5 Unterschiede des Sauerstoffgehaltes zwischen den Flächen	53
3.1.6 Stängel- und Aerenchymfläche	53
3.1.7 Zusammenhang von Stängel-, Aerenchymfläche und Wasserstand	60
3.1.8 Stängelanzahl und Aerenchymfläche pro Bodenfläche	60

3.2 Untersuchungen im Phytotron	62
3.2.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum	62
3.2.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum	67
3.2.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt	76
4 Diskussion	82
4.1 Freilanduntersuchungen	82
4.1.1 Wasserstand und Sauerstoffgehalt	82
4.1.2 Morphometrie	85
4.2 Untersuchungen im Phytotron	87
4.2.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum	87
4.2.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum	88
4.2.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt	90
4.3 Zusammenfassende Diskussion	92
5 Literatur	94
6 Anhang	101

Danksagung

Zunächst möchte ich Herrn Professor Dr. Marian Kazda nicht nur für die Bereitstellung des Themas und die Betreuung der Arbeit danken, sondern auch für die angenehme Atmosphäre in seiner Arbeitsgruppe. Für das Gelingen der Arbeit in Kasan möchte ich besonders Herrn Professor Valery Yakovlev Dank sagen. Ohne seine Hilfe, Ratschläge und Bemühungen wären vermutlich größere Teile der Arbeit den Bach bzw. die Wolga hinunter getrieben. Vor allem möchte ich ihm für seine Geduld danken, die er aufbringen musste, um die Formalitäten mit der russischen Bürokratie für einen reibungslosen Ablauf des Projektes zu erledigen. Спасибо! Herzlichen Dank an Herrn Professor Dr. Eikmanns für die Übernahme des Zweitgutachtens. Weiterhin gilt mein Dank der Volkswagen Stiftung, ohne deren finanzielle Unterstützung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Danken möchte ich auch

- den Mitarbeitern der Systematischen Botanik und Ökologie und des Botanischen Gartens für die gute Zusammenarbeit.
- Sascha Leffler für die Zusammenarbeit und schöne Zeit in Russland (не толке работа).
- meinen Statistikhelfern Dr. Jörg Salzer und Raphael Mainiero.
- meinen Korrekturlesern Daniela Zinser, Kordula Heinen, Silke Gundel und Dr. Philipp von Wrangell.
- Балтика und Старая Казань Люкс!
- denen, die mich auf meinem Weg in Ulm begleitet haben und die mir sehr ans Herz gewachsen sind, besonders Kordula, Silke, Gitti, Thomas, Philip, Philipp, Steffi, Svenja, Meret, Jörg, Tom, Greg, Krissi und der Hühnchen-WG.
- meiner treuen Unterstützung aus Bad Buchau, besonders Oliver Wontke, Martin Preißing, Marc Rothenhäusler und Michael Briem.
- meinem Mitbewohner Tobias Handschuh, der maßgeblich daran beteiligt war die Chaos-WG vergessen zu machen und zur Gründung der wohl legendärsten HandschuhGäng beitrug.
- natürlich meinen Brüdern Berthold und Harald.

Der größte Dank aber gilt meiner Mutter, ohne deren Unterstützung und Glaube dies alles nicht möglich gewesen wäre. Meinem Vater, der meinen Werdegang leider nicht miterleben darf, möchte ich in tiefer Erinnerung diese Arbeit widmen.

Zusammenfassung

Es ist bekannt, dass Feuchtgebiete aufgrund von Sauerstoffmangel und reduzierenden Bedingungen im Boden einen für das Pflanzenwachstum ungünstigen Lebensraum darstellen. Um eine aerobe Wurzelrespiration aufrecht zu erhalten, bilden Feuchtgebietspflanzen Aerenchyme aus, die eine Belüftung der unterirdischen Organe gewährleisten. Zusätzlich zum eigenen Verbrauch geben Wurzeln Sauerstoff als „radial oxygen loss“ (ROL) an das umgebende anoxische Sediment ab. Der ROL wurde oft unter experimentellen Bedingungen nachgewiesen. Messungen im Freiland, besonders in Abhängigkeit vom Wasserregime, wurden nur selten durchgeführt. Darüber hinaus liegen wenige Informationen über die Effektivität und Kapazität des ROL vor.

Ziel dieser Arbeit war es, den Einfluss von Stauwasser auf den ROL der Feuchtgebietsart *Typha angustifolia* unter Berücksichtigung der herrschenden edaphischen und klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Zur Klärung dieser Einflüsse wurden Untersuchungen unter natürlichen Bedingungen am Kuibyschew Stausee (Republik Tatarstan, Russische Föderation) und Experimente in einem Phytotron an der Universität Ulm durchgeführt.

Die Bodensauerstoffgehalte am Kuibyschew Stausee wurden in *Typha angustifolia* Beständen auf zwei unterschiedlich eutrophen Flächen entlang eines Wassergradienten während der Vegetationsperiode in den Jahren 2002-2004 gemessen. Zur Kontrolle dienten auf beiden Flächen Bereiche ohne Vegetation. Zusätzlich wurden entlang des Wassergradienten die Stängelquerschnitt- und Aerenchymflächen bestimmt. Die Untersuchungen im Phytotron gliederten sich in drei Versuche. Versuch 1 hatte das Ziel, den Bodensauerstoffgehalt unter *Typha angustifolia* bei unterschiedlichen Wasserständen und unterschiedlicher Entfernung zum Wurzelraum zu untersuchen. Versuch 2 diente der Klärung des Zusammenhangs zwischen Sauerstoffsättigung in den unterirdischen Organen und Sauerstoffgehalt in der Rhizosphäre. Mit Versuch 3 sollte der Einfluss der mikrobiologischen Aktivität auf den Sauerstoffgehalt einer hydroponischen Lösung mit *Typha angustifolia* untersucht werden. Dafür wurde zwischen zwei Behandlungen unterschieden. Zur Verminderung der biologischen Aktivität wurde eine Variante mit Micropur Mc300 (Katadyn AG, Schweiz) behandelt, die andere blieb als Kontrolle unbehandelt. Während der Versuche 2 und 3 wurden drei Klimaprogramme mit jeweils unterschiedlichen Wasserdampfdruckdefiziten (0,8 kPa, 1,5 kPa und 1,9 kPa) simuliert.

Im Freiland konnte freier Sauerstoff nur bei guten Diffusionsbedingungen bzw. bei niedrigen Wasserständen gemessen werden. Die mittleren Sauerstoffgehalte lagen auf Fläche 2 in den Messjahren 2003 und 2004 über denen der stark eutrophen Fläche 1. Dieser Unterschied war im Jahr 2003 signifikant. Die Sauerstoffgehalte im *Typha*-Bestand lagen geringfügig über denen der Kontrolle. Tendenziell war im Messjahr 2003 die

Abnahme der Sauerstoffgehalte bei steigendem Wasserstand im *Typha*-Bestand im Vergleich zu Kontrolle verzögert.

Ein hoher Wasserstand zu Beginn der Vegetationsperiode führte zu einer Zunahme der Stängelquerschnittsfläche und somit zu einer Vergrößerung der Aerenchymfläche. Für die potentielle Belüftung bedeutete dies, dass die Aerenchymfläche pro Quadratmeter Bodenfläche trotz abnehmender Stängelanzahl an tieferen Stellen annähernd gleich war.

Die Untersuchungen im Phytotron zeigten eine Abhängigkeit der Sauerstoffgehalte im Wurzelraum von der mikrobiologischen Aktivität. Die Sauerstoffgehalte in den mit Micropur behandelten hydroponischen Lösungen waren bei allen drei Klimaprogrammen signifikant höher als in den unbehandelten. In Versuch 1 wurden unabhängig von der Wassertiefe und der Entfernung des Sensors vom Wurzelraum vereinzelt erhöhte Sauerstoffgehalte von bis zu 4 mg l⁻¹ gemessen. In Versuch 2 wurde ein enger Zusammenhang zwischen den Sauerstoffgehalten im Boden und der Sauerstoffsättigung im Rhizom deutlich. Mit zunehmender Sauerstoffsättigung in den Rhizomen nahmen die Sauerstoffgehalte im Substrat zu. Sowohl die höchste Sauerstoffsättigung im Rhizom (vereinzelt über 100 %) als auch der höchste Sauerstoffgehalt im Substrat (2-4 mg l⁻¹) wurden bei einem Wasserdampfdruckdefizit (VPD) von 0,8 kPa gemessen. Die Sauerstoffgehalte im Substrat nahmen bei einem VPD von 1,5 kPa ab und waren bei 1,9 kPa nahezu bei null. Dies legt nahe, dass sich der Sauerstofftransport in die unterirdischen Organe umgekehrt proportional zum VPD verhält. Die durch Thermoosmose und/oder den Feuchtigkeitsgradienten induzierte Konvektion fördert den Sauerstoffeinstrom durch die offenen Stomata. Unter diesen Bedingungen wird zusätzlich Sauerstoff aus der Photosyntheseleistung bereitgestellt.

Die Ergebnisse zeigten, dass der ROL von *Typha angustifolia* nicht ausreicht, um anoxische Bereiche homogen mit Sauerstoff zu versorgen. Vielmehr wird Sauerstoff nur an bestimmten Wurzelregionen abgegeben. Diese Regionen bewegen sich mit dem Wurzelwachstum in einer Art „moving source“ durch das Substrat. Der Sauerstoff wird nahe der Wurzeloberfläche verbraucht, wobei aeroben Bakterien eine besondere Bedeutung zukommt. Diese komplexen Interaktionen zwischen Feuchtgebietspflanzen und Bodenbakterien sollten aufgrund ihrer Bedeutung für die Emission von Treibhausgasen weiter untersucht und im Detail geklärt werden.

Summary

Due to oxygen deficiency and reductive conditions in soils, wetland ecosystems are unfavourable habitats for plant growth. In order to maintain aerobic root respiration, wetland plants obtain aerenchyma which enable oxygen conduction through the plant body to underground organs. In addition to their own consumption, roots lose oxygen to the surrounding anoxic soil, which is known as “radial oxygen loss” (ROL). ROL has been well documented in laboratory studies but not under field conditions in dependence of the water regime. Moreover, little is known about the magnitude of substrate oxygenation.

The aim of this study was to analyse the influence of water level fluctuation on the dynamics of oxygen content within *Typha angustifolia* vegetation. A further goal of the research was to determine the impact of edaphic and climatic conditions on substrate oxygenation.

To clarify these influences, experiments were undertaken at the Kuybyshev water reservoir (Tatarstan Republic, Russia) under field conditions and in an experimental set-up in a phytotron at the University of Ulm. During summer in the years 2002-2004 at Kuybyshev water reservoir, oxygen content in the soil was monitored and cross sections of stems within aerenchyma tissue were measured along the water gradient in order to determine the aerenchyma area. The measurements in the phytotron were divided into three experiments. The purpose of the first experiment was to determine the influence of water level and distance from roots on oxygen content in soil. The second experiment aimed to clarify the dependence of soil oxygen content on oxygen saturation inside the underground organs. In the last experiment, the influence of microbiological activity on the ROL was determined. This latter experiment was additionally divided into two different treatment groups. In the first group, the hydroponic solution was treated with Micropur Mc300 (Katadyn AG, Switzerland) to inhibit bacterial growth and thus oxygen consumption by bacteria. The other group was left untreated. Three daily courses with different maxima of water vapour pressure deficits (0.8 kPa, 1.5 kPa and 1.9 kPa) were used for experiments 2 and 3.

In the field, free oxygen was measured during periods of good diffusion with low water table. The decline in oxygen concentration with increasing water levels tended to be more efficiently buffered in the *T. angustifolia* plots than in control plots. Mean oxygen content was lower on the more eutrophic site in the years 2003 and 2004. In the year 2003 this difference was significant. Oxygen contents in *Typha* vegetation were marginally higher than in the control plot. A high water level at the beginning of the vegetation period caused a significantly greater stem area and consequently a greater aerenchyma area. In terms of potential aeration, it may be concluded that despite fewer stems in deeper water the aerenchyma area per square meter is similar to shallower zones.

The measurements taken in the phytotron showed that oxygen content depended on microbiological activity. Under all climatic conditions the oxygen content in hydroponic solution treated with Micropur was significantly higher than in the untreated control. In experiment 1 single oxygen peaks up to 4 mg l⁻¹ were measured independent from water regime and distance to the rhizosphere. In experiment 2 a tight connection between saturation in rhizome and oxygen contents was detected. The highest oxygen levels in the rhizomes (sometimes over 100 %) and in the substrate (2-4 mg l⁻¹) were found at a water vapour pressure deficit (VPD) of 0.8 kPa. Oxygen values in the substrate decreased at a VPD of 1.5 kPa and were almost zero at a VPD of 1.9 kPa. This suggests that oxygen transport to below-ground organs and ROL in *Typha* is inversely proportional to VPD. Thermal transpiration and/or humidity-induced gradients promote oxygen inflow into the leaf through open stomata. Additional oxygen is supplied by photosynthesis during such conditions.

The results suggest that the ROL of *Typha angustifolia* is not sufficient to produce homogenous oxidised sediments. In fact, oxygen release is only found at strictly confined locations of the roots. These locations are moving through the substrate with root growth (“moving source”). Released oxygen is consumed close to the root surface where methanotrophic bacteria are of particular importance. These complex interactions between wetland plants and soil bacteria should be subjected to further investigation due to their relevance for the emission of greenhouse gases.

1 Einleitung

In Europa werden seit Jahrhunderten Flüsse für die Schifffahrt, die Energie- und die Landgewinnung sowie für den Hochwasserschutz umgebaut. Während es an vielen Stellen durch Entwässerung von Sumpfgebieten oder Abtrennung von Seitenarmen zu einer Trockenlegung kommt, werden an anderen Stellen Flüsse durch eine Serie von Staustufen in eine Seenkette verwandelt (Nentwig 2005). Angesichts steigender Bevölkerungszahlen und kontinuierlichen Wirtschaftswachstums wurden seit 1950 immer mehr Staudämme gebaut. Es entstanden weltweit mindestens 45.000 Großstaudämme, um die Nachfrage nach Strom und Wasser zu decken. Nach der Definition der internationalen Kommission für Großstaudämme (ICOLD) weist ein Großstaudamm eine Höhe von mindestens 15 m über dem Fundament auf. Wenn ein Staudamm 5-15 m hoch ist und ein Speichervolumen von über drei Millionen Kubikmeter hat, ist er ebenfalls als Großstaudamm zu bezeichnen. Heute hat fast die Hälfte aller Flüsse auf der Welt mindestens einen Großstaudamm. Ein Drittel aller Länder greift auf Wasserkraft zur Deckung von mehr als der Hälfte ihres Energiebedarfs zurück. Großstaudämme erzeugen weltweit 19 % des gesamten Stroms (WCD, World Commission on Dams 2000).

Trotz des wichtigen Beitrags zur wirtschaftlichen Entwicklung sind die Folgen und Auswirkungen auf die Umwelt unübersehbar. Im Gegensatz zu Fließgewässern zeichnen sich stehende Gewässer durch eine längere Verweilzeit des Wassers aus. Dies wirkt sich in erster Linie auf den Stoffhaushalt aus. Stehende bzw. langsam fließende Gewässer lassen sich in so genannte Trophieebenen unterteilen. Als Trophie wird dabei die Intensität der organischen photoautotrophen Produktion bezeichnet (Elster 1958). Oligotrophe Gewässer weisen im Gegensatz zu eutrophen eine geringe Primärproduktion auf.

Durch das Aufstauen ergibt sich im Fließgewässer ein nach Gefälle und Stauhöhe ausgedehnter Rückstau, der sich mit verminderter Fließgeschwindigkeit, veränderten Sedimentations- und Besiedlungsverhältnissen bis zur Stauwurzel nachweisen lässt. Folgen des Aufstauens sind Sedimentation und Rückgang des Selbstreinigungsvermögens. In den Gewässern reichern sich Sedimente sowie Nähr- und Schadstoffe an, so dass die Gewässer eutrophiert werden. Eutrophierung entsteht vor allem durch eine Zufuhr von gelösten oder leicht löslichen Nährstoffen, kann aber auch durch den Eintrag organischer Reste erfolgen, die im Gewässer mineralisiert werden. Heute wird unter dem Begriff Eutrophierung ein Prozess verstanden, der anthropogen bedingt ist. Eutrophierung führt zu einer Steigerung der pflanzlichen Produktion sowie zu einer Ausnutzung anderer, im Überschuss vorhandener Nährstoffe wie z.B. Stickstoff und Silizium (Schwoerbel 1999).

Weitere Probleme entstehen im Litoral und im semiterrestrischen Uferbereich durch die zum Teil großen periodischen Wasserspiegelschwankungen von Stauseen. Die Unterschiede des Wasserspiegels können an einigen Stauseen mehrere Meter betragen, bei manchen sogar bis zu 100 Metern. Der negative Einfluss von Wasserspiegelschwankungen

auf Pflanzen, Invertebraten und Fischgesellschaften wurde für viele Seen und Stauseen beschrieben (Hroudova & Zakravsky 1999; Gasith et al. 2000; Gafny & Gasith 2000). Durch die Wasserspiegelschwankungen entstehen nicht nur direkte wirtschaftliche Probleme hinsichtlich der Fischproduktion sondern auch ökologische. Durch die Überflutung des Bodens in den Uferbereichen kommen Mechanismen zum Tragen, die das Pflanzenwachstum nachhaltig beeinflussen. Das bei Überflutung in den Boden eindringende Wasser verdrängt die Luft aus dem Porensystem. Der Sauerstoffeintrag durch Diffusion ist vermindert, da die Diffusionsgeschwindigkeit in Wasser gegenüber Luft um den Faktor 10.000 niedriger ist. Der Restsauerstoff wird rasch von Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln verbraucht (Brändle 1996). Wassergesättigte bzw. überflutete Böden sind somit aufgrund des hohen biologischen Bedarfs an Sauerstoff schnell sauerstoffarm (Hypoxie), in den meisten Fällen sogar sauerstofffrei (Anoxie). Nach Einsetzen der Hypoxie bzw. Anoxie gewinnen überwiegend anaerobe Mechanismen an Bedeutung. Anaerobe Bakterien vermehren sich stark und erzeugen ein reduzierendes Milieu, in dem sich Fe^{2+} , Mn^{3+} , Schwefelwasserstoff (H_2S), Buttersäure und Sulfide bis zur toxischen Konzentration anreichern können (Drew & Lynch 1980). Die toxischen Konzentrationen der anfallenden, reduzierten Elemente und Moleküle stellen ein Problem für das Wurzel- und Pflanzenwachstum dar. Die Wirkung von H_2S zum Beispiel ist dadurch zu erklären, dass Schwermetalle mit H_2S reagieren und Sulfide bilden. Enzyme, die diese Schwermetalle in ihren prosthetischen Gruppen enthalten, werden blockiert (Hock & Elstner 1995). Davon betroffen ist auch die Cytochromoxidase, wodurch die aerobe Zellatmung gehemmt wird. Des Weiteren führt der Sauerstoffmangel direkt zu einer Abnahme des Energiestatus der Wurzeln. Bei terrestrischen bzw. bei nicht an Staunässe und Überflutung angepassten Pflanzen führt eine Hypoxie oder Anoxie schnell zum Absterben von Wurzeln. Infolge des verminderten Wurzelwachstums kommt es zu einer Verringerung der Nährstoffaufnahme, die zu einem insgesamt schlechteren Ernährungszustand der Pflanze führt. Durch das in den Wurzeln gebildete Stresshormon Abscisinsäure (ABA) wird dieser Effekt verstärkt. ABA verursacht ein Schließen der Spaltöffnungen, wodurch der Transpirationsstrom und somit die Nährstoffnachlieferung reduziert wird (Drew & Lynch 1980; Drew 1990).

Durch eine Verkleinerung der nährstoffaufnehmenden Oberfläche aufgrund von Wurzelmortalität sowie eine Aktivitätsveränderung der Ionenpumpen in der Wurzelendodermis, bedingt durch veränderte Redoxverhältnisse, sinkt der Energiestatus und die Nährstoffkonzentration in den Blättern nimmt ab (Pezeshki 1994). Unter Umständen kann es in der Pflanze zu einem Stickstoffmangel kommen, da Denitrifikationsprodukte unter anaeroben Bedingungen ausgasen können (Ponnamperuma 1984).

Ein weiteres Problem stellt der „postanoxische Stress“ dar. Unter anoxischen Bedingungen steigt der Gehalt an Reduktionsäquivalenten und die Elektronentransportketten sind abgesättigt. Bei einer Wiederbelüftung entstehen aktive Sauerstoffspezies wie Super-

oxidanionen, Wasserstoffperoxide und Hydroxylradikale. Sie reagieren mit allen bekannten Makromolekülen, welche als Folge davon ihre Funktionen nicht mehr ausführen können (Armstrong et al. 1994; Brändle 1996).

Permanent oder periodisch überflutete Böden können daher nur von spezialisierten Arten besiedelt werden. Zu diesen gehören die tropischen und subtropischen Mangroven- und Sumpfyypressenwälder, aber auch unsere einheimischen Sumpf-, Röhricht- und Wasserpflanzen (Brändle 1996). Diese Pflanzengruppen weisen trotz der oben genannten ungünstigen Wachstumsbedingungen eine sehr hohe Biomasseproduktion auf. (Bradbury & Grace 1983; Mitsch & Gosselink 1993). Bei Untersuchungen in Marokko wurde für *Typha angustifolia* L. eine Trockenbiomasse pro Quadratmeter Bodenfläche von 2158 g m⁻² und für *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. von 2296 g m⁻² gemessen (Ennabili et al. 1998). Gafny und Gasith (2000) ermittelten für *Phragmites australis* eine Trockenbiomasse pro Vegetationsperiode von 1750 g m⁻² und für *Typha angustata* Bory & Chaub. eine von 880 g m⁻². So ein Biomassezuwachs ist nur durch besondere Anpassungen möglich, welche sich in zwei Gruppen einteilen lassen:

1. Physiologische Anpassungen
2. Morphologische Anpassungen

Physiologische Anpassungen betreffen meistens den Metabolismus zur Aufrechterhaltung des Energiestatus in der Zelle. Organe mit ungenügender Sauerstoffversorgung müssen ihren Energiestoffwechsel auf Gärung umstellen. Der Nachteil der Gärungen besteht darin, dass die Reduktionsäquivalente aus der Glykolyse nicht zur ATP-Bildung in der Endoxidation genutzt werden können, aber dennoch reoxidiert werden müssen, um den Fortgang der Glykolyse zu sichern. Für höhere Pflanzen sind mehrere Arten der Gärung nachgewiesen. Die zwei wichtigsten sind die Lactat- und die Ethanolgärung. Im Vergleich zur Respiration (36 ATP pro Molekül Hexose) haben die Lactat- und Ethanolgärung eine geringere Energieausbeute (2-3 ATP pro Molekül Hexose). Zu Beginn einer Anoxie setzt zuerst die Lactatgärung ein, dabei wird Pyruvat nicht decarboxyliert, sondern selbst als Endakzeptor verwendet. Infolge der Lactatgärung wird das Cytosol angesäuert. Das Sinken des pH-Werts aktiviert die Ethanolgärung (Davies 1986). Die Alkoholdehydrogenase (ADH) hat ihr Optimum bei einem pH-Wert unter 7. In Gewebe von anoxietoleranten Arten wird die Lactatgärung nach Absinken des pH-Wertes gehemmt, um eine Übersäuerung zu verhindern. Sieber & Brändle (1991) konnten zeigen, dass in Kartoffelknollen die Lactatgärung nicht gehemmt wird, wodurch der pH-Wert schnell unter den neutralen Bereich absinkt und das Gewebe nach 48-72 Stunden abstirbt. Bei der toleranten Art *Acorus calamus* L. wird die Lactatgärung dagegen gehemmt.

Der effektivere Weg, um größere Mengen von ATP unter Anoxie zu produzieren, ist die Ethanolgärung. Eine direkte toxische Wirkung von Alkohol auf das Gewebe kann ausgeschlossen werden, da Alkohol leicht aus Geweben heraus diffundiert und sich nicht in

toxischen Konzentrationen anreichert. Eine toxische Wirkung kommt der oxidierten Form des Ethanols, dem Acetaldehyd, zu, da es mit Makromolekülen wie zum Beispiel Proteinen reagiert (Armstrong 1979; Crawford 1978). Nicht tolerante Arten weisen eine beachtliche Steigerung der ADH auf, z.B. bei *Pisum sativum* L. bis zu 30-fach (Crawford 1978). Diese schnelle Steigerung der ADH-Aktivität ist mit einem beachtlichen „Pasteur Effekt“¹ verbunden. Anoxietolerante Arten weisen dagegen nur zu Beginn einer Anoxie eine moderate Zunahme der ADH-Aktivität auf, sparen bei längerer Anoxie die Reserven und produzieren somit weniger toxische Komponenten. Da unter Hypoxie und Anoxie der Phloemtransport stark verlangsamt ist, werden Kohlenhydrate nur schlecht in die überfluteten Organe transportiert. Bei einer längerfristigen Hypoxie oder Anoxie müssen daher ausreichend Energiereserven vorhanden sein und mobilisierbar bzw. fermentierbar gemacht werden können. Aspargus und Brändle (2000) konnten zeigen, dass bei der nicht an Staunässe angepassten Art *Solanum tuberosum* L. die Aktivität der α -Amylase während einer Überflutung abnimmt. Bei *Acorus calamus* dagegen blieb die Aktivität erhalten. Es konnte weiterhin Stärke aus den Speicherorganen abgebaut und freie Zucker zur Energiegewinnung bereitgestellt werden.

Trotz der physiologischen Anpassungen wachsen Pflanzen bzw. unterirdische Organe unter Anoxie schlechter als bei ausreichender Sauerstoffversorgung. Ein gutes Wachstum submerser Organe benötigt eine ausreichende Belüftung, damit der Sauerstoffpartialdruck über dem „Pasteur Punkt“ (ca. 3 kPa) gehalten wird.

Die wichtigste morphologische Anpassung an ein sauerstoffarmes Milieu ist die Bildung von Gasräumen und Belüftungsgeweben, dem so genannten Aerenchym (Armstrong 1979). Aerenchyme können lysigenen oder schizogenen Ursprungs sein. Lysigenes Aerenchym kommt durch Absterben von Zellen zustande, die dabei Gasräume hinterlassen. Das Phytohormon Ethylen scheint dabei eine wichtige Rolle zu spielen. So konnten He et al. (1996) eine durch Ethylen erhöhte Zellulaseaktivität in den Wurzeln von Mais infolge von Hypoxie nachweisen. Die erhöhte Zellulaseaktivität löste dabei eine Zelldegeneration aus. Im Gegensatz zum lysigen gebildeten Aerenchym, welches bei vielen Nutzpflanzen wie z. B. Weizen (Trought & Drew 1980) und Mais (He et al. 1996) vorkommt, ist das schizogene häufig bei Feuchtgebietspflanzen zu finden. Schizogenes Aerenchym entsteht durch Bildung von Gasräumen bei der Gewebeentwicklung. Die Art und Ausdehnung ist in der Entwicklung festgelegt, meist sehr komplex strukturiert, kann sich aber bei länger andauernder Hypoxie vergrößern (Laan et al 1989; 1991; Visser et al. 2003). Oftmals kommen beide Arten von Aerenchymentypen in einer Pflanze vor. *Caltha palustris* L. und *Ranunculus sceleratus* L. bilden zuerst ein schizogenes Aerenchym aus, bei längerer Anoxie kommt es durch Auflösung von Zellen zu einem zusätzlichen lysigenen Aerenchym (Visser et al. 2000b). Unabhängig vom Aerenchymentyp konnte bei ver-

¹ Pasteur Effekt: Unter Gärung wird erheblich mehr Substrat verbraucht, der Zuwachs an Zellsubstanz ist aber geringer als unter aeroben Bedingungen.

schiedenen Feuchtgebietspflanzen eine Vergrößerung des Aerenchyms unter Wachstum bei Hypoxie bzw. Anoxie nachgewiesen werden (Justin & Armstrong 1987; Visser et al. 2000a; 2000b). *Juncus effusus* L. und *Rumex palustris* Sm. erreichten unter anoxischen Bedingungen einen prozentualen Aerenchymanteil in den Wurzeln von über 40 % (Visser et al. 2000b). Wurzeln mit einem größeren Anteil an Aerenchym weisen eine höhere Toleranz gegen Sauerstoffarmut auf, wurzeln tiefer und können somit Nährstoffe besser erschließen (Armstrong 1979; Justin & Armstrong 1987; Laan et al. 1989).

Aerenchyme durchziehen nicht nur Wurzeln und Rhizome, sondern meist die ganze Pflanze (Armstrong & Armstrong 1988). Zum einen können dadurch unterirdische Organe belüftet werden, zum anderen können Gase aus diesen Organen wieder in die Atmosphäre entweichen. Methanogene Bakterien, Denitrifikanten und Nitratammonifikanten verwenden Kohlenstoffdioxid, Ammonium, Nitrat und Nitrit als Elektronenendakzeptoren. Dabei entstehen Methan, molekularer Stickstoff, Stickstoffoxid und Distickstoffoxid, die sich in den unterirdischen Organen in hohen Konzentrationen anreichern und über die Aerenchyme wieder entweichen können (Dacey 1979; Brix et al. 1996; Yavitt & Knapp 1998). Eine wichtige Rolle spielt das Entweichen von endogen gebildetem Ehtylen, da dieses Phytohormon Wachstum und Entwicklung beeinflussen (Jackson & Pearce 1991). In geringen Konzentrationen kann es das Wurzelwachstum erhöhen, in größeren Konzentrationen ($> 0,1 \mu\text{l l}^{-1}$) wird das Wurzelwachstum jedoch gehemmt (Visser et al. 1997). Von ökologischer Bedeutung ist die Emission von Methan, da Methan als starkes „Treibhausgas“ gilt. Bis zu 90 % der Methanemission von wassergesättigten Böden können durch Feuchtgebietspflanzen entweichen. Eine Emission von Methan wurde schon für viele Feuchtgebietspflanzen beschrieben (Dacey 1979; Brix et al. 1996; Yavitt & Knapp 1998). Besonderes Interesse gilt den Prozessen, die in die Methanproduktion und das Entweichen in Feuchtgebieten involviert sind. Eine wichtige Rolle könnte dabei die Versorgung der unterirdischen Organe von Feuchtgebietspflanzen mit Sauerstoff via Aerenchyme spielen. Aerenchyme erhöhen den Leitwert der Gase, so dass die Luft die unterirdischen Organe nicht nur mittels einfacher Diffusion, sondern in einem Massenfluss (Konvektion) erreichen kann (Armstrong 1979). Für die Belüftung der überfluteten Organe sind mehrere Mechanismen beschrieben:

1. Venturi-induzierte Konvektion
2. Thermoosmose
3. Feuchtigkeit-induzierte Konvektion

Venturi-induzierte Konvektion:

Die Venturi-induzierte Konvektion entsteht durch eine Druckdifferenz zwischen abgestorbenen hohen und niedrigen Halmen. Wenn Wind an den offenen Enden höherer abgestorbener Halme vorbei streicht, entsteht ein Unterdruck. Aufgrund des entstandenen Unterdrucks wird Luft über das Aerenchymssystem nachgesaugt, welche über die offenen Enden von bodennäheren Halmen eingesaugt wird. Der entstandene Unterdruck ist dabei proportional zum Quadrat der Windgeschwindigkeit.

$$\Delta P = -\frac{1}{2} \rho \cdot v^2$$

ρ = Dichte der Luft
 v = Windgeschwindigkeit
 ΔP = Druckdifferenz

Die Höhe der Konvektion wird zusätzlich durch den Widerstand beeinflusst. Umso größer die Anzahl an Efflux- und Influxhalmen, desto größer ist die Fläche und so kleiner der Widerstand. Venturi-induzierte Konvektion ist bisher nur für *Phragmites australis* nachgewiesen worden, doch ist sie für Arten mit ähnlicher Wuchsform nicht auszuschließen (Armstrong et al. 1992, 1994, 1996c).

Thermoosmose und Feuchtigkeit-induzierte Konvektion:

Voraussetzung für beide Effekte ist ein mikroporöses Gewebe, welches hinter den Stomata anschließt und das Aerenchym der Pflanze von der umgebenden Atmosphäre trennt. Das Gewebe muss gewährleisten, dass sich Gasmoleküle mittels „Knudsen-Diffusion“ fortbewegen können. Die „Knudsen-Diffusion“ kommt zustande, wenn der Kapillaren- oder Porendurchmesser kleiner ist als die mittlere Wegelänge der Gasmoleküle (mittlere Strecke, die ein Gasmolekül zurücklegt, bevor es mit einem anderen zusammenstößt). Letztere liegt unter Normalbedingungen in der Größenordnung von 0,1 µm. Die Porendurchmesser des mikroporösen Gewebes müssen entsprechend kleiner sein, damit es nicht zur Gas-Massenströmung („Poiseuille flow“) kommen kann (Armstrong et al. 1996a; Armstrong et al. 1996b; Grosse 1996).

Die Thermoosmose beschreibt einen Stofffluss in einem gasförmigen Einkomponentensystem, welcher durch eine Temperaturdifferenz an einer mikroporösen Trennschicht unter isobaren Bedingungen hervorgerufen wird (Dacey 1981; Grosse 1996; Armstrong et al. 1996a). Durch eine Erhöhung der Temperatur im Blattinneren aufgrund von Strahlungsenergie entsteht im Blatt ein Überdruck im Vergleich zur Umgebungsluft. Unter idealen Bedingungen entsteht ein Druckunterschied, der sich mit folgender Formel beschreiben lässt:

$$\frac{P_B}{P_A} = \left(\frac{T_B}{T_A} \right)^{1/2}; T_A < T_B; J = 0$$

P_B =	Druck im Blattinneren
P_A =	Druck der Umgebungsluft
T_B =	Temperatur im Blattinneren
T_A =	Temperatur der Umgebungsluft
J =	Nettofluss

Dabei hängt der entstehende Überdruck von der Porengröße des mikroporösen Gewebes ab. Er entsteht nur, wenn die Porengröße im Bereich des „Knudsen-Regimes“ liegt. Wenn das beschriebene System nicht geschlossen ist, sondern das Gas die Möglichkeit hat, über einen zusätzlichen Kanal vom wärmeren und druckhöheren Kompartiment zum kälteren zu strömen, kommt es zu einem Konvektionsstrom. Dieser bleibt so lange bestehen, wie die „Knudsen-Diffusion“ am mikroporösen Gewebe auftritt und das Gas ungehindert durch den größeren Kanal abfließen kann (Grosse 1996). Dann gilt:

$$P_A \leq P_B; T_A < T_B; J > 0$$

Die Feuchtigkeit-induzierte Konvektion entsteht durch eine Druckdifferenz, hervorgerufen durch Unterschiede des Wasserdampfdrucks entlang eines mikroporösen Gewebes („Knudsen-Regime“). Durch Evaporation in den Blättern steigt der Wasserdampfpartialdruck in den Interzellularen. Die Relation zwischen höherem Wasserdampfpartialdruck und der blattinternen Partialdrücke von Sauerstoff und Stickstoff ist höher als in der Atmosphäre, was zu einem verstärkten Einstrom dieser beiden Gase in die Blätter führt (Lösch 2001). Unter „*steady-state*-Bedingungen“ gilt näherungsweise:

$$\Delta P = P_B - P_A; P_A < P_B; J = 0$$

Handelt es sich wiederum um ein offenes System, dann entlastet sich der Druck wieder in Richtung des geringsten Widerstandes und es kommt zu einem Konvektionsstrom in Bereiche mit niederem Druck. Wird der Wasserdampfdruck im Blattinnern durch die Transpiration hochgehalten, dann erreicht die Konzentration von Sauerstoff und Stickstoff nicht die externe Atmosphärenkonzentration, und die Gase diffundieren kontinuierlich durch das mikroporöse Gewebe ins Blatt. Es gilt:

$$\Delta P = P_B - P_A; P_A < P_B; J > 0$$

(Armstrong et al. 1996a; Armstrong et al. 1996b; Armstrong et al. 1996c; Brix et al. 1992; Bendix et al. 1994).

Die Durchflussrate durch die Pflanze entspricht in beiden Fällen der Diffusionsrate durch das mikroporöse Gewebe und hängt von der Dicke des Gewebes, von der Gewebeporosität, vom Porendurchmesser und vom Widerstand des Belüftungsweges ab (Armstrong 1996a). Da aber eine Erhöhung der Blatttemperatur auch zu einer Erhöhung der Transpiration führt und somit der Wasserdampfdruck im Blatt erhöht wird, ist die durch

den Feuchtigkeit-induzierte Konvektion nicht einfach von der Thermoosmose zu unterscheiden (Armstrong & Armstrong 1994; Armstrong et al. 1992).

Um einen kontinuierlichen Konvektionsstrom zu erzeugen, muss die Luft an einer anderen Stelle wieder entweichen können. Dacey (1981) konnte an *Nuphar lutea* ssp. *macrophylla* Beal (= *N. advena* Ait.) einen Einstrom der Luft über junge Blätter und einen Ausstrom über die alten Blätter nachweisen. Ein von den jüngeren zu den älteren Blättern gerichteter Konvektionsfluss konnte auch bei *Nymphoides peltata* (S.G. Gmelin) O. Kuntze nachgewiesen werden (Grosse & Mevi-Schutz 1987). Der Grund dafür ist die höhere Porosität der älteren Blätter (außerhalb des „Knudsen-Regimes“), so dass ein „Poiseuille flow“ entstehen kann. Bei *Nelumbo nucifera* Gaertn. finden Einstrom und Ausstrom der Luft im gleichen Blatt statt. Die zwei größten Kanäle des Blattstiels enden genau unter dem Zentrum des Blattes. Diese zwei großen Luftkanäle sind vermutlich hauptverantwortlich für den aufwärts gerichteten Luftstromausstrom unter Sonnenlicht (Mevi-Schutz & Grosse 1988).

Bei Arten wie zum Beispiel *Phragmites australis* tritt die Luft über intakte Blätter ein, ventiliert über die Sprosse und Rhizome und tritt an alten oder beschädigten Sprossen wieder aus (Brix 1989; Armstrong & Armstrong 1990; Armstrong et al. 1992; Kohl et al. 1996). Die Luft muss bei emersen Arten nicht unbedingt über alte und abgestorbene Sprosse abgegeben werden, sondern es ist auch ein Konvektionsfluss wie der von Dacey (1981 und 1982) bei *Nuphar lutea* beschriebene möglich. Tornbjerg et al. (1994) konnten den Rohrkolbenarten *Typha latifolia* L. und *Typha angustifolia* eine Konvektion von den jüngeren Blättern zu den älteren Blättern nachweisen.

Von besonderer Bedeutung ist, dass Feuchtgebietspflanzen nicht nur ihre eigenen Organe mit Sauerstoff versorgen, sondern Sauerstoff auch über die Wurzeln und Rhizome in die Rhizosphäre abgeben können. Diese Abgabe von Sauerstoff in die Umgebung wird als „radial oxygen loss“ (ROL) bezeichnet (Armstrong 1979). Der ROL kann aber innerhalb der Feuchtgebietsarten stark variieren. So wird im basalen Teil von Adventivwurzeln vieler Feuchtgebietsarten eine Barriere gegen den ROL ausgebildet, der apikale Teil dagegen ist durchlässig. Dadurch werden die Verluste in die Rhizosphäre vermindert, und die Longitudinaldiffusion von Sauerstoff im Aerenchym wird erhöht (Armstrong et al. 2000; Visser et al. 2000b). Durch den ROL wird eine oxidierte Rhizosphäre geschaffen, die die Wurzeln gegen in wassergesättigten Sedimenten gebildete Toxine schützt (Armstrong 1979; Chabbi et al. 2000). Der abgegebene Sauerstoff verhindert nicht nur die Wirkung der Toxine im Boden, sondern führt zu Interaktionen mit anderen Pflanzen und anderen Organismen.

Von besonderer ökologischer Bedeutung sind Interaktionen mit Mikroorganismen. Unter anaeroben Bedingungen verwenden Mikroorganismen zum Veratmen des organischen Materials alternative Akzeptoren. Wie oben erwähnt entsteht dabei sukzessive ein stark reduzierendes, für Pflanzenwachstum ungünstiges Milieu. Der von den Wurzeln

abgegebene Sauerstoff kann diese Prozesse hemmen bzw. ihnen entgegenwirken. Da alle heterotrophen, methanotrophen und nitrifizierenden Bakterien zur Energiebereitstellung Sauerstoff als Elektronenendakzeptor nutzen, regt die Sauerstoffabgabe die aeroben mikrobiellen Prozesse an. Es werden zum Beispiel die Umwandlungen von Ammonium zu Nitrit durch ammoniumoxidierende Bakterien sowie die Oxidation von Nitrit zu Nitrat durch nitritoxidierende Bakterien stimuliert. Eine erhöhte Nitrifikation kann für die Pflanze, aufgrund der Bereitstellung von Nitrat als Stickstoffquelle, nützlich sein.

Methan ist der Endpunkt der Kohlenstoffreduktion und wird in Feuchtgebietsböden und -sedimenten in Abwesenheit von Sauerstoff akkumuliert. Mit Hilfe des von den Wurzeln abgegebenen Sauerstoffs können methanotrophe Bakterien Methan in Kohlenstoffdioxid umwandeln. Das entstandene Kohlenstoffdioxid kann wieder in den Kohlenstoffhaushalt der Pflanze überführt werden und somit die Lücke im Kohlenstoffzyklus schließen. Diese Bakterien gewährleisten nicht nur eine Wiederverwertung des Kohlenstoffs, sondern verhindern auch einen Großteil der Diffusion von Methan in die Atmosphäre. Von dem potentiell durch Feuchtgebietspflanzen emittierbaren Methan können 10-90 % durch methanotrophe Bakterien oxidiert werden (Schipper & Reddy 1996; Bosse & Frenzel 1998). Es konnte nachgewiesen werden, dass methanotrophe Bakterien in der Rhizosphäre von Sauerstoff abgebenden Reiwurzeln eine größere Anzahl und höhere Aktivität aufweisen als in nicht durchwurzeltem Boden (Bodelier et al. 2000a; Bodelier et al. 2000b). King (1994) konnte mit *in vitro* Versuchen mit mehreren Feuchtgebietsarten z. B. *Calamagrostis canadensis* (Michx) P. Beauv. und *Typha latifolia* zeigen, dass in ihren Wurzel- und Rhizombereichen verstärkt Methan verbraucht wird. Durch den ROL der Feuchtgebietspflanzen ändern sich nicht nur die Bedingungen für Mikroorganismen, sondern auch die Bedingungen für andere Pflanzenarten und Tiergruppen werden verbessert. So keimt und wächst die nicht aerenchymatische Weidenart *Salix exigua* Nutt. in wassergesättigten Böden nur unter Anwesenheit von *Typha latifolia*. Sie profitiert offensichtlich vom ROL (Callaway & King 1996). Ságová-Maresková und Kvet (2002) konnten mit *in vitro* Versuchen in der Rhizosphäre von sechs verschiedenen Feuchtgebietsarten zum einen eine höhere Sauerstoffkonzentration im Substrat und zum anderen eine größere Abundanz von benthischen Makroinvertebraten als im pflanzenfreien Substrat nachweisen. Mainiero und Kazda (2004) konnten in einem Niedermoor im Substrat eines Bestandes von *Carex rostrata* Stokes eine höhere mittlere Sauerstoffsättigung (56,0 %) als in der Kontrollfläche (26,6 %) messen. In diesen Arbeiten war der Boden zwar wassergesättigt, aber ein Einfluss der Stauwasserhöhe auf den ROL bzw. auf die Dynamik des Bodensauerstoffgehaltes wurde nicht untersucht. Die in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen sollen einen Einblick in die Sauerstoffdynamik im Wurzelraum der ausgewählten Art *Typha angustifolia* in Abhängigkeit des Wasserstandes geben. Im Mittelpunkt des Interesses stand dabei der Einfluss des ROL auf die Bodensauerstoffgehalte sowie dessen Effektivität bei bestimmten Klimabedingungen und

mikrobiologischer Aktivität. Dazu wurden im Rahmen des von der Volkswagen Stiftung geförderten Projektes (I/77 616) „**Influence of water level fluctuation on *Typha*-dominated littoral communities of the Kuybyshev water reservoir (Tatarstan Republic, Russia)**“ Untersuchungen im Freiland und in einem Phytotron durchgeführt, um folgende Fragestellungen zu klären:

Freiland:

1. Kann die Feuchtgebietsart *Typha angustifolia* unter natürlichen Bedingungen trotz Verbrauch (Respiration der unterirdischen Organe, heterotropher Organismen und chemischen Bindungen) so viel Sauerstoff abgeben, dass molekularer Sauerstoff in der Rhizosphäre auch bei höheren Wasserständen messbar ist? Haben dabei Nährstoffgehalte im Boden Einfluss auf die Sauerstoffgehalte?
2. Haben unterschiedliche Wasserstände einen Einfluss auf die Aerenchymbildung in den oberirdischen Organen und somit auf die potentielle Belüftung?

Phytotron:

3. Wie verhält sich die Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit vom Wasserstand und von der Entfernung vom Wurzelraum (Versuch 1)? Führt eine Sauerstoffabgabe zu Ausfällung von Eisen? Wirkt sich dabei der Wasserstand auf die Biomasse und Aerenchymfläche der Pflanzen aus?
4. Hängt der Bodensauerstoffgehalt von der Sauerstoffsättigung in den unterirdischen Organen ab? Wird die Sauerstoffsättigung in den unterirdischen Organen durch die klimatischen Faktoren Strahlung und Wasserdampfdruckdefizit (VPD) beeinflusst (Versuch 2)?
5. Wie verhalten sich die Sauerstoffgehalte in einer hydroponischen Lösung mit *Typha angustifolia* bei einer Verminderung der mikrobiologischen Aktivität (Versuch 3)? Wirkt sich die mikrobiologische Aktivität positiv auf das Wachstum bzw. die Biomasse der Pflanzen aus?

2 Material und Methoden

Die vorliegende Arbeit gliederte sich in Freilanduntersuchungen am Kuibyschew Stausee in der Republik Tatarstan (Russische Föderation) und Versuche in einem Phytotron an der Universität Ulm.

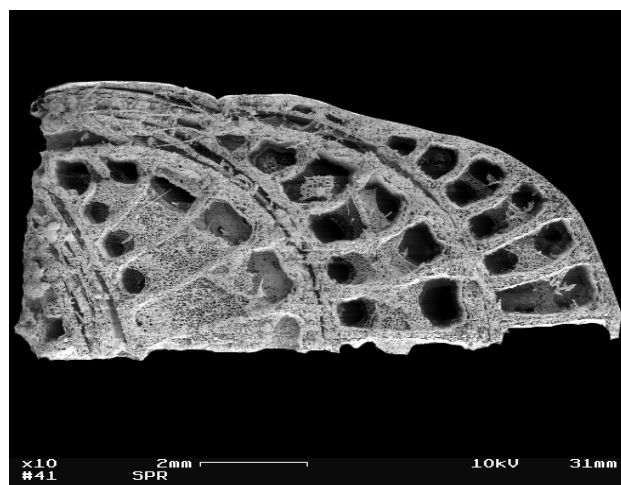
2.1 Charakterisierung der untersuchten Art *Typha angustifolia*

In beiden Arbeiten wurden Untersuchungen an der Feuchtgebietsart *Typha angustifolia* L. (Schmalblättriger Rohrkolben) durchgeführt, da sie große Bereiche des flachen Litorals am Kuibyschew Stausee besiedelt und dort monotypische Bestände bildet. Diese Pflanzenart besitzt den für Monocotyledonen typischen grasartigen Habitus und ist bekannter Verlander von mesotrophen Gewässern (Griese 1998; Hegi 1980). Sie kommt auf nassen bis wechsellassen, meist kalkarmen, aber basenreichen, nährstoffreichen und sandig-kiesigen bis schlammigen Böden vor und gilt als salzertragend. Das allgemeine Verbreitungsgebiet von *Typha angustifolia* umfasst Europa, (Zentral-) Asien, Nordamerika und Nordwestafrika. Sie fehlt in den borealen Gebieten (Griese 1998; Hegi 1980). Die Art wird ein bis drei Meter hoch und die Stängelblätter sind (3-)5-8(-10) mm breit. Die Blattscheiden sind dabei verlängert und so ineinander geschachtelt, dass Scheinsprosse (Stängel) entstehen. Die eigentliche, blütentragende Achse wächst durch den röhrenförmigen Scheinspross (Strasburger 1999). Die hell- bis gelbgrünen Blätter überragen den Blütenstand deutlich. Der Blütenstand lässt sich in einen männlichen und einen weiblichen Kolbenteil gliedern. Beide sind im Gegensatz zu *Typha latifolia* durch einen (2-)4-8(-9) cm langen blütenlosen Achsenabschnitt voneinander getrennt, wobei der männliche über dem weiblichen Kolbenteil an der Achse anliegt (Abbildung 1).

Der weibliche Kolbenteil wird 10-30 cm lang und ist zur Fruchtzeit 15-18 mm breit. Während der Blütezeit ist er dunkelbraun später rötlichbraun. Der männliche Kolben ist etwa gleich lang und durch 4-9 Tragblätter in Teilkolben gegliedert (Griese 1998; Hegi 1980). Als morphologische Anpassung an sauerstoffarmes und reduzierendes Milieu bildet *Typha angustifolia* wie viele andere Feuchtgebietspflanzen ein Aerenchym aus. Die folgenden Aufnahmen (Abbildungen 2-4) sind Detailaufnahmen von *Typha angustifolia*. Der größte Anteil der Aerenchymfläche ist in den Blättern zu finden. Es handelt dabei sich um das Unterblatt, das typisch für monocotyledone Pflanzen noch lange am Scheinspross anliegt (Strasburger 1999). Die Gesamtheit der durch Bildung so genannter „Diaphragmen“ entstandenen Hohlräume (Lakunen) wird zum Aerenchym zusammengefasst (Sculthorpe 1985). Bei *Typha angustifolia* werden große Bereiche dieser Hohlräume von einem Sternparenchym durchzogen (Abbildung 2).



Abbildung 1: *Typha angustifolia* in der Anzuchtfläche des Botanischen Gartens an der Universität Ulm. Der männliche Kolbenteil ist durch einen blütenlosen Abschnitt vom weiblichen abgesetzt.



Abbildungen 2: Viertel eines Stängelquerschnittes von *Typha angustifolia* (Zehnfache Vergrößerung). Der größte Teil des Aerenchymys wird von den Blättern gestellt. Die Lacunen sind von einem Sternparenchym durchzogen.

Das Rhizom von *Typha angustifolia* wird von einem nicht aerenchymatischen Kernbereich und einem aerenchymatischen Parenchym gebildet. Im Parenchym liegen die Leitbündel unregelmäßig verteilt (Abbildungen 3).

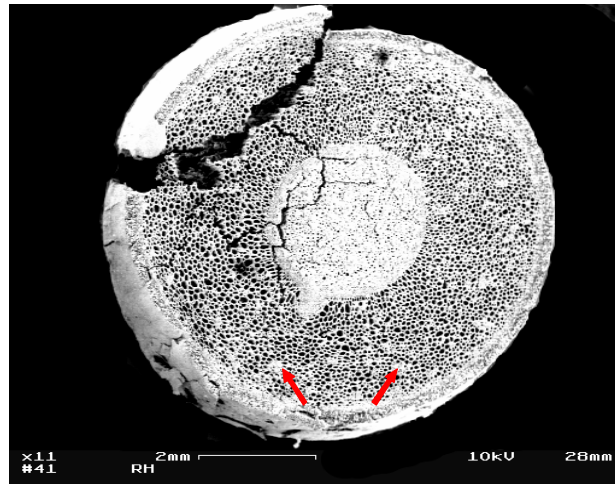


Abbildung 3: Übersichtsaufnahme eines Rhizomquerschnittes von *Typha angustifolia* mit elffacher Vergrößerung. Im aerenchymatischen Randbereich liegen die Leitbündel (rote Pfeile) ungeordnet vor.

In den Wurzeln befinden sich die Leitbündel radiärsymmetrisch im Zentralzylinder angeordnet. Der Zentralzylinder ist von einem aerenchymatischen Bereich (ehemals Rindenparenchym) umgeben, welcher nach außen hin durch die Rhizodermis begrenzt wird. Im Anschluss daran folgt die Wurzelhaarzone (Abbildung 4).

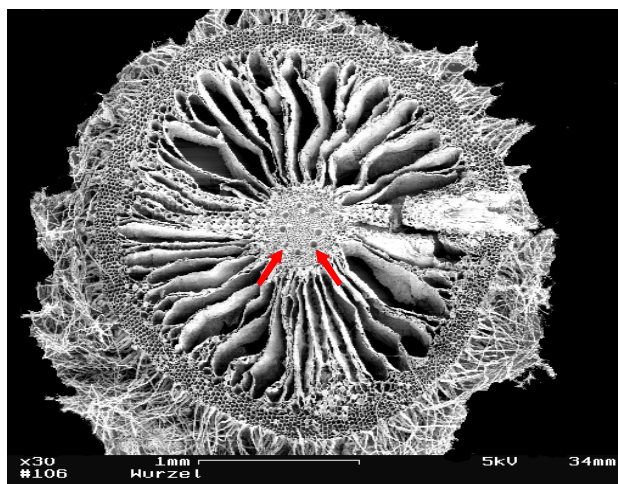


Abbildung 4: Übersichtsaufnahme eines Wurzelquerschnittes von *Typha angustifolia* mit 30facher Vergrößerung. Im Zentralzylinder sind die Leitbündel radiärsymmetrisch angeordnet (rote Pfeile).

2.2 Freilanduntersuchungen

2.2.1 Entwicklung, Lage und ökologische Probleme des Untersuchungsgebietes

Mit 3.530 km ist die Wolga der längste Fluss Europas. Ihre größten Nebenflüsse sind neben der Oka die Flüsse Kama, Samara und Wetluga. Die Wolga und ihre Nebenflüsse haben ein Einzugsgebiet von insgesamt etwa 1,36 Millionen Quadratkilometern und ihre durchschnittliche Abflussmenge beträgt etwa acht Millionen Liter pro Sekunde. Der Fluss ist größtenteils von März bis Mitte Dezember schiffbar (WCD 2000). Der Ausbau der Wolga begann in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts aus Gründen der Wasserversorgung, Energiegewinnung und Schiffbarmachung. So entstanden am gesamten Lauf, von den Waldaihöhen nördlich von Moskau bis zum Kaspischen Meer, mehrere Stauseen. Die daraus resultierenden Auswirkungen auf das Ökosystem sind unübersehbar. Das Aufstauen der Wolga wirkt sich erheblich auf die Fließgeschwindigkeit aus. Früher legte das Wasser der Wolga die Strecke Rybinsk (nördlich von Moskau) bis Wolgograd in 30 Tagen zurück, heute fließt die Wolga im Durchschnitt acht Kilometer pro Tag und benötigt damit von der Quelle bis zur Mündung fast anderthalb Jahre. Die Folgen davon sind der Rückgang des Selbstreinigungsvermögens, Sedimentation sowie eine Anreicherung von Nährstoffen.

Mit dem Ausbau der Wolga entstanden acht Stauseen, die zur Wolgakaskade zusammengefasst werden. Der größte der Wolgastauseen ist der Kuibyschew Stausee, welcher circa 800 km östlich von Moskau liegt. Er erstreckt sich rund 580 km wolgaufwärts sowie 300 km weit in den Unterlauf der Kama, die südlich der Stadt Kasan in die Wolga mündet (Abbildung 5). Der Kuibyschew Stausee hat eine Fläche von 6.450 km², ein Fassungsvermögen von 58 Mrd. m³ und das Kraftwerk eine Kapazität von 2,3 Gigawatt. Der größte Teil des Stausees befindet sich in der Republik Tatarstan. Der 27 m hohe Staudamm wurde in den Jahren 1950 bis 1955 im Samaraer Verwaltungsbezirk in der Nähe der Stadt Schiguljewsk errichtet. In den Jahren 1956 bis 1960 wurde der Stausee gefüllt.

Die am Staudamm bei Schiguljewsk erzeugte Energie wird hauptsächlich für die Versorgung der Industrie Mittelluslands eingesetzt. Das Aufstauen und Ablassen des Wassers am Kuibyschew Stausees führt innerhalb eines Jahres zu großen Unterschieden des Wasserstandes, die bis zu sechs Meter betragen können (Abbildung 6). Die Wasserspiegelschwankungen führen zu erheblichen Problemen im Litoral und im semiterrestrischen Uferbereich.



Abbildung 5: Geographische Lage der Republik Tatarstan ist durch ein rotes Rechteck, die Hauptstadt Kasan und der Kuibyschew Stausee durch einen roten Pfeil markiert

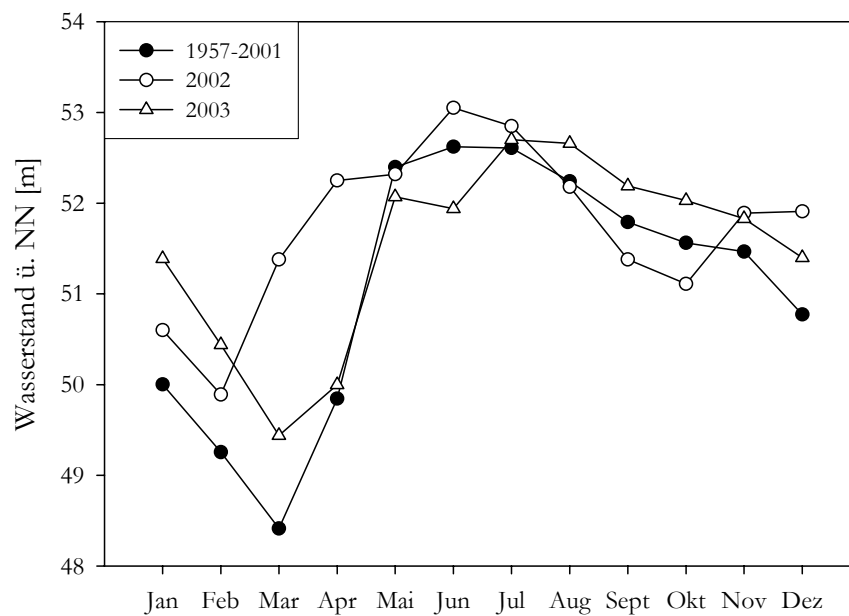


Abbildung 6: Die jährlichen Wasserspiegelschwankungen am Kuibyschew Stausee in den Jahren 2002 und 2003, der Mittelwert der Jahre 1957-2001 ist zum Vergleich dargestellt (Quelle: Fischereibehörde Kasan)

2.2.2 Klima des Untersuchungsgebietes

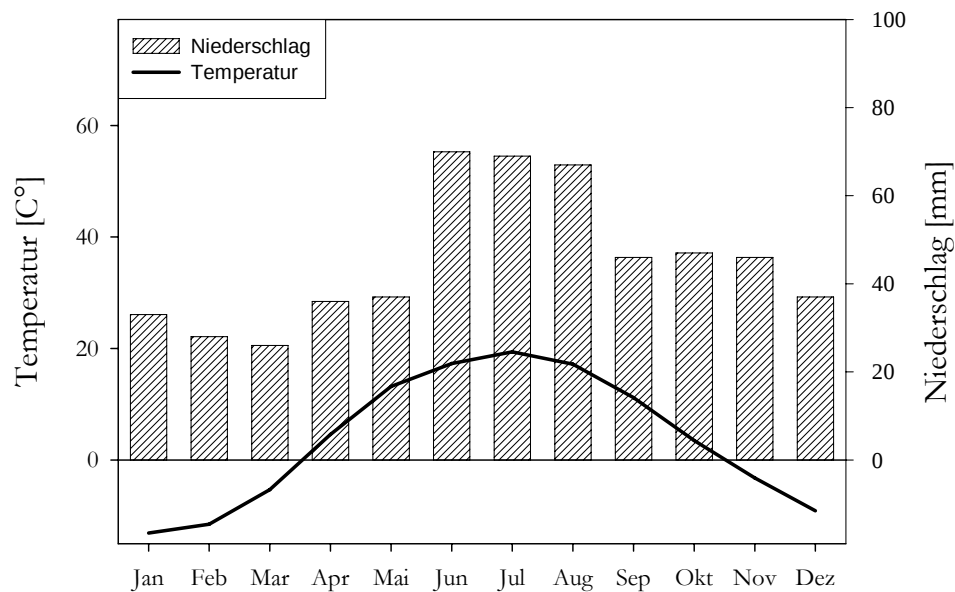


Abbildung 7: Mittlere Jahrestemperatur und Niederschlagsverteilung für die Region Kasan der letzten 30 Jahre (Quelle: www.klimadiagramme.de)

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der gemäßigten Klimazonen. Die Durchschnittstemperaturen betragen im Januar -13 °C und im Juni $+20\text{ °C}$. Die höchsten Niederschlagsmengen (60-70 mm) fallen in den Sommermonaten Juni und Juli. Die jahresdurchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt 430-500 mm (Abbildung 7). Im Jahr gibt es circa 272 Sonnentage und der Schnee bleibt ab Mitte November bis Anfang April liegen.

2.2.3 Lage und Beschreibung der Versuchsflächen

Die Freilanduntersuchungen wurden auf zwei verschiedenen Flächen, einer stadtnahen (Fläche 1) und einer stadtfernen (Fläche 2), durchgeführt (Abbildung 8).

Fläche 1 (Koordinaten: $55^{\circ} 42\text{ Nord}$ / $49^{\circ} 02\text{ Ost}$ / 80 m über NN) befindet sich im südlichen Stadtbezirk von Kasan in der Nähe des Dorfes Pobedilowo. Die Wolga wird in diesem Abschnitt durch den Fluss Kazanka, der im nördlichen Teil Kasans in die Wolga mündet, mit Nährstoffen und Schadstoffen durch kommunale Abwässer, der Landwirtschaft und der Industrie Kasans angereichert. Ein zusätzlicher Eintrag von Nähr- und Schadstoffen erfolgt durch einen Entwässerungs- und Abwasserkanal (Abbildung 9).

Fläche 2 wurde im Uferbereich einer Insel, circa 60 km südlich von Kasan, in der Nähe der Ortschaft Atabajewo, im Kama-Wolga Nationalpark angelegt (Koordinaten: $55^{\circ} 16\text{ Nord}$ / $49^{\circ} 18\text{ Ost}$ / 80 m über NN). Die Insel liegt im Bereich des Zusammenflusses von Wolga und Kama und ist circa 150 m vom Ufer des Festlandes entfernt (Abbildung 10).



Abbildung 8: Ansicht des Kuibyschew Stausees mit ungefährender Lage des Staudamms und der beiden Versuchsflächen. Fläche 1 ist stadtnah und Fläche 2 stadtfern.



Abbildung 9: Lage der Fläche 1 (roter Pfeil) in der Nähe des Dorfes Pobedilowo im Randbereich Kasans. Der blaue Pfeil kennzeichnet einen Abwasserkanal.



Abbildung 10: Lage der Fläche 2 (roter Pfeil) in der Nähe des Dorfes Atabajewo. Fläche 2 befindet sich auf einer Insel im Zusammenflussbereich von Wolga und Kama.

2.2.4 Charakterisierung der Röhrrichtgürtel der Untersuchungsflächen

Die Flächen unterscheiden sich in der Breite ihres Röhrrichtgürtels sowie Exposition und Gefälle. Die Ufervegetation konnte auf beiden Flächen als Großröhrricht charakterisiert werden (Koch et al. 2002). Die dominanten Arten waren *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* und *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.. Im Uferbereich bildeten diese drei Arten monotypische Bestände aus, welche sich gut voneinander abgrenzen ließen. Die *Typha*-Bestände bildeten auf Fläche 1 einen circa 26 m und auf Fläche 2 einen circa 30 m breiten Gürtel aus. Fläche 1 weist mit 2,1 % ein größeres Gefälle als Fläche 2 (1,5 %) auf. Fläche 1 ist Südost exponiert, Fläche 2 hingegen Südwest. Die Abbildungen 11 und 12 zeigen Übersichtsaufnahmen der beiden Röhrrichtbestände. Die oberirdische Biomasse pro Quadratmeter Bodenfläche auf beiden Flächen in den Messjahren 2003 und 2004 ist in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Oberirdische Biomasse pro Quadratmeter Bodenfläche [g m^{-2}] auf beiden Flächen der Messjahre 2003 und 2004. Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 9$

2003		2004	
Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
567 $\pm$ 239	558 $\pm$ 167	853 $\pm$ 257	1016 $\pm$ 231



Abbildung 11: *Typha*-Bestand auf Fläche 1



Abbildung 12: *Typha*-Bestand auf Fläche 2

2.2.5 Nährstoffgehalte und Eutrophierungsgrad der Flächen

Partikelzusammensetzung und Nährstoffgehalte des Bodens

Tabelle 2: Zusammenstellung der prozentualen Gewichtsanteile [%] des Feinbodens in einzelnen Bodentiefen der Untersuchungsflächen im *Typha*-Bestand. Aus den einzelnen Fraktionen ergibt sich die Ansprache der Bodenart aus dem Dreieckkoordinatensystem (Nach Ivanov, unveröffentlichter Abschlussbericht).

Fläche	Boden-tiefe	Sand (1-0,01 mm)	Schluff (0,01-0,001 mm)	Ton (<0,001 mm)	Bodenart Klassifikation *
1	0-10 cm	70,8	16,4	12,8	sandiger Lehm
	30-40 cm	51,0	18,8	30,2	tonig sandiger Lehm
	50-60 cm	40,6	13,2	46,2	sandiger Ton
2	0-10 cm	61,6	19,1	19,4	lehmiger Sand
	30-40 cm	39,4	12,6	48,0	sandiger Lehm
	50-60 cm	58,2	9,3	32,5	sandiger Lehm

* nach Scheffer & Schachtschabel 1998 (Ensslin et al. 2000)

Um die Bodenkörnung des Feinbodens und das Tiefenprofil der organischen Bestandteile des Bodens zu untersuchen, wurden Bodenproben bis zu einer Tiefe von 60 cm genommen. Die oberste, etwa sieben Zentimeter starke „Schlickauflage“, bestehend aus alten Pflanzenresten, wurde dabei nicht berücksichtigt. Es ist zu beachten, dass die Einteilung der Korngrößen nach russischen Standards erst bei 1 mm beginnt. In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Korngrößenbestimmung innerhalb der *Typha*-Bestände zusammengestellt. Die Bodenart wurde mit Hilfe des Dreieckkoordinatensystems nach Scheffer & Schachtschabel (1998) bestimmt. Auf beiden Flächen war der Tonanteil in den unteren Schichten größer als in den oberen. Der Sandanteil des Feinbodens ist in allen Fraktionen hoch. Die Bodenarten der einzelnen Schichten unterschieden sich nur sehr gering zwischen den Untersuchungsflächen (Tabelle 2).

Für die Bestimmung der Nährstoffgehalte (C, N, P, Mg, Ca, Na) und der Schwermetallgehalte (Fe, Mn) des Oberbodens wurden im Bestand auf beiden Flächen insgesamt neun Proben genommen. Diese wurden bei 60 °C 24 h getrocknet und an der Universität Ulm analysiert. Der Kohlenstoffgehalt wurde mit Hilfe eines CS-225 Carbon & Sulfur Determinator (LECO Corp., St. Joseph, USA) bestimmt. Die Bestimmung des Gesamtstickstoffgehaltes erfolgte nach Kjeldahl (KJELTEC Systems, Högaris, Sweden). Der Gesamtgehalt an Kalium, Magnesium, Natrium, Kalzium, Eisen und Mangan wurde mit einem AAS (Analytik Jena AG, Jena, Germany) ermittelt. Der Phosphorgehalt wurde photometrisch bestimmt (Perkin-Elmer, USA).

Die Ergebnisse der Nährstoffgehaltbestimmung sind in Tabelle 3 dargestellt. Die Gehalte der organischen Bestandteile Kohlenstoff und Stickstoff lagen auf Fläche 1 über denen von Fläche 2. Dieser Unterschied war aber nicht signifikant. Während die Gehalte von Phosphor und Kalzium auf Fläche 1 signifikant höher waren als auf Fläche 2, unterschieden sich die Natrium- und Magnesiumgehalte nicht. Der Kaliumgehalt dagegen war

auf Fläche 2 signifikant höher als auf Fläche 1. Die Gehalte der Metalle Eisen und Mangan waren auf Fläche 1 signifikant höher als auf Fläche 2.

Tabelle 3: Nährstoffgehalte des Oberbodens [mg g^{-1}] auf beiden Flächen im *Typha*-Bestand. Mittelwert und Standardabweichung, $n = 9$, t-Test für unabhängige Stichproben

Element	Fläche 1	p<	Fläche 2
Kohlenstoff	117,27 $\pm$ 65,91	n.s.	87,16 $\pm$ 24,36
Stickstoff	9,62 $\pm$ 4,69	n.s.	6,33 $\pm$ 1,44
Phosphor	1,17 $\pm$ 0,46	0,05	0,78 $\pm$ 0,16
Natrium	0,34 $\pm$ 0,2	n.s.	0,38 $\pm$ 0,3
Kalium	1,49 $\pm$ 0,83	0,01	3,04 $\pm$ 1,36
Magnesium	4,38 $\pm$ 0,93	n.s.	4,98 $\pm$ 1,4
Kalzium	11,12 $\pm$ 5,28	0,05	5,67 $\pm$ 2,43
Eisen	29,64 $\pm$ 7,62	0,001	22,41 $\pm$ 4,89
Mangan	0,49 $\pm$ 0,17	0,05	0,2 $\pm$ 0,04

Nährstoffgehalte des Wasserkörpers

Für die Ermittlung der Nährstoffgehalte des Wasserkörpers auf den Versuchsflächen wurde alle ein bis zwei Wochen eine Wasserprobe genommen und im biochemischen Labor des Institutes für „Ecology of Nature Systems“ (Republik Tatarstan, Kasan) analysiert. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte elektrochemisch. Die Ammoniumkonzentration wurde titrimetrisch, die Gehalte an Nitrat und Phosphat photometrisch, die Sulfatgehalte gravimetrisch und die Chloridkonzentration argentometrisch bestimmt.

Der pH-Wert des Wasserkörpers über den Flächen lag während der Messperioden in einem Bereich zwischen sechs und neun. Im Messjahr 2002 war der pH-Wert auf beiden Flächen höher als in den zwei darauf folgenden Messjahren und überschritt Ende des Messzeitraums 2002 einen pH-Wert von acht. In den Jahren 2003 und 2004 war der pH-Wert auf beiden Flächen, ausgenommen eine Messung auf Fläche 1 Anfang Juni 2003, niedriger als 2002. Auf beiden Flächen lag der pH-Wert während dieser zwei Messjahre in einem Bereich zwischen sechs und acht (Abbildung 13). Gewässer mit solchen pH-Werten werden als mesotroph bzw. eutroph eingestuft (Tabelle 31 im Anhang).

Die Nitratgehalte lagen auf beiden Flächen während der drei Messperioden meist in einem Bereich von 0 mg l^{-1} bis 2,5 mg l^{-1} . Vereinzelt traten höhere Gehalte von bis zu 4 mg l^{-1} , auf der stadtnahen Fläche 1 sogar von bis zu 7 mg l^{-1} auf (Abbildung 13).

Die Ammoniumgehalte lagen auf beiden Untersuchungsflächen in einem Bereich von 0 mg l^{-1} bis 1,5 mg l^{-1} . Die Gehalte schwankten jedoch im zeitlichen Verlauf stark und ließen keinen Trend erkennen (Abbildung 13).

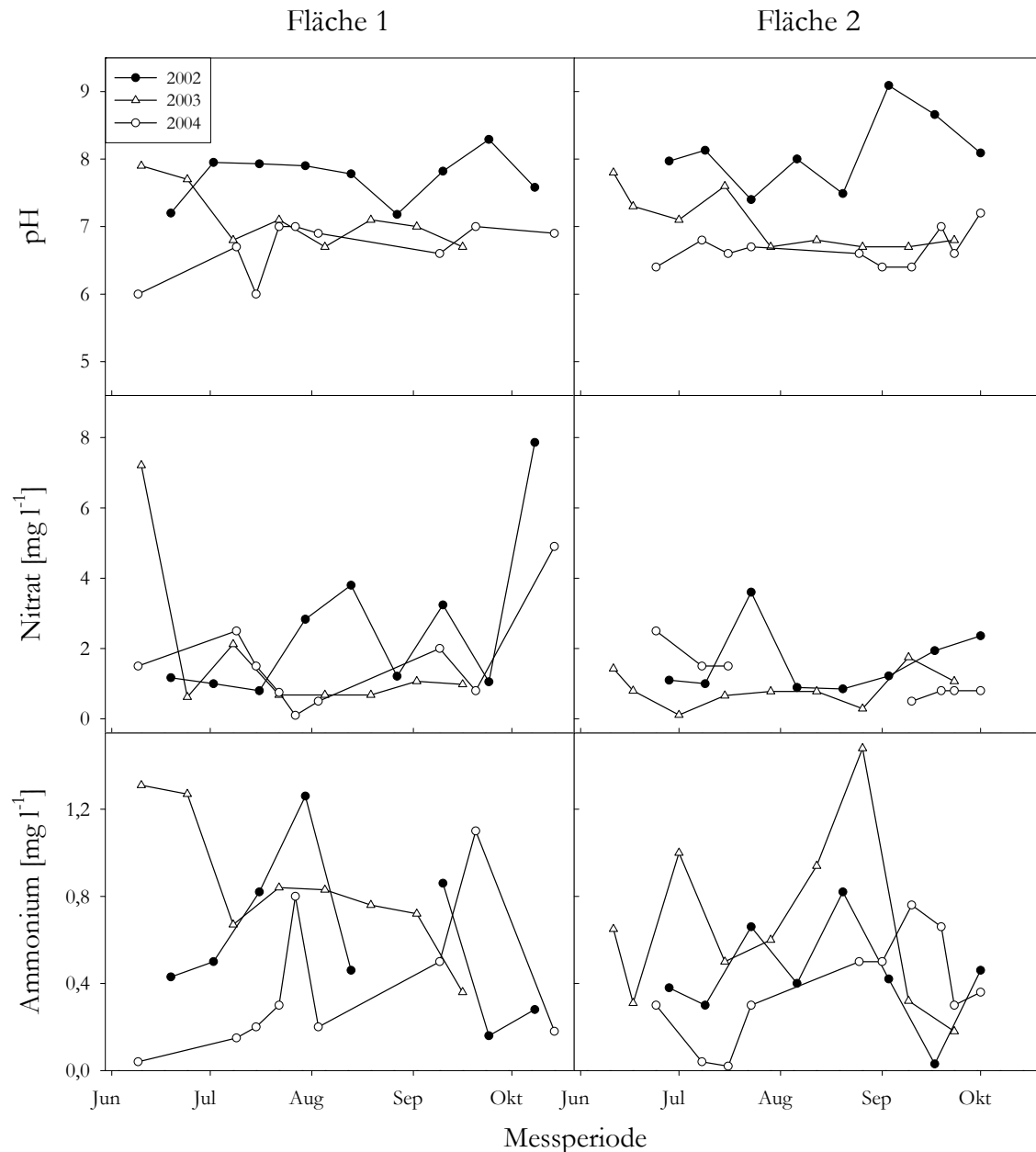


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes und der Nitrat- und Ammoniumgehalte im Wasserkörper auf den Versuchsflächen während des Messzeitraumes in den Jahren 2002-2004 (umgerechnet nach Ivanov 2004, unveröffentlichter Abschlussbericht).

Die Phosphatgehalte lagen während der drei Messperioden auf beiden Flächen in einem Bereich von 0 mg l⁻¹ bis 0,5 mg l⁻¹. Auf der stadtnahen Fläche 1 schwankten diese jedoch und ließen keine Periodik erkennen. Auf Fläche 2 stieg der Gehalt im Laufe der Messperioden in den Jahren 2002 und 2003 im September an. Im Messjahr 2004 lagen jedoch fast alle Messwerte auf beiden Flächen bei 0 mg l⁻¹ (Abbildung 14).

Die Sulfatgehalte auf Fläche 1 schwankten zwischen 10 und 300 mg l⁻¹, eine Tendenz war nicht zu erkennen. Bis auf drei Ausnahmen waren die Sulfatgehalte alle höher als 100 mg l⁻¹. Der letzte Messwert auf Fläche 1 im Jahr 2004 lag bei knapp 400 mg l⁻¹.

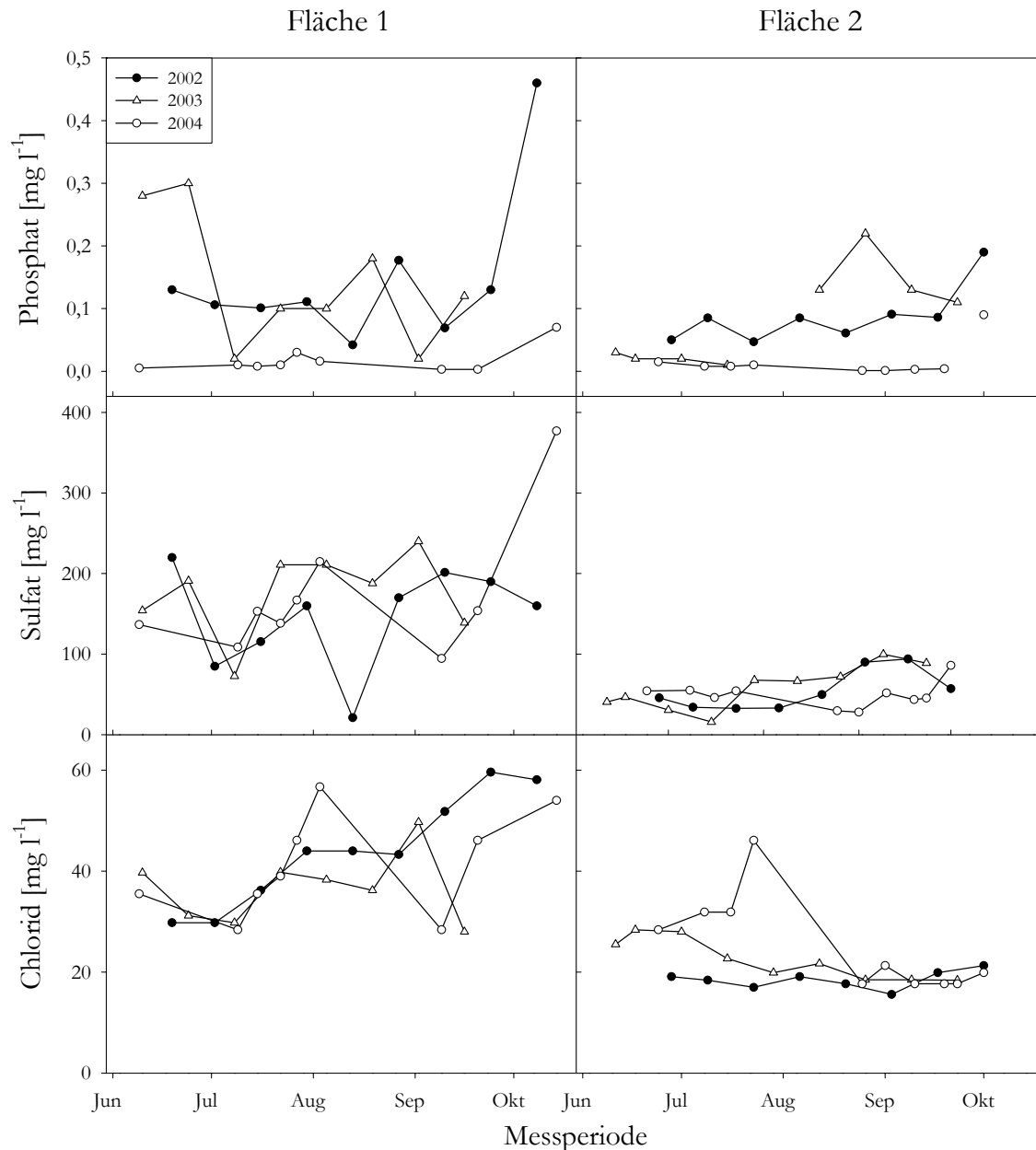


Abbildung 14: Zeitlicher Verlauf der Gehalte von Phosphat, Sulfat und Chlorid im Wasserkörper auf den Versuchsflächen während des Messzeitraumes in den Jahren 2002-2004 (umgerechnet nach Ivanov 2004, unveröffentlichter Abschlussbericht).

Die Sulfatgehalte der stadtnahen Fläche 1 lagen alle über denen der stadtfernen Fläche 2, welche in einem Bereich zwischen 0 mg l⁻¹ und 100 mg l⁻¹ lagen (Abbildung 14).

Wie die Sulfatgehalte war die Chloridkonzentration auf der stadtnahen Fläche 1 in allen drei Messjahren meist größer als auf der stadtfernen Fläche 2. Sie lag auf Fläche 1 zwischen 30 mg l⁻¹ und 60 mg l⁻¹ mit einer leichten Zunahme gegen Ende der Messperioden. Auf Fläche 2 lag die Konzentration im Bereich von 15 mg l⁻¹ bis 30 mg l⁻¹. Mitte August 2004 erreichte die Chloridkonzentration einen Wert von circa 40 mg l⁻¹. Mit diesen Werten lässt sich Fläche 1 einem schwach eutrophen und Fläche 2 einem mesotrophen Bereich zuordnen (Tabelle 31 im Anhang).

Einteilung des Wasserkörpers nach biologischen Methoden

Begleitend zur chemischen Analyse des Wassers wurden biologische Methoden angewandt, um ebenfalls die Wasserqualität bzw. den Grad der Verschmutzung abzuschätzen. Unter diesen ist die Saprobien-einteilung (S) nach Sladeczek (1973) die am häufigsten eingesetzte Methode. Dabei wird die Verschmutzung eines Wasserkörpers durch organisches Material in polysaprobe, mesosaprobe und oligosaprobe Zone angegeben. Der Saprobienindex entspricht für eine polysaprobe Zone einem Wert von 3,5-4,0, für eine α -mesosaprobe Zone von 2,5-3,5, für eine β -mesosaprobe Zone von 1,5-2,5 und für eine oligosaprobe Zone einem Wert von 1,0-1,5.

Mit der Artanzahl und Verteilung der Arten innerhalb der Gesellschaft wurde der „Shannon species diversity index“ (H_N) berechnet. Des Weiteren wurde der „Index of Trophic Status“ (ITS) berechnet. Mit diesem ist es möglich, den Trophiegrad des Wassers basierend auf der Phytoplanktonbiomasse abzuschätzen. Ein Wasserkörper mit einem ITS unter 30 ist oligotroph, von 30-60 mesotroph und über 60 eutroph.

Tabelle 4: Saisonale Mittelwerte mit Standardabweichung ($M \pm \text{Stdw}$), Median, Minimum und Maximumwerten des Shannon species diversity Index (H_N), des Saprobienindex (S) und des Index of Trophic Status ITS Indexes basierend auf Phytoplanktonzusammensetzung und -biomasse der Untersuchungsflächen der Jahre 2002 und 2003 (berechnet von Yakovlev 2004, unveröffentlichter Abschlussbericht).

Index	Fläche 1			Fläche 2		
	$M \pm \text{Stdw}$	Median	Min-Max	$M \pm \text{Stdw}$	Median	Min-Max
S	$1,73 \pm 0,06$	1,75	2,45 - 0,85	$1,74 \pm 0,03$	1,76	1,45 - 2,29
H_N	$2,36 \pm 0,18$	2,35	4,05 - 1,03	$2,62 \pm 0,23$	2,41	0,55 - 4,25
ITS	$80,9 \pm 1,7$	78,5	96,5 - 65	$73,3 \pm 1,4$	71,3	61,6 - 85,3

Die Werte des Saprobienindex unterschieden sich kaum und lassen eine Einteilung der Flächen in einen mesosaprobe Bereich zu. Der H_N war auf beiden Flächen ebenfalls gleich groß. Der ITS weist die Flächen einem eutrophen Bereich zu, wobei Fläche 1 einen höheren Trophiestatus hat als Fläche 2 (Tabelle 4).

Zusammenfassend aus den Ergebnissen der chemischen und biologischen Bewertung der Flächen können beide, sowohl die stadtnahe Fläche 1 als auch die stadtferne Fläche 2 in einen eutrophen Bereich eingeteilt werden. Fläche 1 zeichnet sich aber durch einen höheren Nährstoffgehalt und höheren Trophiestatus aus.

2.2.6 Sauerstoffmessungen

Für die Sauerstoffmessungen wurden so genannte „fiber-optic oxygen meter“ der Firma Presens (Regensburg) verwendet. Diese Methode ermöglicht eine direkte Messung vor Ort (Klimant 1995; Mainiero & Kazda 2005). Das „fiber-optic oxygen meter“ besteht aus einer Zentraleinheit mit Licht emittierenden Dioden, einem Photomultiplier, optischen Filtern und einem Glasfaserkoppler, an welche die faseroptischen Minisensoren angeschlossen werden (Abbildung 15). Für diese Arbeit wurden zwei unterschiedliche „fiber-optic oxygen meter“ mit verschiedenen Sensortypen verwendet.

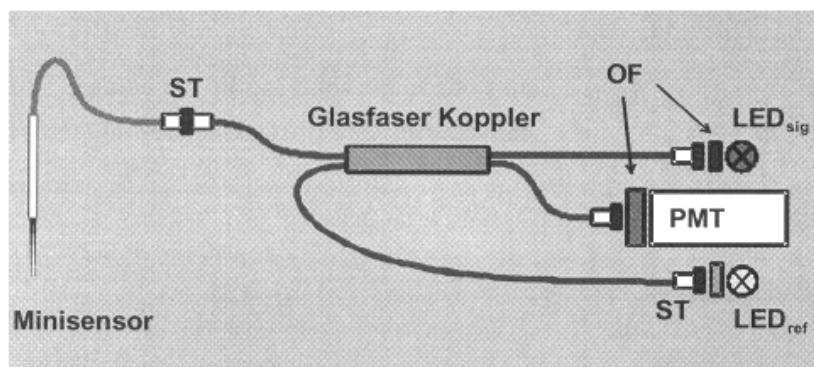


Abbildung 15: Schematischer Aufbau der Messeinheit mit Sensor (LED: Licht emittierende Dioden, PMT: Photomultiplier, OF: Optischen Filter, ST: Sensoranschluss, Quelle: PreSens Regensburg)

Die Sensoren bestehen je nach Typ aus einem Glasfaser- oder Kunststoffkabel, das zum Schutz mit einer Plastikhülle umgeben ist.

Typ 1: MICROX TX2, für welches Minisensoren aus einem ummantelten Glasfaserkabel mit einem Spitzendurchmesser kleiner als 50 μm verwendet werden (Abbildung 16).

Typ 2: FIBOX 2, für diesen Typ werden stabilere Sensoren, die aus einem ummantelten Kunststoffkabel bestehen, verwendet. Das Kunststoffkabel hat einen größeren Durchmesser (2,8 mm) als das Glasfaserkabel des MICROX TX2. Zusätzlich ist die Spitze des Sensors durch eine Metallhülse geschützt (Abbildung 17).

An der Spitze der Minisensoren befindet sich ein Farbstoff, der aus einer chlorierten, phenolischen Verbindung besteht und Sauerstoff reversibel binden kann. Er ist in Wasser unlöslich, so dass er sich nicht in die Probe auswäscht. Mit Hilfe von Polymeren lässt sich ein dünner Farbstofffilm über die Glasfaserspitze ziehen. Die fluoreszierende Eigenschaft des Farbstoffs ändert sich in Abhängigkeit von Temperatur und Sauerstoffkonzentration. Durch das Glasfaser- oder Kunststoffkabel wird ein Lichtstrahl von den Licht emittierenden Dioden gesendet. Die Antwort ist ebenfalls ein Lichtsignal mit gleicher Frequenz. Abhängig von der Sauerstoffkonzentration kommt es zu einer Phasenverschiebung zwischen gesendetem und ankommendem Licht. Über die Phasenverschiebung kann mit den sensorspezifischen Kalibrierwerten der Sauerstoffgehalt berechnet werden.

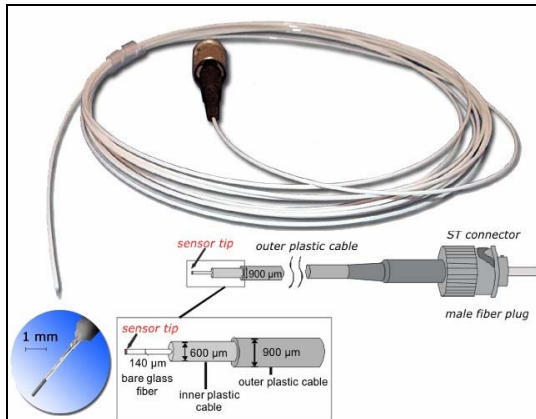


Abbildung 16: Sensor des MICROX TX2-Typs (Quelle: PreSens, Regensburg)

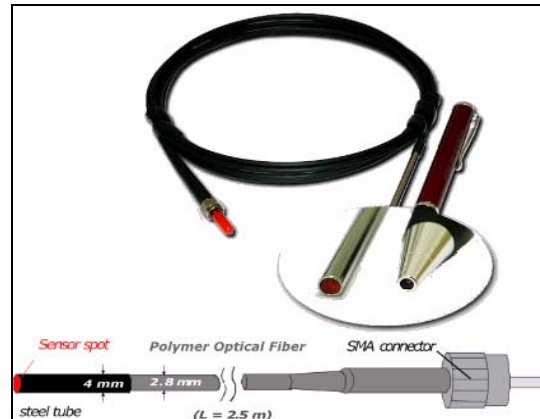


Abbildung 17: Sensor des FIBOX 2-Typs (Quelle: Presens, Regensburg)

2.2.7 Transektanordnung und Instrumentierung im Freiland

Für die Erfassung der mikroklimatischen Parameter auf den Versuchsflächen wurde pro Fläche ein Datenlogger (Fa. Delta T, Burnell, UK) installiert. Dieser zeichnete mit Hilfe unterschiedlicher Sensoren die Bodentemperatur, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und photosynthetisch aktive Strahlung auf. Die Bodentemperatur wurde im Bestand und auf der Kontrollfläche entlang eines Transektes (drei Messpunkte: »flach«, »mittel« und »tief«) mit SKTS200 Bodentempersensoren (SKYE Instruments Ltd, United Kingdom) gemessen. Die relative Luftfeuchte und die Lufttemperatur wurden gemeinsam mit einem Luftfeuchte-Tempersensor (Hygroclip, SKYE Instruments Ltd, United Kingdom) erfasst. Dieser befand sich in circa 1 m Höhe in einem von Vegetation befreiten Bereich des Typhabestandes. Für die Erfassung der photosynthetisch aktiven Strahlung wurde ein LI-190SZ Quantum Lichtsensor (LICOR inc., Lincoln, Nebraska, USA) in ca. 1,5 m Höhe auf dem Dach des Klimahauses montiert (Abbildung 18). Im Untersuchungszeitraum wurden die Werte der Lufttemperatur und relativen Luftfeuchte jede halbe Stunde und die der Bodentemperatur stündlich erfasst. Im Messjahr 2002 konnten die Messungen aufgrund von Zollformalitäten für die Geräte erst Anfang August beginnen. Im Untersuchungsjahr 2003 fiel der Datenlogger auf der Fläche 2 aus und konnte leider erst Ende Juli durch einen Squirrel Logger (Grant Instruments Ltd, Cambridge, United Kingdom) ersetzt werden. Mit diesem konnte nur die relative Luftfeuchte und Lufttemperatur gemessen werden.

Für die Sauerstoffmessungen wurden auf beiden Flächen insgesamt drei Transekte (A, B und C) entlang eines Wassergradienten eingerichtet. Pro Transekt wurden drei Messpunkte mit je einem Sauerstoffsensoren in drei verschiedenen Wassertiefen (»flach«, »mittel« und »tief«) angelegt. In einem vegetationsfreien Bereich wurden in den gleichen Wassertiefen drei Kontrolltransekte angelegt. Jeder Transektpunkt wurde mit einem Sauerstoffsensoren versehen. Die Transekte erstreckten sich über die ganze Breite des Bestandes, so dass die

Messpunkte »flach« und »tief« den beiden Seiten des Bestandesgürtels zugeordnet werden konnten (Abbildung 18, 19 und 22).

Im Messjahr 2002 wurden Sensoren des MICROX TX2-Typs verwendet. Zum Schutz der sensiblen Sensorspitzen wurden sie in einem Trichter fixiert. Über die Trichteröffnung wurde ein feinmaschiges Netz gespannt (Abbildung 20). Die präparierten Sensoren wurden in 5-10 cm Tiefe an den Messpunkten, im *Typha*-Bestand möglichst nah an der Rhizosphäre, angebracht und vorsichtig eingeschlämmt. Die Kontrolltransekte wurden auf beiden Flächen neben dem *Typha*-Bestand angelegt. Auf Fläche 1 wurden die Kontrolltransekte in einem ursprünglich vegetationsfreien Bereich angelegt. In diesem Teil des Röhrichtgürtels trieb allerdings im Laufe der Messperiode das Schilfrohr *Phragmites australis* aus. Daher wurde auf einer Fläche von circa zwei Quadratmetern um die Messpunkte der Kontrolltransekte die Vegetation entfernt und mit einem Spaten abgestochen, um einen Sauerstoffeintrag über Rhizome und Wurzeln aus dem benachbarten Bereich zu verhindern. Auf Fläche 2 wurden die Kontrolltransekte in einer kleinen vegetationsfreien Bucht in circa 100 m Entfernung von den Transekten im *Typha*-Bestand angelegt.

Die Sensoren erwiesen sich trotz des Schutzes durch den Trichter als sehr fragil, so dass mehrere Sensoren während der Messperiode ausgefallen sind. Diese konnten nur teilweise nachgesetzt werden. Grund für das Ausfallen war vermutlich das sehr feinkörnige Substrat, welches durch die Maschen des Strumpfes in die Trichter gelangte und den Farbstoff an der Sensorspitze abgerieben hat. Zusätzlich zerstörten Wildschweine auf Fläche 2 die Kontrolltransekte (Abbildung 21). Diese Transekte konnten nicht mit Sauerstoffsensoren nach besetzt werden. Aufgrund dieser Widrigkeiten wurden im anschließenden Untersuchungsjahr (2003) Sensoren des stabileren FIBOX 2-Typs verwendet. Zusätzlich wurden die Sensoren der Kontrolltransekte auf Fläche 2 durch Stacheldraht vor Wildschweinen geschützt.

Zum besseren Vergleich wurden auf Fläche 1 im Messjahr 2004 die Kontrolltransekte parallel zu den *Typha*-Messpunkten im *Typha*-Bestand angelegt (Abbildung 19). Dazu wurde wie im Vorjahr im Schilfrohrbereich um die Kontrollmesspunkte eine Fläche von circa zwei Quadratmeter von Vegetation befreit und mit einem Spaten abgestochen (Abbildung 23). Auf Fläche 2 wurden die Kontrolltransekte weiterhin in der kleinen Bucht angelegt. Da vor Messbeginn im ersten Untersuchungsjahr in dieser Bucht die Transekte wie oben erwähnt durch Wildschweine zerstört wurde, lagen keine Erfahrungswerte über den dortigen Wellenschlag vor. Dieser führte bei flacheren Wasserständen zu einer Umwälzung des Substrates und somit zu einem Sauerstoffeintrag. Im Untersuchungsjahr 2004 wurde der Aufbau geändert und die Kontrolltransekte wurden wie auf Fläche 1 im *Typha*-Bestand eingerichtet (Abbildung 19).

Die Sauerstoffgehalte wurden während der Messperioden (Juni-September) auf beiden Flächen einmal wöchentlich erfasst. Zu Beginn der Messperiode 2004 fiel die Zentral-

einheit des Sauerstoffgerätes aus. Ein neues Gerät konnte erst Anfang Juli bereitgestellt werden, so dass die Sauerstoffmessungen erst Mitte Juli beginnen konnten. Die Wasserstände an den Messpunkten, die sich durch die Wasserspiegelschwankungen am Stausee veränderten, wurden während den Sauerstoffmessungen mit einem Zollstock erfasst.

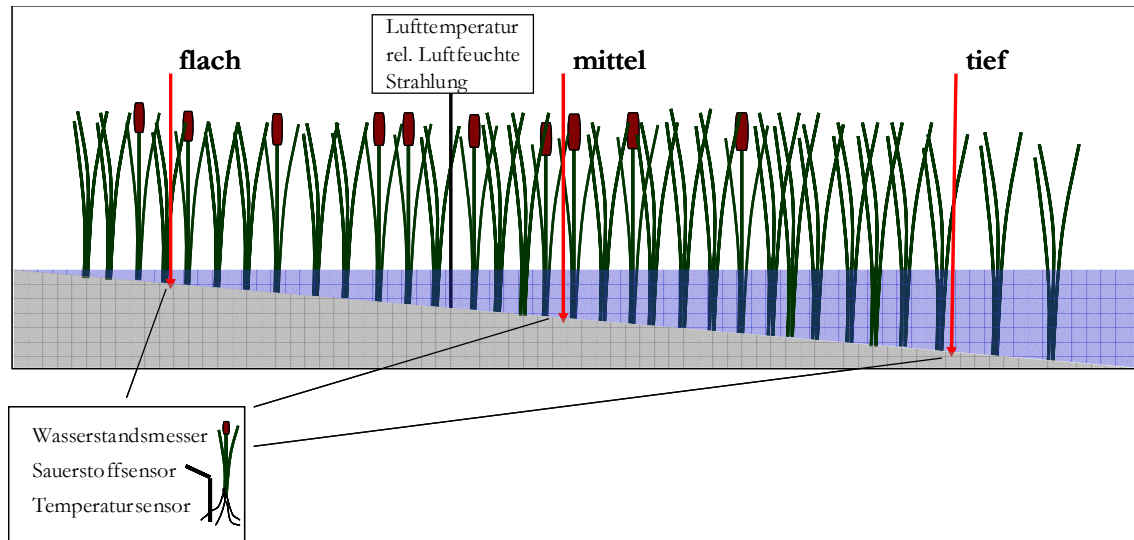


Abbildung 18: Sensoranordnung auf dem Transekt entlang des Wassergradienten (»flach« nach »tief«). An den Transektpunkten wurden Sauerstoff- und Bodentemperatursensoren in das Substrat eingebracht. In einem Klimahäuschen wurden die restlichen Sensoren (Lufttemperatur, relative Luftfeuchte) und der Delta T Datenlogger installiert.

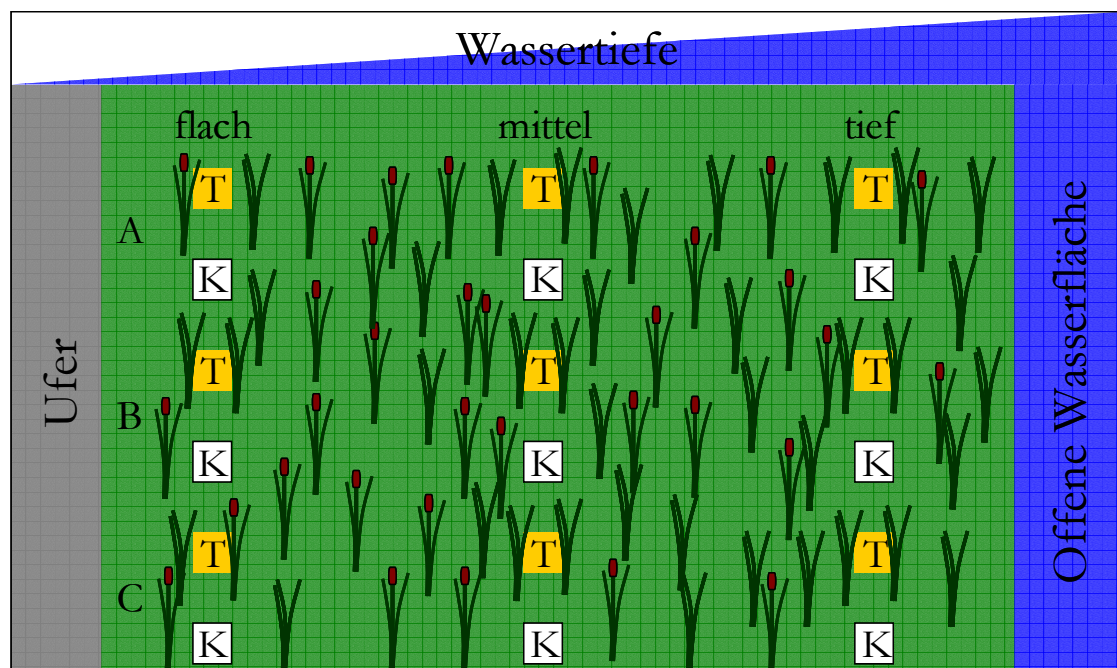


Abbildung 19: Transektanordnung ab dem Messjahr 2003. Die Messpunkte (*Typha* = T und Kontrolle = K) wurden auf beiden Flächen entlang eines Wassergradienten (»flach«, »mittel«, »tief«) in den *Typha*-Bestand gelegt. Pro Fläche wurden drei Messtransekte und drei Kontrolltransekte angelegt (A, B, C).



Abbildung 20: Mit Trichter geschützter Sensor des MICROX TX2-Typs im Messjahr 2002



Abbildung 21: Von Wildschweinen zerstörte Kontrollfläche der Fläche 2



Abbildung 22: Transekt auf Fläche 1, im Hintergrund steht das Klimahaus



Abbildung 23: Von Vegetation befreiter Kontrollmesspunkt

2.2.8 Stängelanzahl, Stängelfläche und Aerenchymfläche

Um nach dem Untersuchungsjahr 2002 die Aerenchymfläche pro Flächeneinheit sowie den prozentualen Anteil am Stängelquerschnitt zu bestimmen, wurden Pflanzenproben von jeweils einem Transekt pro Fläche genommen. Pro Messpunkt wurden acht Proben unterhalb des Scheidekamms in circa 60 cm Höhe genommen, in 70 %-tigem in Ethanol fixiert und zur Auswertung mit nach Deutschland gebracht. Um das Wasser auszutreiben wurden die Proben 24 Stunden in Formaldehyddimethylacetal (FDA) gelegt und anschließend einer „critical-point“ Trocknung unterzogen. Mit einem Rasterelektronen-

mikroskop (Carl Zeiss, Jena, Deutschland) wurden Aufnahmen der Querschnitte angefertigt. Aufgrund der relativ großen Stängeldurchmesser von *Typha angustifolia* wurde nur ein Viertel des Stängels aufgenommen. Die Bilder wurden in Schwarzweißbilder umgewandelt (Corel PHOTO-PAINT 6, Corp.). Jedem Bild war ein Maßstabsbalken beigelegt. So war es möglich mit Hilfe des Programms „Delta T Scan“ (Fa. Delta T, Burnell UK) den prozentualen Anteil der Bildpunkte am gesamten Bild in Quadratmillimeter umzurechnen. Nach Auswertung der Bilder konnte über die ebenfalls erfasste Anzahl der Stängel pro Quadratmeter, die Aerenchymfläche pro Quadratmeter entlang des Wassergradienten berechnet werden. Ab dem Messjahr 2003 wurden die Aufnahmen für die Stängel- und Aerenchymflächenbestimmung mit einer Digitalkamera gemacht. Dafür wurden wie 2002 von einem Transekt an den drei Messpunkten (»flach«, »mittel« und »tief«) ein Quadratmeter abgesteckt die Anzahl Stängel ausgezählt und jeweils von zehn Pflanzen in einer Höhe von circa 60 cm Proben der Stängel genommen. Die Proben wurden in 40 %-tigem Ethanol fixiert. An der Universität Ulm wurden von den Proben möglichst dünne Querschnitte eines Viertels der Stängel angefertigt und fotografiert (Abbildung 24a). Die Bilder wurden alle unter gleichen Bedingungen fotografiert, so war es möglich die Bilder zu entzerren. Dafür wurde ein vier Quadratzentimeter großes Quadrat fotografiert und mit Hilfe des Programms WGEO 4.0.145 Basis (WASY GmbH, Berlin, Germany) vermessen und entzerzt. Im Stapelmodus konnte die Entzerrung auf die anderen Bilder angewendet werden. Die Bilder wurden mit dem Programm Corel PHOTO-PAINT 6 (Corel Corporation 2000) in Schwarzweißbilder umgewandelt (Abbildung 24b). Anschließend war es wiederum möglich mit Delta T-Scan (Fa. Delta T, Burnell UK) den prozentualen Anteil an Bildpunkten am gesamten Bild in Quadratmillimeter umzurechnen (Abbildung 24c). Nach Auswertung der Bilder konnte über die Anzahl der Stängel pro Quadratmeter die Aerenchymfläche pro Quadratmeter Bodenfläche entlang des Wassergradienten errechnet werden.



Abbildung 24: Repräsentative Bilder für die Quantifizierung der Stängel- und Aerenchymfläche. (a) Farbbild eines Stängelquerschnittes; (b) gleiches Bild nach Umwandlung in ein Schwarzweiß-Bild, zur Bestimmung der Stängelfläche ohne Aerenchymfläche; (c) komplette Stängelfläche. Die Aerenchymfläche wurde durch die Subtraktion der Bilder (c) und (b) berechnet.

2.2.9 Detailaufnahmen von *Typha angustifolia*

Für die Detailaufnahmen der verschiedenen Pflanzenorgane wurden verschiedene Proben von *Typha angustifolia* verwendet und in 70 %-igem Ethanol fixiert. Die Proben wurden anschließend der gleichen Prozedur wie für die Stängelquerschnittebestimmung im Messjahr 2002 für die rasterelektronischen Aufnahmen unterzogen.

2.3 Untersuchungen im Phytotron

2.3.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum

Der erste Versuch wurde durchgeführt, um den Einfluss des Wasserstandes auf den Sauerstoffeintrag von *Typha angustifolia* ins Sediment zu untersuchen. Dazu wurden insgesamt 16 Rhizome von *T. angustifolia* einzeln in getrennte Behälter mit einem silikat-haltigen, humusfreien Substrat gepflanzt. Jede Pflanze wurde mit drei Sauerstoffsensoren des MICROX TX 2-Typs in der Rhizosphäre versehen. Die Sensoren wurden mit zunehmender Entfernung (A: 0 cm, B: 2,5 cm, C: 5 cm) vom Wurzelraum angebracht. Die Behälter wurden in jeweils zwei Gruppen mit unterschiedlichem Wasserstand eingeteilt:

»tief«: Wasserstand höher als 5 cm über der Substratoberfläche (Abbildung 25)

»flach«: Wasserstand niedriger als 5 cm über der Substratoberfläche (Abbildung 26)

Im Phytotron wurden 14/10-Stunden-Tagesgänge mit unterschiedlichen Klimabedingungen simuliert, um den Einfluss der klimatischen Bedingungen auf die Substratoxidation zu untersuchen. Dabei wurden die Temperatur, die relative Luftfeuchte und die Strahlung variiert, die CO₂-Konzentration wurde jedoch konstant gehalten.

Nach den Sauerstoffmessungen wurde der Gehalt an extrahierbaren Fe³⁺- und Fe²⁺-Ionen im Wurzelraum der einzelnen Pflanzen bestimmt. Dazu wurde ein Rechteck mit den Längen 20 cm*10 cm um jede Pflanze gelegt und in 12 kleinere Rechtecke unterteilt aus denen die Proben entnommen wurden (Abbildung 27). Für anschließende Auswertungen wurden die Rechtecke zusätzlich in drei Entfernungsstufen eingeteilt (2,5 cm, 5 cm, 7,5 cm). Die Bestimmung der Eisenspezies erfolgte über eine UV/VIS-spektral-photometrische Methode. Jeweils 5 g des Bodens wurden in 50 ml 0,1 n Schwefelsäure gelöst und abfiltriert. Die filtrierte Lösung wurde mit 1.10-Phenanthrolin versetzt. Dieses bildet mit Fe²⁺ in einem Verhältnis von 1:3 stabile, orange-rote Komplexe. Aus Selektivitätsgründen wurde bei einem pH-Wert 3-4 gearbeitet. Die Photometrie erfolgte mit einem Photometer (Perkin-Elmer, USA) bei einer Wellenlänge von 512 nm. Mit Hilfe des Lambert-Beerschen-Gesetz konnte die Konzentration von Fe²⁺ bestimmt werden. Anschließend wurde die Lösung mit Hydroxylamin versetzt, um die Fe³⁺ Ionen zu reduzieren. Dadurch konnte die Gesamtkonzentration an Fe²⁺/Fe³⁺ bestimmt werden.

Am Ende des Versuches wurden die oberirdischen Pflanzenorgane geerntet und zur Blattflächenbestimmung gescannt. Diese wurde dann mit Delta T-Scan berechnet. Im Anschluss daran wurden die Pflanzen im Trockenschrank bei 60 °C für 48 h getrocknet und gewogen. Vor dem Scannen wurde eine kleine Querschnittsprobe der Stängel genommen, um die Stängel- und Aerenchymfläche zu bestimmen. Diese erfolgte nach derselben Methode, welche 2002 für die Freilandmessungen angewendet wurde.



Abbildung 25: Versuchsansatz mit tiefem Wasserstand (> 5 cm)

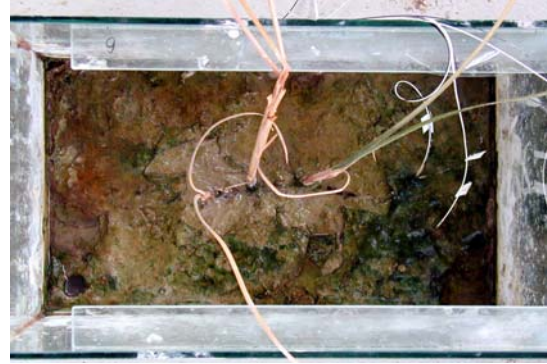


Abbildung 26: Versuchsansatz mit flachem Wasserstand (< 5 cm)

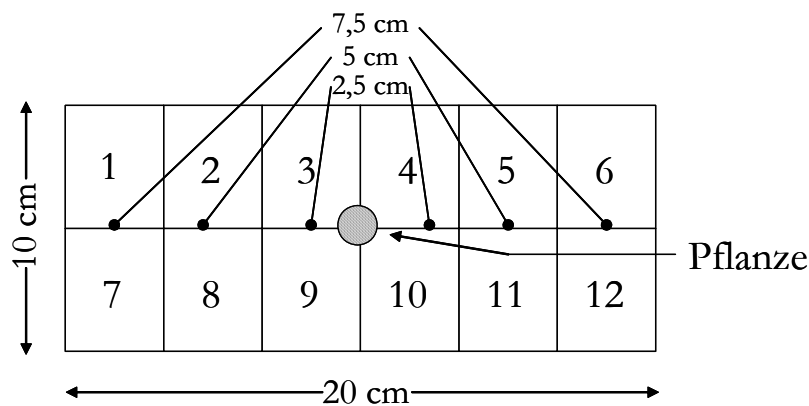


Abbildung 27: Einteilung der Bodenprobenpunkte (1-12) in unterschiedlicher Entfernung zur Pflanze (2,5 cm, 5 cm, 7,5 cm). Die Gesamtfläche um die Pflanze betrug 200 cm².

2.3.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum

Versuch 2 wurde entworfen, um einen möglichen Zusammenhang zwischen den klimatischen Bedingungen im Phytotron auf die Sauerstoffsättigung im Rhizom sowie die den Sauerstoffgehalt in der Rhizosphäre zu untersuchen. Dazu wurden acht Pflanzen in separate, mit Substrat gefüllte Container (10 l) gepflanzt. Als Substrat wurde ein Gemisch aus Einheitserde und Sand verwendet. Für diesen Versuchsteil wurden Sauerstoffsensoren des MICROX TX 2-Typs verwendet, um die Sauerstoffsättigung im Rhizom der Pflanzen zu messen. Aufgrund des geringen Spitzendurchmessers war es so möglich, die Sensorspitze in den aerenchymatischen Randbereich eines Rhizomes einzuführen und zu fixieren ohne das Gewebe zu stark zu beschädigen. Jeweils ein intaktes Rhizom der acht Pflanzen wurde mit einem Sensor versehen. Zusätzlich wurde je ein FIBOX 2-Sensor in der Rhizosphäre angebracht. Die Container wurden mit Alufolie bedeckt um ein Algenwachstum zu verhindern. Während des Untersuchungszeitraumes wurden jeweils zweimal drei unterschiedliche Klimaprogramme mit unterschiedlichen Wasserdampfdruckdefiziten (VPD: 0,8 kPa, 1,5 kPa und 1,9 kPa) simuliert. Das VPD wurde über die Mittagszeit (12 Uhr-14 Uhr) konstant gehalten (Abbildung 28). Zu Beginn des ersten Messgangs einer

Variante wurde das Programm gestartet, welches bis zum Ende des zweiten Messgangs am nächsten Tag lief. Es wurde mit der Variante 0,8 kPa begonnen, anschließend auf 1,5 kPa erhöht und zuletzt wurde bei 1,9 kPa gemessen. Während der Messgänge wurde stündlich ab 8 Uhr bis 18 Uhr der Sauerstoffgehalt gemessen. Der Wasserstand betrug während des Messzeitraumes stets mehr als 10 cm über der Substratoberfläche.

2.3.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt

Versuch 3 wurde konzipiert, um den Einfluss der Sauerstoffabgabe in Abhängigkeit von Mikroorganismen in der Rhizosphäre zu untersuchen und zu quantifizieren. Es wurden 16 *Typha angustifolia* Pflanzen verwendet, deren Wurzeln gut mit Wasser vom Substrat gereinigt wurden. Sie wurden einzeln in fünf Liter Weithalsplastikflaschen gesetzt und fixiert. In die Deckel der Flaschen wurden jeweils zwei Öffnungen mit einem Durchmesser von 2 cm gebohrt. Durch eine Öffnung wurde der Stängel geführt und mit Teroson abgedichtet (Abbildung 29). Durch die andere Öffnung wurde ein FIBOX 2-Sensor eingeführt. Die Flaschen wurden mit Wasser gefüllt und in je acht Behälter wurde Micropur Mc300 (Katadyn AG, Switzerland) beigelegt, um einen Bakterienwachstum zu verhindern bzw. zu verringern und somit den Sauerstoffverbrauch im Wurzelraum zu minimieren. Um natürliche Wuchsbedingungen im Wurzelraum zu simulieren, wurden die Behälter mit den Pflanzen gekühlt, dazu wurden die Flaschen in wassergefüllte Plastikwannen gesetzt. Das Wasser in den Wannen wurde kontinuierlich mit einem Kühlaggregat auf circa 16-18°C gekühlt (Abbildung 30). Zusätzlich wurden die Flaschen mit Alufolie abgedeckt, um eine Erwärmung durch die Strahlung zu unterbinden.

Darüber hinaus wurde der Versuch zusätzlich in drei Messzyklen gegliedert, um den Einfluss des Sauerstoffgehaltes in der Umgebungslösung auf den ROL abzuschätzen. Im ersten Messzyklus wurde die Öffnung für den Sensor in den Flaschendeckeln nicht abgedichtet. Somit blieb das Wasser in den Flaschen in Kontakt mit der umgebenden Atmosphäre und ein Sauerstoffaustausch war möglich. Im zweiten und dritten Messzyklus wurde das Wasser in den Flaschen mit Stickstoff begast, um den Sauerstoffgehalt der Luft in den Versuchsbehältern zu verringern. Nach der Entgasung wurde die Öffnung im Flaschendeckel möglichst schnell mit Teroson abgedichtet, um eine Sauerstoffnachlieferung aus der umgebenden Atmosphäre zu unterbinden. Für diesen Versuch wurden dieselben Klimaprogramme wie in Versuch 2 verwendet (Abbildung 28). Während der Messgänge wurde jeweils um 8 Uhr, 10 Uhr, 13 Uhr und 16 Uhr der Sauerstoffgehalt in den Flaschen gemessen. Nach Beendigung des Versuches wurde die unter- und oberirdische Biomasse bestimmt. Diese wurden dazu für 48 h bei 60 °C im Trockenschrank getrocknet und anschließend gewogen.

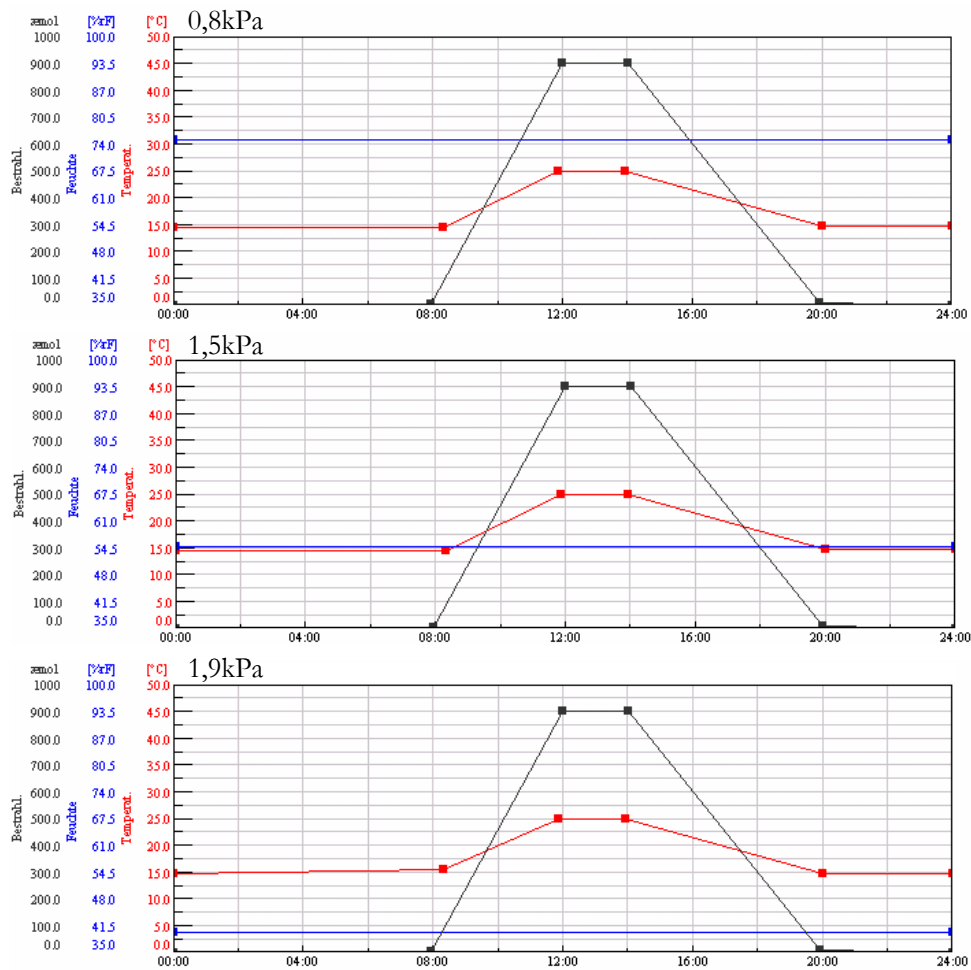


Abbildung 28: Die während Versuch 2 und 3 verwendeten Klimaprogramme mit den drei konstanten Wasserdampfdruckdefiziten (0,8 kPa, 1,5 kPa und 1,9 kPa) von 12-14 Uhr.



Abbildung 29: Versuch 3: Weithalsflaschen mit zwei Öffnungen im Deckel, eine für die Pflanze, die andere für den Sauerstoffsensor.



Abbildung 30: Versuch 3: Versuchsaufbau: Wannen und Behälter sind mit Alufolie abgedeckt. Im Vordergrund steht das Kühlaggregat.

2.4 Auswertung

Alle Daten wurden mit Excel 97 (Microsoft Corp., Redmond, USA) für weitere statistische Analysen bearbeitet. Die deskriptive und statistische Auswertung erfolgte sowohl für die Freilandmessungen als auch die Messungen im Phytotron mit den Programmen SigmaPlot (Systat Software, Inc. 2004, Richmond, USA) und Statistika 6.1 (Statsoft Inc. 2002, Tulsa, USA). Die Berechnung sowie die Darstellung der einzelnen Untersuchungen sind in den nachfolgenden Abschnitten dargestellt.

2.4.1 Freilanduntersuchungen

Nährstoffgehalte des Oberbodens

Die Nährstoffgehalte wurden zwischen den Flächen mit Hilfe eines t-Tests für unabhängige Stichproben getestet. Signifikante Unterschiede wurden in der Tabelle mit angegeben.

Klima, Bodensauerstoffgehalt und Wasserstand

Die arithmetischen Tagesmittelwerte der Klimadaten wurden gemäß der Verordnung des deutschen Wetterdienstes über 24 Stunden gemittelt. Für die Darstellung des zeitlichen Verlaufs des Wasserstandes und der Bodensauerstoffgehalte während der Messjahre wurden Mittelwerte berechnet. Die Sauerstoffwerte für das Messjahr 2002 konnten nur deskriptiv dargestellt werden, da zu viele Sensoren ausfielen.

Im nächsten Schritt wurden die Bodensauerstoffgehalte auf eine mögliche Korrelation mit den klimatischen Bedingungen sowie dem Wasserstand untersucht. Die Ermittlung des Zusammenhangs der Bodensauerstoffgehalte und des Wasserstandes wurde mit einer negativ exponentiellen Regressionsanalyse durchgeführt:

$$y = a \cdot e^{-bx}$$

War das Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,2$, wurde eine Abhängigkeit der Bodensauerstoffgehalte vom Wasserstand angenommen. Trat dieser Fall ein, so wurden die entsprechende Regressionskurve, R^2 und die Schätzwerte »a« und »b« in einem Scatterplot mit angegeben. Für einen Vergleich der Bodensauerstoffgehalte zwischen den Flächen wurden die Werte pro Fläche zusammengefasst und mit einer ANCOVA (Analysis of covariance) und mit dem Wasserstand als Kovariate auf Unterschiede getestet.

Stängel-, Aerenchymfläche und prozentualer Anteil

Die Ergebnisse der Stängel- und Aerenchymflächenbestimmung wurden jahresweise mit Box-Plots (Median, 25-75% Quartile und Nicht-Ausreißer Minimum und Maximum) dargestellt. Mögliche Unterschiede zwischen den Messpunkten innerhalb und zwischen den Flächen wurden mit einer Kruskal-Wallis ANOVA mit anschließendem Mann-Whitney U Test untersucht. Signifikante Unterschiede wurden in die Box-Plots mit eingetragen, wobei $p < 0,05$ als signifikant galt.

Die Ergebnisse zwischen den Jahren wurden ebenfalls mit einer Kruskal-Wallis ANOVA mit anschließendem Mann-Whitney U Test getestet. Die Ergebnisse wurden tabellarisch dargestellt. Signifikante Unterschiede wurden gekennzeichnet ($p < 0,05$).

Um Unterschiede und Zusammenhänge der Spross- und Aerenchymflächen sowie deren prozentualen Anteil in Abhängigkeit der verschiedenen Wasserstandsdynamik der drei Jahre zu testen, wurden die Daten für die drei Messjahre pro Fläche zusammengefasst und eine multiple Regressionsanalyse durchgeführt. Dabei wurde eine Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand während der Messperioden (Juni-September) der einzelnen Jahre und des Wasserstandes zu Beginn der Messperioden (mittlerer Wasserstand im Juni) getestet.

2.4.2 Untersuchungen im Phytotron

Das Wasserdampfdruckdefizit wurde für alle drei Versuche mit Hilfe folgender Formel (Jones 1992) aus den Werten der Lufttemperatur und relativen Luftfeuchte, mit denen die zu simulierenden Klimabedingungen programmiert wurden, berechnet.

$$\Delta e = e_{s(T)} - e_{s(T)} \cdot h$$

Δe = Wasserdampfdruckdefizit [kPa]

$e_{s(T)}$ = Sättigungsdampfdruck [kPa]

h = relative Luftfeuchte [%]

Versuch 1: Sauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum

Sauerstoffmessungen

Die einzelnen Bodensauerstoffgehalte wurden im zeitlichen Verlauf dargestellt. Für die statistische Analyse wurden die Werte zusammengefasst und aufgrund des Ausfallens mehrere Sensoren in die Varianten »tief« und »flach« und in die Sensorentfernung (A, B und C) eingeteilt. Anschließend wurde eine faktorielle Varianzanalyse durchgeführt. F- und p-Werte wurden bei signifikanten Unterschieden im Text mit angegeben.

Analyse des Eisengehaltes und des prozentualen Anteil von Fe^{3+}

Mit einer faktoriellen Varianzanalyse wurden die Ergebnisse der Bestimmung von extrahierbarem Fe^{2+} und Fe^{3+} sowie des prozentualen Anteile des oxidierten Eisens daran untersucht. Unterteilt wurde dabei in die Varianten »tief« und »flach« sowie in die Probenentfernungen 2,5 cm, 5 cm und 7,5 cm vom Wurzelraum. Signifikante Einflüsse wurden in Tabellen mit F- und p-Wert angegeben. Aufgrund der Datenheterogenität wurden die Werte logarithmisch ($y = \lg(x+1)$) transformiert.

Biometrische Daten

Für einen Vergleich der biometrischen Ergebnisse der Versuchspflanzen wurde ein t-Test für unabhängige Proben verwendet.

Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum

Die Werte mussten zuvor aufgrund von Datenheterogenität logarithmisch ($y = \lg(x+1)$) transformiert werden. Die einzelnen Messgänge wurden deskriptive im zeitlichen Verlauf dargestellt. Mit Hilfe einer ANOVA (repeated measures) wurde der Einfluss des VPD und der Photonenflussdichte (PFD) auf die Sauerstoffsättigung im Rhizom und den Bodensauerstoffgehalt mit und ohne *Typha angustifolia* getestet. Signifikante Unterschiede wurden mit F- und p-Werten im beschreibenden Text angegeben.

Anschließend wurde eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt, um den signifikanten Zusammenhang zwischen Sauerstoffsättigung im Rhizom und dem Bodensauerstoffgehalt unter *Typha angustifolia* zu untersuchen. Die Ergebnisse wurden tabellarisch zusammengefasst und Signifikanzen sind fett markiert.

Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den SauerstoffgehaltSauerstoffgehalte

Die einzelnen Messgänge wurden deskriptive im zeitlichen Verlauf in Form von Box-Plots (Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung) dargestellt. Signifikante Einflüsse der Behandlung mit Micropur, sowie der Einflussgröße Wasserdampfdruckdefizit und der Entgasung des Wassers mit Stickstoff wurden mit einer ANOVA (repeated measures) getestet. Die F- und p-Werte wurden wiederum im beschreibenden Text mit angegeben.

Biometrische Daten

Für die Parameter Stängel- und Wurzelbiomasse wurde mittels t-Test für unabhängige Proben untersucht, ob die Behandlung mit Micropur einen Einfluss auf das Wachstum hatte.

3 Ergebnisse

3.1 Freilanduntersuchungen

3.1.1 Mikroklima der Flächen

Monatsmittelwerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte

In Tabelle 5 und 6 sind die Werte der monatlichen mittleren Lufttemperatur sowie der relativen Luftfeuchte auf den Versuchsflächen während der Messperioden der Jahre 2002 bis 2004 zusammengefasst. Zum Vergleich wurde das langjährige Mittel (1971-2000) der Lufttemperatur in Kasan mit aufgenommen. Aufgrund der im Material- und Methodenteil beschriebenen Probleme konnten die Werte während der drei Messperioden nicht vollständig erfasst werden.

Fläche 1

Im Messjahr 2002 war es im August mit durchschnittlich 15,5 °C um zwei Grad kälter als im Mittel in Kasan (17,2 °C). Der September war dagegen mit 12,3 °C um ein Grad wärmer. Im Messjahr 2003 lag die mittlere Lufttemperatur in den erfassten Monaten jeweils um zwei Grad höher als im Mittel. Dies war auch im Messjahr 2004 der Fall, in dem die Werte ebenfalls um circa zwei Grad höher lagen als das Mittel. Die mittlere monatliche relative Luftfeuchte zeigte geringe Schwankungen und variierte zwischen 75-78 % (Tabelle 5).

Fläche 2

Im August 2002 (13,6 °C) war es auch auf Fläche 2 deutlich kälter als im Mittel in Kasan. Im September waren die Werte im Mittel wiederum um ein Grad wärmer. Im Messjahr 2003 war es um ein Grad wärmer als im Vorjahr und zwei Grad wärmer als das Mittel. Wie auf Fläche 1 war die mittlere monatliche Lufttemperatur um zwei Grad wärmer als das Mittel in Kasan. Die relative Luftfeuchte lag zwischen 77 % und 81 % (Tabelle 6).

Tabelle 5: Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte auf Fläche 1. Zum Vergleich wurde das Mittel von Kasan (1971-2000) für die Lufttemperatur angegeben.

Fläche 1				
Lufttemperatur [°C]	Juni	Juli	August	September
Mittel Kasan	17,3	19,4	17,2	11,2
2002	-	-	15,5	12,3
2003	-	21,5	19,7	12,1
2004	18,4	21,5	19,4	13,5
Relative Luftfeuchte [%]	Juni	Juli	August	September
2002	-	-	71,8	75,8
2003	-	75,7	77,4	78,2
2004	75,2	78,1	73,0	78,1

Tabelle 6: Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte auf Fläche 2. Zum Vergleich wurde das Mittel von Kasan (1971-2000) für die Lufttemperatur angegeben.

Fläche 2				
Lufttemperatur [°C]	Juni	Juli	August	September
Mittel Kasan	17,3	19,4	17,2	11,2
2002	-	-	13,6	12,1
2003	-	-	-	13,1
2004	-	21,7	19,2	13,3
Relative Luftfeuchte [%]	Juni	Juli	August	September
2002	-	-	77,5	81,3
2003	-	-	-	-
2004	-	80,4	76,0	80,3

Tagesmittelwerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte

Die mittleren Tageswerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte der Messjahre 2002 bis 2004 sind in Abbildung 31 dargestellt. Die mittlere Tagestemperatur spiegelt die für ein kontinentales Klima typischen starken Schwankungen wieder. Sie variierte im Messzeitraum Juni bis September zwischen fünf und 28 °C. Die Tageswerte der relativen Luftfeuchte lagen meist im Bereich von 55 % bis 90 %, vereinzelt sogar bei fast 100 %. Die Tagesmittelwerte der relativen Luftfeuchte verhielten sich erwartungsgemäß gegenläufig zu denen der Lufttemperatur, d. h. mit steigender Lufttemperatur nahm die Luftfeuchte ab.

Messjahr 2002

Fläche 1

Die höchste mittlere Tagestemperatur wurde Anfang August mit 24,7 °C gemessen. Während dieses Zeitraums wurde auch die niedrigste mittlere relative Luftfeuchte (60 %) gemessen. Anfang Oktober wurde die niedrigste mittlere Tagestemperatur (1,4 °C) und die höchste mittlere relative Luftfeuchte (93 %) erfasst.

Fläche 2

Die durchschnittliche Tagestemperatur der Luft schwankte während der Messperiode zwischen 20,5 °C am 1. September und 1,1 °C am 4. Oktober. Das Intervall der Tagesmittel der relativen Luftfeuchte lag zwischen 65 % am 1. September und 95 % Ende September.

Messjahr 2003

Fläche 1

Die mittlere Tagestemperatur wies während der Messperiode drei etwa gleich große Maxima auf. Die Werte erreichten dabei um die 25 °C und wurden Anfang und Ende Juli sowie Anfang August gemessen. Die Minimalwerte (10 °C) wurden ab dem 2. September gemessen. Die mittlere relative Luftfeuchte lag zwischen 65 % und 90 %. Die Maximal-

werte wurden Anfang Juli und Mitte September erfasst, die niedrigsten Mitte Juli und Anfang August.

Fläche 2

Die mittlere Tagestemperatur nahm Ende August bis zum Ende der Messperiode kontinuierlich von 20 °C auf 9,5 °C ab.

Messjahr 2004

Fläche 1

Im dritten Messjahr waren vier hohe Peaks der mittleren Tagestemperatur zu verzeichnen, wobei die ersten drei Maxima eine mittlere Tagestemperatur von über 25 °C aufwiesen, das vierte Maximum Mitte September dagegen nur 17 °C. Das erste Maximum wurde Ende Juli, das zweite Mitte Juli und das dritte Ende August gemessen. Nach dem dritten Maximum sank die Temperatur rasch auf sehr niedrige Werte (9 °C) ab und stieg anschließend wieder zum vierten kleineren Maximum an. Die mittlere relative Luftfeuchte lag meist in einem Bereich zwischen 68 % bis 85 %, Anfang Juli und Ende September wurden Werte bis zu 90 % erfasst.

Fläche 2

Ähnlich wie auf Fläche 1 wurden vier auffallende Maxima der Tagestemperatur erfasst. Das erste Maximum wurde Ende Juni mit Werten bis zu 25 °C gemessen, das zweite Mitte Juli (26-27 °C), das dritte Ende August (24 °C) und das vierte Mitte September (17-18 °C). Die Minimumswerte (8-9 °C) wurden Anfang September erfasst. Die Tagesmittel der relativen Luftfeuchte lagen meist zwischen 65-85 %, mit zwei Ausnahmen Ende Juli bis zu 96 % und Ende September mit 90 %.

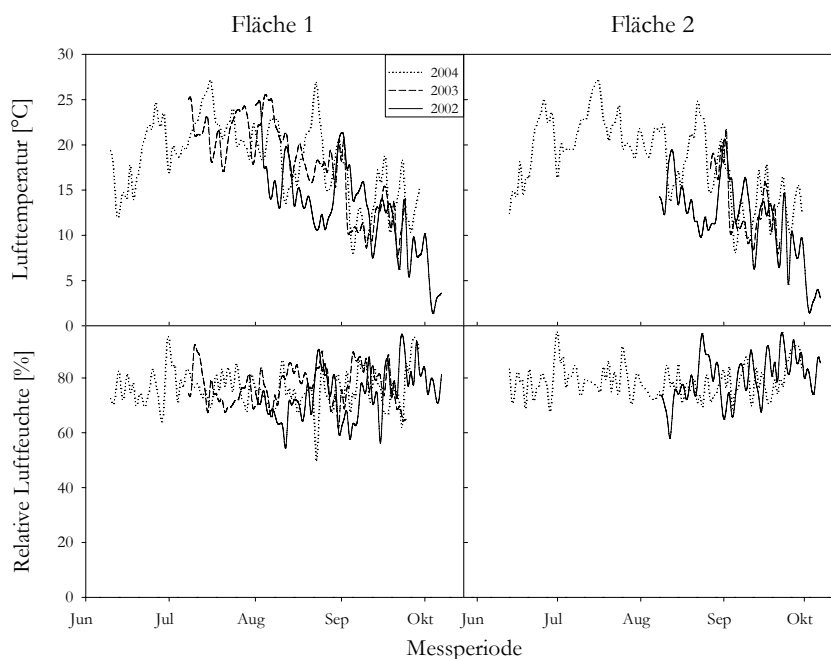


Abbildung 31: Mittlere Tageswerte der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte auf den Versuchsfächen der Messjahre 2002-2004.

3.1.2 Wasserstände an den Messpunkten der Flächen während der Messjahre

Die Wasserstände wiesen während der Messjahre 2002-2004 auf beiden Flächen sehr unterschiedliche Zyklen auf. Dabei unterschieden sich nicht nur die Maxima, sondern auch der Zeitpunkt der Höchstwerte variierte innerhalb der Messjahre und zwischen den beiden Flächen (Abbildung 32).

Messjahr 2002

Der höchste Wasserstand trat im ersten Messjahr auf beiden Flächen zu Beginn der Vegetationsperiode Mitte Juni auf. Auf Fläche 2 stieg der Wasserspiegel am Messpunkt flach bis circa 60 cm, auf Fläche 1 an diesem Messpunkt nur bis 40 cm an. An den Messpunkten »mittel« und »tief« war der höchste Wasserstand auf beiden Flächen in etwa gleich (»mittel« 80 cm, »tief« 120 cm).

Kurz nach Erreichen des Maximums ging der Wasserstand kontinuierlich zurück und auf beiden Flächen war an den Messpunkten »flach« bereits Mitte August kein Stauwasser mehr vorhanden. An den Messpunkten »mittel« und »tief« war dies dann Ende August der Fall.

Messjahr 2003

Auf Fläche 1 wurde der höchste Wasserstand Anfang Juli erreicht (»flach« 70 cm, »mittel« 80 cm und »tief« 120 cm). Der Wasserstand blieb bis Ende August auf diesem Wert und nahm anschließend schnell ab. Die Messpunkte »flach« und »mittel« waren Anfang September nicht mehr überflutet. Der Messpunkt tief blieb überflutet.

Auf Fläche 2 trat das Maximum mit einem kurzen Peak erst Ende Juli ein (»flach« 110 cm, »mittel« 120 cm und »tief« 140 cm). Nach Erreichen des Maximums sank der Wasserspiegel wieder schnell ab und war Anfang September am Messpunkt »flach« bei null. Am Messpunkt »mittel« war Ende September kein Stauwasser mehr vorhanden. Messpunkt »tief« blieb dagegen überflutet.

Messjahr 2004

Der höchste Wasserstand wurde auf Fläche 1 Anfang Juli erreicht (»flach« 100 cm, »mittel« 120 cm und »tief« 140 cm). Auf Fläche 2 trat das Maximum dagegen erst Mitte Juli ein (»flach« 60 cm, »mittel« 70 cm und »tief« 100 cm). Auf beiden Flächen nahm der Wasserstand nur langsam ab und die Messpunkte blieben bis zum Ende der Messperiode überflutet.

Wasserstände während den Messperioden

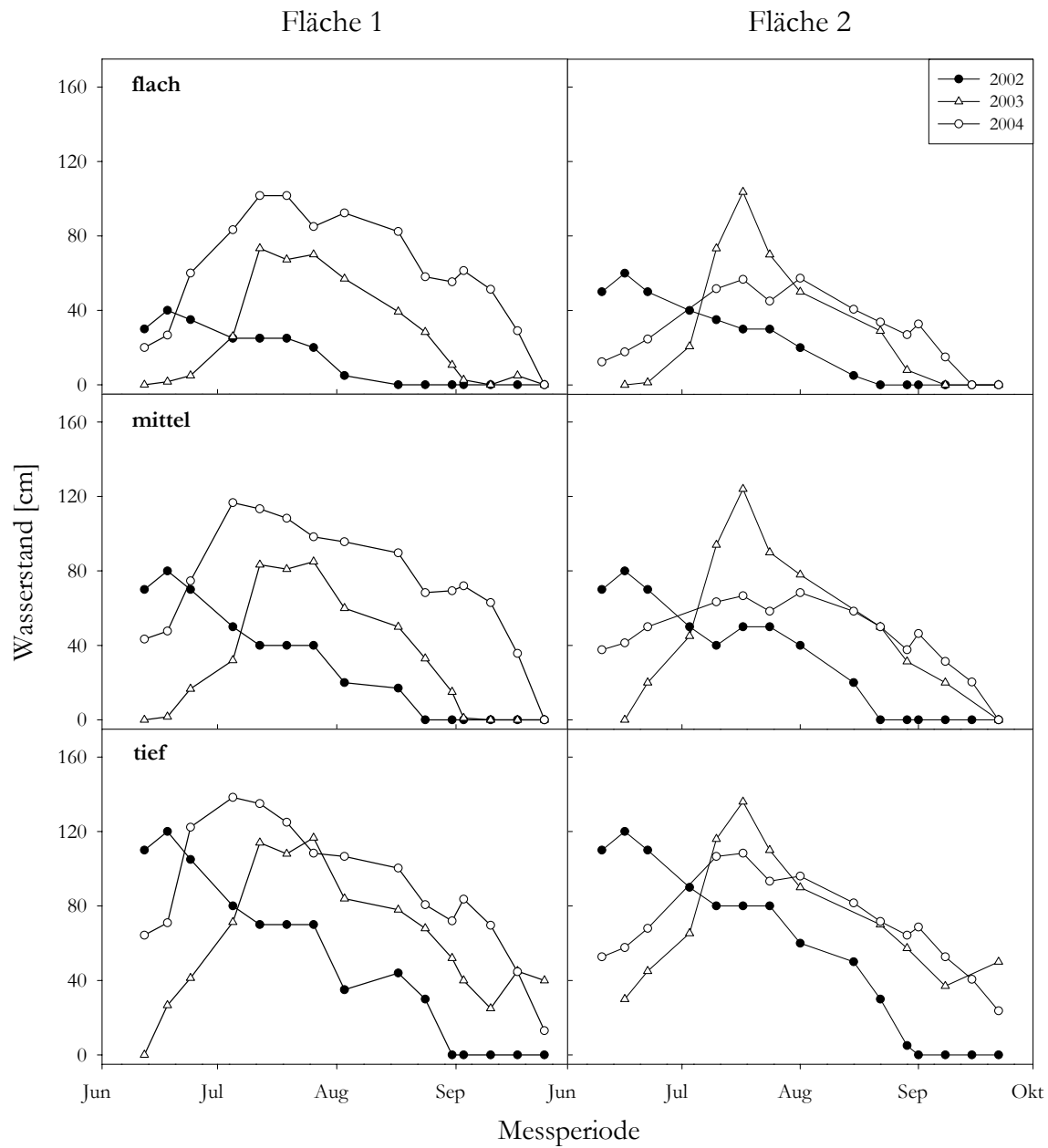


Abbildung 32: Wasserstand im zeitlichen Verlauf während der drei Messperioden (2002-2004) an den drei Messpunkten (»flach«, »mittel« und »tief«)

3.1.3 Mittlerer Sauerstoffgehalt und Wasserstand im zeitlichen Verlauf

Messjahr 2002

Fläche 1

Am Messpunkt »flach« stiegen die mittleren Sauerstoffgehalte nach Rückgang des Wassers an und erreichten mit zunehmender Austrocknung des Bodens Werte bis zu 4 mg l^{-1} . An den Messpunkten »mittel« und »tief« blieben die Gehalte dagegen unter 1 mg l^{-1} (Abbildung 33).

Fläche 2

An den Messpunkten »flach« und »mittel« waren die Gehalte (circa 8 mg l^{-1}) bereits bei niedrigem Wasserstand hoch. Nach Rückgang des Wassers blieben die Gehalte, bis auf einen Wert am Messpunkt »flach« zwischen 6 mg l^{-1} und 8 mg l^{-1} . Am Messpunkt »tief« stiegen die Sauerstoffgehalte zwei Wochen nach Rückgang des Wassers sprunghaft auf Werte zwischen $4\text{-}5 \text{ mg l}^{-1}$ an (Abbildung 33).

Messjahr 2003

Fläche 1

Zu Beginn der Messperiode im Juni war der Wasserstand niedrig, so dass die Messpunkte »flach« und »mittel« erst mit steigendem Wasserstand Anfang Juli überflutet wurden. Der mittlere Sauerstoffgehalt am Messpunkt »flach« im *Typha*-Bestand betrug zu Beginn circa 3 mg l^{-1} und an der Kontrolle circa 5 mg l^{-1} . Mit zunehmendem Wasserstand nahmen die Gehalte ab und pendelten sich bei 0 mg l^{-1} ein. An den *Typha*-Messpunkten »flach« stieg der mittlere Sauerstoffgehalt nach Erreichen des höchsten Wasserstandes noch einmal auf circa 1 mg l^{-1} an und sank danach wieder auf 0 mg l^{-1} . Ende September nach Rückgang des Stauwassers nahm sowohl am *Typha*-Messpunkt als auch an der Kontrolle der mittlere Sauerstoffgehalt leicht zu.

Am Messpunkt »mittel« nahmen die Werte mit zunehmendem Wasserstand ebenfalls ab. Der mittlere Gehalt an den *Typha*-Messpunkten nahm von 2 mg l^{-1} auf 0 mg l^{-1} ab. Dies geschah jedoch deutlich verzögerter als beim Gehalt der Kontrollfläche. Erst mit dem Erreichen des höchsten Wasserstandes lag der mittlere Sauerstoffgehalt bei 0 mg l^{-1} .

Der Messpunkt »tief« war die ganze Messperiode überflutet und die mittleren Sauerstoffgehalte der *Typha*- und Kontrollmesspunkte lagen fast durchgehend bei 0 mg l^{-1} .

Fläche 2

Am Messpunkt »flach« nahm der mittlere Sauerstoffgehalt der *Typha*-Messpunkte von circa 5 mg l^{-1} mit zunehmendem Wasserstand ab und lag bei einem Wasserstand von 80 cm bei 0 mg l^{-1} . Mit Rückgang der Überflutung stieg der Gehalt Anfang September bis auf 4 mg l^{-1} an. Der mittlere Sauerstoffgehalt der Kontrollmesspunkte (circa 2 mg l^{-1}) war zu Beginn niedriger als an den *Typha*-Messpunkten (5 mg l^{-1}). Dieser nahm mit zunehmendem Wasserstand kurzfristig ab, schwankte dann aber in einem Bereich von $1\text{-}2 \text{ mg l}^{-1}$ und erst

ab einem Wasserstand von 90-100 cm sanken die Gehalte auf 0 mg l⁻¹. Im Laufe der Messperiode stiegen die Gehalte Ende August bei einem Wasserstand von 30-40 cm, wieder auf Werte von circa 5 mg l⁻¹ an.

Ähnlich verhielten sich die Gehalte am Messpunkt »mittel«. An diesem Messpunkt war der mittlere Sauerstoffgehalt der *Typha*-Messpunkte (8 mg l⁻¹) zu Beginn der Messperiode höher als der der Kontrollmesspunkte (4 mg l⁻¹). Diese nahmen mit steigendem Wasserstand schnell ab, so dass Anfang Juli bei einem Wasserstand von 30 cm kein Sauerstoff mehr messbar war. Anfang September, mit Abnahme des Wasserspiegels, stieg der Gehalt wieder an und erreichte Werte um 1-2 mg l⁻¹. Die Gehalte der Kontrolle nahmen mit steigendem Wasserstand ebenfalls ab, schwankten allerdings auch bei höherem Wasserstand. Erst ab Ende bis Mitte August waren diese bei 0 mg l⁻¹.

An den Messpunkten »tief« war der mittlere Sauerstoffgehalt der *Typha*- und Kontrollmesspunkte ebenfalls zu Beginn leicht erhöht (1-2 mg l⁻¹), nahm dann aber mit zunehmenden Wasserspiegel ab und Ende Juni bzw. an den Kontrollmesspunkten erst Mitte Juli war kein freier Sauerstoff mehr nachweisbar. Mitte September sank der Wasserspiegel kurz unter 40 cm und die mittleren Sauerstoffgehalte der Messpunkte stiegen leicht an, nahmen jedoch mit Anstieg des Wasserspiegels erneut ab (Abbildung 34).

Messjahr 2004

Fläche 1

Am Messpunkt »flach« war zu Beginn der Sauerstoffmessungen bei 100 cm weder an den *Typha*-Messpunkten noch an den Kontrollmesspunkten Sauerstoff messbar. Der Gehalt an den *Typha*-Messpunkten nahm mit abnehmendem Wasserstand zu und erreichte Ende September trotz eines leichten Anstieges des Wasserstandes einen Wert von 2 mg l⁻¹, der Gehalt der Kontrolle blieb dagegen bei 0 mg l⁻¹. Am Messpunkt »mittel« war wie am Messpunkt »flach« zu Beginn der Messperiode kein Sauerstoff messbar. Die mittleren Sauerstoffgehalte stiegen am Ende der Messperiode bei einem Wasserstand von circa 40 cm sprunghaft an, wobei der Gehalt an den *Typha*-Messpunkten (3,5 mg l⁻¹) höher lag als der der Kontrolle (1 mg l⁻¹). Am Messpunkt »tief« blieben die mittleren Sauerstoffgehalte der *Typha*- und Kontrollmesspunkte über die gesamte Messperiode nahezu bei 0 mg l⁻¹ (Abbildung 35).

Fläche 2

An allen drei Messpunkten der *Typha*- und Kontrollfläche lag der mittlere Sauerstoffgehalt fast die ganze Messperiode bei 0 mg l⁻¹. Erst als der Wasserstand Mitte September unter 30 cm sank, stiegen die Gehalte an allen Messpunkten sprunghaft an. Die Gehalte an den *Typha*-Messpunkten waren dabei höher als die der Kontrollmesspunkte. An den Messpunkten »flach« und »tief« lagen diese bei circa 4-5 mg l⁻¹ und am Messpunkt »mittel« sogar bei bis zu 8 mg l⁻¹. Am Messpunkt »flach« der Kontrolle erreichte der Sauerstoffgehalt

ungefähr 1 mg l^{-1} , am Messpunkt »mittel« circa 4 mg l^{-1} und am Messpunkt »tief« war kein freier Sauerstoff nachweisbar (Abbildung 35).

Mittlerer Sauerstoffgehalt des Messjahres 2002

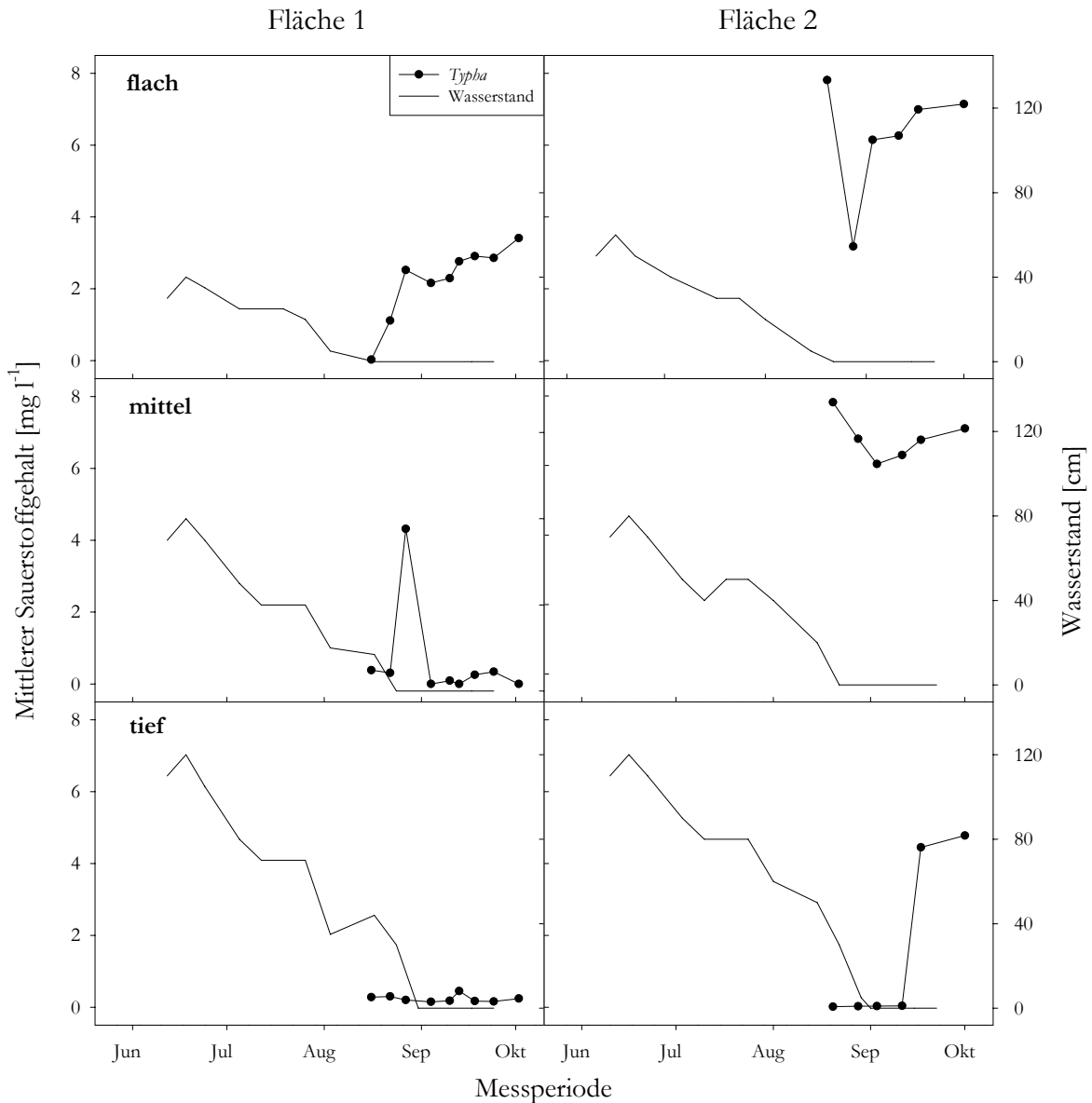


Abbildung 33: Mittlerer Sauerstoffgehalt im Boden des *Typha*-Bestandes und Wasserstand an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) der Flächen 1 und 2 während der Messperiode 2002. Die durchgezogene Linie stellt den Wasserstand dar, die Linie mit ausgefüllten Kreisen den Sauerstoffgehalt zu den Messzeitpunkten.

Mittlerer Sauerstoffgehalt des Messjahres 2003

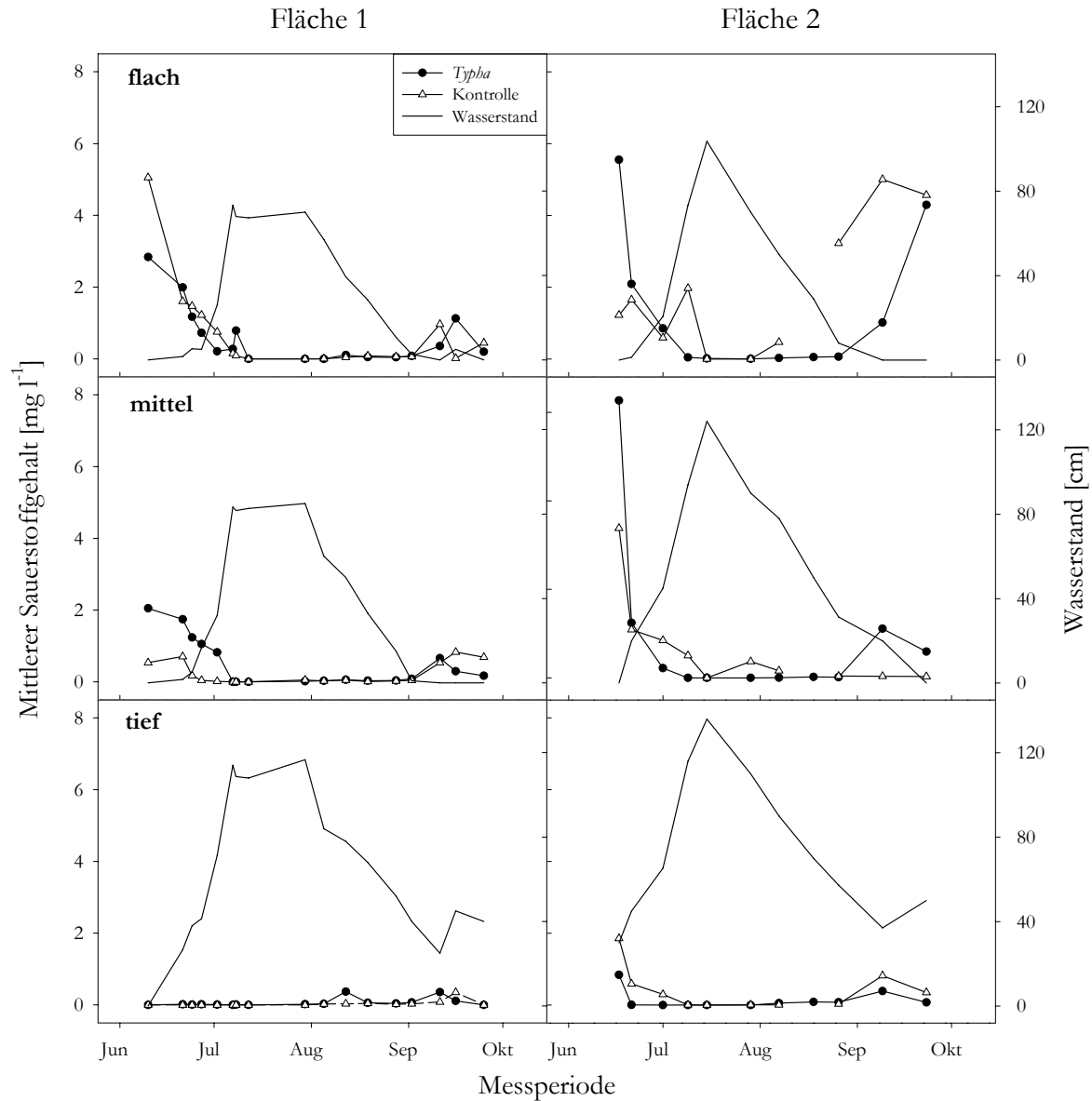


Abbildung 34: Mittlerer Sauerstoffgehalt im Boden im *Typha*-Bestand und auf der Kontrollfläche sowie Wasserstand an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) der Flächen 1 und 2 während der Messperiode 2003. Die durchgezogene Linie stellt den Wasserstand, die Linie mit ausgefüllten Kreisen den mittleren Sauerstoffgehalt im *Typha*-Bestand und die durchgezogene Linie mit Dreiecken den mittleren Sauerstoffgehalt der Kontrollmesspunkte dar.

Mittlerer Sauerstoffgehalt des Messjahres 2004

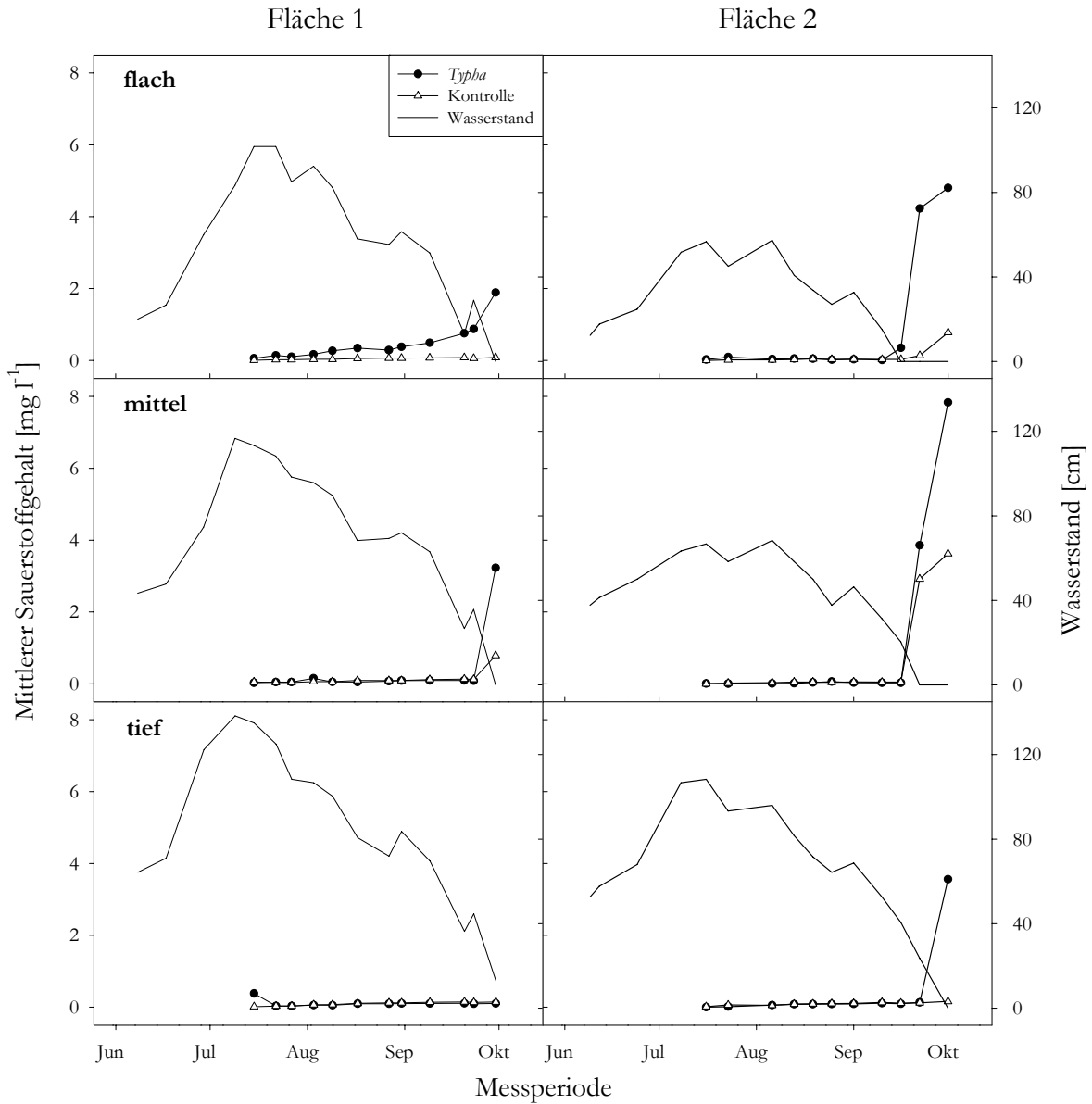


Abbildung 35: Mittlerer Sauerstoffgehalt im Boden im *Typha*-Bestand und auf der Kontrollfläche sowie Wasserstand an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) der Flächen 1 und 2 während der Messperiode 2004. Die durchgezogene Linie stellt den Wasserstand, die Linie mit ausgefüllten Kreisen den mittleren Sauerstoffgehalt im *Typha*-Bestand und die durchgezogene Linie mit Dreiecken den mittleren Sauerstoffgehalt der Kontrollmesspunkte dar.

3.1.4 Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes vom Wasserstand

Die Ergebnisse der nicht linearen Regressionsanalyse für die einzelnen Jahre und Flächen sind in den Abbildungen (36-39) dargestellt. Im Gegensatz zu der Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes im Boden vom Wasserstand erbrachte eine Regressionsanalyse der Bodensauerstoffgehalte keinen Zusammenhang mit der Bodentemperatur.

Im Messjahr 2003 war auf beiden Flächen nur an den Messpunkten »flach« und »mittel« der Einfluss des Wasserstandes zu erkennen. An den Messpunkten »tief« war schon zu Beginn der Messperiode Stauwasser vorhanden, so dass die Sauerstoffgehalte die ganze Messperiode meist unter 1 mg l^{-1} blieben. Ausnahme war der Messpunkt »tief« der Fläche 2. Schon bei Wasserständen um die 25-40 cm stiegen die Gehalte auf bis zu 4 mg l^{-1} an. Eine Annäherung mit einer der für diese Analyse verwendeten Formel würde bei einem Wasserstand um die 0 cm nicht mögliche Sauerstoffgehalte ergeben. Auf Fläche 2 stieg der Sauerstoffgehalt bei trockeneren bzw. bei trocknenden Bedingungen höher an als auf Fläche 1 (Abbildungen 36 und 37). Dies zeigen auch die Ergebnisse der Regressionsanalyse. Die Werte für die Variable »a« lagen auf Fläche 2 alle bei 3, dagegen auf Fläche 1 nur bei 1,5. Ein Unterschied zwischen dem Bodensauerstoffgehalt des *Typha*-Bestandes und der Kontrolle war nicht ersichtlich. In der Kontrolle auf Fläche 2 traten an allen Messpunkten vereinzelt erhöhte Sauerstoffgehalte trotz hoher Wasserstände auf.

Wie im Messjahr 2003 stiegen 2004 die Sauerstoffgehalte auf Fläche 2 höher an als auf der eutropheren Fläche 1 (Abbildungen 38 und 39). An den Kontrollmesspunkten kam es praktisch nicht zu erhöhten Sauerstoffgehalten bei niedrigeren Wasserständen. Eine Ausnahme bildete Messpunkt »mittel« auf Fläche 2, an welchem Einzelwerte über 8 mg l^{-1} gemessen wurden. Die hohen Werte wurden dabei aber nur mit Sensor C erfasst (Abbildung 39).

In der Art der Abnahme, die von der Variabel »b« abhängt, waren sowohl zwischen den Flächen als auch zwischen *Typha*-Bestand und Kontrolle keine Unterschiede ersichtlich (Abbildungen 36 bis 39).

Messjahr 2003 Fläche 1

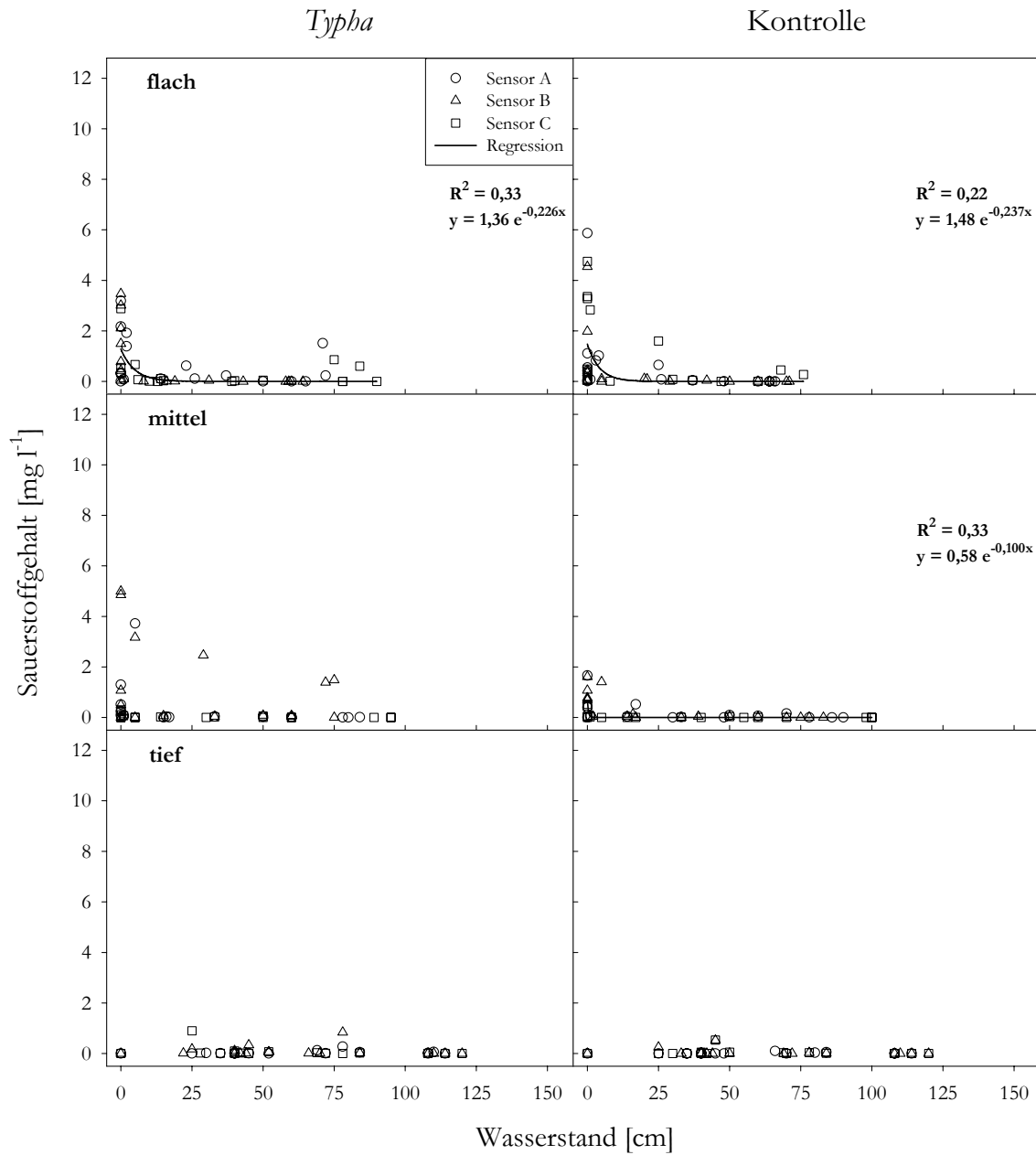


Abbildung 36: Graphische Darstellung der Regressionsanalyse zwischen Wasserstand und Sauerstoffgehalt des Messjahres 2003 auf Fläche 1 im *Typha*-Bestand und der vegetationsfreien Kontrolle. Dargestellt sind die Werte der einzelnen Sensoren (A, B, C) an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) sowie die Gesamtregression (durchgezogene Linie) für die drei Sensoren.

Messjahr 2003 Fläche 2

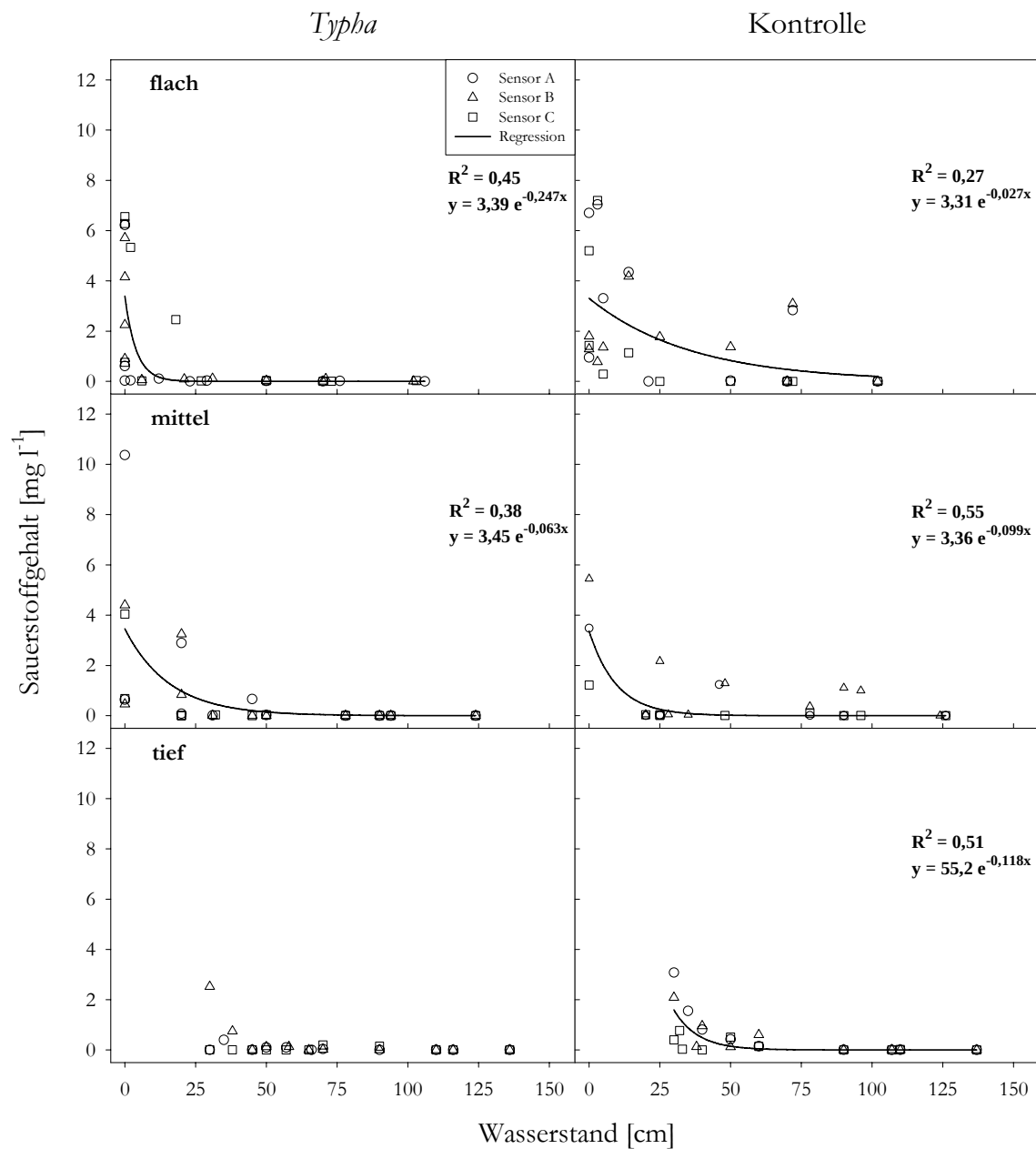


Abbildung 37: Graphische Darstellung der Regressionsanalyse zwischen Wasserstand und Sauerstoffgehalt des Messjahres 2003 auf Fläche 2 im *Typha*-Bestand und der vegetationsfreien Kontrolle. Dargestellt sind die Werte der einzelnen Sensoren (A, B, C) an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) sowie die Gesamtregression (durchgezogene Linie) für die drei Sensoren.

Messjahr 2004 Fläche 1

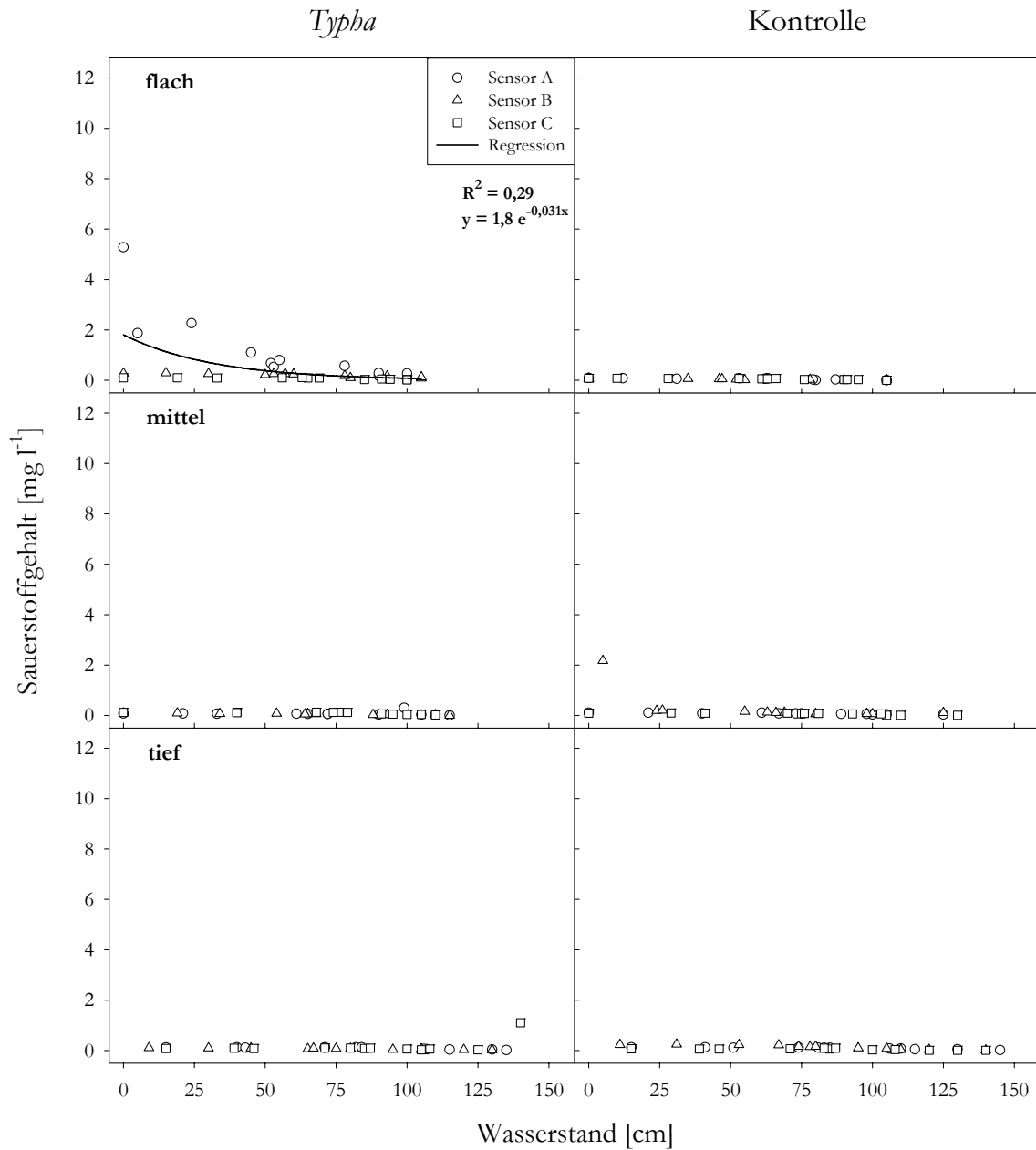


Abbildung 38: Graphische Darstellung der Regressionsanalyse zwischen Wasserstand und Sauerstoffgehalt des Messjahres 2004 auf Fläche 1 im *Typha*-Bestand und der vegetationsfreien Kontrolle. Dargestellt sind die Werte der einzelnen Sensoren (A, B, C) an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) sowie die Gesamtregression (durchgezogene Linie).

Messjahr 2004 Fläche 2

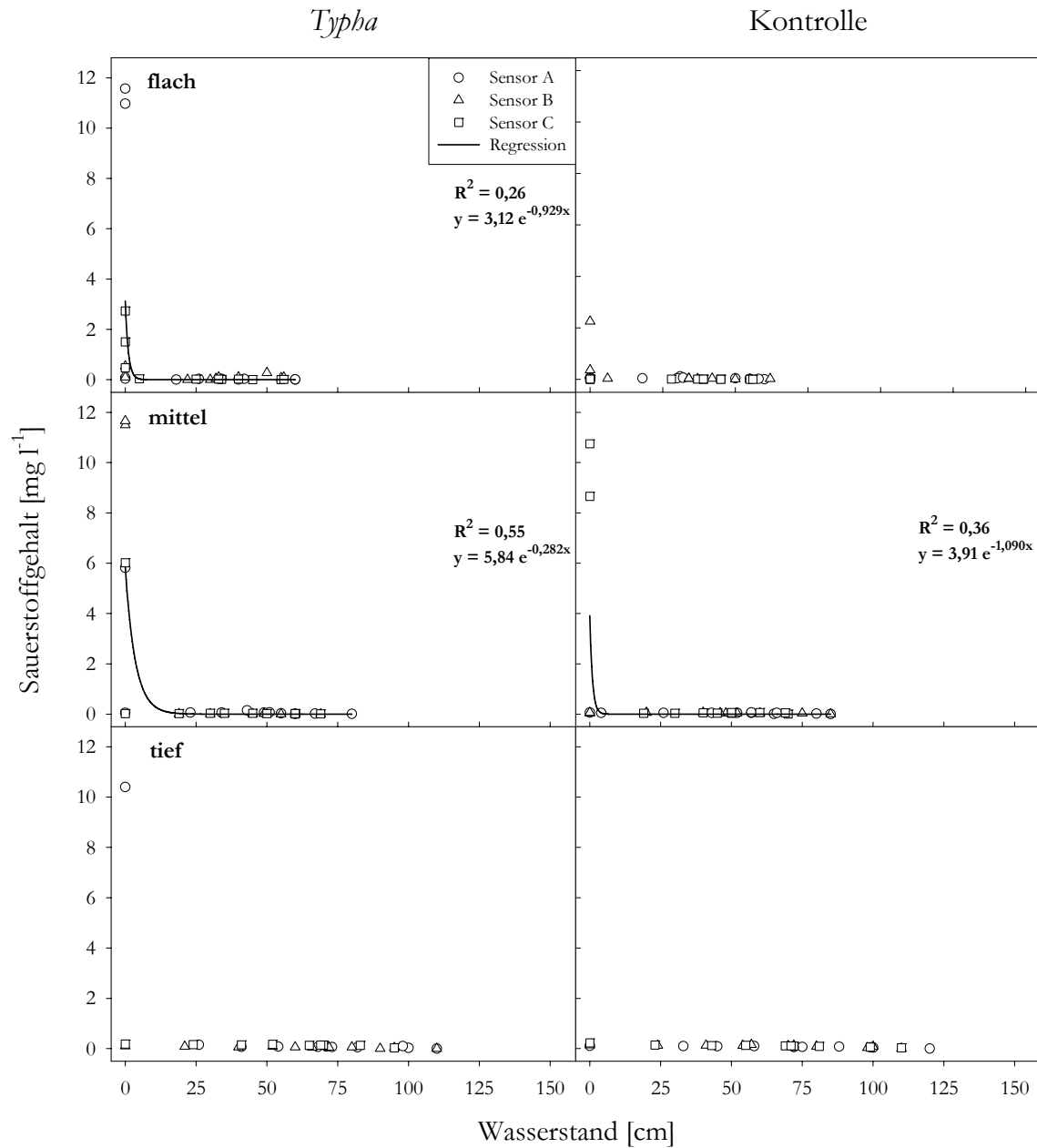


Abbildung 39: Graphische Darstellung der Regressionsanalyse zwischen Wasserstand und Sauerstoffgehalt des Messjahres 2004 auf Fläche 2 im *Typha*-Bestand und der vegetationsfreien Kontrolle. Dargestellt sind die Werte der einzelnen Sensoren (A, B und C) an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) sowie die Gesamtregression (durchgezogene Linie).

3.1.5 Unterschiede des Sauerstoffgehaltes zwischen den Flächen

Die ANCOVA (Kovariate Wasserstand) zeigte, dass der Wasserstand einen hoch signifikanten Einfluss auf die Bodensauerstoffgehalte hat ($F = 120,2$; $p < 0,001$). Die Bodensauerstoffgehalte unterschieden sich im Messjahr 2003 und 2004 zwischen Kontrolle und *Typha*-Bestand auf beiden Flächen nicht signifikant voneinander. Der mittlere Sauerstoffgehalt war in beiden Jahren auf Fläche 2 (2003: $0,89 \text{ mg l}^{-1}$; 2004: $0,53 \text{ mg l}^{-1}$) über dem der eutropheren Fläche 1 (2003: $0,35 \text{ mg l}^{-1}$; 2004: $0,20 \text{ mg l}^{-1}$). Dieser Unterschied war im Messjahr 2003 signifikant ($F = 41,2$; $p < 0,001$).

3.1.6 Stängel- und Aerenchymfläche

Die Ergebnisse der Stängelquerschnitts- und Aerenchymflächenbestimmung sind in den Abbildungen 40-42 dargestellt.

Stängelfläche

Im Jahr 2002 waren die Querschnittsflächen der Stängel an den Messpunkten »mittel« und »tief« sehr hoch ($400\text{-}900 \text{ mm}^2$), vereinzelt traten sogar Flächen bis zu 1600 mm^2 auf (Abbildung 40). In den Jahren 2003 und 2004 blieben solche hohen Werte aus und die Stängelflächen lagen in einem Bereich von $100\text{-}700 \text{ mm}^2$ (Abbildung 41 und 42).

In allen drei Untersuchungsjahren nahm die Stängelfläche auf beiden Flächen entlang der Messpunkte von »flach« nach »tief« zu. Eine Ausnahme bildet Fläche 1 im Messjahr 2002, hier war die Stängelfläche am Messpunkt »tief« wieder kleiner als am Messpunkt »mittel« und lag wie am Messpunkt »flach« zwischen $300\text{-}400 \text{ mm}^2$. Der Anstieg mit zunehmender Wassertiefe war im Messjahr 2003 zwischen den Messpunkten »flach« und »tief« auf beiden Flächen signifikant ($p < 0,05$). Im Messjahr 2004 war der Anstieg nur auf Fläche 2 signifikant. Auf Fläche 1 war mit zunehmender Wassertiefe nur ein geringer nicht signifikanter Anstieg zu erkennen, dabei lagen die Werte bei 400 mm^2 .

Des Weiteren unterschieden sich die Stängelflächen der Messpunkte zwischen den Flächen in den Messjahren 2003 und 2004. So sind im Messjahr 2003 die Werte der Messpunkte »mittel« und »tief« der Fläche 2 signifikant höher als die entsprechenden der Fläche 1 (Abbildung 41). Im Messjahr 2004 waren die Werte der Messpunkte »flach« und »mittel« von Fläche 1 signifikant größer als die auf Fläche 2 (Abbildung 42).

Aerenchymfläche

Die Aerenchymfläche zeigte eine ähnliche Tendenz wie die Stängelfläche. Mit zunehmender Wassertiefe nahm die Aerenchymfläche zu. Im Messjahr 2003 war dieser Unterschied auf beiden Flächen signifikant und 2004 nur auf Fläche 2. Im Messjahr 2002 konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden (Abbildung 40-42).

Wie die Werte der Stängelfläche streuten die Werte der Aerenchymfläche der Messpunkte »mittel« und »tief« 2002 stark und lagen in einem sehr hohen Bereich (bis zu 500 mm^2). In

den folgenden Messjahren war die Streuung geringer und die Werte lagen zwischen 40 mm² und 300 mm².

Die Werte an den Messpunkten »flach« und »mittel« waren 2004 auf Fläche 1 signifikant höher als die der Fläche 2. Ansonsten gab es zwischen den Messpunkten der Flächen keine signifikanten Unterschiede.

Prozentualer Aerenchymanteil

Im Messjahr 2002 waren die prozentualen Anteile des Aerenchyms an der Stängelfläche auf beiden Flächen am Messpunkt »mittel« am niedrigsten. Der Unterschied war zwischen den Messpunkten »flach« und »mittel« signifikant (Abbildung 40). Im Messjahr 2003 konnte auf Fläche 2 ein signifikanter Anstieg zwischen den Messpunkten von »flach« nach »tief« ermittelt werden. Auf Fläche 1 dagegen zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Messpunkten (Abbildung 41). Wie im Messjahr 2003 zeigte der prozentuale Aerenchymflächenanteil im Messjahr 2004 auf Fläche 2 einen signifikanten Anstieg mit zunehmender Wassertiefe. Zwischen den Messpunkten auf Fläche 1 gab es keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 42).

Im Messjahr 2003 waren die prozentualen Aerenchymflächenanteile der Messpunkte auf der Fläche 1 signifikant höher als die der Fläche 2.

Messjahr 2002

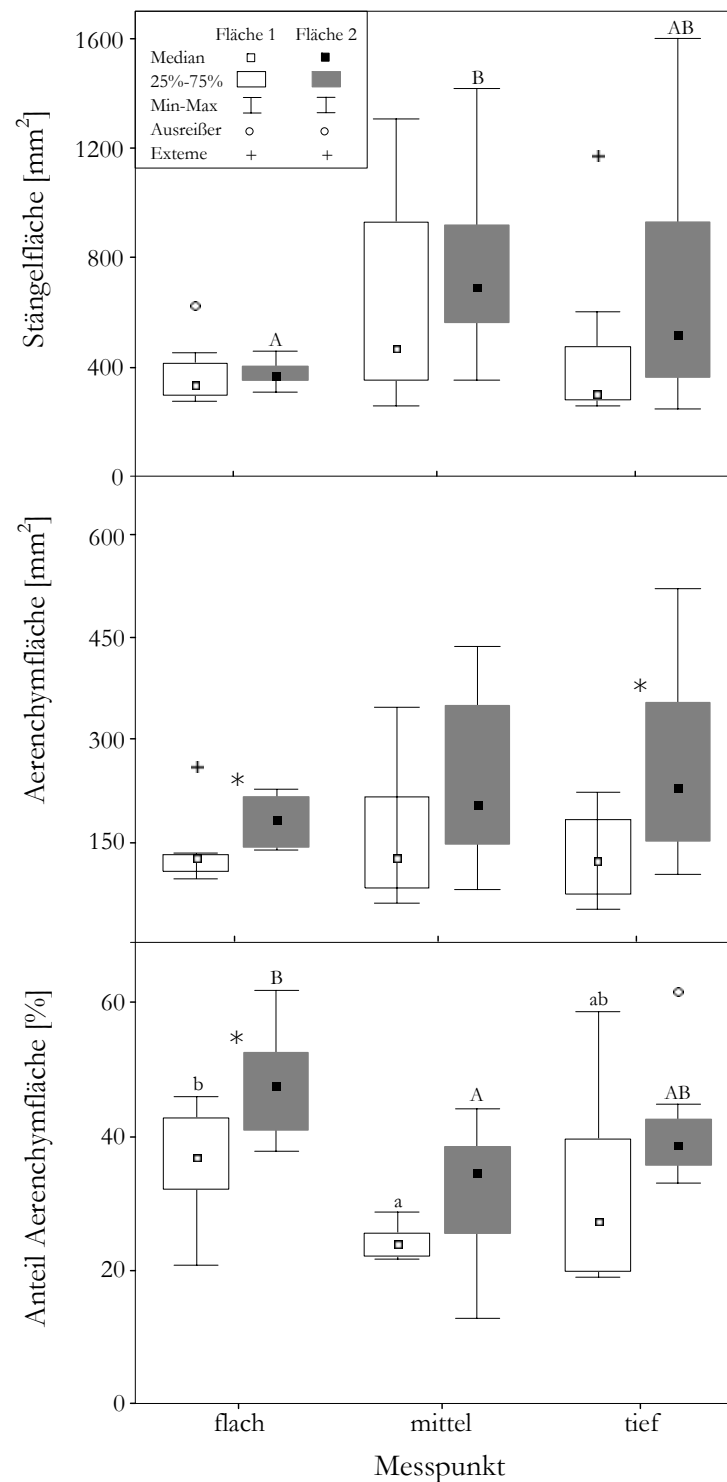


Abbildung 40: Median von Stängelfläche, Aerenchymfläche und Anteil Aerenchymfläche an der Stängelfläche an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) auf Fläche 1 und 2 am Ende des Untersuchungsjahres 2002. Signifikante Unterschiede zwischen den Messpunkten sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet (Fläche 1 mit Kleinbuchstaben und Fläche 2 mit Großbuchstaben). Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen sind mit Stern (*) gekennzeichnet.

Messjahr 2003

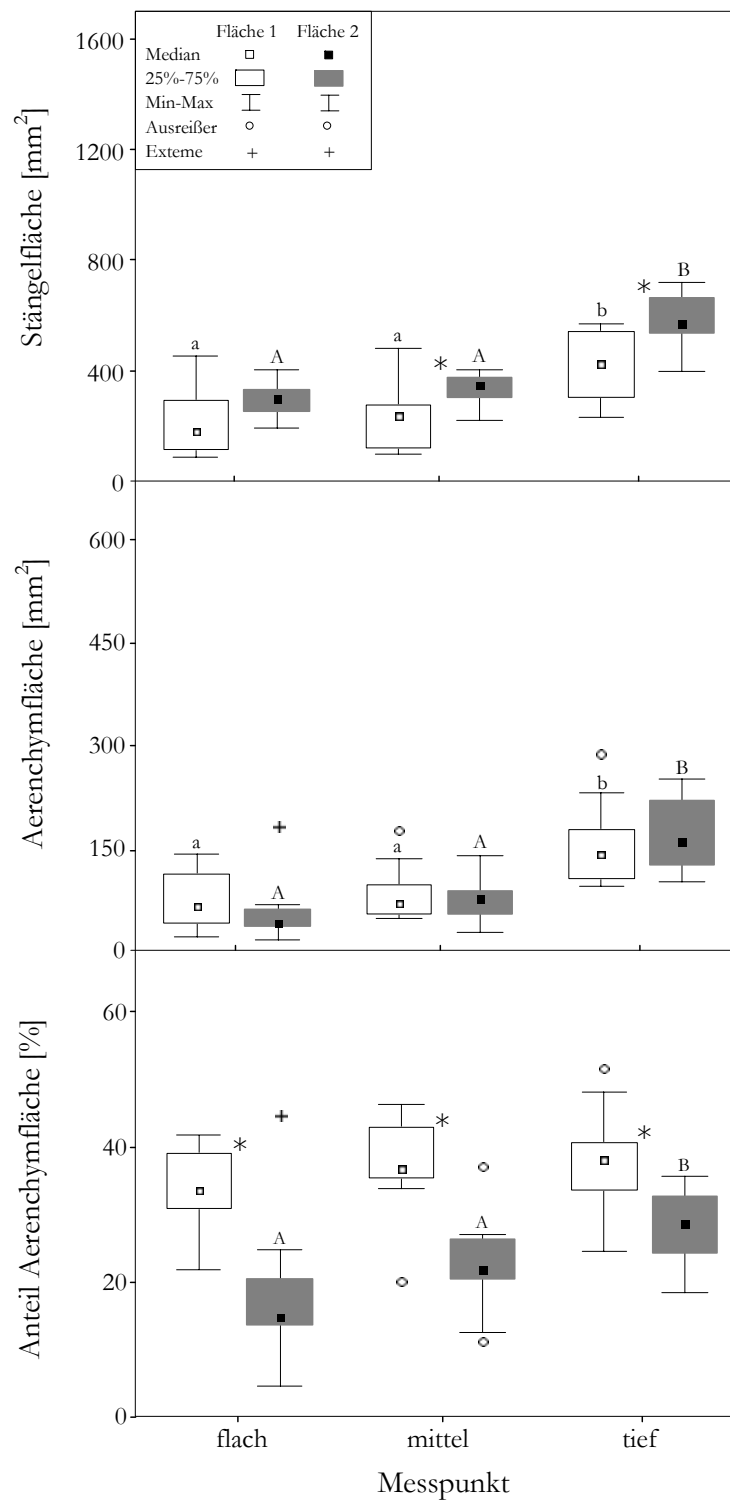


Abbildung 41: Median von Stängelfläche, Aerenchymfläche und Anteil Aerenchymfläche an der Stängelfläche an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) auf Fläche 1 und 2 am Ende des Untersuchungsjahres 2003. Signifikante Unterschiede zwischen den Messpunkten sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet (Fläche 1 mit Kleinbuchstaben und Fläche 2 mit Großbuchstaben). Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen sind mit Stern (*) gekennzeichnet.

Messjahr 2004

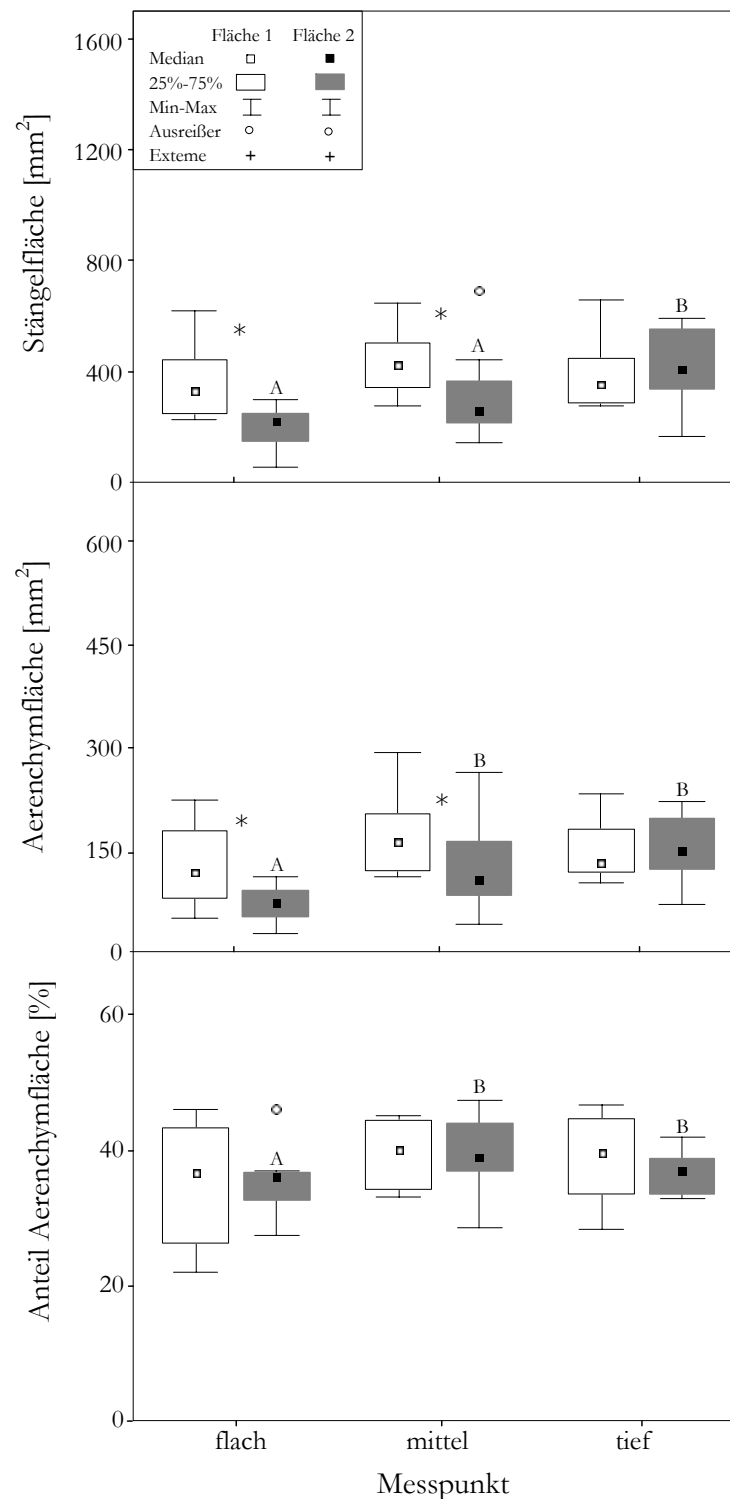


Abbildung 42: Median von Stängelfläche, Aerenchymfläche und Anteil Aerenchymfläche an der Stängelfläche an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) auf Fläche 1 und 2 am Ende des Untersuchungsjahres 2004. Signifikanter Unterschiede zwischen den Messpunkten sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet (Fläche 1 mit Kleinbuchstaben und Fläche 2 mit Großbuchstaben). Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen sind mit Stern (*) gekennzeichnet.

Jahresvergleich

In den Tabellen 7-9 sind die Ergebnisse der Kruskal-Wallis ANOVA mit anschließendem Mann-Whitney U Test dargestellt.

Stängelfläche

Am Messpunkt »flach« der Fläche 1 war 2003 die Stängelfläche signifikant niedriger als in den Messjahren 2002 und 2004, welche sich nicht voneinander unterschieden. Dasselbe gilt für den Messpunkt »mittel«. Am Messpunkt »tief« war der Median der Sprossfläche 2003 dagegen höher als 2002 und 2004, dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant.

Am Messpunkt »flach« auf Fläche 2 unterschieden sich die Stängelflächen zwischen den drei Untersuchungsjahren signifikant voneinander, wobei sie von Jahr zu Jahr geringer wurden. Auch am Messpunkt »mittel« nahm die Stängelfläche ab, der Unterschied war aber zwischen den Messjahren 2003 und 2004 nicht signifikant (Tabelle 7).

Aerenchymfläche

Wie die Stängelfläche unterschieden sich die Aerenchymflächen im Messjahr 2003 auf Fläche 1 an den Messpunkten »flach« und »mittel« signifikant von denen der Jahre 2002 und 2004. Der Median 2003 war am Messpunkt »flach« kleiner als 2002 und 2004. Am Messpunkt »mittel« war die Stängelfläche 2002 signifikant größer als 2003 und 2004, welche sich nicht unterschieden. Am Messpunkt »tief« gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen den Jahren.

Auf Fläche 2 wurden im Messjahr 2002 an den Messpunkten »flach« und »mittel« die größten Aerenchymflächen erfasst, welche sich damit signifikant von denen im Jahr 2003 unterschieden. Im Jahr 2004 nahmen die Aerenchymfläche wieder zu. Dieser Unterschied war am Messpunkt »mittel« ebenfalls signifikant. Am Messpunkt »tief« waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen (Tabelle 8).

Prozentualer Aerenchymflächenanteil

Auf Fläche 1 waren nur am Messpunkt »mittel« signifikante Unterschiede zu ermitteln, an den anderen Messpunkten unterschieden sich die prozentualen Anteile nicht. Am Messpunkt »mittel« waren die Werte 2002 signifikant niedriger als in den Jahren 2003 und 2004. Am Messpunkt »flach« auf Fläche 2 dagegen unterschieden sich die Werte aller drei Jahre voneinander. Das Jahr 2002 wies den größten prozentualen Anteil auf und 2003 den niedrigsten. Am Messpunkt »mittel« war im Messjahr 2004 der signifikant höchste Wert gebildet worden, die Messjahre 2002 und 2003 unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die Werte am Messpunkt »tief« waren in den Messjahren 2002 und 2004 signifikant höher als 2003 (Tabelle 9).

Tabelle 7: Median der Stängelflächen; Ergebnisse einer Kruskal-Wallis ANOVA; Signifikante Unterschiede an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) zwischen den Messjahren sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet ($p < 0,05$).

Fläche 1	Stängelfläche [mm ²]		
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	332,6 ^b	186,2 ^a	333,9 ^b
mittel	468,3 ^b	238,4 ^a	429,2 ^b
tief	301,8	427,2	358,5
Fläche 2			
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	366,8 ^c	301,2 ^b	224,4 ^a
mittel	688,6 ^b	350,8 ^a	261,9 ^a
tief	517,7 ^b	569,9 ^b	412,8 ^a

Tabelle 8: Median der Aerenchymfläche; Ergebnisse einer Kruskal-Wallis ANOVA; Signifikante Unterschiede an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) zwischen den Messjahren sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet ($p < 0,05$).

Fläche 1	Aerenchymfläche [mm ²]		
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	123,6 ^b	64,6 ^a	118,2 ^b
mittel	123,2 ^b	69,0 ^a	162,1 ^b
tief	118,6	139,9	130,3
Fläche 2			
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	181,1 ^b	41,2 ^a	72,3 ^a
mittel	203,5 ^b	75,9 ^a	105,3 ^b
tief	260,6	159,4	147,9

Tabelle 9: Median des prozentualen Aerenchymflächenanteils; Ergebnisse einer Kruskal-Wallis ANOVA; Signifikante Unterschiede an den Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) zwischen den Messjahren sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet ($p < 0,05$).

Fläche 1	Anteil Aerenchymfläche [%]		
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	36,8	33,4	36,5
mittel	23,7 ^a	36,5 ^b	39,9 ^b
tief	27,1	37,9	39,5
Fläche 2			
Messpunkt	2002	2003	2004
flach	47,4 ^c	14,5 ^a	35,8 ^b
mittel	34,5 ^a	21,6 ^a	38,7 ^b
tief	38,5 ^b	28,3 ^a	36,6 ^b

3.1.7 Zusammenhang von Stängel-, Aerenchymfläche und Wasserstand

Eine multiple Regressionsanalyse für alle drei Jahre wurde durchgeführt, um den Einfluss des Wasserstandes auf die Parameter Stängelfläche, Aerenchymfläche und prozentualer Aerenchymflächenanteil zu untersuchen. Sie ergab, dass der mittlere Wasserstand der Messperiode einen geringeren Einfluss hat als der Wasserstand am Beginn der Vegetationsperiode. Dieser Einfluss des Wasserstandes zu Beginn der Vegetationsperiode war auf der Fläche 2 größer als auf der Fläche 1.

Stängelfläche

Bei einem hohen Wasserstand zu Beginn der Messperiode nahm die Stängelfläche zu. Auf beiden Flächen war der Zusammenhang signifikant (Fläche 1: $R^2 = 0,12$; $p < 0,001$; Fläche 2: $R^2 = 0,24$; $p < 0,001$).

Aerenchymfläche

Einen ähnlichen Zusammenhang gab es zwischen der Aerenchymfläche und dem Wasserstand im Juni. Bei einem hohen Wasserstand zu Beginn der Messperiode war die Aerenchymfläche signifikant höher als bei einem niedrigen Wasserstand. Auf Fläche 2 war der Zusammenhang signifikant ($R^2 = 0,41$; $p < 0,001$). Auf Fläche 1 bestand ein geringer Zusammenhang, welcher dennoch signifikant war ($R^2 = 0,09$; $p < 0,01$).

Prozentualer Aerenchymflächenanteil

Auf Fläche 2 nahm der prozentuale Anteil an Aerenchym mit höheren Wasserständen zu Beginn der Vegetationsperiode zu. Dieser Zusammenhang war signifikant ($R^2=0,27$; $p<0,001$). Auf Fläche 1 bestand kein Zusammenhang.

3.1.8 Stängelanzahl und Aerenchymfläche pro Bodenfläche

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse der Stängelauszählung pro Quadratmeter Bodenfläche an den Messpunkten aufgeführt. Die Anzahl der Stängel pro Quadratmeter Bodenfläche schwankte von Messpunkt zu Messpunkt und auch innerhalb der Messpunkte (»flach«, »mittel«, »tief«) in den Flächen stark. Tendenziell wurden an den Messpunkten »flach« und »mittel« mehr Stängel ausgebildet als am Messpunkt »tief«. Mit den ausgezählten Stängeln konnte die Aerenchymfläche pro Quadratmeter Bodenfläche berechnet werden (Tabelle 11). Dabei fällt auf, dass die Werte im Messjahr 2003 geringer waren als in den Messjahren 2002 und 2004. Innerhalb der Flächen und den Jahren wichen die Aerenchymflächen pro Quadratmeter Bodenfläche entlang der Messpunkte »flach«, »mittel« und »tief« nicht stark voneinander ab. Ausnahmen waren im Jahr 2002 Fläche 1 Messpunkt »mittel« und 2003 Fläche 2 Messpunkt »flach«. Trotz geringerer Stängelanzahl an den Messpunkten »tief« war die Aerenchymfläche pro Quadratmeter Bodenfläche in etwa genauso groß wie an den Messpunkten »flach«, und »mittel«. Das heißt, dass die zur Bodenbelüftung verfügbare Fläche innerhalb des Bestandes unabhängig von der Stängelanzahl gleich verteilt ist.

Tabelle 10: Mittlere Stängelanzahl pro Quadratmeter Bodenfläche an den Messpunkten »flach«, »mittel« »tief« sowie deren Einzelwerte an den Untermesspunkten A, B und C am Ende der Messperioden 2002, 2003 und 2004.

Messpunkt	Untermesspunkt	2002		2003		2004	
		Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
flach	A	44	22	32	33	32	30
	B	41	28	24	19	27	33
	C	21	32	27	28	25	31
	Mittelwert	35,3	27,3	27,7	26,7	28	31,3
mittel	A	14	17	27	27	30	32
	B	18	22	35	26	36	27
	C	18	21	24	32	26	25
	Mittelwert	16,7	20	28,7	28,3	30,7	28
tief	A	28	20	18	12	37	24
	B	15	18	10	15	22	20
	C	32	18	21	21	39	19
	Mittelwert	25	18,7	16	16	32,7	21

Tabelle 11: Aerenchymfläche pro Quadratmeter Bodenfläche [mm² m⁻²] an den Messpunkten »flach«, »mittel« und »tief« auf den Flächen 1 und 2 am Ende der Messperioden 2002, 2003 und 2004.

Messpunkt	2002		2003		2004	
	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
flach	5847,3	5724,3	2318,5	1088,7	4076,4	2093,1
mittel	2164,8	5022,1	2257,3	2028,3	5300,6	4047,8
tief	4018,1	4690,9	2824,7	1992,5	5353,3	3606,1

3.2 Untersuchungen im Phytotron

3.2.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum

Sauerstoffmessungen

In den Abbildungen 43 und 44 sind die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen deskriptiv im zeitlichen Verlauf dargestellt.

Wasserstand »tief«

Die meisten Sauerstoffgehalte lagen unter 1 mg l^{-1} , vereinzelt traten aber Sauerstoffgehalte über 1 mg l^{-1} auf. Diese erhöhten Sauerstoffgehalte wurden nicht nur zu Beginn der Messungen erfasst. An den Pflanzen 3, 5 und 6 wurden zu Beginn Gehalte bis zu 2 mg l^{-1} gemessen, bei den Pflanzen Pflanze 4, 5 und 8 bei späteren Messungen. Über einen längeren Zeitraum war aber nur an einem Sensor (Sensor C von Pflanze 16) ein Sauerstoffgehalt über 1 mg l^{-1} messbar (Abbildung 43).

Wasserstand »flach«

An den Pflanzen 9-12 waren über den gesamten Messzeitraum keine Sauerstoffgehalte über 1 mg l^{-1} zu messen. Dagegen wiesen die Pflanzen 13-16 Ende September an jeweils einem Sensor einen Wert über 2 mg l^{-1} auf. An den Pflanzen 13 und 16 wurden sogar Sauerstoffgehalte über 4 mg l^{-1} gemessen. Bei Pflanze 14 sind zu Beginn der Messungen an zwei Sensoren Werte über 1 mg l^{-1} gemessen worden. An Sensor C der Pflanze 16 stieg der Sauerstoffgehalt ab dem 16 September bis zum 14 Oktober kontinuierlich auf 4 mg l^{-1} an (Abbildung 44).

Vergleich der Varianten

In beiden Versuchsansätzen (»tief« und »flach«) lag demnach ein vergleichbares Verhalten vor. Die vereinzelt erhöhten Sauerstoffgehalte traten in beiden Versuchsansätzen unabhängig von der Entfernung des Sensors zum Wurzelraum auf. Allerdings war der mittlere Sauerstoffgehalt des gesamten Messzeitraumes im Versuchsansatz »tief« ($0,28 \text{ mg l}^{-1}$) signifikant höher als der des Versuchsansatzes »flach« ($0,24 \text{ mg l}^{-1}$) ($F = 4,56$; $p < 0,05$). Die Entfernung des Sensors zum Wurzelraum hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Sauerstoffgehalte.

Wasserstand »tief«

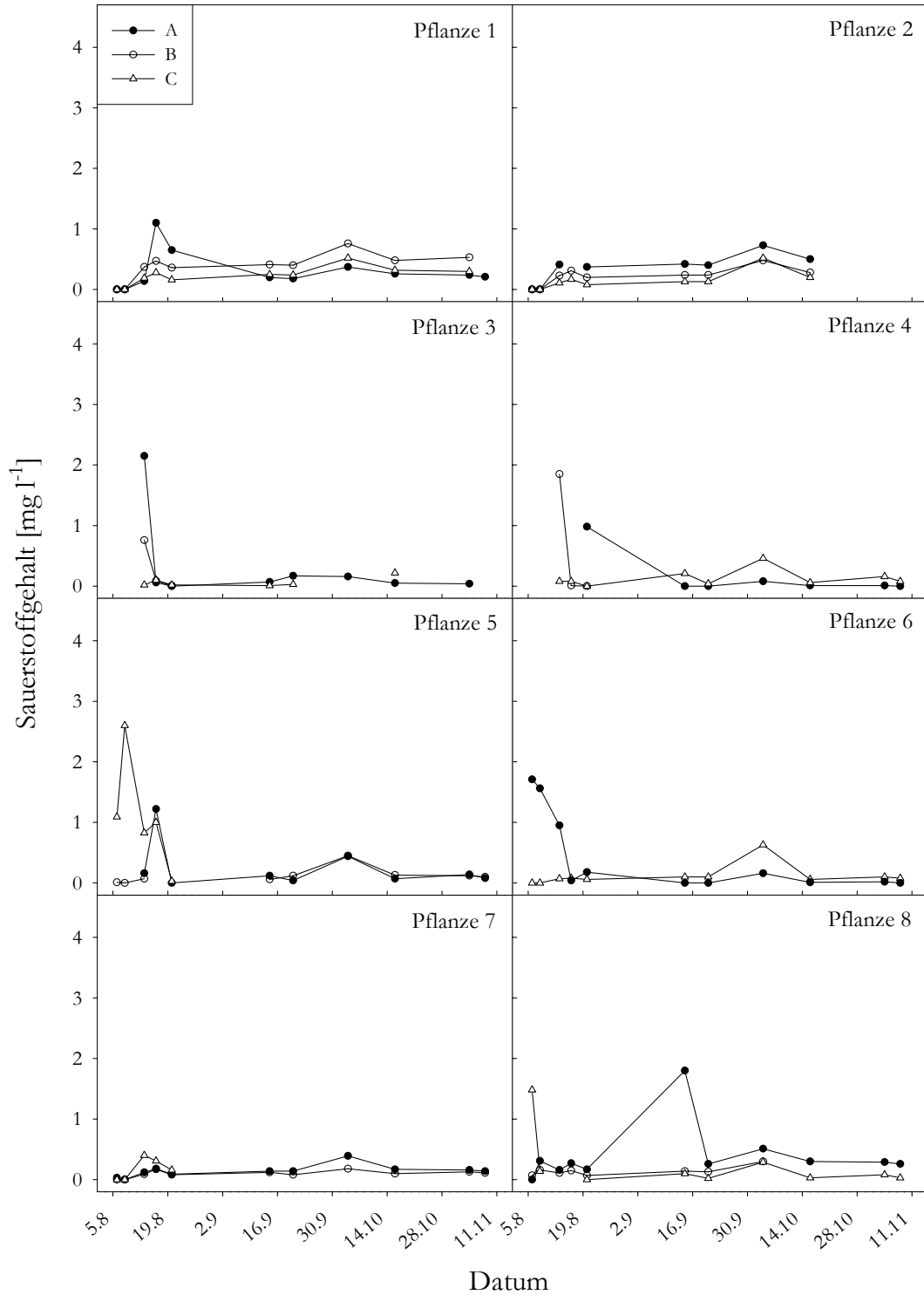


Abbildung 43: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Versuchsansatz »tief« an den Sensoren mit unterschiedlicher Entfernung vom Wurzelraum (A: 0 cm, B: 2,5 cm, C: 5 cm) der Pflanzen 1-8

Wasserstand »flach«

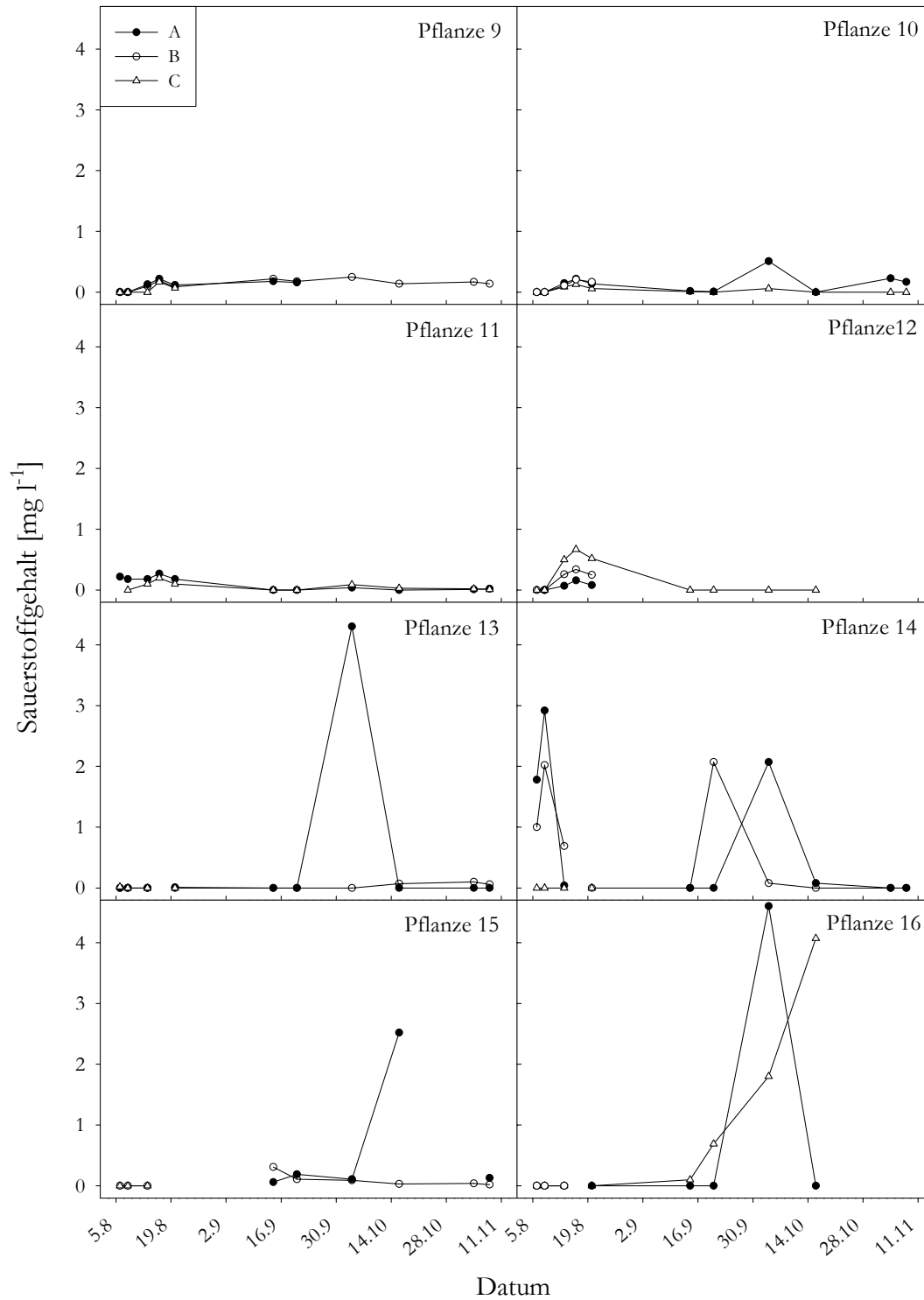


Abbildung 44: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Versuchsansatz »flach« an den Sensoren mit unterschiedlicher Entfernung vom Wurzelraum (A: 0 cm, B: 2,5 cm, C: 5 cm) der Pflanzen 9-16

Bestimmung der Eisenkonzentration

Eine faktorielle Varianzanalyse ergab keinen signifikanten Unterschied zwischen den Versuchansätzen »tief« und »flach« (Tabelle 12). Der mittlere prozentuale Anteil an Fe^{3+} der Versuchsvariante »flach« war mit 16,3 % leicht höher als der der Versuchsvariante »tief« mit 9,1 % (Tabelle 12). Dieser Unterschied war allerdings nicht signifikant verschieden. Die auffallend große Standardabweichung der Werte ist auf die Streuung an den einzelnen Probepunkten zurückzuführen. An einigen Probepunkten wurden sehr hohe Konzentration an extrahierbarem Fe^{2+} und Fe^{3+} , die bis zu 30-45 mg l^{-1} betragen haben, ermittelt. Dies traf auch für den prozentualen Anteil von Fe^{3+} zu. Die Anteile betrugen unabhängig vom Versuchsansatz bis zu 50 % an der extrahierbaren Konzentration an Fe^{2+} und Fe^{3+} (Tabellen 42 und 43 im Anhang).

Tabelle 12: Mittlere Konzentration an extrahierbaren Fe^{2+} und Fe^{3+} und mittlerer prozentualer Anteil Fe^{3+} an extrahierbaren Fe^{2+} und Fe^{3+} , Mittelwert und Standardabweichung; Die Ergebnisse der ANOVA (faktoriell) für den Wasserstand (»flach« und »tief«), Probenentfernung (2,5 cm, 5,0 cm und 7,5 cm) sowie Wasserstand x Probenentfernung sind mit F- und p-Wert angegeben.

Parameter		Extrahierbare Fe^{2+} und Fe^{3+}		Mittlerer prozentualer Anteil Fe^{3+} [%]	
		n	Konzentration [mg l^{-1}]		
Wasserstand	tief	73	6,45 ± 9,98	9,1 ± 12,9	
	flach	81	9,03 ± 12,45	16,3 ± 20,9	
	F			1,75	3,32
	p			0,18	0,07
Probenentfernung	2,5	55	7,04 ± 8,81	11,3 ± 16,6	
	5,0	52	6,36 ± 11,24	11,8 ± 18,9	
	7,5	47	10,30 ± 13,79	13,6 ± 18,5	
	F			0,95	0,44
	p			0,38	0,64
Wasserstand x Probenentfernung	tief	2,5	28	5,80 ± 6,96	10,9 ± 14,4
		5,0	24	5,99 ± 12,42	8,4 ± 13,6
		7,5	21	7,83 ± 10,64	7,5 ± 9,9
	flach	2,5	27	8,33 ± 10,37	15,9 ± 18,6
		5,0	28	6,67 ± 10,35	14,7 ± 22,4
		7,5	26	12,31 ± 15,82	18,6 ± 22,3
	F			0,17	0,06
	p			0,84	0,94

Morphometrie

Eine Analyse der biometrischen Parameter Gesamtblattfläche, Blattmasse, spezifische Blattmasse (LMA), Stängelfläche, Aerenchymfläche und des prozentualen Aerenchymanteils mit einem t-Test für unabhängige Stichproben zwischen den beiden Versuchsansätzen ergab keine signifikanten Unterschiede (Tabelle 13). Die Mittelwerte der Blattfläche und Blattmasse waren bei der Versuchsvariante »flach« leicht erhöht gegenüber der Versuchsvariante »tief«. Die Aerenchymfläche war dagegen bei der Variante »tief« leicht höher als bei der Variante »flach«. Die anderen Parameter zeigten keine Unterschiede zwischen den Varianten.

Tabelle 13: Ergebnisse des t-Tests für unabhängige Stichproben für die biometrischen Werte der Pflanzen nach Versuch für die beiden Versuchsvarianten »tief« (n=13) »flach« (n=18). Mittelwert $\pm$ Standardabweichung

Parameter	tief	p-Wert	flach
Blattfläche [cm ²]	114,4 $\pm$ 57,2	n.s.	140,0 $\pm$ 119,0
Blattmasse [g]	0,8 $\pm$ 0,4	n.s.	1,0 $\pm$ 0,8
LMA [g m ⁻²]	77,4 $\pm$ 18,3	n.s.	73,9 $\pm$ 22,2
Stängelfläche [mm ²]	156,2 $\pm$ 61,4	n.s.	157,2 $\pm$ 68,4
Aerenchymfläche [mm ²]	71,0 $\pm$ 30,8	n.s.	64,9 $\pm$ 30,8
Prozentualer Anteil [%]	44,9 $\pm$ 6,4	n.s.	43,2 $\pm$ 10,6

3.2.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum

Sauerstoffsättigung der Luft im Rhizom

Messgänge 1 und 2 (0,8 kPa)

Die O₂-Sättigung der Rhizomluft der einzelnen Pflanzen konnte zu Beginn des ersten Messganges in drei Gruppen eingeteilt werden. In drei Rhizomen war kein Sauerstoff nachweisbar, bei drei weiteren lag die O₂-Sättigung zwischen 20 und 30 % und in den restlichen beiden bei circa 70 %. Bis zur Messung um 12 Uhr blieben diese Werte weitgehend konstant. Nach Erreichen des Strahlungsmaximums und dem maximalen VPD (0,8 kPa) zwischen 13-15 Uhr stieg die O₂-Sättigung in den Rhizomen sprunghaft an. In einigen Fällen wurde eine O₂-Sättigung von über 100 % erfasst (Pflanze 2: 150 %, Pflanze 5: 110 %), bei den anderen Pflanzen lag die O₂-Sättigung in einem Bereich von 20-70 %. In den anschließenden Messungen sank in allen Rhizomen die O₂-Sättigung wieder auf das Ausgangsniveau ab (Abbildung 45).

Im Gegensatz zum ersten Messgang blieb im zweiten Messgang mit identischen klimatischen Bedingungen die O₂-Sättigung über den gesamten Messzeitraum praktisch konstant, wodurch sich die beiden Messgänge signifikant im zeitlichen Verlauf voneinander unterschieden (Zeit x Messgang: $F = 5,57$; $p < 0,001$). Während des gesamten zweiten Messganges lag die O₂-Sättigung in zwei Rhizomen zwischen 50-60 % und in den restlichen zwischen 0-20 % (Abbildung 43). Die mittlere O₂-Sättigung war zwischen den beiden Messgängen nicht signifikant verschieden (Messgang 1: 35,7 %; Messgang 2: 23,8 %).

Messgänge 3 und 4 (VPD 1,5 kPa)

Zu Beginn des ersten Messgangs mit diesem VPD-Regime wies die Luft im Inneren zweier Rhizome eine O₂-Sättigung von über 40 % auf (Pflanze 1: 50 %; Pflanze 5: 70 %). Die O₂-Sättigung der Rhizomluft der anderen Pflanzen lag in einem Bereich von 0-20 %. Diese Werte blieben bis um 11 Uhr konstant. Mit Erreichen des Strahlungs- und VPD-Maximums (1,5 kPa) um 12 Uhr waren alle Werte, bis auf den der Pflanzen 5 und 7, erhöht. In der darauf folgenden Messung fielen die O₂-Sättigungen wieder auf ihre Ausgangswerte zurück und blieben bis zum Ende des Messgangs konstant (Abbildung 46). Die Amplitude des Messganges 1 mit einem VPD von 0,8 kPa (Mittelwert: 64,7 %) war deutlich höher als die des Messganges 3 bei 1,5 kPa (Mittelwert: 40,7 %).

Analog zu den ersten beiden Messgängen (VPD 0,8 kPa) konnte ein Anstieg bei einem Messgang mit identischen klimatischen Bedingungen nicht erneut nachgewiesen werden (Zeit x Messgang: $F = 4,72$; $p < 0,001$). Während des gesamten Messganges 4 war keine große Veränderungen der O₂-Sättigung in den Rhizomen zu messen (Abbildung 46). Die mittlere O₂-Sättigung (Messgang 1: 26,9 %; Messgang 2: 21,5 %) zwischen den Messgängen war wie bei den Messgängen 1 und 2 wiederum nicht signifikant verschieden.

Messgänge 5 und 6 (VPD 1,9 kPa)

Die relative Lage der O₂-Sättigung in den Rhizomen in den Messgängen 5 und 6 war vergleichbar mit den Messgängen 3 und 4. Sie blieb während beiden Messgängen in einem weitgehend konstanten Bereich von 0-30 % und Pflanze 7 bei 70 %. Ausnahmen waren Pflanze 1 im Messgang 5, bei welcher im Zeitraum von 11-13 Uhr eine O₂-Sättigung zwischen 40-80 % auftrat sowie Pflanze 2 im Messgang 6, deren O₂-Sättigung um 15 Uhr von 30 % auf 40 % erhöht war und anschließend wieder abnahm. Die mittlere O₂-Sättigung der beiden Messgänge war wie die der Messgänge zuvor nicht signifikant verschieden (Messgang 5: 21,1 %; Messgang 6: 20,2 %), es existierte allerdings keine signifikante Interaktion zwischen Zeit x Messgang.

Vergleich der Messgänge 1-6

Die Veränderung des VPD-Regimes hatte keinen Einfluss auf die mittlere O₂-Sättigung dennoch existierte eine signifikante Interaktion von Zeit x VPD-Regime ($F = 2,57$; $p < 0,001$) und Zeit x Messgang ($F = 3,13$; $p < 0,001$). Dies zeigt, dass die oben beschriebenen Zeitintervalle signifikant verschieden waren.

Sauerstoffgehalt im Substrat mit und ohne *Typha*-Bepflanzung

Messgänge 1 und 2 (0,8 kPa)

Ähnlich wie die O₂-Sättigung der Rhizomluft, ließ sich der Sauerstoffgehalt im Substrat mit *Typha*-Bewuchs zu Beginn von Messgang 1 in drei Gruppen einteilen. Bei vier Pflanzen war im Wurzelraum kein Sauerstoff nachweisbar, bei dreien lag der Sauerstoffgehalt in einem Bereich zwischen 1 mg l⁻¹ und 2,5 mg l⁻¹ und bei Pflanze 5 bei 4 mg l⁻¹. Der mittlere Sauerstoffgehalt zu Beginn betrug 1,28 mg l⁻¹. Die Gehalte blieben bis zur Messung um 12 Uhr weitgehend konstant. Nach dieser Messung stiegen die Werte an und erreichten in der Messung um 14 Uhr ein Maximum mit einem mittleren Sauerstoffgehalt von 1,87 mg l⁻¹. In den anschließenden Messungen nahmen die Sauerstoffgehalte wieder ab. Eine Ausnahme bildete Pflanze 5, an welcher noch bis zur Messung um 16 Uhr hohe Werte bis zu 6 mg l⁻¹ gemessen wurden. Die Sauerstoffgehalte in den Kontrollen blieben während des kompletten Messganges unter einem Gehalt von 1 mg l⁻¹ (Abbildung 45). Der mittlere Sauerstoffgehalt war im Substrat mit *Typha* (1,23 mg l⁻¹) über dem der Kontrolle (0,35 mg l⁻¹), dieser Unterschied war aber nicht signifikant. Im zeitlichen Verlauf unterschieden sich die beiden Varianten jedoch signifikant (Zeit x Variante: $F = 1,96$; $p < 0,05$).

Zu Beginn von Messgang 2 erfasste ein Sensor im Substrat mit *Typha*-Bepflanzung einen Wert von 4,5 mg l⁻¹, bei drei Sensoren lagen die Werte zwischen 1,5-2 mg l⁻¹ und bei drei Sensoren unter einem Gehalt von 1 mg l⁻¹. Die Werte nahmen kontinuierlich bis 15 Uhr ab. Im Gegensatz zum ersten Messgang mit diesem VPD-Regime stieg der Sauerstoffgehalt lediglich im Wurzelraum der Pflanzen 1 und 5 an (Pflanze 1: von circa 1 mg l⁻¹ bis auf 4 mg l⁻¹ und Pflanze 5: von 3 mg l⁻¹ bis auf 6,5 mg l⁻¹). Der Gehalt im Wurzelraum von

Pflanze 1 lag bei der nächsten Messung bereits wieder unter 1 mg l^{-1} . Bei Pflanze 5 erreichte der Gehalt 6 mg l^{-1} und erst bei der nächsten Messung war der Gehalt gesunken. Die Sauerstoffgehalte im Substrat ohne *Typha* blieben während des kompletten Messgangs wiederum unter einem Sauerstoffgehalt von 1 mg l^{-1} (Abbildung 45). Auch in diesem Messgang war der mittlere Sauerstoffgehalt im Substrat mit *Typha* ($0,96 \text{ mg l}^{-1}$) über dem ohne *Typha* ($0,29 \text{ mg l}^{-1}$), dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant.

Eine Varianzanalyse für beide Messgänge zusammen ergab dagegen einen signifikant höheren mittleren Sauerstoffgehalt im Substrat mit *Typha* ($1,1 \text{ mg l}^{-1}$) als ohne *Typha*-Bepflanzung ($0,32 \text{ mg l}^{-1}$) ($F = 6,74$; $p < 0,05$).

Messgänge 3 und 4 (VPD $1,5 \text{ kPa}$)

Während Messgang 3 kam es im Substrat mit *Typha* mit Erreichen des Strahlungs- und VPD-Maximums ($1,5 \text{ kPa}$) um 12 Uhr zu einem Anstieg der Sauerstoffgehalte (Mittelwert: $1,07 \text{ mg l}^{-1}$). An den einzelnen Pflanzen konnten Werte bis zu 2 mg l^{-1} und sogar 4 mg l^{-1} gemessen werden. In den anschließenden Messungen waren die Sauerstoffgehalte wieder vermindert und blieben konstant bis zum Ende dieses Messganges. Die Sauerstoffgehalte im Substrat ohne *Typha* blieben während des kompletten Messgangs unter einem Gehalt von 1 mg l^{-1} . Die mittleren Sauerstoffgehalte unterschieden sich zwischen den Varianten (mit *Typha*: $0,45 \text{ mg l}^{-1}$; ohne *Typha*: $0,27 \text{ mg l}^{-1}$) nicht signifikant. Die Varianten waren in ihren zeitlichen Verläufen signifikant verschieden ($F = 2,6$; $p < 0,01$).

Im zweiten Messgang mit identischen Klimabedingungen (VPD: $1,5 \text{ kPa}$) lagen die Werte im Substrat mit *Typha* unter 1 mg l^{-1} . Eine Ausnahme bildete Pflanze 2, deren Sauerstoffgehalt im Substrat bei Messbeginn bei 2 mg l^{-1} lag und im Laufe des Messgangs kontinuierlich auf $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ abnahm. Die Sauerstoffgehalte in den Kontrollen ohne *Typha* blieben wiederum unter einem Wert von 1 mg l^{-1} , so dass sich die Varianten in ihrem zeitlichen Verlauf signifikant unterschieden (Zeit x Variante: $F = 2,87$; $p < 0,01$). Der mittlere Sauerstoffgehalt zwischen den Varianten war dagegen nicht signifikant verschieden.

Die Analyse der beiden Messgänge 3 und 4 zusammen ergab im Gegensatz zu den Messgängen 1 und 2 keinen signifikanten Unterschied für den mittleren Sauerstoffgehalt zwischen den Varianten (mit *Typha*: $0,41 \text{ mg l}^{-1}$; ohne *Typha*: $0,26 \text{ mg l}^{-1}$), aber die Interaktion Zeit x Variante ($F = 4,49$; $p < 0,001$) war signifikant.

Messgänge 5 und 6 (VPD $1,9 \text{ kPa}$)

Die Sauerstoffgehalte der Pflanzen lagen während des gesamten Messganges 5 unter 1 mg l^{-1} . Lediglich im Substrat von Pflanze 2 zeigte der Sauerstoffgehalt einen Tagesgang mit einem Maximum zwischen 9 Uhr und 11 Uhr. Die Sauerstoffgehalte in den Kontrollen blieben während des gesamten Messgangs unter einem Gehalt von 1 mg l^{-1} . Die mittleren Sauerstoffgehalte unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Varianten (mit *Typha*: $0,31 \text{ mg l}^{-1}$; ohne *Typha*: $0,23 \text{ mg l}^{-1}$).

Während Messgang 6 lagen die Sauerstoffgehalte im Substrat mit *Typha* unter 1 mg l^{-1} . Nur der Sauerstoffgehalt im Wurzelbereich von Pflanze 2 zeigte einen ähnlichen Tagesgang wie während Messgang 5. Die mittleren Sauerstoffgehalte zwischen den Varianten waren wiederum nicht signifikant verschieden (mit *Typha*: $0,36 \text{ mg l}^{-1}$; ohne *Typha*: $0,26 \text{ mg l}^{-1}$). Allerdings hatte die Interaktion Zeit x Variante einen signifikanten Einfluss ($F = 2,83$; $p < 0,001$).

Die gemeinsame Analyse der beiden Messgänge 5 und 6 ergab einen signifikant unterschiedlichen Verlauf den Sauerstoffgehalten im Substrat mit und ohne *Typha* ($F = 3,46$; $p < 0,001$).

Vergleich der Messgänge 1-6

Die Gesamtbetrachtung aller sechs Messgänge zeigte, dass der mittlere Sauerstoffgehalt im Substrat mit *Typha*-Bepflanzung ($0,61 \text{ mg l}^{-1}$) signifikant höher war als ohne ($0,27 \text{ mg l}^{-1}$) ($F = 8,78$; $p < 0,01$). Dabei zeigte sich, dass die Sauerstoffgehalte im Substrat mit *Typha* während den unterschiedlichen VPD-Regimen einen signifikant verschiedenen Verlauf hatten ($F = 3,41$; $p < 0,05$). Weiterhin waren die mittleren Sauerstoffgehalte bei einem niederen VPD höher als bei einem größeren VPD (0,8 kPa: $1,09 \text{ mg l}^{-1}$; 1,5 kPa: $0,41 \text{ mg l}^{-1}$; 1,9 kPa: $0,33 \text{ mg l}^{-1}$).

Messgänge 1 und 2 mit VPD-Regime 0,8 kPa

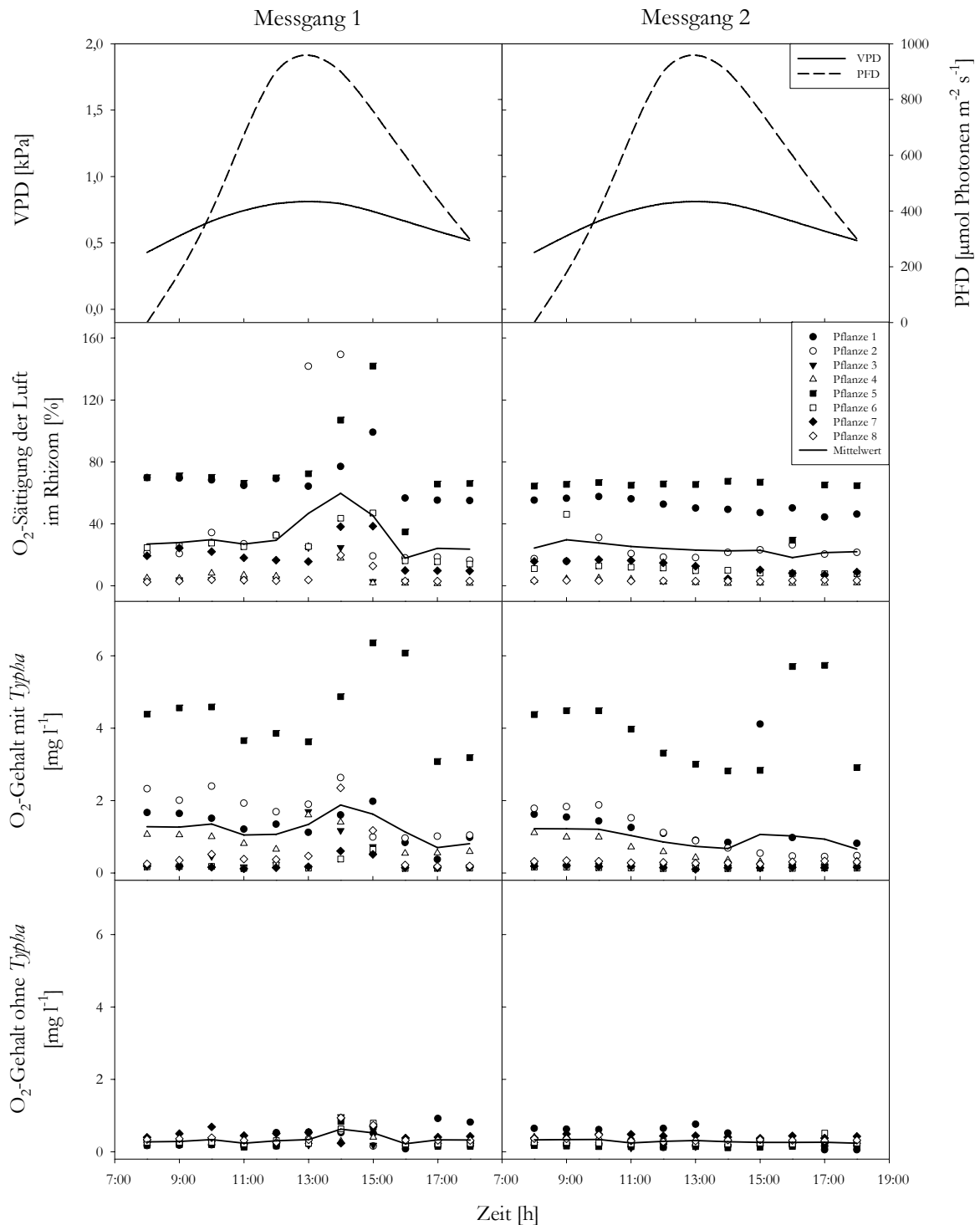


Abbildung 45: Messgang 1 und 2 mit VPD-Regime 0,8 kPa; Klimatische Parameter Wasserdampfdruckdefizit (VPD) und Photonendichte (PFD) sowie Einzelwerte und Mittelwerte (erste Reihe) der Sauerstoffsättigung im Rhizom (zweite Reihe) und Sauerstoffgehalte im Boden mit (dritte Reihe) und ohne *Typha*-Bepflanzung (vierte Reihe)

Messgang 3 und 4 mit VPD-Regime 1,5 kPa

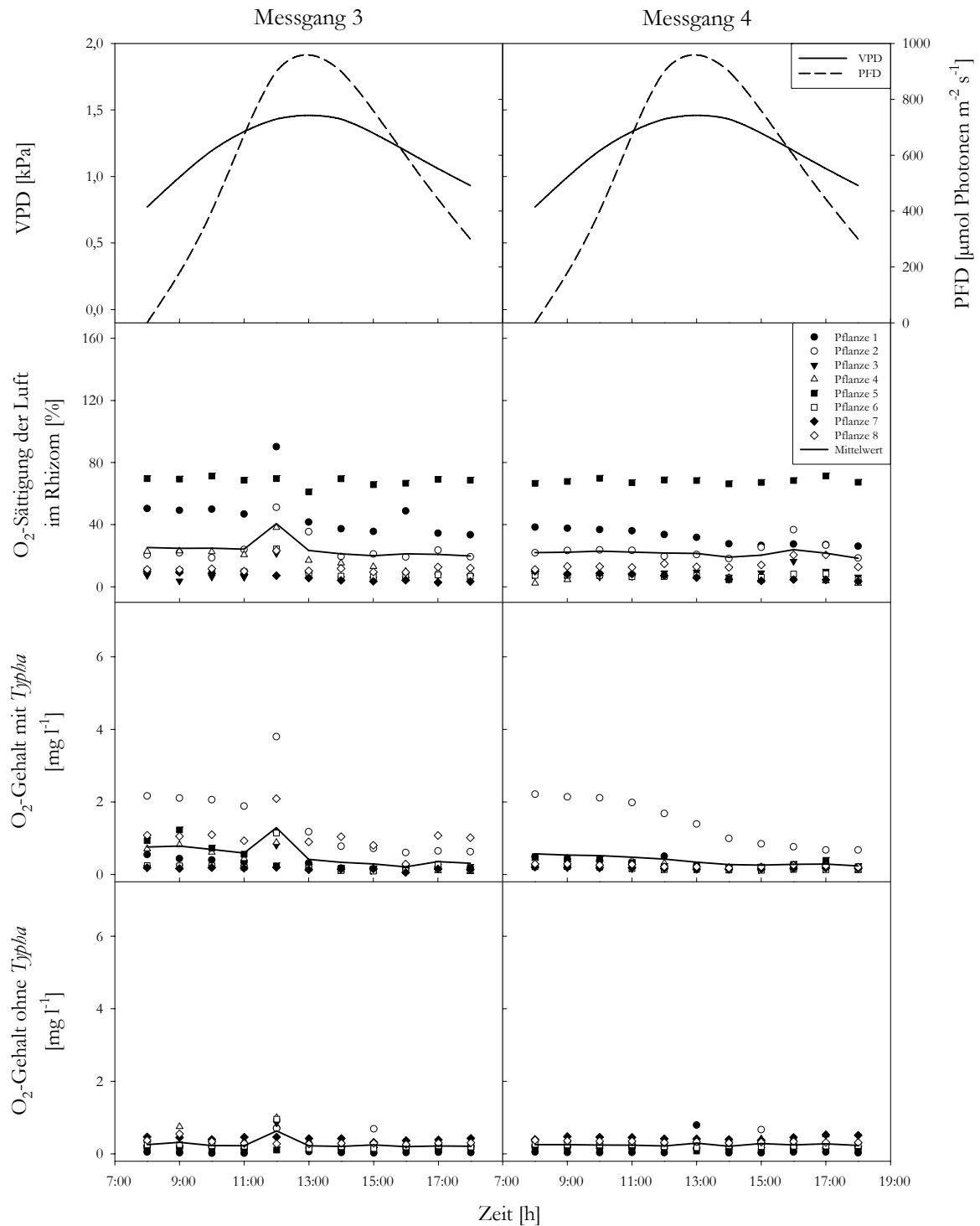


Abbildung 46: Messgang 3 und 4 mit VPD-Regime 1,5 kPa; Klimatische Parameter Wasserdampfdruckdefizit (VPD) und Photonenflussdichte (PFD) sowie Einzelwerte und Mittelwerte (erste Reihe) der Sauerstoffsättigung im Rhizom (zweite Reihe) und Sauerstoffgehalte im Boden mit (dritte Reihe) und ohne *Typha*-Bepflanzung (vierte Reihe)

Messgänge 5 und 6 mit VPD-Regime 1,9 kPa

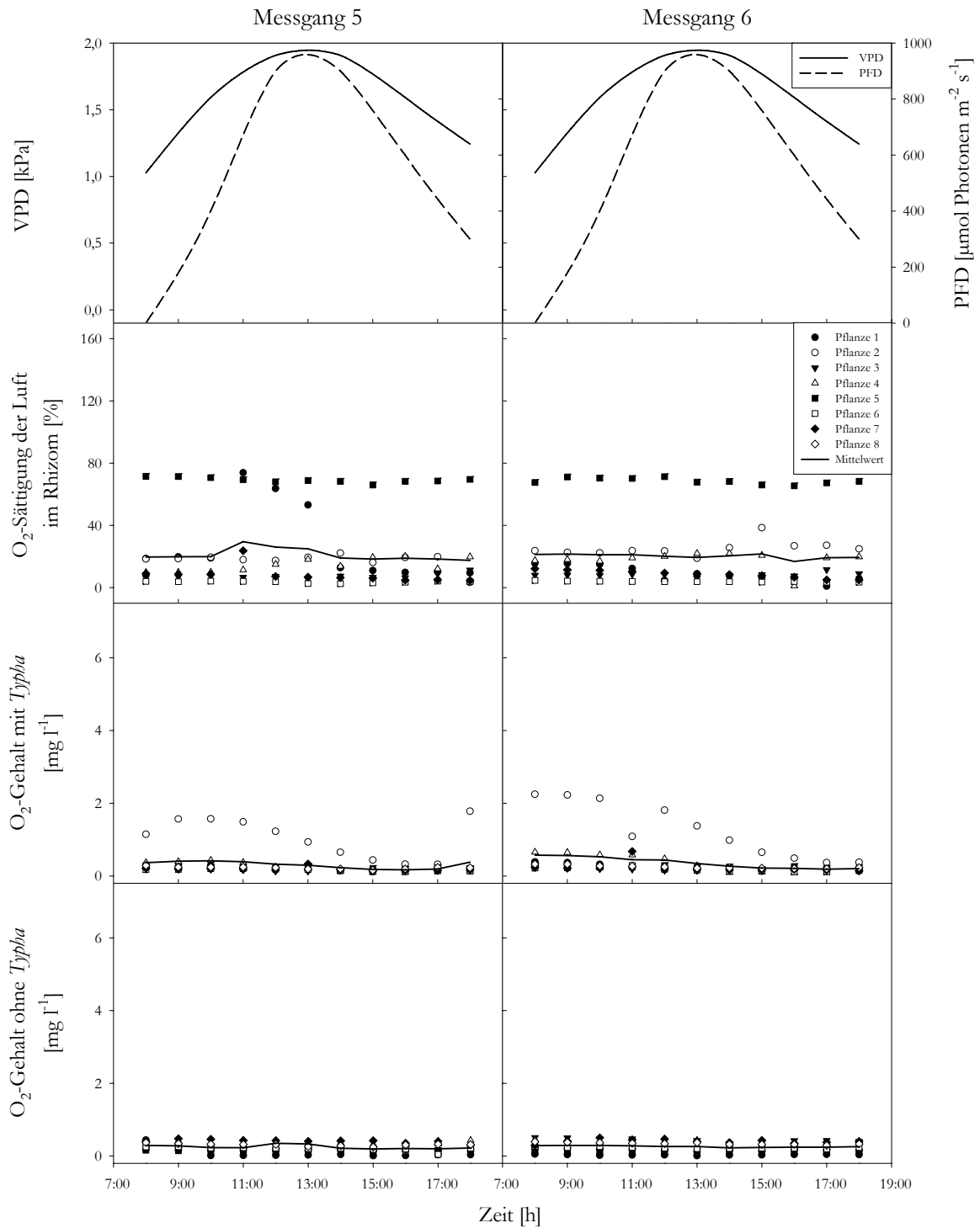


Abbildung 47: Messgang 5 und 6 mit VPD-Regime 1,9 kPa; Klimatische Parameter Wasserdampfdruckdefizit (VPD) und Photonenflussdichte (PFD) sowie Einzelwerte und Mittelwerte (erste Reihe) der Sauerstoffsättigung im Rhizom (zweite Reihe) und Sauerstoffgehalt im Boden mit (dritte Reihe) und ohne *Typha*-Bepflanzung (vierte Reihe)

Zusammenhang zwischen Sauerstoffsättigung im Rhizom und Sauerstoffgehalt im Substrat

In den Tabellen 14 bis 22 sind die Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Luft im Rhizom und dem Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre zusammengefasst.

Die häufigsten signifikanten, positiven Zusammenhänge traten bei den Messgängen 1 (zur Mittagszeit VPD von 0,8 kPa; Tabelle 14) und 3 (zur Mittagszeit VPD von 1,5 kPa; Tabelle 16) auf. Mit einer Zunahme der Sauerstoffsättigung im Rhizom nahm bei diesen Bedingungen bei sechs Pflanzen der Sauerstoffgehalt im Boden signifikant zu. Trotz der gleichen klimatischen Bedingungen wie bei Messgang 1 und 3 war bei den Messgängen 2 und 4 (Tabelle 15 und 17) dieser Zusammenhang nur noch bei einer bzw. zwei Pflanzen signifikant. Der Messgang 5 mit einem VPD von 1,9 kPa zur Mittagszeit wies zwei signifikante Zusammenhänge auf (Tabelle 18). Allerdings ist einer davon negativ. Beim Messgang 6 konnte wiederum nur ein signifikanter Zusammenhang ermittelt werden (Tabelle 19).

Tabelle 14: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 1 (VPD 0,8 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 1 VPD 0,8 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,7	0,83	<0,01
2	0,26	0,51	0,1
3	0,81	0,9	<0,001
4	0,83	0,9	<0,001
5	0,14	0,38	0,25
6	0,76	0,87	<0,001
7	0,94	0,97	<0,001
8	0,93	0,97	<0,001

Tabelle 15: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 2 (VPD 0,8 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 2 VPD 0,8 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,18	0,07	0,19
2	0,01	-0,09	0,77
3		Sensor ausgefallen	
4	0,79	0,89	<0,001
5	0,31	-0,55	0,07
6	0,32	0,57	0,06
7	0,26	0,51	0,11
8	0,19	0,43	0,19

Tabelle 16: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung im Rhizom und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 3 (VPD 1,5 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 3 VPD 1,5 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,9	0,95	<0,05
2	0,44	0,67	<0,05
3	0,92	0,92	<0,05
4	0,79	0,89	<0,01
5	0,17	0,4	0,19
6	0,96	0,98	<0,001
7	0,31	0,56	0,07
8	0,39	0,63	<0,05

Tabelle 17: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 4 (VPD 1,5 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 4 VPD 1,5 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,74	0,86	<0,001
2	0,06	-0,26	0,44
3	0,27	0,53	0,1
4	0,12	0,33	0,32
5	0,61	0,24	0,46
6	0,12	0,35	0,28
7	0,54	0,74	<0,01
8	0	-0,01	0,99

Tabelle 18: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 5 (VPD 1,9 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 5 VPD 1,9 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,04	0,67	0,84
2	0,23	-0,48	0,13
3	0,48	0,69	0,02
4	0,6	-0,81	<0,05
5	0,45	0,67	<0,05
6	0,1	0,31	0,31
7	0,01	0,08	0,79
8		Sensor ausgefallen	

Tabelle 19: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse zwischen Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Sauerstoffgehalt der Rhizosphäre von Messgang 6 (VPD 1,9 kPa); Positive Signifikanzen sind **fett** markiert.

Messgang 6 VPD 1,9 kPa			
Pflanze	R ²	r	p
1	0,77	0,87	<0,001
2	0,26	-0,51	0,11
3	0,01	0,08	0,81
4	0,02	0,14	0,68
5	0,25	0,5	0,11
6	0,33	0,57	0,07
7	0,14	0,37	0,25
8		Sensor ausgefallen	

3.2.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt

Messzyklus 1: Ohne Sauerstoffaustreibung

Im Messzyklus 1 konnte für die drei Messgänge mit den unterschiedlichen VPD-Regimen kein signifikanter Einfluss des VPD-Regimes auf die Sauerstoffgehalte festgestellt werden (Abbildung 48). Die Behandlung mit Micropur hatte dagegen einen Einfluss auf den mittleren Sauerstoffgehalt. Dieser war für alle drei Messgänge in den mit Micropur versetzten Flaschen ($4,57 \text{ mg l}^{-1}$) signifikant höher als in den unbehandelten ($2,88 \text{ mg l}^{-1}$) ($F = 23,95$; $p < 0,001$). Werden die drei Messgänge mit unterschiedlichem VPD-Regime getrennt analysiert, so fällt auf, dass die Micropurbehandlung im Messgang mit dem VPD-Regime $0,8 \text{ kPa}$ keinen signifikanten Einfluss auf den mittleren Sauerstoffgehalt hatte (behandelt: $3,2 \text{ mg l}^{-1}$; unbehandelt: $4,62 \text{ mg l}^{-1}$). Anders verhielt sich der Sauerstoffgehalt bei den Messgängen mit den VPD-Regimen $1,5 \text{ kPa}$ und $1,9 \text{ kPa}$. In beiden Fällen war der mittlere Sauerstoffgehalt der mit Micropur behandelten Flaschen ($1,5 \text{ kPa}$: $4,26 \text{ mg l}^{-1}$; $1,9 \text{ kPa}$: $4,82 \text{ mg l}^{-1}$) signifikant höher als der der unbehandelten ($1,5 \text{ kPa}$: $2,46 \text{ mg l}^{-1}$; $1,9 \text{ kPa}$: $2,99 \text{ mg l}^{-1}$). Dieser Unterschied war während aller vier Messzeitpunkte signifikant (Abbildung 48).

Messzyklus 2: Messgänge nach erster Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff

Wie im ersten Messzyklus hatte die Micropurbehandlung einen signifikanten Einfluss auf die Sauerstoffgehalte in den Flaschen ($F = 16,44$; $p < 0,001$). Dabei waren die mittleren Sauerstoffgehalte in der mit Micropur behandelten Variante ($2,49 \text{ mg l}^{-1}$) höher als in der unbehandelten Variante ($1,29 \text{ mg l}^{-1}$). Weiterhin hatte die Interaktion Zeit x Variante einen signifikanten Einfluss ($F = 8,29$; $p < 0,001$) (Abbildung 49). Diese Interaktion war bei der Einzelanalyse der einzelnen Messgänge der VPD-Regime $1,5 \text{ kPa}$ ($F = 4,34$; $p < 0,01$) und $1,9 \text{ kPa}$ ($F = 3,85$; $0,05$) ebenfalls signifikant. In beiden Fällen war ein Anstieg des mittleren Sauerstoffgehaltes der nicht mit Micropur behandelten Flaschen zu messen, so dass sich die Gehalte nur während der ersten drei bzw. zwei Messzeitpunkte signifikant unterschieden (Abbildung 49).

Messzyklus 3: Messgänge nach zweiter Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff

Nach der zweiten Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff war der Einfluss der Micropurbehandlung wiederum signifikant ($F = 13,81$; $p < 0,001$). Dabei war der mittlere Sauerstoffgehalt der nicht mit Micropur behandelten Variante ($0,20 \text{ mg l}^{-1}$) geringer als der der mit Micropur behandelten Variante ($0,66 \text{ mg l}^{-1}$). Das VPD-Regime hatte wiederum keinen signifikanten Einfluss auf die mittleren Sauerstoffgehalte. In den Messgängen mit den VPD-Regimen $1,5 \text{ kPa}$ ($F = 6,75$; $p < 0,05$) und $1,9 \text{ kPa}$ ($F = 6,75$; $p < 0,01$) waren wiederum die mittleren Sauerstoffgehalte der mit Micropur behandelten Variante ($1,5 \text{ kPa}$: $0,66 \text{ mg l}^{-1}$; $1,9 \text{ kPa}$: $0,52 \text{ mg l}^{-1}$) signifikant höher als die der unbehandelten ($1,5 \text{ kPa}$: $0,21 \text{ mg l}^{-1}$; $1,9 \text{ kPa}$: $0,16 \text{ mg l}^{-1}$). Hinzu kam beim Messgang mit dem VPD-Regime $1,9 \text{ kPa}$ ein Einfluss der Interaktion von Zeit x Variante ($F = 4,68$; $p < 0,01$). Dieser Ein-

fluss war mit dem Anstieg der Sauerstoffgehalte um 13 Uhr der mit Micropur behandelten Variante und der anschließenden Abnahme zu erklären (Abbildung 50).

Gesamtbetrachtung der Versuchsteile

Die Sauerstoffausgasung mit Stickstoff führte zu einer signifikanten Abnahme der Sauerstoffgehalte in beiden Varianten ($F = 4,92$; $p < 0,01$). Wobei die mittleren Sauerstoffgehalte der mit Micropur behandelten Varianten höher waren als die der unbehandelten (Sauerstoffaustreibung x Micropurbehandlung ($F = 4,91$; $p < 0,01$) (Tabelle 20).

Tabelle 20: Mittlere Sauerstoffgehalte der Varianten mit und ohne Micropur in den Messzyklen 1-3

Variante	Messzyklus 1	Messzyklus 2	Messzyklus 3
ohne Micropur	2,89 mg l ⁻¹	1,20 mg l ⁻¹	0,20 mg l ⁻¹
mit Micropur	4,57 mg l ⁻¹	2,50 mg l ⁻¹	0,66 mg l ⁻¹

Erster Messzyklus: Messgänge ohne Sauerstoffaustreibung

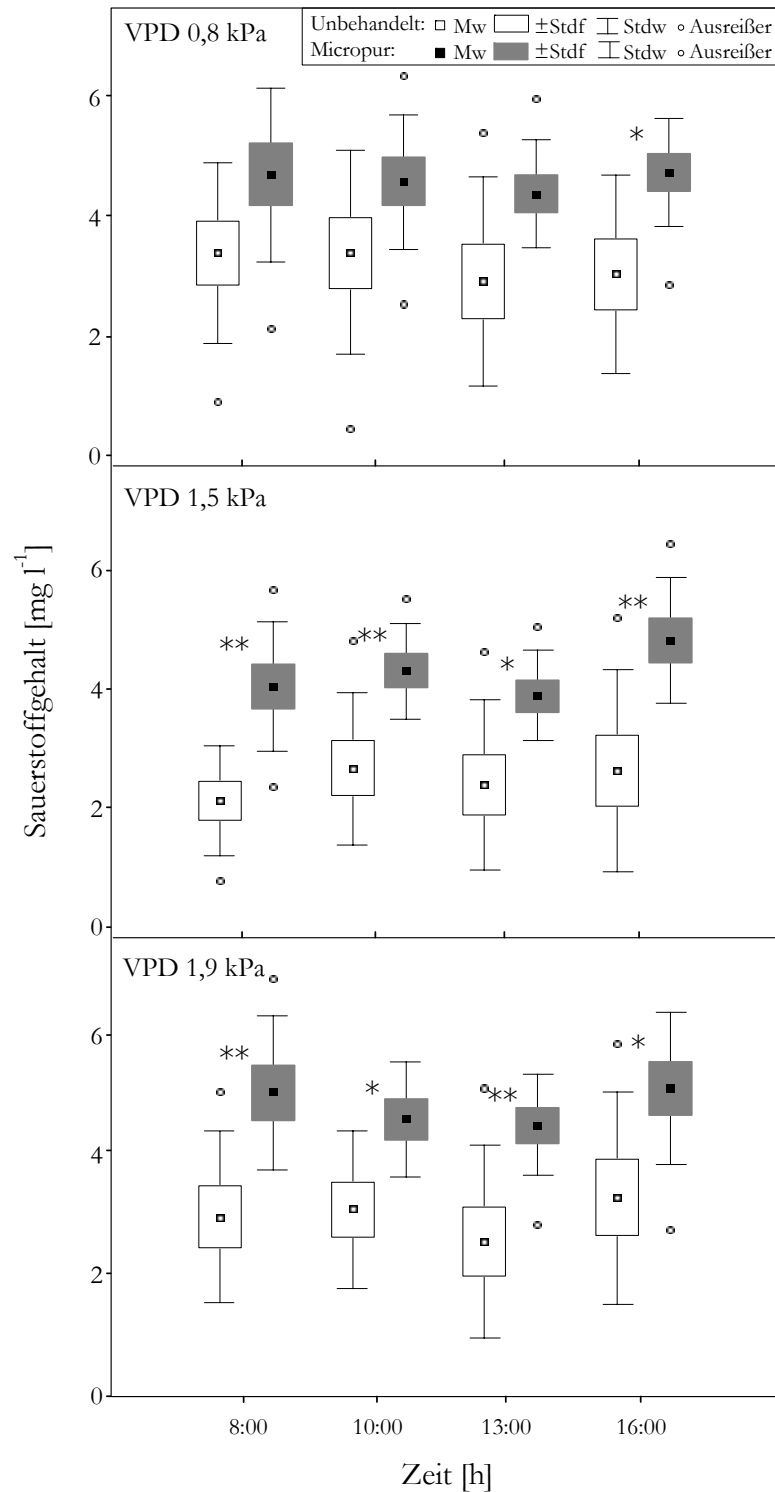


Abbildung 48: Sauerstoffgehalt in den Flaschen an den Messzeitpunkten 8 bis 16 Uhr während des Messgangs ohne Sauerstoffaustreibung. Die nicht gefüllten Box-Plots geben die Gehalte der nicht mit Micropur behandelten Variante an, die schraffierten die der mit Micropur behandelten Gehalte. Signifikante Unterschiede zwischen Varianten sind mit Stern (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$) gekennzeichnet.

Zweiter Messzyklus: Messgänge nach erster Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff

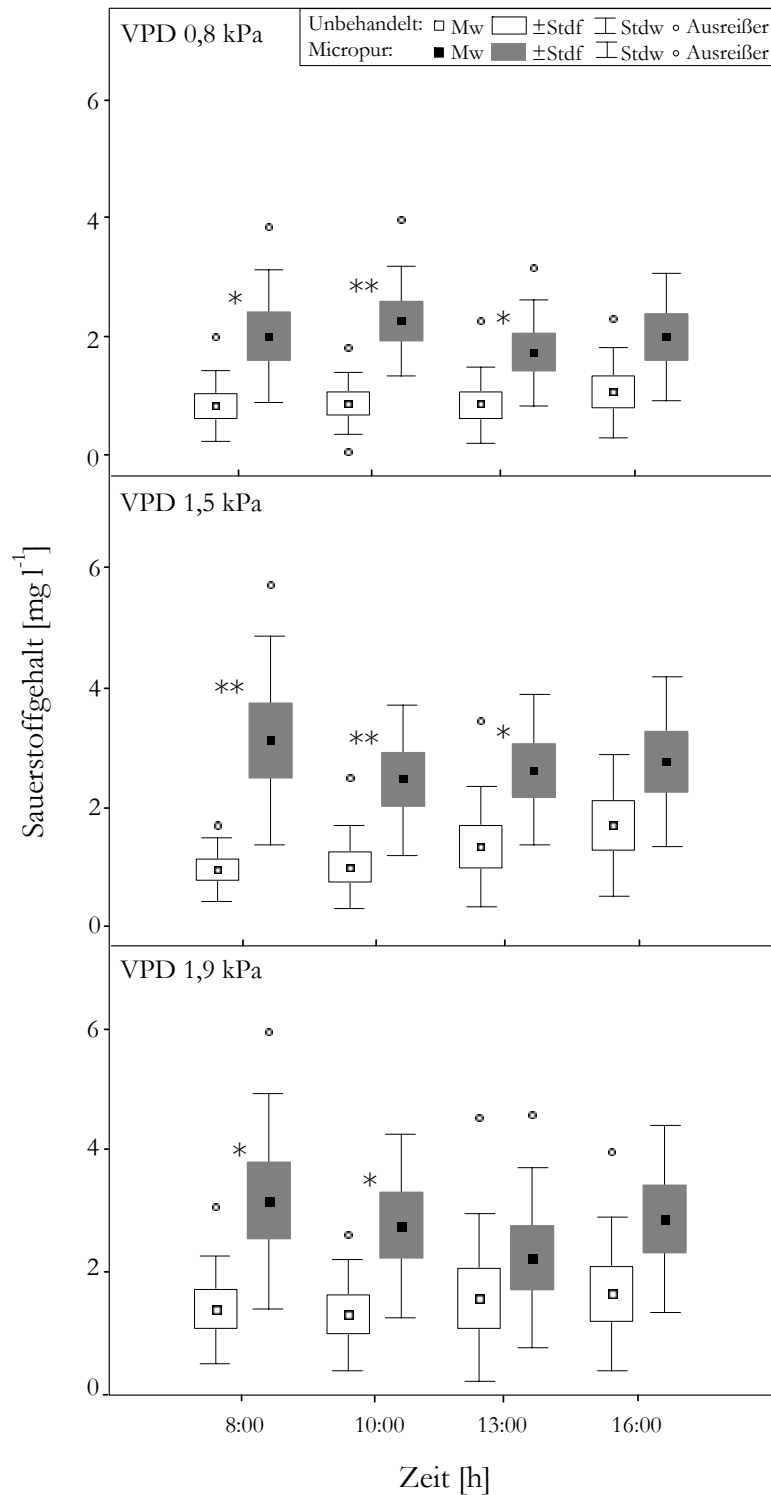


Abbildung 49: Sauerstoffgehalt in den Flaschen an den Messzeitpunkten von 8-16 Uhr nach erster Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff zu Beginn. Die nicht gefüllten Box-Plots geben die Gehalte der nicht mit Micropur behandelten Variante an, die schraffierten die der mit Micropur behandelten Gehalte. Signifikanzen zwischen Varianten sind mit Stern (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$) gekennzeichnet.

Dritter Messzyklus: Messgänge nach zweiter Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff

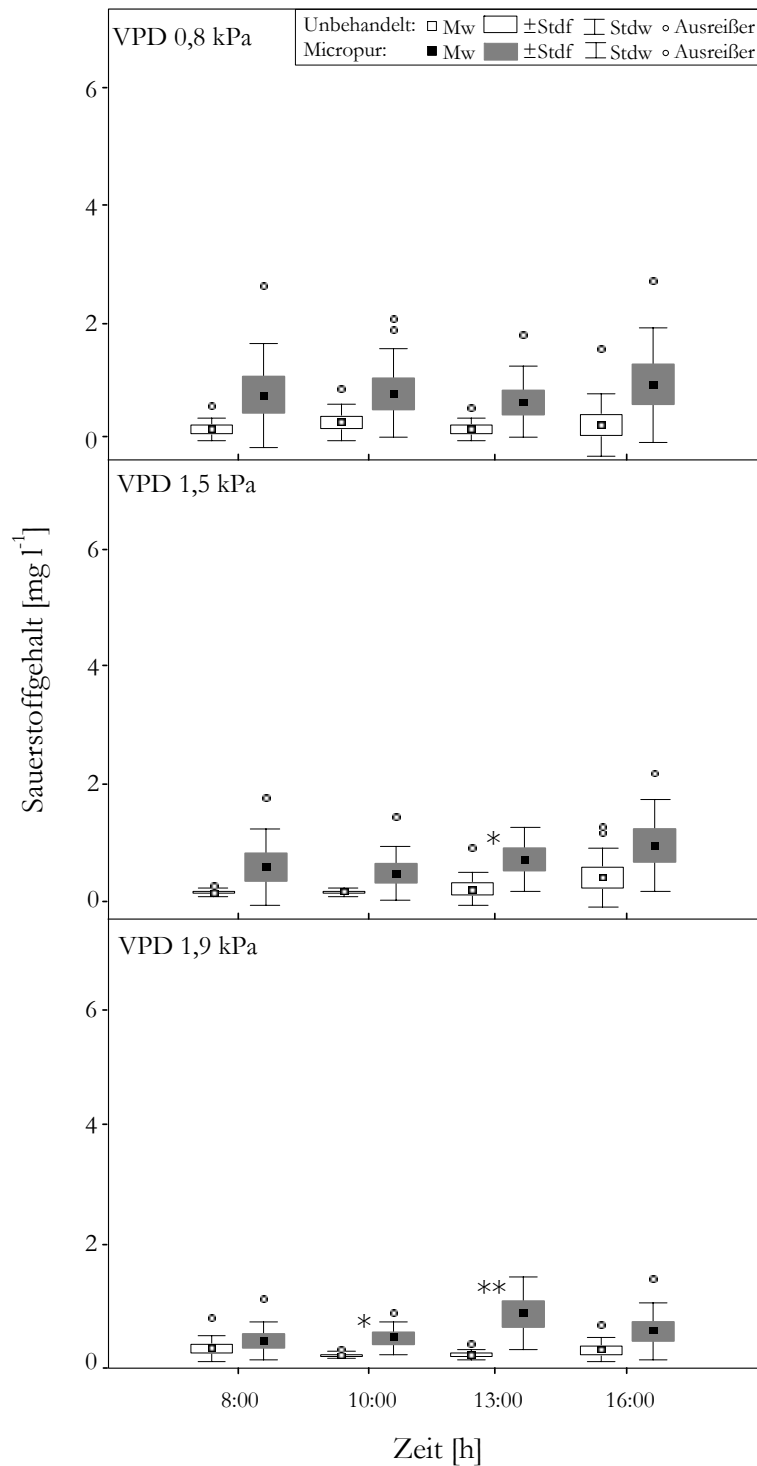


Abbildung 50: Sauerstoffgehalt in den Flaschen an den Messzeitpunkten von 8-16 Uhr nach zweiter Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff zu Beginn. Die nicht gefüllten Box-Plots geben die Gehalte der nicht mit Micropur behandelten Variante an, die schraffierten die der mit Micropur behandelten Gehalte. Signifikanzen zwischen Varianten sind mit Stern (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$) gekennzeichnet.

Biomasse

In Tabelle 21 sind die Ergebnisse der Biomassebestimmung der Stängel und der Wurzeln zusammengefasst. Die mittlere Stängel- und Wurzelbiomasse der nicht mit Micropur behandelten Pflanzen war höher als die der mit Micropur behandelten Variante. Ein t-Test für unabhängige Stichproben ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten.

Tabelle 21: Einzel- und Mittelwerte der oberirdischen und unterirdischen Biomasse sowie das Spross/Wurzel-Verhältnis

Behandlung	Biomasse			
	Pflanze	Stängel [g]	Wurzel [g]	Spross/Wurzel
unbehandelt	1	9,5	20,5	0,5
	2	5,8	15	0,4
	3	4,6	29,7	0,2
	4	4,8	10,2	0,5
	5	6	22,8	0,3
	6	6,5	33,2	0,2
	7	3,5	7,5	0,5
	8	3,1	6,1	0,5
Mittelwert	n=8	5,5	18,1	0,4
Micropur	9	4,6	19,8	0,2
	10	4,6	14,5	0,3
	11	5,2	10,2	0,5
	12	5,6	12,4	0,5
	13	5	12	0,4
	14	3,5	7,2	0,5
	15	4,3	6,1	0,7
	16	3,7	12,9	0,3
Mittelwert	n=8	4,6	11,9	0,4

4 Diskussion

Die Ergebnisse werden zunächst in ihren einzelnen Versuchsteilen diskutiert. Zu Beginn eines Versuchsteils werden die Ergebnisse noch einmal in Übersichtstabellen zusammengefasst. Im Anschluss daran werden die Ergebnisse in einer zusammenfassenden Diskussion besprochen.

4.1 Freilanduntersuchungen

4.1.1 Wasserstand und Sauerstoffgehalt

Tabelle 26: Zusammengefasste Darstellung der statistischen Auswertung der Einflüsse auf den Sauerstoffgehalt für die Messjahre 2003 und 2004 der Flächen 1 und 2 mit und ohne Vegetation (0 = keine Korrelation; + positive Korrelation und - negative Korrelation).

Messjahr	Fläche	Vegetation	Wasserstand	Klimatische Bedingungen
2003	1	<i>Typha</i>	-	0
		ohne	-	0
	2	<i>Typha</i>	-	0
		ohne	-	0
2004	1	<i>Typha</i>	-	0
		ohne	-	0
	2	<i>Typha</i>	-	0
		ohne	-	0

In jedem der drei Messjahre herrschte eine unterschiedliche Dynamik des Wasserstandes während des Untersuchungszeitraums. Die Gründe hierfür sind die Schneeschmelze im Frühjahr und ein veränderter Wasserbedarf für die Stromerzeugung und Bewässerung. Der um 20 cm höhere Wasserstand auf Fläche 2 verglichen mit Fläche 1 im Messjahr 2003 war vermutlich durch ein kurzfristiges Aufstauen am Staudamm oder durch einen stärkeren Zufluss der Kama bedingt. Im Messjahr 2004 wurde der höchste Wasserstand auf der Fläche 1 etwa eine Woche früher als auf der Fläche 2 erreicht. Dies deutet darauf hin, dass eine erhöhte Wassermenge von der Wolga mitgebracht wurde oder über den Entwässerungskanal auf Fläche 1 größere Wassermengen transportiert wurden und sich beim Einmünden in die Wolga aufgestaut haben.

Während allen drei Messjahren war bei hohen Wasserständen über einen längeren Zeitraum kein freier molekularer Sauerstoff im Boden nachweisbar. Eine Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes im Boden konnte mit einer negativ exponentiellen Abnahme angenähert werden. Im zeitlichen Verlauf stiegen die mittleren Bodensauerstoffgehalte im Messjahr 2004 auf beiden Flächen unter der *Typha*-Vegetation bei abnehmendem Wasserstand tendenziell vor denen der Kontrollfläche an. Darüber hinaus erreichten sie auch höhere Werte als die der Kontrollfläche. Auf Fläche 1 war im Messjahr 2003 die Abnahme des mittleren Sauerstoffgehalts am Messpunkt »mittel« bei steigendem Wasserstand im *Typha*-Bestand im Vergleich zu den vegetationsfreien Kontrollmesspunkten

verzögert. Auf Fläche 2 führte der Wellengang in der nicht durch Vegetation geschützten Bucht zu Schwankungen der Bodensauerstoffgehalte. Der Grund dafür war die Aufwirbelung des ansonsten sehr dichten Substrates, was zu einem Sauerstoffeintrag aus der Luft oder dem Wasser führte. Die Sauerstoffgehalte der Kontrolle konnten daher nicht zum Vergleich herangezogen werden. Die tendenziell verzögerte Abnahme der mittleren Sauerstoffgehalte im Messjahr 2003 ist vergleichbar mit den Ergebnissen von Mainiero und Kazda (2004). In ihren Untersuchungen in einem Niedermoor konnten sie zeigen, dass im Substrat mit *Carex rostrata* (56,0 %) nicht nur die mittlere Sauerstoffsättigung signifikant höher war als ohne Vegetation (26,6 %), sondern auch die Bodensauerstoffgehalte unter *Carex rostrata* erst bei einem signifikant höheren Bodenwassergehalt (68,5 %) abnahmen, verglichen mit Bereichen ohne Vegetation (67,5 %).

Nach Ansteigen des Wasserstandes verschlechterten sich die Diffusionsbedingungen im Boden, so dass ab einem Wasserstand von über 30 cm kein molekularer Sauerstoff nachgewiesen werden konnte. Der Sauerstoffeintrag durch Diffusion aus der Atmosphäre war gering, da die Diffusionsgeschwindigkeit in Wasser verlangsamt ist. In eutrophen Bereichen wird der restliche im Boden noch befindliche Sauerstoff schnell verbraucht (Brändle 1996). Der Einfluss der Eutrophierung auf die Bodensauerstoffgehalte wurde durch die unterschiedlichen mittleren Sauerstoffgehalte der Vegetationsperiode zwischen den Flächen deutlich. Auf der eutropheren Fläche 1 war der mittlere Sauerstoffgehalt unter dem der stadtfernen Fläche 2. In eutrophen Bereichen und bei schlechten Diffusionsbedingungen ist freier Sauerstoff im Boden nur direkt an der Wurzeloberfläche zu messen.

Dazu kommt, dass der ROL nicht an allen Teilen der Wurzel auftritt und innerhalb der Feuchtgebietsarten stark variiert. Wurzeln von Arten mit einer starken Barriere gegen ROL in der basalen Zone können hohe Raten an den Wurzelspitzen aufweisen. So konnten Armstrong & Armstrong (2001) an *Phragmites australis* ($390 \text{ nmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) und Colmer (2003) an verschiedenen Genotypen von *Oryza sativa* L. ($175 \text{ nmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) einen großen ROL an den Wurzelspitzen messen. Im basalen Bereich war die Sauerstoffkonzentration sehr gering. Bei anderen Arten dagegen ist die Barriere der Wurzeln im basalen Bereich gering, so dass Sauerstoff entlang der gesamten Wurzel zu messen war. So trat bei *Rumex palustris* ein ROL mit $45\text{-}50 \text{ nmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ entlang der gesamten Wurzel auf (Visser et al. 2000b). Ebenso konnten McDonald et al. (2001) bei *Phalaris aquatica* L. einen sehr hohen ROL von $300 \text{ nmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ entlang der gesamten Wurzel nachweisen. Für *Typha angustifolia* liegen bisher keine Ergebnisse für die Austrittsstellen des Sauerstoffs an der Wurzel vor. Für die verwandte Art *Typha latifolia* konnten Conlin und Crowder (1989) eine Sauerstoffabgabe an kurzen Seitenwurzeln nachweisen, die an der Basis der Hauptwurzel entspringen. Diese Arbeiten haben gezeigt, dass die Abgabe von Sauerstoff nur an der Wurzeloberfläche und nur in bestimmten Regionen der Wurzel zu messen ist.

Armstrong et al. 2000 bezeichneten die Regionen als „passage areas“, so genannte Fenster für den ROL und Nährstoffaustausch.

Es ist davon auszugehen, dass der ROL von *Typha angustifolia* nur an bestimmten Wurzelbereichen auftritt. Eine so gezielte Platzierung der Sauerstoffsensoren ist unter Freilandmessungen nur schwer möglich. Freier molekularer Sauerstoff ist bei anaeroben Bedingungen bzw. hohen Wasserständen nur direkt an der Wurzeloberfläche und an bestimmten Wurzelregionen zu messen. Ein Erliegen des ROL bei hohen Wasserständen ist dagegen unwahrscheinlich. Sorrell und Tanner (2000) konnten zeigen, dass es bei der Segge *Eleocharis spicelata* R. Br. trotz einer Wassertiefe von bis zu drei Metern zu einem Druckaufbau im Stängel kommt. In ihren Untersuchungen konnten sie die für den ROL aufgrund der langen Transportstrecke notwendige Konvektion nachweisen. Es ist davon auszugehen, dass dabei auch eine Sauerstoffabgabe in den Boden stattfand. Die Sauerstoffabgabe in den Wurzelraum erfolgt unabhängig vom hydrostatischen Aussendruck durch Diffusion. Eine Abgabe des Sauerstoffs in Form eines Massenflusses ist aufgrund des hohen hydrostatischen Druckes schon bei geringen Wassertiefen unwahrscheinlich (Armstrong et al. 1988). Bei einer Wassertiefe von einem Meter wirkt ein zusätzlicher hydrostatischer Druck von fast 10 kPa. Dies entspricht in etwa dem 10-50fachen Druck der durch Thermoosmose oder durch den Feuchtigkeitsgradienten in den Blättern entsteht. Bei *Phragmites australis* konnten Überdrücke von 200-500 Pa und bei *Typha latifolia* und *T. angustifolia* von 300-800 Pa nachgewiesen werden (Kohl et al. 1996; Tornbjerg et al. 1994).

4.1.2 Morphometrie

Tabelle 27: Zusammenfassung der statistischen Auswertung der Morphometrie. Dargestellt sind der Einfluss der Fläche, der Messpunkte, des mittleren Wasserstandes der Vegetationsperiode und des mittleren Wasserstandes im Juni (+ = signifikanter Effekt; 0 kein Effekt und +/- signifikanter Unterschied aber ohne Tendenz).

Parameter	Fläche	Messpunkt	Mittlerer Wasserstand Vegetationsperiode	Mittlerer Wasserstand Juni
Sprossfläche	+/-	+	0	+
Aerenchymfläche	+/-	+	0	+
Prozentualer Anteil	+/-	+/-	0	0

Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die den Einfluss von hypoxischen bzw. anoxischen Bedingungen auf die Aerenchymbildung der Wurzeln von Feuchtgebietspflanzen (McDonald et al. 2001; Maricle & Lee 2002; Visser et al. 2000a und b) und Nutzpflanzen (Colmer et al. 1998; Colmer 2003; Malik et al. 2003) beschreiben. Bei allen Untersuchungen wurde eine Zunahme des prozentualen Anteils des Aerenchym am Wurzelquerschnitt unter anaeroben Bedingungen beobachtet. Über die Auswirkung von anaeroben Bedingungen insbesondere des Grades der Überflutung auf die Morphologie der oberirdischen Organe ist wenig bekannt.

Der prozentuale Anteil des Aerenchyms an der Gesamtstängelfläche war zwischen den Messpunkten innerhalb der Flächen und zwischen den Jahren nicht verschieden. Die in dieser Arbeit ermittelten Werte lagen in einem Bereich von 20-40 % der Gesamtstängelfläche. Dabei waren keine Tendenzen zwischen den Messpunkten und Flächen zu erkennen. Für *Typha angustifolia* liegen keine direkten Vergleichsdaten aus der Literatur vor. Allerdings kann die nah verwandte Art *Typha latifolia*, für welche Mainiero (2002) einen prozentualen Anteil von 39 % bestimmte, zum Vergleich herangezogen werden. In derselben Arbeit konnte Mainiero für *Carex rostrata* eine Abhängigkeit des prozentualen Anteils des Aerenchyms vom Überflutungsregime nachweisen. In entwässerten Böden bildete *C. rostrata* einen prozentualen Aerenchymflächenanteil am Stängel von 23 % und in staunassen Böden von 40 % aus. Die hier ermittelten Daten liegen ebenfalls in diesem Bereich.

Sorrell und Tanner (2003) konnten zeigen, dass die Segge *Eleocharis sphacelata* R. Br. an Stellen mit höherem Wasserstand einen signifikant größeren Stängelquerschnitt ausbildet als an Standorten mit flacherem Wasserstand. Die Autoren führten die Zunahme des Stängelquerschnittes am tiefsten Standpunkt unter anderem auf Sauerstoffmangel und mechanischen Biegestress zurück. Dies entspricht den Ergebnissen der hier vorliegenden Arbeit. Hier waren ebenfalls am Messpunkt »tief« auf beiden Flächen die Stängel- und Aerenchymflächen größer als am Messpunkt »flach«. Der Einfluss des Biegestresses erklärt die leicht größeren Stängelquerschnitte auf Fläche 2 am Messpunkt »tief« gegenüber dem entsprechenden Messpunkt auf Fläche 1. Fläche 1 lag in einer geschützten Bucht, wohingegen Fläche 2 in Richtung der offenen Wasserfläche exponiert und so einem

starkem Wellenschlag ausgesetzt war. Eine Zunahme der Stängelfläche führt somit nicht nur zu mechanischem Schutz bei hohen Wasserständen, sondern auch zu einer Abnahme des aerenchymatischen Widerstandes. Die Konvektion hängt wie beschrieben nicht nur von der Diffusionsrate durch das mikroporöse Gewebe und der Dicke des Gewebes ab, sondern auch vom Widerstand des Belüftungsweges bzw. der Aerenchyme (Armstrong et al. 1992; 1994; 1996a und 1996c; Grosse 1996). Eine Zunahme der Aerenchymfläche führt somit zu einer Erhöhung des Leitwertes für Gase im Belüftungsgewebe und folglich zu einer Erhöhung der potentiell möglichen Belüftung. Für die Ausbildung der größeren Stängelfläche hatte nicht der höchste oder der mittlere Wasserstand während der Vegetationsperiode den größten Einfluss, sondern der Wasserstand zu Beginn der Vegetationsperiode (mittlerer Wasserstand im Juni).

Fazit Freilanduntersuchungen:

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung ist besonders in eutrophen Sedimenten eine wichtige Voraussetzung für das Wachstum von Feuchtgebietspflanzen (Grace 1989; Tornbjerg 1994). Unter natürlichen Bedingungen reicht der ROL von *Typha angustifolia* nicht aus, das Sediment bei einer lang anhaltenden Überflutung so zu versorgen, dass freier Sauerstoff nachweisbar ist. Der Bedarf an Sauerstoff ist auf beiden Flächen aufgrund des Eutrophierungsgrades hoch. Der Sauerstoff wird darüber hinaus zur Versorgung der eigenen Organe benötigt. Zusätzlich dient er als Schutz gegen reduzierte toxische Verbindungen an Regionen, die der Nährstoffaufnahme dienen. Mechanismen die eine ausreichende Sauerstoffversorgung verhindern führen zum Absterben der Pflanzen. So führten Armstrong et al. (1996c) den Rückgang von *Phragmites australis* Beständen in einem See in Ungarn auf hohe Sulfid- und Essigsäuregehalte zurück. Diese verursachen eine Gewebeverdickung im Belüftungsgewebe sowie einer verstärkte Einlagerungen von Lignin und Suberin in den absorbierenden Regionen der Wurzel. In Folge tritt eine weitere Verminderung der Belüftung des Wurzelraumes ein. Diese Prozesse sind sehr empfindlich gegenüber starken Veränderungen des Wasserstandes (Armstrong et al. 1996c; Lenssen et al. 1999). Zu Beginn der Vegetationsperiode können sich die Pflanzen mit einer Vergrößerung des Stängelquerschnittes dem mechanischen Biegestress und eine Erhöhung der Aerenchymfläche einem hohen Wasserstand anpassen. Bei einer später einsetzenden Überflutung können sich die Pflanzen nicht mehr in dem Maße, wie zu Beginn der Wachstumsphase anpassen.

4.2 Untersuchungen im Phytotron

4.2.1 Versuch 1: Bodensauerstoffgehalt in Abhängigkeit des Wasserstandes und Entfernung vom Wurzelraum

Tabelle 28: Zusammenfassung der statistischen Auswertung von Versuch 1. Dargestellt sind die Einflüsse der Variante Wasserstand (»tief« - »flach«) sowie der Sensorentfernung bzw. Probenstelle (+ = signifikanter Effekt und 0 kein Effekt).

Parameter	Variante (»tief« - »flach«)	Sensorentfernung Probenstelle
Sauerstoffgehalt	+	0
Extrahierbares Fe ²⁺ und Fe ³⁺	0	0
Anteil Fe ³⁺	0	0
Morphometrie	0	nicht getestet

Der mittlere Sauerstoffgehalt war im Versuchsansatz mit Wasserstand »tief« signifikant höher als im Versuchsansatz »flach«. Die Differenz zwischen den beiden Varianten war sehr gering. In beiden Fällen waren über einen längeren Zeitraum keine hohen Sauerstoffgehalte zu messen. Allerdings traten immer wieder erhöhte Einzelwerte auf. Dies deutet auf ein bestimmtes Muster des ROL hin. Die Sauerstoffabgabe variiert wie beschrieben von Art zu Art. Freier Sauerstoff kann demnach immer nur an bestimmten Bereichen zu bestimmten Entwicklungsphasen gemessen werden. An alten Wurzeln der nahe verwandten Art *Typha latifolia* erfolgte keine Sauerstoffabgabe, bei jungen Wurzeln dagegen trat Sauerstoff entlang der gesamten Wurzel aus (Conlin & Crowder 1989). Die Ergebnisse der Eisenbestimmung bestätigen die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen. Im Sediment waren zwischen den unterschiedlichen Entfernungen vom Wurzelraum keine Unterschiede in den Konzentrationen an extrahierbaren Fe²⁺- und Fe³⁺-Ionen zu erkennen. Vereinzelt traten hohe Gehalte an extrahierbarem Fe²⁺ und Fe³⁺ an verschiedenen Probenpunkten auf. Der prozentuale Anteil von Fe³⁺-Ionen war dabei hoch. Es muss also eine Eisenablagerung an bestimmten Wurzelbereichen stattgefunden haben. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Armstrong und Boatman (1967), Crowder und Macfie (1986) und Ye et al. (1998). Die Autoren konnten Eisenablagerungen an Wurzeln der Feuchtgebietspflanzen *Typha latifolia*, *Carex rostrata* und *Molinia caerulea* L. nachweisen.

Die Ergebnisse dieses Versuches zusammen mit den anderen Arbeiten sprechen dafür, dass während des Wurzelwachstums von *Typha angustifolia* ein fließendes Sauerstoffmuster entsteht. Die Regionen der Sauerstoffabgabe wandern dabei mit dem Wachstum der Wurzeln in einer Art „moving source“ durch das Sediment. Die Ausprägung des Musters hängt von Faktoren ab, die die „Wurzelfunktion“ beeinflussen. Zu diesen Faktoren zählen die Pflanzenart, die Wurzelphysiologie und -morphologie sowie das Fortschreiten der Vegetationsperiode und die Beschaffenheit des Sediments (Bodelier 2003).

Die zwei unterschiedlichen Varianten »flach« und »tief« führten in diesem Versuch nicht zu signifikanten Unterschieden in der Morphometrie der Pflanzen. Grace (1989) beschrieb

einen Einfluss der Wassertiefe auf das Wachstum der Arten *Typha latifolia* und *Typha domingensis* Pers.. Mit zunehmender Wassertiefe wurde mehr oberirdische Biomasse gebildet. Vermutlich waren in der hier vorliegenden Untersuchung die Unterschiede im Wasserstand zu gering, um einen entsprechenden Einfluss zu erzielen.

4.2.2 Versuch 2: Sauerstoffgehalt im Rhizom und im Wurzelraum

Tabelle 29: Zusammengefasste Darstellung der statistischen Auswertung des Versuchs 2. Einfluss von VPD, Messgang und der zeitlichen Dynamik auf die Sauerstoffsättigung im Rhizom und auf den Sauerstoffgehalt im Substrat mit und ohne *Typha angustifolia* (+ = signifikanter Effekt und - kein Effekt).

Parameter	VPD	Messgang	Zeitliche Dynamik
Sauerstoffsättigung Rhizom	+	+	+
Sauerstoffgehalt mit <i>Typha</i>	+	+	+
Sauerstoffgehalt ohne <i>Typha</i>	-	-	-

Die Ergebnisse dieses Versuchs belegen zum einen den engen Zusammenhang zwischen der Sauerstoffsättigung der Rhizomluft und Belüftung der Rhizosphäre mittels ROL zum anderen die Abhängigkeit des ROL vom Wasserdampfdruckdefizit. Der Zusammenhang war allerdings nur jeweils während des ersten Messganges der Klimaprogramme (VPD: 0,8 kPa und 1,5 kPa) offensichtlich. Im anschließenden Messgang konnte keine Reaktion auf das Klimaprogramm beobachtet werden. Ein Herausrutschen der Sensoren aus dem Rhizom und eine dadurch verursachte Abnahme der Sauerstoffsättigungen ist auszuschließen, da das Längenwachstum des Rhizoms bereits abgeschlossen war.

Der Zusammenhang zwischen einer Erhöhung der Sauerstoffsättigung im Rhizom spiegelt sich in der Erhöhung der Sauerstoffgehalte in der Rhizosphäre wieder. Während Tagesgängen mit niedrigem VPD trat ein Sauerstofftransport von den oberirdischen in die unterirdischen Organe auf. In vereinzelt Fällen wurden Sättigungswerte über denen der atmosphärischen Luft (bis zu 130 %) gemessen. Solche Sauerstoffsättigungen sind nur möglich, wenn eine zusätzliche Sauerstoffquelle bzw. Überdruck vorhanden ist. Dies ist durch zusätzlichen Sauerstoff aus der Photosyntheseleistung zu erklären. Für einige submerse Pflanzen ist ein Zusammenhang von ROL und Photosynthese nachgewiesen worden. An den untersuchten Pflanzen konnte eine tägliche und saisonale Abhängigkeit des ROL gezeigt werden (Christensen et al. 1994; Pedersen et al. 1995; Risgaardpedersen & Jensen 1997). Auch konnte Sorrell (1999) bei *Juncus effusus* einen 1,75fach höheren ROL unter Licht als im Dunkeln nachweisen.

Für eine passive Moleküldiffusion ist die Strecke von den oberirdischen Organen zu den unterirdischen zu lang. Es fand daher nicht nur eine Diffusion, sondern darüber hinaus eine gerichtete Konvektion, induziert durch Thermoosmose und/oder einen Feuchtigkeitsgradienten statt (Dacey 1981; Grosse 1996; Armstrong et al. 1992; Armstrong & Armstrong 1994; Armstrong et al. 1996a). Eine durch den „Venturi-Effekt“ hervor-

gerufene Konvektion kann ausgeschlossen werden, da ältere abgestorbene Stängel vor Versuchsbeginn entfernt wurden.

Die Thermoosmose und die durch den Feuchtigkeitsgradienten induzierte Druckentwicklung sind nicht einfach voneinander zu unterscheiden. Bei einer Erhöhung der Temperatur steigt auch die Transpiration und somit die Voraussetzung für die Druckentwicklung durch einen Feuchtigkeitsgradienten (Armstrong & Armstrong 1990).

Die höchsten Sauerstoffsättigungen im Rhizom bei niedrigem VPD (0,8 kPa) und die geringsten bei höherem VPD (1,9 kPa) sprechen für die Thermoosmose als Hauptmechanismus für die innere Druckentwicklung bei *Typha angustifolia*. Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen von Bendix et al. (1994) und Tornbjerg et al. (1994). Die Autoren machen die Druckentwicklung induziert durch einen Feuchtigkeitsgradienten für die Konvektion bei *Typha angustifolia* verantwortlich. In beiden Untersuchungen wurden die Durchflussrate der Luft durch das Rhizomsystem sowie der innere Druck, nicht jedoch die Sauerstoffsättigung gemessen.

Die Ergebnisse dieses Versuchs zeigen, dass bei einem niedrigen VPD der Umgebungsluft die Anreicherung der Luft in der Pflanze mit Sauerstoff aus der Photosyntheseleistung am höchsten war. Knapp und Yavitt (1995) konnten bei *Typha latifolia* eine Abnahme der stomatären Leitfähigkeit bei einer Zunahme des Wasserdampfdruckdefizits der Umgebungsluft nachweisen. Eine Erhöhung des stomatären Widerstandes durch Stomataschluss bedingt eine Abnahme der Austauschoberfläche und dadurch eine Abnahme der Druckentwicklung durch Thermoosmose oder einen Feuchtigkeitsgradienten (Armstrong 1996a).

Ein Anstieg des Sauerstoffgehaltes in der Rhizosphäre setzt einen Anstieg der Sauerstoffsättigung voraus. Bei konstanten Sauerstoffsättigungen im Rhizom war keine signifikante Veränderung der Sauerstoffgehalte in der Rhizosphäre festzustellen. Des Weiteren nahmen die Sauerstoffgehalte in der Rhizosphäre von Messgang zu Messgang ab. Dies hängt unter anderem mit dem Sauerstoffverbrauch von aeroben Bakterien zusammen. Gilbert und Frenzel (1998) konnten im Wurzelraum und auf der Wurzeloberfläche von *Oryza sativa* eine höhere Anzahl von aeroben, heterotrophen Bakterien als im unbepflanzten Boden nachweisen. Eine weitere Gruppe der Sauerstoff verbrauchenden Bakterien sind die methanotrophen Bakterien. Für diese konnte ebenfalls eine Vergesellschaftung mit *Oryza sativa* nachgewiesen werden (Bodelier et al. 2000a; Bodelier et al. 2000b). Die Sauerstoff verbrauchenden Bakterien besiedeln die Bereiche der unterirdischen Organe, an denen Sauerstoff abgegeben wird. Nach ausreichender Kolonienbildung und bei entsprechender Methanversorgung ist daher kein freier Sauerstoff mehr messbar.

Die Messgänge 1 und 2 wurden unter dem gleichen Klimaprogramm durchgeführt. Dennoch blieb beim Messgang 2 ein Anstieg der Sauerstoffsättigung im Rhizom aus. Erst bei Messgang 3 mit verändertem Klimaprogramm erfolgte wieder ein leichter Anstieg,

welcher im Messgang 4 wiederum ausblieb. Die Unterschiede zwischen zwei Messgängen bei gleichen Klimabedingungen könnten möglicherweise auf eine Anpassung der unterirdischen Organe oder die damit assoziierten Mikroorganismen an das gesteigerte Sauerstoffangebot zurückzuführen sein. Erst eine Veränderung der klimatischen Bedingungen und eine damit verbundene Veränderung des Sauerstofftransports führten zu einer Veränderung der Sauerstoffsättigung im Rhizom.

Die unterschiedliche Sauerstoffsättigung im Rhizom zwischen den einzelnen Pflanzen ist durch die Position des Sensors im Rhizom zu erklären. Im Rhizom von *Typha angustifolia* ist nur der Randbereich aerenchymatisch, der Kernbereich dagegen nicht. De Simone et al. (2003) konnten am Sauerstoffprofilquerschnitt der Wurzeln von *Salix martiana* Leyb. Unterschiede im Sauerstoffgehalt nachweisen. Bei *Salix martiana* handelt es sich um eine Baumart des Überflutungsregenwalds des zentralen Amazonas. Die Wurzeln weisen ein aerenchymatisches Gewebe im Cortex und einen nicht aerenchymatischen Kernbereich auf. Im aerenchymatischen Cortexbereich war der Sauerstoffgehalt deutlich höher als im Kernbereich. Diese Ergebnisse können aufgrund der morphologischen Ähnlichkeit auch für *Typha angustifolia* angenommen werden. Die Absolutwerte der Messung hingen daher von der Platzierung des Sensors im Rhizom ab, die Dynamik der Werte wurde aber nicht beeinflusst. Aufgrund der sehr empfindlichen Sensorspitze der MICROX-Sensoren war es sehr schwer, diese gezielt zu platzieren ohne die Spitze zu beschädigen. Dadurch musste auf Nachjustierung der Sensoren während des Versuches verzichtet werden.

4.2.3 Versuch 3: Einfluss von Mikroorganismen auf den Sauerstoffgehalt

Tabelle 30: Zusammengefasste Darstellung der statistischen Auswertung des Versuchs 3. Einfluss der Behandlung mit Micropur, des VPD, der O₂-Austreibung mit Stickstoff und der zeitlichen Dynamik auf den Sauerstoffgehalt in der hydroponischen Lösung und die Biomasse (+ = signifikanter Effekt und 0 = kein Effekt)

Parameter	Micropur	VPD	O ₂ -Austreibung	Zeitliche Dynamik
Sauerstoffgehalt	+	0	+	+
Biomasse	0	nicht getestet	nicht getestet	nicht getestet

Im ersten Messzyklus ohne Sauerstoffaustreibung aus der hydroponischen Lösung waren die Sauerstoffgehalte in der mit Micropur behandelten Variante während aller Messgänge höher als in der nicht mit Micropur behandelten Variante. In diesem Messzyklus wurde deutlich, dass der Sauerstoffgehalt in der Rhizosphäre von der mikrobiologischen Aktivität abhängt. Etwa ein Drittel des Sauerstoffs in den hydroponischen Lösungen wurde durch mikrobiologische Aktivität verbraucht. Es ist davon auszugehen, dass in nährstoffreichen Böden dieser Konsum höher, als in einer hydroponischen Lösung ist.

Während der Messgänge nach der ersten Sauerstoffaustreibung mit Stickstoff aus der hydroponischen Lösung war der Unterschied zwischen den mit Micropur behandelten und den unbehandelten Varianten nur noch vereinzelt signifikant. Nach der zweiten Sauer-

stoffaustreibung war der Unterschied nur zu drei Messzeitpunkten signifikant. Im zweiten und dritten Messzyklus mit Austreibung des Sauerstoffs spiegeln sich in etwa die Bedingungen im Substrat bei hohen Wasserständen wieder. Durch das zusätzliche Abdichten der Flaschen mit Teroson wird die Nachlieferung von Sauerstoff aus der Atmosphäre in die hydroponische Lösung unterbunden. Bei hohen Wasserständen ist die Sauerstoffnachlieferung aus der Atmosphäre ins Substrat aufgrund der verlangsamten Sauerstoffdiffusion in Wasser unterbunden. Die Austreibung mit Stickstoff führte zu fast vollständig anaeroben Bedingungen. Im Gegensatz zu den nicht mit Micropur behandelten Pflanzen waren die Sauerstoffgehalte bei der mit Micropur behandelten Variante wiederum erhöht. Der Bedarf an Sauerstoff war vermutlich so groß, dass im Falle einer Sauerstoffabgabe der Sauerstoff rasch verbraucht wurde. Aufgrund des hohen externen Bedarfes sind die Sauerstoffgehalte in den hydroponischen Lösungen nicht weiter angestiegen. In Untersuchungen mit *Juncus effusus* und *Juncus inflexus* L. konnte Sorrell (1999) zeigen, dass trotz zunehmendem externen Sauerstoffbedarfes der ROL einen Sättigungswert erreichte. Diese Ergebnisse und die hier erhobenen deuten darauf hin, dass dem ROL eine Limitierung durch die Austauschoberfläche gesetzt ist.

Über den ROL können Feuchtgebietspflanzen direkt die mikrobiologischen Prozesse beeinflussen, welche wiederum einen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben (Bodelier 2003). Jespersen et al. (1998) konnte zeigten, dass die Methanogenese in mit *Typha latifolia* bepflanzten Substrat signifikant niedriger war als in unbepflanzten. Möglicherweise profitieren Pflanzen von den methanotrophen Bakterien, indem sie nicht nur ihre unterirdischen Organe mit Sauerstoff versorgen, sondern über den ROL auch an die Bakterien abgeben. Im Gegenzug erhalten die Pflanzen das bei der Methanoxydierung entstandene Kohlenstoffdioxid, welches wiederum dem Kohlenstoffhaushalt zur Verfügung gestellt werden kann. Eine solche Kohlenstoffdioxidquelle konnte für *Sphagnum cuspidatum* Hoff. durch *in situ* Versuchen mit ^{13}C markiertem Methan nachgewiesen werden (Raghoebarsing et al. 2005). Bei dieser Untersuchung zeigte sich, dass Methan mit einem Anteil von 10-15 % am Gesamtkohlenstoff als zusätzliche Kohlenstoffquelle fungierte. Die Unterschiede in Bezug auf Wurzel- und Stängelbiomasse zwischen den Varianten der Micropurbehandlungen waren nicht signifikant. Dennoch lag die mittlere Wurzel- und Stängelbiomasse in der unbehandelten Variante über denen der mit Micropur behandelten Variante. Die Unterschiede fielen vermutlich deshalb so gering aus, da die Pflanzen unter gleichen Bedingungen herangezogen wurden und erst für den Versuch in die Varianten unterteilt wurden.

4.3 Zusammenfassende Diskussion

Der Sauerstoffgehalt, der im Sediment gemessen wird, spiegelt die Nettobilanz zwischen Sauerstoffeintrag und Sauerstoffverbrauch wieder. Hypoxie und Anoxie resultieren aus einer schlechten Sauerstoffdiffusionsrate aufgrund eines hohen Wassergehaltes (Ponnamperuma 1972). Das Auftreten von molekularem Sauerstoff ist ein Zeichen dafür, dass der Sauerstoffeintrag gegenüber dem Sauerstoffverbrauch überwiegt. Die Sauerstoffzufuhr dient primär der Versorgung der unterirdischen Organe, um den dortigen Atmungsbedarf zu decken. Das Ausmaß der Sauerstoffabgabe hängt von der pflanzlichen Struktur, den katabolischen Prozessen sowie den standörtlichen Bedingungen ab. Durch das horizontale Netzwerk der Rhizome und Wurzeln ist aber die Austauschoberfläche zwischen dem Gasraum und dem ansonsten wassergesättigten Boden größer als die an die Atmosphäre grenzende Schlammboodenoberfläche (Lösch 2000). Die Oberflächenvergrößerung ermöglicht so eine Belüftung von ansonsten anaeroben Bereichen. Mit zunehmenden anaeroben Bedingungen kann die Hypoxie bzw. Anoxie in Bereichen mit *Typha angustifolia* im Vergleich zu Bereichen ohne Vegetation verzögert werden. Ein ähnlicher Verlauf zeigte sich auch bei den Untersuchungen von Mainiero und Kazda (2004) in einem *Carex rostrata* Bestand. Der Sauerstoff im Substrat mit *Typha angustifolia* ist nicht homogen verteilt, sondern an bestimmten Stellen lokalisiert, welche sich mit dem Wurzelwachstum in einer Art „moving source“ bewegen. Es entsteht dabei ein kleinräumiges Mosaik mit aeroben und anaeroben Bereichen (Lösch 2000). Experimentelle Ergebnisse können nicht direkt auf die Bestandesebene übertragen, aber zur Klärung bestimmter Einflussgrößen herangezogen werden. Um diese Zusammenhänge im Freiland zu untersuchen, sind Messungen mit Minirhizotronen in Kombination mit Sauerstoffsensoren erforderlich. Dadurch ist es zum einen möglich das Muster des Wurzelwachstums zu erfassen, zum anderen kann die Position des Sensors relativ zur Wurzel bestimmt werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit lassen eine solche Vorgehensweise viel versprechend erscheinen.

Die hohen prozentualen Anteile des Aerenchyms und die Zunahme der absoluten Aerenchymfläche bei tieferen Wasserständen legen nahe, dass es sich dabei um eine Kontaktfläche zwischen Atmosphäre und Boden handelt, welche die Sauerstoffdiffusion in den Wurzelraum erhöht. Eine Anpassung dieser Kontaktfläche an den Wasserstand scheint möglich zu sein. Die Möglichkeit eine ausreichende Sauerstoffversorgung aufrecht zu erhalten, ist für das Überleben und das Wachstum von Feuchtgebietspflanzen vor allem in tiefen aber auch eutrophen Wasserbereichen wichtig. Diese Prozesse sind sehr empfindlich gegenüber starken Veränderungen des Wasserregimes (Armstrong et al. 1996c; Lenssen et al. 1999).

Unter geeigneten klimatischen Bedingungen wird der ROL bzw. die interne Sauerstoffsättigung durch zusätzlichen Sauerstoff aus der Photosynthese unterstützt. Sowohl die Sauerstoffsättigungen im Rhizom als auch die Sauerstoffgehalte in der Rhizosphäre waren bei einem niedrigen Wasserdampfdruckdefizit (0,8 kPa) am höchsten. Ein geringer

stomatärer Widerstand bedingt eine größere Austauschoberfläche und somit zum einen eine ausreichende Versorgung der Photosynthese mit Kohlenstoffdioxid zum anderen wird die Effektivität der Druckentwicklung durch Thermoosmose und/oder Feuchtigkeitsgradienten verbessert (Armstrong 1996a). Die Zusammenhänge zwischen ROL kombiniert mit der Photosynthese und den Mechanismen der Druckentwicklung sollten stärker im Detail untersucht werden, um die Rolle der Photosynthese und Konvektion auf die Substratoxidation zu klären.

Es ist schwierig eine generelle Aussage über die Quantität des ROL bei Feuchtgebietspflanzen zu machen, da bei den verschiedenen Untersuchungen unterschiedliche Techniken eingesetzt wurden (Bodelier 2003). Eine Berechnung des ROL bezogen auf die Gesamtpflanze oder Wurzelbiomasse wird oft überschätzt, da nur Teile der Wurzel während einer bestimmten Entwicklungsphase Sauerstoff abgeben. Um den ROL quantitativ abzuschätzen, sind Untersuchungen notwendig, welche sich auf Stoffflüsse und auf die Interaktion Pflanze-Bakterien im Wurzelraum fokussieren. Dabei sollte die Dynamik der Bakteriengesellschaften im Wurzelraum in überfluteten Böden direkt untersucht werden, wobei die Aktivität, Populationsgröße, Zusammensetzung und Lokalisierung erfasst werden sollte. Des Weiteren würden Untersuchungen mit stabilen Isotopen (^{13}C , ^{15}N , ^{18}O) die Zusammenhänge oder Interaktionen zwischen den Bakterien und den Feuchtgebietspflanzen leichter erkennen lassen (Raghoebarsing et al. 2005). Durch Untersuchungen mit stabilen Isotopen ist ein Rückschluss auf die Quantität des ROL möglich.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass durch *Typha angustifolia* die Sauerstoffgehalte im Substrat im Vergleich zu nicht bewachsenen Sedimenten erhöht werden. Zusammen mit dem Wurzelwachstum entsteht ein Muster im Boden, welches aerobe und anaerobe Bereiche ausbildet. Dies zeigt, wie wichtig Feuchtgebietspflanzen für den Grenzbereich Land und Wasser sind. Feuchtgebietspflanzen ermöglichen durch den Sauerstoffeintrag die mikrobielle Abbauleistung von Stickstoff- und Phosphatverbindungen und sonstigen organischen Schadstoffen. Vor dem Hintergrund, dass Feuchtgebietspflanzen und Bodenbakterien in die Emission von Treibhausgasen involviert sind, werden weitere Untersuchungen erforderlich sein. Diese sollten sich mit den komplexen Interaktionen von Feuchtgebietspflanzen und ihrer biogeochemischen Umwelt befassen und zu der genannten Aufklärung beitragen.

5 Literatur

- Abschlussbericht (2005): Influence of water level fluctation on *Typha angustifolia*-dominated littoral communities of the Kuybyshev water reservoir (Tatarstan Republic, Russia), (I/77 616), unveröffentlicht
- Encarta (2003): Microsoft Encarta Enzyklopädie (Microsoft® Encarta® Enzyklopädie Professional 2003); © 1993-2002 Microsoft Corporation
- Armstrong W. & Boatman D. J. (1967): Some field observation relating the growth of bog plants to conditions of soil aeration. *Journal of Ecology* 55, pp. 101-110
- Armstrong W. (1979): Aeration in higher plants. In: Wollhouse, H. W. (ed.) *Advances in Botanical Research*. Academic Press, pp. 225-331
- Armstrong J. & Armstrong W. (1988): *Phragmites australis* – A preliminary study of soil-oxydizing sites and internal gas transport pathways. *New Phytologist* 108, pp. 373-382
- Armstrong J. & Armstrong W. (1990): Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. *The New Phytologist* 114, pp. 121-28
- Armstrong J., Armstrong W., Beckett P. (1992): *Phragmites australis*: Venturi- and humidity pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. *The New Phytologist* 120, pp. 197-207
- Armstrong W., Brändle R. & Jackson M. B. (1994): Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 43(4), pp. 307-358
- Armstrong W., Armstrong J. & Beckett P. M. (1996a): Pressurised aeration in wetland macrophytes: Some theoretical aspects of humidity-induced convection and thermal transpiration. *Folia Geobot. Phytotax.* 31, pp. 25-36
- Armstrong W., Armstrong J., Beckett P. M. (1996b): Pressurised ventilation in emergent macrophytes: the mechanism and mathematical modelling of humidity-induced convection. *Aquatic Botany* 54, pp. 121-135
- Armstrong J., Armstrong W., Beckett P. M., Halder J. E., Lythe S. Holt R. & Sinclair A. (1996c): Pathways of aeration and the mechanism and beneficial effects of humidity- and Venturi-induced convections in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. *Aquatic Botany* 54, pp. 177-197
- Armstrong J. & Armstrong W. (1996): *Phragmites* die-back: bud and root death, blockages within the areation and vascular systems and the possible role of phytotoxins; *New Phytol.* 133, pp. 399-414
- Armstrong W., Cousins D., Armstrong J., Tuner D W. & Beckett P. M. (2000): Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Annals of Botany* 86, pp. 687-703

- Armstrong J. & Armstrong W. (2001): Rice and *Phragmites*: Effects of organic acids on growth, root permeability, and radial oxygen loss to the rhizosphere. *American Journal of Botany* 88, pp. 1359-1370
- Arpagaus S. & Brändle R. (2000): The significance of α -amylase under anoxia stress in tolerant rhizomes (*Acorus calamus* L.) and non-tolerant tubers (*Solanum tuberosum* L., var. Désirée). *Experimental Botany* 51, pp. 1475-1477
- Bendix M., Tornbjerg T. & Brix H. (1994): Internal gas transport on *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 1. Humidity-induced pressurization and convective through-flow. *Aquatic Botany* 49, pp. 75-89
- Bodelier P. L. E., Libonchant J. A., Blom C. W. P. M. & Laanbroek H. J. (1996): Dynamics of nitrification and denitrification in root-oxygenated sediments and adaptation of ammonium-oxidizing bacteria to low-oxygen or anoxic habitats. *Applied and Environmental Microbiology*, pp. 4100-4107
- Bodelier P. L. E. & Frenzel P. (1999): Contribution of methanotrophic and nitrifying bacteria to CH_4 and NH_4^+ oxidation in the rhizosphere of rice plants as determined by new method of discrimination. *Applied and Environmental Microbiology*, pp. 1826-1833
- Bodelier P. L. E., Hahn A. P., Arth I & Frenzel P. (2000a): Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. *Biogeochemistry* 51, pp. 225-257
- Bodelier P. L. E., Roslev P., Henckel T. & Frenzel P. (2000b): Stimulation of ammonium-based fertilisers of methane oxidation on soil around rice roots. *Nature* 403, pp. 421-424
- Bodelier P. L. E. (2003) Interactions between oxygen-releasing roots and microbial processes in flooded soils and sediments, *Ecological studies*, Vol. 168, pp. 331-361, H. de Kroon, E. J. W. Visser (Eds); Root Ecology; Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Bosse U. & Frenzel P. (1998): Methane emission from rice microsoms: the balance of production, accumulation and oxidation, *Biogeochemistry* 41, pp. 199-214
- Brändle R. (1996): Überflutung und Sauerstoffmangel. In Brändle R. (Hrsg.) *Stress bei Pflanzen*. UTB-Verlag, 1. Auflage pp. 133-148
- Bradbury I. K. & Grace j. (1983): Primary production in wetlands. In: Gore A. J. P. (ed.). *Ecosystem of the world 4 A. Mires: swamp, bog, fen and moor. General studies*. Amsterdam, Oxford, New York: Elsevier Scientific Publishing Company, pp. 285-310
- Brix H. (1989): Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Aquatic Botany* 35, pp. 81-89
- Brix H., Sorell B. K. & Orr P. T. (1992): Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnol. Oceanogr.* 37, pp. 1420-1433

- Brix H., Sorell B. K. & Schierup H.-H. (1996): Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 54, pp. 151-163
- Callaway R. M. & King L. (1996): Temperature-Driven variation in substrate oxygenation and the balance of competition and facilitation. *Ecology* 77 (4), pp. 1189-1195
- Chabbi A., McKee K. L. & Mendelson (2000): Fate of oxygen losses from *Typha domingensis* (Typhaceae) and *Cladium jamaicense* (Cyperaceae) and consequences for root metabolism. *American Journal of Botany* 87, pp. 1081-1090.
- Christensen P. B., Revsbech N. P., Sand-Jensen K. (1994): Microsensor analysis of oxygen in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Littorella uniflora* (L.), *Ascherson Plant Physiol.* 105, pp. 847-852
- Colmer T. D., Gibberd M. R. Wiengweera A. & Tinh T. K. (1998): The barrier to radial oxygen loss from roots of rice (*Oryza sativa* L.) is induced by growth in stagnant solution. *Journal of Experimental Botany*, 49, 325, pp. 1431-1436
- Colmer T. D. (2003): Aerenchyma and an inducible barrier to radial oxygen loss facilitate root aeration in upland, paddy and deep-water rice (*Oryza sativa* L.). *Annals of Botany* 91, pp. 301-309
- Conlin T. S. S. & Crowder A. A. (1989): Location of radial oxygen loss and zones of potential iron uptake in a grass and two nongrass emergent species. *Canadian Journal of Botany* 67, pp. 717-722
- Crawford R. M. M. (1978): In: *Naturwissenschaften* 65: pp. 194-201
- Crowder A. A. & Macfie S. M. (1986): Seasonal deposition of ferric hydroxide plaque on roots of wetland plants. *Canadian Journal of Botany* 64, pp. 2120-2124
- Dacey J. W. H. (1979): Methane efflux from lake sediments through water lilies. *Science* 203, pp. 1017-1019
- Dacey J. W. H. (1981): Pressurized ventilation in the yellow waterlily. *Ecology* 62(5), pp. 1137-1147
- Dacey J. W. H (1987): Knudsen-transitional flow and gas pressurization in leaves of *Nelumbo*, *Plant Physiol.* 85, pp. 199-203
- Davis D. D. (1986): The fine control of cytosolic pH. *Physiol. Plant.* 67, pp. 702-706
- De Simone O., Junk W. J. & Schmidt (2003): Central Amazon floodplain forests: Root adaptations to prolonged flooding. *Russian Journal of Plant Physiology*, 50 (6), pp. 848-855
- Drew M. C. & Lynch J. M. (1980): Soil anareobiosis, microorganisms, and root function, *Ann. Rev. Phytopathol.* 18, pp. 37-66
- Drew M. C. (1990): Sensing soil oxygen, *Plant, Cell and Environment* 13, pp. 681-693
- Drew M. C. (1997): Oxygen deficiency and root: Injury and acclimation under hypoxia and anoxia. *Plant Biology* 48, pp. 223-250
- Ellenberg H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* 5. Auflage, Stuttgart: Ulmer

- Elster H.-J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. Ver. Int. Ver. Limnol. 13, pp. 961-973
- Ennabili A., Ater M. & Radoux (1998): Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. Aquatic Botany 62, pp. 45-56
- Gafny S. & Gasith A. (2000): Spatial and temporal variation in the standing biomass of emergent macrophytes: effect of water level fluctuations. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55, pp. 301-16
- Gasith A, Gafny S. & Goren M. (2000): Response of the fish assemblage of rocky habitats to lake level fluctuations: possible effects of varying habitat choice. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55, pp. 317-331
- Gilbert B. & Frenzel P. (1998): Rice roots and CH₄ oxydation: the activity of bacteria, their distribution and the microinviroment. Soil Biol Biochem 30, pp. 1903-1916
- Grace J. B. (1989): Effects of water depth on *Typha latifolia* and *Typh domingensis*. American Journal of Botany 78 (5), pp. 762-768
- Griese J. (1998): Typhaceae (Rohrkolbengewächse). In: SEBALD O. (Hrsg.) Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs Band 8, Ulmer Verlag, 1. Auflage
- Grosse W. (1996): The mechanism of thermal transpiration (=thermal osmosis). Aquatic Botany 54, pp. 101-110
- Grosse W. & Mevi-Schutz J. (1987): A beneficial gas transport system in *Nymphoides peltata*. American Journal of Botany 74, pp. 941-952
- He C.-J.; Morgan P. W. & Drew M. C (1996): Transduction of an ethylene signal is required for cell death and lysis in the root cortex of maize during aerenchyma formation induced by hypoxia. Plant Physiol. 112, pp. 463-472
- Hegi G. (1980): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 2, Teil 1
- Hock B. & Elstner E. F. (1995): Schadwirkungen auf Pflanzen, Spektrum Akademischer Verlag, 3. Auflage
- Hroudova Z. & Zakravsky P. (1999): Vegetation dynamics in a fishpond littoral related to human impact. Hydrobiologia 415 (15), pp. 139-145
- Jackson M. B. & Pearce D. M. (1991): Hormones and morphological adaption to aeration stress in rice. In Jackson M. B., Davies D. D.; Lambers H. eds. Plant life under oxygen deprivation. Ecology, physiology and biochemisty. The Hague SPB Academic
- Jespersen D. N., Sorrell B. K., Brix H.(1998): Growth and root oxygen relaese by *Typha latifolia* and ist effects on sediment methanogenesis. Aquatic Botany 61, pp. 165-180
- Jones G. (1992): Plants and microclimate; A quantitative approach to environmental plant physiology. Cambridge University Press, Second Edition
- Justin S. H. F. W., Armstrong W. (1987): The Anatomical Characteristics of Roots and Plant Response to Soil Flooding. New Phytologist, 106 (3) pp. 465-495

- King G. M. (1994): Associations of methanotrophs with the roots and rhizomes of aquatic vegetation. *Applied and Environmental Microbiology*, pp. 3220-3227
- Klimant I. (1995): Fiber-optic oxygen microsensors, a new tool in aquatic biology. *Limnology and Oceanography*. 40 (6), pp. 1159-1165
- Knapp A. K. & Yavitt J. B. (1995): Gas exchange characteristics of *Typha latifolia* L. from nine sites across North America. *Aquatic Botany* 49, pp. 203-215
- Koch W. (1926 em. Pass.1964): Großröhrichte In: Schubert, Hilbig, Klotz Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands Spektrum Akademischer Verlag, Gustav Fischer
- Kohl J.-G., Hence R. & Kühl H. (1996): Evaluation of the ventilation resistance to the convective gas-flow in the rhizome of natural reed beds of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud. *Aquatic Botany* 54, pp. 199-210
- Laan P., Smolders A., Blom C. (1989): The relative role of internal aeration, radial oxygen losses, iron exclusion and nutrients balances in flood tolerant *Rumex* species. *Acta Botanica Neerlandica* 38, pp. 131-145
- Laan P., Clement J., Blom C. (1991): Growth and development of *Rumex* roots as affected by hypoxic and anoxic conditions. *Plant and Soil* 136, pp. 145-151
- Lenssen J. P. M., Menting F. B., van der Putten W. H.; & Blom C. W. P. M. (1999): Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany* 64, pp. 151-165
- Lösch R. (2001): Wasserhaushalt der Pflanzen. Quelle & Meyer, 1. Auflage, Wiebelsheim
- Malik A. I. Colmer T. D. Lambers H. & Schortemeyer (2003): Aerenchyma formation and radial O₂ loss along adventitious roots of wheat with only apical root portion exposed to O₂ deficiency. *Plant, Cell and Environment* 26, pp. 1713-1722.
- Mainiero R. 2002: Sauerstoffkonzentration unter verschiedenen Vegetationstypen im Schwäbischen Donaumoos, Diplomarbeit
- Mainiero R. & Kazda M. (2004): Effects of *Carex rostrata* on soil oxygen in relation to soil moisture. *Plant and Soil* 270 (1), pp. 311-320
- Maricle B. M. & Lee R. W. (2002): Aerenchyma development and oxygen transport in the estuarine cordgrasses *Spartina alterniflora* and *S. anglica*. *Aquatic Botany* 74, pp. 109-120.
- McDonald M. P. Galwey N. W. & Colmer T. D. (2002): Similarity and diversity in adventitious root anatomy as related to root aeration among a range of wetland and dry land grass species. *Plant, Cell and Environment* 25, pp. 441-451
- Mevi-Schutz J. & Grosse W. (1988): A two-way gas transport system in *Nelumbo nucifera*. *Plant, Cell and Environment* 11, pp. 27-34
- Mitsch W. J. & Gosselink J. G. (1993): Wetlands.- 2.Aufl., New York: Nostrand
- Nentwig W. (2005): Humanökologie, Springer-Verlag, 2. Auflage

- Pedersen O., Sand-Jensen K., Revsbech N. P. (1995): Diel pulses of O₂ and CO₂ in sandy lake sediments inhabited by *Lobelia dortmanna*. *Ecology* 76, pp. 1536-1545
- Pezeshki S. R. (1994): Plant response to flooding. In Wilkinson, R. E. (ed.): *Plant-environment interactions*, pp. 289-321
- Ponnamperuma F. N. (1984): Effects of flooding on soils. In: Kolzowski T. T. (ed.): *Flooding and plant growth*, New York (Ac. Pr.), pp. 9-45
- Raghoebarasingh, Ashna A., Smolders, Alfons J., Schmid, Markus C., Rijpstra W. I., Wolters-Arts M., Derksen J., Jetten M. S. M., Schouten S., Damste J. S., Lamers L. P. M., Roelofs J. G. M., den Cam. H. J. M., Strous M. (2005): Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs, *Nature* 436, pp. 1153-1156
- Risgaard-Pedersen N., Jensen K (1997): Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. *Limnol. Oceanogr.* 42, pp. 529-537
- Ságová-Marecková M. & Kvet J. (2002): Impact of oxygen released by the roots of aquatic macrophytes on composition and distribution of benthic macro-invertebrates in a mesocosm experiment. *Arch. Hydrobiol.* 155, pp. 567-584
- Scheffer/Schachtschabel (1998) *Lehrbuch der Bodenkunde*, Enke Verlag, 14. Auflage
- Schipper L. A. & Reddy K. R. (1996): Determination of methane oxidation in the rhizosphere of *Sagittaria lancifolia* using methyl fluoride. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, pp. 611-616
- Schwoerbel J. (1999): *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag, 8. Auflage
- Sculthorpe C. D. (1985): *The biology of aquatic vascular plants*. Koeltz, Scientific Books, Königstein, West Germany, 611 pp.
- Sieber M. & Brändle R. (1991): Energy metabolism in rhizomes of *Acorus calamus* L. and in tubers of *Solanum tuberosum* (L.) with regard to their anoxia tolerance. *Bot. Acta* 104, pp. 279-282
- Strasburger: *Lehrbuch der Botanik*, Spektrum Akademischer Verlag, 34. Auflage
- Sorell B. K. (1999): Effect of external oxygen demand on radial oxygen loss by *Juncus* roots in titanium citrate solutions. *Plant, Cell & Environment* 22, pp. 1587-1593
- Sorell B. K., Tanner C. C. (2000): Convective gas flow and internal aeration in *Eleocharis spiculata* in relation to water depth. *Journal of Ecology* 88, pp. 778-789
- Tornbjerg T. Bendix M. & Brix H. (1994): Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 2. Convective throughflow pathways and ecological significance, *Aquatic Botany* 49, pp. 91-105
- Trought M. C. T. & Drew M. C. (1980): The development of waterlogging damage in young wheat plants in anaerobic solution cultures. *Journal of Experimental Botany* 31, pp. 1573-1580
- Visser E. J. W., Nabben R. H. M., Blom C. W. P. M. & Voessenek (1997): Elongation by primary lateral roots and adventitious roots during conditions of hypoxia and high ethylene concentrations. *Plant, Cell and Environment* 20, pp. 647-653

- Visser E. J. W., Bögemann H. M., van de Steeg H. M., Pierik R. & Blom C.W. P. M. (2000a): Flooding tolerance of *Carex* species in relation to field distribution and aerenchyma formation. *The New Phytologist* 148, pp. 93-103
- Visser E. J., Colmer T. D., Blom C.W. P. M. & Voesenek L. A. C. J (2000b): Changes in growth, porosity, and radial oxygen loss from adventitious roots of selected mono- and dicotyledonous wetland species with contrasting types of aerenchyma. *Plant, Cell and Environment* 23, pp. 1237-1245
- Visser E. J., Voesenek L. A. C. J., Vartapetian B. B. & Jackson M. B. (2003): Flooding and plant growth. *Annals of Botany* 91, pp. 107-109
- WCD; World Commission on Dams (November 2000): Staudämme und Entwicklung: Ein neuer Rahmen zu Entscheidungsfindung, Bericht der Weltkommission für Staudämme
- WCD (2000); World Commission on Dams: Development of dams in Russian Federation and other NIS countries.
- Yavitt J. B. & Knapp A. K. (1998): Aspects of methane flow from sediment through emergent cattail (*Typha latifolia*) plants. *New Phytol.* 139, pp. 495-503
- Ye Z., Baker A. J. M., Wong M-H. & Willis (1998): Zinc, lead and cadmium accumulation and tolerance in *Typha latifolia* as affected by iron plaque on the root surface. *Aquatic Botany* 61, pp. 55-67

6 Anhang

Tabelle 31: Kennzeichen und Vorkommen der Haupttypen von stehenden Gewässern. In Anlehnung an Naumann, Whittaker, Ellenberg, Pot u. a. Diese Zahlen gelten als ungefähre Hinweise (In Ellenberg 1996).

Gewässer-Typ ¹	Sicht-Tiefe (m)	pH	Gehalt (mg/l)			Organische Masse (ppm)	Phytoplankton (mg m ⁻³)	Wasser-vegetation
			N	P ₂ O ₅	Cl ⁻			
1 oligotroph kalkarm	20-80	<4,5	<0,5	<0,1	<10	3-8	20-200	<i>Littorelletea</i> -Gesellschaften
2 mesotroph	5-40	5-7	<2	<0,5	~30	5-20	150-600	Kleinblättrige <i>Potometea</i> -Gesellschaften
3 eutroph	10-20	7-8	2-4	>0,5	~50	10-80	500-10000	<i>Potamion</i> - und <i>Nymphaeion</i> -Gesellschaften
4 hypertroph	3-12	>8	4-9	5-9	>100	20-100	?(>10000)	Einartbestände, (z.B. <i>Ceratophyllum</i>)
5 oligotroph kalkreich	50-120	>7,5	Spur	0	<5	1-5	10-100	<i>Charetea</i> -Ges.
6 dystroph	1- 5	<5	<0,5	1,5	<10	30-100	20-400	<i>Sphagno</i> - <i>Utriculariete</i> -Gesellschaften

¹ **1-4** können durch zunehmende Eutrophierung eine Sukzessionsreihe bilden. **5** kann nach Verschmutzung in diese Reihe eintreten. **6** steht durch hohen Gehalt an nährstoffarmem, saurem organischen Material isoliert, kann aber durch Eutrophierung ebenfalls in die Sukzessionsreihe übergehen. Hypertrophe Seen waren früher selten und kamen nur in Dörfern vor. Heute nimmt die Hypertrophierung rasch zu, vor allem bei kleinen Seen.

Tabelle 32: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 1 während der Messperiode 2002.

2002		Fläche 1								
Bodensauerstoffgehalt		flach			mittel			tief		
Datum		A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.8.02		-	-	-	0,00	0,62	0,53	-	0,28	-
22.8.02		-	3,35	-	0,25	0,00	0,68	-	0,30	-
27.8.02		-	7,57	-	0,26	0,68	-	-	0,20	-
4.9.02		-	6,49	-	0,00	0,00	0,00	-	0,15	-
10.9.02		-	6,89	-	0,27	0,00	0,00	-	0,18	-
13.9.02		-	8,29	-	0,00	0,00	0,00	-	0,45	-
18.9.02		-	8,73	-	0,76	0,00	0,00	-	0,17	-
24.9.02		-	8,58	-	1,02	0,00	0,00	-	0,16	-
2.10.02		-	10,23	-	0,00	0,00	0,00	-	0,24	-
Bodentemperatur		flach			mittel			tief		
Datum		A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.8.02		16,1	-	15,8	17,9	16,9	17,8	-	18,4	-
22.8.02		14,4	14,0	13,9	13,8	13,9	14,4	-	16,4	-
27.8.02		11,8	12,7	12,6	12,7	12,7	13,3	-	12,8	-
4.9.02		18,0	17,6	15,3	18,8	16,7	16,8	-	17,1	-
10.9.02		13,9	14,0	13,9	14,1	14,1	14,4	-	14,4	-
13.9.02		9,9	11,3	9,4	10,3	10,1	11,4	-	11,1	-
18.9.02		13,7	13,3	13,3	13,1	13,5	13,5	-	13,5	-
24.9.02		14,7	14,4	14,9	14,3	14,1	15,5	-	14,6	-
2.10.02		9,3	9,0	7,8	8,3	8,8	8,9	-	8,5	-
Wasserstand		flach			mittel			tief		

Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.8.02	0	3	6	17	12	20	44	40	44
22.8.02	0	0	0	0	0	0	19	18	18
37495	0	0	0	0	0	0	2	3	1
4.9.02	0	0	0	0	0	0	2	3	1
10.9.02	0	0	0	0	0	0	1	2	0
13.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.10.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 33: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 2 während der Messperiode 2002.

2002	Fläche 2								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
20.8.02	7,30	8,43	7,70	11,94	7,82	9,70	-	0,00	0,04
28.8.02	-	-	9,53	-	9,00	11,31	-	0,08	0,00
3.9.02	-	9,69	8,75	-	7,41	10,72	-	0,06	-
11.9.02	-	9,66	9,12	-	8,24	10,66	-	0,06	0,05
17.9.02	-	10,48	10,50	-	8,77	11,44	-	8,90	-
1.10.02	-	11,24	10,19	-	9,00	12,19	-	9,56	-
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
20.8.02	18,0	18,1	18,7	16,0	15,5	16,4	17,3	17,6	17,8
28.8.02	12,7	13,2	13,4	12,1	12,8	12,8	13,6	13,0	13,0
3.9.02	19,4	17,0	17,0	15,2	18,8	15,8	17,1	17,1	-
11.9.02	14,4	14,3	14,0	13,7	13,7	13,7	14,8	17,1	20,4
17.9.02	12,0	12,6	12,3	11,3	12,2	12,2	12,9	12,9	-
1.10.02	10,8	10,0	10,3	9,6	10,4	9,9	10,0	10,4	-
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
20.8.02	0	0	0	0	-	0	27	34	32
28.8.02	0	0	0	0	0	0	1	3	3
3.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17.9.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.10.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 34: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 1 während der Messperiode 2003.

2003	Fläche 1 <i>Typha</i> -Bestand								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	2,17	3,47	2,88	1,30	4,85	0,00	0,00	0,00	0,00
21.6.03	3,19	2,11	0,67	0,24	4,99	0,00	0,02	0,01	0,02
24.6.03	1,92	1,49	0,11	3,72	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
27.6.03	1,39	0,78	0,00	0,00	3,17	0,00	0,02	0,01	0,02
2.7.03	0,62	0,01	0,00	0,01	2,46	0,00	0,01	0,01	0,01
7.7.03	0,23	0,00	0,60	0,00	1,48	0,00	0,00	0,00	0,00
8.7.03	1,51	0,00	0,86	0,01	1,39	0,00	0,02	0,00	0,00
12.7.03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30.7.03	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	0,00	0,06	0,00	0,00
5.8.03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,07	0,00	0,05	0,02	0,02
12.8.03	0,23	0,04	0,05	0,03	0,08	0,06	0,27	0,84	0,00
19.8.03	0,11	0,01	0,03	0,04	0,04	0,02	0,13	0,01	0,03
28.8.03	0,11	0,01	0,01	0,03	0,06	0,02	0,00	0,06	0,07

2.9.03	0,08	0,10	0,07	0,08	0,10	0,07	0,00	0,11	0,10
11.9.03	0,30	0,43	0,34	-	1,07	0,25	0,00	0,17	0,90
16.9.03	0,34	3,01	0,03	0,09	0,49	0,30	0,01	0,33	0,00
25.9.03	0,00	0,04	0,55	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	18,2	21,5	19,1	20,7	18,6	20,7	20,4	19,0	19,9
21.6.03	13,8	16,2	12,1	16,3	15,3	16,2	13,6	13,9	14,0
24.6.03	15,6	17,1	14,4	16,7	16,1	16,6	16,0	15,6	15,6
27.6.03	16,8	18,3	16,5	18,7	18,1	17,0	17,2	17,5	17,5
2.7.03	19,9	18,6	18,6	19,0	19,1	18,6	19,6	19,5	19,5
7.7.03	20,8	22,7	22,0	20,5	20,4	20,5	20,4	20,4	20,4
8.7.03	22,5	22,5	21,7	21,6	21,5	21,8	21,2	20,4	21,3
12.7.03	24,4	24,2	23,9	23,4	22,7	21,0	19,7	21,9	18,6
30.7.03	24,0	23,5	22,2	23,4	23,0	23,4	25,1	25,0	24,7
5.8.03	23,7	23,4	23,9	22,1	22,0	22,0	22,7	22,5	22,5
12.8.03	23,7	23,4	21,9	22,3	22,2	22,3	23,2	23,2	23,2
19.8.03	19,7	19,3	19,6	19,6	19,6	19,5	20,2	20,4	20,4
28.8.03	20,1	19,9	19,2	19,9	19,9	19,9	20,8	20,0	20,0
2.9.03	19,6	18,9	18,2	17,4	17,2	17,2	19,5	19,0	19,5
11.9.03	11,8	11,8	11,8	11,8	11,7	11,7	12,2	12,2	12,2
16.9.03	13,2	13,1	13,1	13,0	13,0	13,0	13,5	13,5	13,5
25.9.03	11,9	11,5	11,5	11,9	11,9	11,9	12,0	12,0	12,0
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21.6.03	0	0	5	0	0	5	30	22	28
24.6.03	2	0	14	5	5	5	35	44	35
27.6.03	2	0	13	15	5	30	40	42	42
2.7.03	23	16	39	17	29	50	72	70	72
7.7.03	72	64	84	80	75	95	114	114	114
8.7.03	71	58	75	84	72	89	108	110	108
12.7.03	65	59	78	78	75	95	108	108	108
30.7.03	60	60	90	60	60	60	110	120	120
5.8.03	50	43	78	60	60	60	84	84	84
12.8.03	37	31	50	50	50	50	78	78	78
19.8.03	26	19	40	33	33	33	69	66	69
28.8.03	14	8	10	16	15	14	52	52	52
2.9.03	1	1	6	1	1	1	40	40	40
11.9.03	0	0	0	0	0	0	25	25	25
16.9.03	0	0	15	0	0	0	45	45	45
25.9.03	0	0	0	0	0	0	40	40	40

Tabelle 35: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) der Kontrolle auf Fläche 1 während der Messperiode 2003.

2003	Fläche 1 Kontrolle								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	5,87	4,54	4,75	-	1,07	0,00	0,00	0,00	0,00
21.6.03	1,11	0,34	3,36	-	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00
24.6.03	1,02	0,11	3,28	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
27.6.03	0,83	0,00	2,83	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
2.7.03	0,65	0,00	1,60	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
7.7.03	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8.7.03	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12.7.03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30.7.03	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	-	0,00	0,00
5.8.03	0,01	0,00	0,00	0,06	0,01	0,00	0,05	0,01	0,01

12.8.03	0,04	0,04	0,05	0,09	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
19.8.03	0,08	0,09	0,08	0,02	0,00	0,01	0,10	0,00	0,03
28.8.03	0,08	0,10	0,01	0,04	0,03	0,00	0,00	0,00	0,05
2.9.03	0,05	0,07	0,07	0,07	0,04	0,02	0,02	0,02	0,05
11.9.03	0,55	1,98	0,36	0,39	0,69	0,52	0,00	0,25	0,00
16.9.03	0,01	0,01	0,04	1,66	0,77	0,06	0,00	0,52	0,53
25.9.03	0,42	0,43	0,49	0,00	1,61	0,45	0,00	0,00	0,00
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	20,0	26,9	21,5	20,6	20,5	20,8	24,1	22,6	23,3
21.6.03	18,6	14,7	21,0	16,4	16,2	16,4	13,7	16,7	15,4
24.6.03	17,4	16,5	19,5	16,4	16,7	16,6	16,0	16,1	15,9
27.6.03	18,5	19,7	23,5	17,3	17,1	17,1	17,2	17,2	17,7
2.7.03	18,6	17,6	18,0	18,8	19,0	18,6	19,7	18,7	20,1
7.7.03	20,7	21,0	20,1	20,4	20,5	20,5	20,5	20,7	20,4
8.7.03	21,5	21,1	21,1	21,6	21,6	21,7	21,1	21,5	21,5
12.7.03	22,0	23,9	19,9	23,3	22,0	25,0	24,5	19,7	19,9
30.7.03	23,5	23,0	22,5	23,5	23,4	23,4	-	25,1	24,9
5.8.03	23,0	22,6	21,6	22,1	22,1	22,2	22,6	22,8	22,4
12.8.03	22,9	21,8	21,8	22,2	22,3	22,4	22,6	23,1	22,9
19.8.03	19,4	19,1	18,9	19,6	19,6	19,5	19,9	20,2	20,3
28.8.03	19,2	19,3	20,4	19,9	19,9	19,9	20,1	20,8	20,0
2.9.03	17,4	17,6	17,5	17,2	17,2	17,2	19,2	19,2	19,0
11.9.03	11,8	11,2	12,0	11,7	11,7	11,7	12,2	12,2	12,2
16.9.03	13,2	13,2	13,2	13,2	13,5	13,1	13,5	13,5	13,5
25.9.03	11,1	11,1	11,1	11,9	11,9	11,9	12,0	12,0	12,0
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
10.6.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21.6.03	0	0	0	15	5	5	35	33	30
24.6.03	4	20	0	17	17	17	35	44	35
27.6.03	3	5	1	30	16	40	40	42	42
2.7.03	25	29	25	48	39	55	70	72	70
7.7.03	64	64	68	90	75	100	114	114	114
8.7.03	66	71	76	86	83	98	108	110	108
12.7.03	64	70	65	78	78	100	108	108	108
30.7.03	60	60	60	70	70	70	-	120	120
5.8.03	48	50	47	60	60	60	84	84	84
12.8.03	37	42	37	50	50	50	80	78	78
19.8.03	26	21	30	33	33	33	66	69	69
28.8.03	1	5	8	14	14	14	48	50	50
2.9.03	0	0	0	1	2	1	40	40	40
11.9.03	0	0	0	0	0	0	25	25	25
16.9.03	0	0	0	0	0	0	45	45	45
25.9.03	0	0	0	0	0	0	40	40	40

Tabelle 36: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«, »mittel«, »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 2 während der Messperiode 2003.

2003	Fläche 2 <i>Typha</i> -Bestand								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	6,22	4,15	6,28	10,37	4,40	4,04	0,00	2,52	0,01
21.6.03	0,04	0,90	5,33	2,89	0,84	0,00	0,00	0,00	0,01
1.7.03	0,00	0,09	2,46	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9.7.03	0,02	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15.7.03	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29.7.03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7.8.03	0,02	0,03	0,03	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,15

18.8.03	0,03	0,11	0,02	0,02	0,00	0,04	0,04	0,02	0,20
26.8.03	0,11	0,06	0,02	0,01	0	0,03	0,1	0,13	0
9.9.03	0,03	2,25	0,76	0,08	3,25	0	0,4	0,75	0,01
23.9.03	0,61	5,71	6,56	0,64	0,46	0,68	0,1	0,12	0
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	14,4	13,3	16,5	14,3	14,2	18,3	16,8	16,4	16,9
21.6.03	14,1	13,0	14,0	15,4	15,3	15,6	16,5	16,9	16,4
1.7.03	18,2	17,4	18,0	19,0	18,8	19,1	20,4	20,8	20,2
9.7.03	22,3	22,4	22,0	22,3	22,6	22,7	24,2	23,7	23,7
15.7.03	25,3	25,7	25,4	23,7	22,6	22,9	22,0	22,4	21,9
29.7.03	23,2	23,2	24,5	23,7	24,5	24,9	26,2	25,6	25,8
7.8.03	22,0	22,3	22,0	24,0	23,3	23,0	25,1	24,8	24,8
18.8.03	19,2	18,8	19,0	20,0	20,0	20,0	20,5	20,5	20,7
26.8.03	17,6	17,7	17,3	18,9	18,6	18,6	19,1	19,3	19,3
9.9.03	13,5	13,5	13,5	12,5	12,5	12,5	12,1	12,1	12,1
23.9.03	11,4	11,4	11,4	10,3	10,3	10,3	11,2	11,2	11,2
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	0	0	0	0	0	0	30	30	30
21.6.03	2	0	2	20	20	20	45	45	45
1.7.03	23	21	18	45	45	45	66	65	65
9.7.03	76	71	73	94	94	94	116	116	116
15.7.03	106	102	103	124	124	124	136	136	136
29.7.03	70	70	70	90	90	90	110	110	110
7.8.03	50	50	50	78	78	78	90	90	90
18.8.03	29	31	27	50	50	50	70	70	70
26.8.03	12	6	6	31	31	32	57	58	57
9.9.03	0	0	0	20	20	20	35	38	38
23.9.03	0	0	0	0	0	0	50	50	50

Tabelle 37: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) der Kontrolle auf Fläche 2 während der Messperiode 2003.

2003	Fläche 2 Kontrolle								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	0,95	1,29	1,43	3,48	5,45	1,22	3,08	2,09	0,40
21.6.03	3,31	1,36	0,29	-	2,17	0,01	0,81	0,96	0,00
1.7.03	0,00	1,77	0,00	1,24	1,29	0,01	0,15	0,60	0,14
9.7.03	2,83	3,09	0,00	-	1,00	0,01	0,00	0,01	0,00
15.7.03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29.7.03	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00	0,00	0,00	0,02
7.8.03	0,03	1,37	0,00	0,01	0,37	0,10	0,01	0,00	0,00
18.8.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26.8.03	4,35	4,18	1,14	-	0,04	-	-	-	0,03
9.9.03	7,04	0,78	7,2	0,02	0,05	0,04	1,55	0,13	0,77
23.9.03	6,7	1,8	5,2	0	0,05	0,04	0,42	0,12	0,51
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	20,5	20,4	20,5	18,5	18,5	20,5	21,1	21,0	21,0
21.6.03	18,6	18,5	18,6	-	18,7	17,5	17,3	17,3	17,3
1.7.03	21,6	21,9	22,0	21,3	20,9	21,0	20,8	21,3	20,8
9.7.03	25,8	25,8	25,1	-	24,0	23,9	24,1	24,4	23,9
15.7.03	27,0	26,3	26,4	24,4	24,3	24,3	23,9	23,9	23,9
29.7.03	25,4	25,4	25,5	25,0	25,1	24,9	24,7	24,6	24,7
7.8.03	25,7	25,5	25,5	24,9	24,7	24,7	24,5	24,2	24,0
18.8.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26.8.03	21,00	21,1	20,5	-	20,7	-	-	-	20,2

9.9.03	13,7	13,7	13,7	13,3	13,3	13,3	13,0	13,0	13,0
23.9.03	13,3	13,3	13,3	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
17.6.03	0	0	0	0	0	0	30	30	30
21.6.03	5	5	5	-	25	25	40	40	40
1.7.03	21	25	25	46	48	48	60	60	60
9.7.03	72	72	72	-	96	96	107	107	107
15.7.03	102	102	102	126	124	126	137	137	137
29.7.03	70	70	70	90	90	90	110	110	110
7.8.03	50	50	50	78	78	78	90	90	90
18.8.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26.8.03	14	14	14	-	35	-	-	-	33
9.9.03	3	3	3	25	28	25	35	38	32
23.9.03	0	-0	0	20	20	20	50	50	50

Tabelle 38: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 1 während der Messperiode 2004.

2004	Fläche 1 <i>Typha</i>-Bestand								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.7.04	0,23	0,33	0,07	0,52	0,79	0,29	0,46	0,03	0,09
15.7.04	0,06	0,08	0,03	0,01	0	0,08	0,02	0,02	1,1
22.7.04	0,27	0,13	0,02	0,03	0,02	0,09	0,04	0,03	0,03
27.7.04	0,17	0,1	0,03	0,03	0,02	0,09	0,04	0,03	0,03
3.8.04	0,29	0,17	0,04	0,3	0,03	0,13	0,05	0,06	0,06
9.8.04	0,57	0,18	0,05	0,03	0,03	0,1	0,06	0,04	0,06
17.8.04	0,68	0,26	0,09	0,06	0,06	0,02	0,13	0,08	0,08
27.8.04	0,53	0,22	0,11	0,06	0,05	0,11	0,12	0,07	0,1
31.8.04	0,8	0,24	0,09	0,06	0,06	0,15	0,13	0,08	0,09
9.9.04	1,1	0,26	0,1	0,07	0,08	0,13	0,12	0,09	0,1
20.9.04	1,87	0,29	0,1	0,08	0,09	0,11	0,13	0,1	0,09
23.9.04	2,27	0,26	0,09	0,07	0,07	0,12	0,11	0,1	0,08
30.9.04	5,28	0,28	0,1	0,08	0,09	9,52	0,12	0,11	0,08
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.7.04	19,1	18,7	18,8	19	18,8	19,1	19	18,8	19,4
15.7.04	23,4	23,2	22,9	22,9	23,5	21,3	23,6	22	23,4
22.7.04	22,1	22,3	23	21,3	21,9	21,3	21,9	22,9	22,8
27.7.04	21,6	21,1	21,8	21,8	21,2	20,2	21,8	21	20,5
3.8.04	20,9	20,4	20,5	20,5	20,5	20,4	20,6	19,7	19,5
9.8.04	21,5	20,9	21,2	21,3	21	22,1	21,8	21,1	20,8
17.8.04	17,6	17,6	17,5	17,5	17,6	17,6	17,3	17,7	17,5
27.8.04	19,6	19,3	18,8	19,5	19,2	18,3	19,4	19,5	18
31.8.04	19,6	19	18,2	19,1	19,3	18,7	18,7	18,5	18,1
9.9.04	14,3	14,6	14,1	14,7	14,3	14,8	14,5	15	13,7
20.9.04	13,7	12,9	13,6	13,7	13	13,9	13,5	14,1	13,6
23.9.04	14,6	14	14,3	14,6	14,2	14,4	14,8	14,7	14,3
30.9.04	12,7	12,8	13,6	13,3	12,9	14	13,7	14	13,7
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
8.6.04	20	20	20	42	43	45	60	63	70
17.6.04	25	25	30	45	48	50	68	70	75
29.6.04	60	58	62	70	76	78	120	125	122
9.7.04	90	80	80	115	115	120	135	130	150
15.7.04	100	105	100	115	115	110	135	130	140
22.7.04	100	105	100	110	110	105	130	120	125
27.7.04	90	80	85	105	90	100	115	105	105

3.8.04	90	93	94	99	93	95	107	105	108
9.8.04	78	78	91	90	88	91	106	95	100
17.8.04	52	57	65	72	65	68	82	75	85
27.8.04	53	50	63	65	64	79	71	65	80
31.8.04	55	60	69	72	68	76	84	80	87
9.9.04	45	53	56	61	54	74	71	67	71
20.9.04	5	15	19	21	19	40	40	30	39
23.9.04	24	30	33	33	34	40	43	45	46
30.9.04	0	0	0	0	0	0	15	9	15

Tabelle 39: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach«; »mittel«; »tief«) der Kontrolle auf Fläche 1 während der Messperiode 2004.

2004	Fläche 1 Kontrolle								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.7.04	0,43	0,01	0,32	0,5	2,41	0,32	0,47	0	0,41
15.7.04	0	0,01	0	0,04	0,11	0,01	0,02	0,01	0,01
22.7.04	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,01	0,05	0,03	0,01
27.7.04	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,01	0,05	0,03	0,01
3.8.04	0,03	0,03	0,03	0,06	0,07	0,06	0,08	0,08	0,04
9.8.04	0,03	0,03	0,03	0,06	0,06	0,06	0,08	0,1	0,03
17.8.04	0,06	0,04	0,06	0,08	0,13	0,07	0,11	0,15	0,06
27.8.04	0,08	0,05	0,06	0,08	0,11	0,08	0,11	0,16	0,09
31.8.04	0,07	0,05	0,07	0,08	0,12	0,08	0,11	0,16	0,09
9.9.04	0,08	0,06	0,07	0,11	0,16	0,09	0,12	0,22	0,07
20.9.04	0,08	0,07	0,08	0,11	0,19	0,1	0,13	0,25	0,06
23.9.04	0,06	0,04	0,07	0,08	0,2	0,09	0,11	0,23	0,06
30.9.04	0,09	0,07	0,08	0,11	2,17	0,09	0,13	0,23	0,07
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.7.04	19	20,4	19,2	19	19,4	21	19,4	19,4	19,3
15.7.04	20,8	23,3	23,1	22,3	23,5	21,8	21,6	23,4	21,3
22.7.04	21,5	22,1	21,3	21,9	20,8	21,9	22,3	22,9	20,4
27.7.04	20,8	21,3	20,4	21,5	21,2	20	21,1	21,2	20,7
3.8.04	20,7	20,4	19,9	20,2	19,8	19,6	20,5	20,2	19,7
9.8.04	21,8	21,4	21,5	21,5	22,8	20,5	20,9	21,3	21,4
17.8.04	17,4	17,9	17,6	17,3	17,7	17,4	17,5	17,7	17,4
27.8.04	18	19,1	18,7	18,9	19,1	18,3	19,0	19,3	18,1
31.8.04	17,9	19,1	18,7	18,8	18,8	18,3	18,6	19,0	17,8
9.9.04	13,4	14,5	14,4	14,2	13,6	14,3	14,6	14,6	14,2
20.9.04	12,9	12,6	13,1	13,3	13,7	13,0	13,9	13,9	13,7
23.9.04	14,3	15,3	14,1	15	14,4	14,0	14,8	14,9	14,3
30.9.04	12,0	12,4	13,0	12,8	13,3	13,6	13,6	13,9	13,7
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.7.04	95	85	85	120	120	125	140	135	135
15.7.04	105	105	105	125	125	130	145	140	140
22.7.04	105	90	95	105	100	110	130	120	130
27.7.04	80	55	90	100	80	105	115	110	120
3.8.04	87	78	91	98	98	103	110	105	108
9.8.04	79	63	76	89	80	93	106	95	100
17.8.04	62	52	61	75	63	75	83	78	85
27.8.04	63	46	63	67	66	76	81	74	83
31.8.04	63	47	66	73	69	81	85	80	87
9.9.04	53	35	53	61	55	70	74	67	71
20.9.04	12	0	10	21	24	29	41	31	39
23.9.04	31	0	28	40	26	41	51	53	46
30.9.04	0	0	0	0	5	0	15	11	15

Tabelle 40: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach« »mittel« »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 2 während der Messperiode 2004.

	Fläche 2 <i>Typha</i> -Bestand								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.7.04	0	0,07	0	0,01	0	0,02	0	0	-
23.7.04	0	0,27	0	0,01	0	0	0,03	0	-
6.8.04	0,01	0,09	0,01	0,02	0	0,01	0,1	0,04	0,03
13.8.04	0,03	0,1	0,02	0,03	0	0,02	0,05	0,06	0,13
19.8.04	0,03	0,1	0,01	0,07	0,02	0,02	0,06	0,05	0,14
25.8.04	0,03	0	0,02	0,15	0,01	0,03	0,07	0,06	0,13
1.9.04	0,03	0,04	0,02	0,06	0,01	0,03	0,08	0,05	0,14
10.9.04	0	0	0,03	0,06	0	0,03	0,08	0,08	0,17
16.9.04	0,04	0,53	0,47	0,06	0,01	0,02	0,07	0,06	0,15
22.9.04	10,97	0,21	1,5	0,05	11,5	0,02	0,15	0,08	0,16
1.10.04	11,57	0,1	2,73	5,82	11,66	6,02	10,4	0,1	0,18
Bodentemperatur	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.7.04	26,2	25,8	25,8	25,7	25,9	26	25,2	26,3	26,1
23.7.04	22,3	22,4	22,7	22,2	22,6	22,5	22,6	22,7	22,3
6.8.04	21,4	21,4	21,9	22,1	22,1	21,7	21,5	21,2	21,8
13.8.04	18,1	17,8	17,7	18,8	18,6	18,5	19,1	19	19,2
19.8.04	18,4	18,2	18,6	18,8	18,5	18,1	18,6	18,8	19,1
25.8.04	20,6	20	20,2	21	21,1	21,1	20,8	21,3	21,3
1.9.04	18,4	16,7	18,6	18,9	18,8	19	19	19,4	19,2
10.9.04	12,3	12,7	12,1	13,2	13,1	13,4	13,5	14	13,6
16.9.04	14,4	14,6	13,9	14	14,1	14,3	14,9	15	15,2
22.9.04	13	12,9	13	13,1	13,1	13	13,7	13,4	13,6
1.10.04	12,4	12,3	12	12,4	12,1	12,1	12,4	12,3	12,2
Wasserstand	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
9.6.04	10	12	15	35	40	38	50	55	53
12.6.04	15	18	20	40	43	41	55	60	58
24.6.04	22	24	28	50	52	48	65	71	68
8.7.04	55	50	50	70	60	60	110	105	105
16.7.04	60	55	55	80	60	60	110	110	105
23.7.04	40	50	45	60	55	60	100	90	90
6.8.04	60	56	56	67	69	69	98	95	95
13.8.04	42	40	40	55	60	60	82	80	83
19.8.04	34	33	34	51	49	50	73	72	70
25.8.04	26	30	25	43	35	35	68	60	65
1.9.04	33	32	33	49	45	45	71	66	69
10.9.04	18	22	5	34	30	30	54	52	52
16.9.04	0	0	0	23	19	19	41	40	41
22.9.04	0	0	0	0	0	0	26	21	24
1.10.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 41: Bodensauerstoffgehalte [mg l⁻¹], Bodentemperatur [°C] und Wasserstand [cm] an den einzelnen Messpunkten (»flach« »mittel« »tief«) im *Typha*-Bestand auf Fläche 2 während der Messperiode 2004.

	Fläche 2 Kontrolle								
Bodensauerstoffgehalt	flach			mittel			tief		
Datum	A	B	C	A	B	C	A	B	C
16.7.04	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,03
23.7.04	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,08	-
6.8.04	0,02	0,02	0	0,02	0,03	0,05	0,05	0,04	0,06
13.8.04	0,04	0,03	0	0,05	0,04	0,06	0,08	0,09	0,09
19.8.04	0,11	0,02	0	0,05	0,04	0,06	0,07	0,11	0,1
25.8.04	0,04	0,03	0,01	0,05	0,03	0,05	0,07	0,12	0,11

Tabelle 42: Einzelwerte der Stängel- und Aerenchymfläche [mm²] sowie des prozentualen Anteils an Aerenchym [%] am Stängel der einzelnen Messpunkte (»flach«; »mittel«; »tief«) auf beiden Flächen nach den Messperioden 2002-2004.

2002		Sprossfläche		Aerenchymfläche		Prozentualer Anteil Aerenchym	
Messpunkt	n	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
flach	1	300,2	364,0	131,7	194,7	43,9	53,5
	2	447,6	347,2	91,9	214,6	20,5	61,8
	3	273,1	417,2	125,3	213,9	45,9	51,3
	4	623,8	358,3	258,7	134,8	41,5	37,6
	5	333,7	453,0	125,4	224,6	37,6	49,6
	6	331,5	369,7	104,3	142,0	31,5	38,4
	7	288,4	306,4	103,9	138,8	36,0	45,3
	8	378,6	387,8	122,1	167,6	32,2	43,2
mittel	1	299,2	1416,7	64,3	438,2	21,5	30,9
	2	516,5	755,0	147,4	149,4	28,5	19,8
	3	749,8	503,1	162,7	171,7	21,7	34,1
	4	399,1	701,8	95,4	309,4	23,9	44,1
	5	253,6	675,3	55,6	235,3	21,9	34,8
	6	420,1	1078,4	99,1	391,4	23,6	36,3
	7	1305,7	615,1	347,5	77,6	26,6	12,6
	8	1102,0	347,9	265,0	140,1	24,0	40,3
tief	1	601,8	665,8	199,3	232,5	33,1	34,9
	2	308,8	456,9	62,9	281,6	20,4	61,6
	3	343,3	1188,1	157,1	428,3	45,8	36,0
	4	255,1	271,9	47,7	121,3	18,7	44,6
	5	295,1	578,5	75,7	224,4	25,6	38,8
	6	272,0	456,4	159,7	174,4	58,7	38,2
	7	1171,0	1597,7	222,0	523,3	19,0	32,8
	8	280,9	246,2	80,1	99,2	28,5	40,3
2003		Sprossfläche		Aerenchymfläche		Prozentualer Anteil Aerenchym	
Messpunkt	n	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
flach	1	456,6	301,2	140,0	61,2	30,7	20,3
	2	296,4	344,4	111,9	14,7	37,7	4,3
	3	114,2	269,3	24,8	36,3	21,7	13,5
	4	312,0	254,4	99,9	36,9	32,0	14,5
	5	95,0	303,5	39,5	41,2	41,6	13,6
	6	292,6	196,8	113,6	17,7	38,8	9,0
	7	89,6	406,1	21,0	180,7	23,5	44,5
	8	138,1	244,5	44,6	60,2	32,3	24,6
	9	123,9	332,9	48,5	66,8	39,1	20,1
	10	234,0	-	80,8	-	34,5	-
mittel	1	264,3	386,0	95,0	42,1	36,0	10,9
	2	99,5	375,5	45,9	138,4	46,1	36,9
	3	483,3	375,5	174,6	100,6	36,1	26,8
	4	124,9	305,8	53,3	72,1	42,7	23,6
	5	134,2	222,7	54,7	27,2	40,7	12,2
	6	124,5	374,8	55,2	80,2	44,4	21,4
	7	252,5	266,5	85,2	53,6	33,7	20,1
	8	224,3	404,8	82,8	88,0	36,9	21,7
	9	382,3	326,8	134,6	69,0	35,2	21,1
	10	276,9	305,1	54,6	79,9	19,7	26,2
tief	1	424,0	515,7	141,9	124,1	33,5	24,1
	2	570,2	588,7	230,5	160,4	40,4	27,2
	3	464,3	537,5	176,9	124,4	38,1	23,1
	4	558,4	722,1	286,8	250,8	51,4	34,7
	5	308,7	667,0	104,8	196,0	34,0	29,4

	6	430,4	551,2	162,5	99,8	37,8	18,1
	7	286,9	401,4	137,8	105,5	48,1	26,3
	8	547,4	536,6	133,7	158,5	24,4	29,5
	9	332,9	619,5	101,3	219,1	30,4	35,4
	10	231,6	684,9	93,0	221,9	40,1	32,4
2004		Sprossfläche		Aerenchymfläche		Prozentualer Anteil Aerenchym	
Messpunkt	n	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 1	Fläche 2
flach	1	355,7	303,7	77,9	110,7	21,9	36,5
	2	312,2	224,4	134,5	72,3	43,1	32,2
	3	443,5	143,9	115,7	52,9	26,1	36,7
	4	229,2	303,3	49,9	98,5	21,8	32,5
	5	248,0	240,1	65,9	79,0	26,6	32,9
	6	425,5	58,0	194,9	26,5	45,8	45,7
	7	479,8	160,1	178,5	43,6	37,2	27,2
	8	624,0	149,8	223,6	54,0	35,8	36,0
	9	253,4	252,4	105,6	90,4	41,7	35,8
	10	277,9	-	120,6	-	43,4	-
mittel	1	519,7	252,4	199,0	110,8	38,3	43,9
	2	505,0	337,5	224,5	159,5	44,5	47,3
	3	654,7	447,7	294,3	177,5	45,0	39,7
	4	348,2	216,9	120,7	79,5	34,6	36,7
	5	421,9	365,5	180,6	161,7	42,8	44,2
	6	276,7	200,1	114,9	84,1	41,5	42,0
	7	421,8	146,0	142,9	41,2	33,9	28,2
	8	457,9	233,3	202,1	87,1	44,1	37,4
	9	328,2	697,7	111,3	263,6	33,9	37,8
	10	436,4	271,4	143,6	99,8	32,9	36,8
tief	1	377,2	415,4	125,5	138,6	33,3	33,4
	2	339,7	559,3	109,0	208,3	32,1	37,3
	3	525,8	341,6	233,3	130,0	44,4	38,1
	4	449,8	435,5	174,5	157,2	38,8	36,1
	5	289,2	169,1	116,3	70,5	40,2	41,7
	6	284,0	410,3	101,6	167,3	35,8	40,8
	7	390,4	569,8	181,3	220,1	46,4	38,6
	8	281,1	371,6	127,5	121,4	45,3	32,7
	9	309,3	260,9	133,2	93,1	43,1	35,7
	10	663,7	594,8	186,4	196,0	28,1	32,9

Tabelle 45: Sauerstoffgehalte [mg l^{-1}] der Varianten (»tief«; »flach«) der einzelnen Sensorentfernungen (A: 0 cm; B: 2,5 cm; C: 5 cm) zu den einzelnen Messzeitpunkten während Versuch 1.

Variante	Sensorentfernung	Pflanze	6.8	8.8	13.8	16.8	20.8	14.9	20.9	4.10	16.10	4.11	8.11
tief	A: 0 cm	1	0	0	0,14	1,1	0,65	0,2	0,18	0,37	0,26	0,24	0,21
		2	0	0	0,41	5,65	0,37	0,42	0,4	0,73	0,5	-	-
		3	-	-	2,15	0,06	0	0,07	0,17	0,16	0,05	0,04	-
		4	-	-	4,16	-	0,98	0	0	0,08	0,01	0,01	0
		5	3,42	-	0,16	1,22	0	0,12	0,04	0,44	0,07	0,14	0,08
		6	1,71	1,56	0,95	0,04	0,18	0	0	0,16	0,01	0,02	0
		7	0,03	0	0,12	0,18	0,09	0,14	0,14	0,39	0,17	0,16	0,14
		8	0	0,31	0,16	0,27	0,17	1,8	0,26	0,51	0,3	0,29	0,26
	B: 2,5 cm	1	0	0	0,37	0,47	0,36	0,41	0,4	0,76	0,48	0,53	-
		2	0	0	0,23	0,31	0,2	0,24	0,24	0,48	0,28	-	-
		3	-	-	0,76	0,09	0,01	-	-	-	-	-	-
		4	-	-	1,85	0,01	0	-	-	-	-	-	-
		5	0,01	0	0,07	5,42	-	0,06	0,12	0,45	0,13	0,12	0,1
		6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		7	0	0	0,09	0,17	0,08	0,12	0,08	0,18	0,1	0,13	0,11
		8	0,07	0,16	0,11	0,15	0,07	0,14	0,13	0,3	-	-	-
	C: 5 cm	1	0	0	0,19	0,28	0,16	0,25	0,24	0,52	0,32	0,3	-
		2	0	0	0,11	0,17	0,08	0,13	0,13	0,52	0,2	-	-
		3	-	-	0,02	0,1	0,02	0,01	0,03	-	0,22	-	-
		4	-	-	0,08	0,08	0	0,21	0,04	0,46	0,06	0,16	0,08
		5	1,09	2,6	0,83	1,0	0,03	-	-	-	-	-	-
		6	0	0	0,07	0,08	0,06	0,1	0,1	0,63	0,06	0,1	0,08
		7	0	0	0,4	0,31	0,16	-	-	-	-	-	-
		8	1,48	0,14	4,13	-	0	0,1	0,02	0,29	0,03	0,08	0,03
flach	A: 0cm	9	0	0	0,13	0,22	0,12	0,18	0,16	-	-	-	-
		10	0	0	0,09	0,13	0,06	0,01	0	0,06	0	0	0
		11	0,22	0,18	0,18	0,27	0,18	0	0	0,04	0	0,01	0,02
		12	-	0	0,07	0,16	0,08	-	-	-	-	-	-
		13	0	0	0	-	0	0	0	4,3	0	0	0
		14	1,78	2,92	0,04	-	-	0	0	2,07	0,08	0	0
		15	-	-	-	-	-	0,06	0,19	0,11	2,52	-	0,13
		16	0	0	0	-	0	0,1	0,69	1,8	4,07	-	-
	B: 2,5 cm	9	0	0	0,1	0,19	0,09	0,22	0,18	0,25	0,14	0,17	0,14
		10	0	0	0,15	0,22	0,14	0,02	0,01	0,51	0	0,23	0,17
		11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		12	0	0	0,26	0,34	0,25	-	-	-	-	-	-
		13	0	0	0	-	0,01	0	0	0	0,07	0,1	0,06
		14	1	2,02	0,69	-	0	0	2,07	0,08	0	0	0
		15	0	0	0	-	-	0,31	0,11	0,09	0,03	0,04	0,02
		16	0	0	0	-	0	0	0	4,6	0	-	-
	C: 5 cm	9	0	0	0	0,17	0,07	-	-	-	-	-	-
		10	0	0	0,11	0,21	0,17	-	-	-	-	-	-
		11	-	0	0,1	0,2	0,1	0	0	0,09	0,03	0,02	0,01
		12	0	0	0,5	0,67	0,52	0	0	0	0	-	-
		13	0,02	0	0	-	0	-	-	-	-	-	-
		14	0	0	0	-	0	-	-	-	-	-	-
		15	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		16	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabelle 46: Extrahierbare Fe²⁺ und Fe³⁺-Gehalte [mg l⁻¹] und prozentualer Anteil von Fe³⁺ [%] der Probestellen 1-6 für die Versuchsansätze »flach« und »tief«

Probestelle	»tief«			»flach«		
	Becken	Extrahierbares Fe ²⁺ und Fe ³⁺	Prozentualer Anteil Fe ³⁺	Becken	Extrahierbares Fe ²⁺ und Fe ³⁺	Prozentualer Anteil Fe ³⁺
1	1	5,9	6,1	9	20,5	62,2
	3	0,5	0,0	10	52,8	55,5
	4	32,8	6,7	11	0,2	0,0
	5	0,6	0,0	12	45,8	52,1
	6	0,2	3,0	13	0,1	0,0
	7	0,4	0,0	14	0,2	0,0
	8	20,8	25,3	15	7,2	16,2
2	1	2,8	8,6	9	34,5	16,2
	3	0,2	0,0	10	7,0	60,8
	4	26,5	0,0	11	0,7	0,0
	5	2,2	10,8	12	3,6	6,9
	6	10,3	33,8	13	1,8	0,0
	7	0,2	0,0	14	1,0	0,7
	8	5,5	9,2	15	0,0	0,0
3	1	2,5	28,8	9	17,4	31,2
	3	0,2	0,0	10	8,5	4,1
	4	1,0	0,0	11	0,2	0,0
	5	1,9	0,0	12	0,8	n.b.
	6	0,2	0,0	13	23,4	25,0
	7	9,2	5,1	14	0,1	5,8
	8	12,9	27,8	15	0,3	0,0
4	1	0,2	0,0	9	38,4	32,1
	3	0,2	0,0	10	12,4	55,1
	4	6,0	23,6	11	1,0	0,0
	5	0,2	0,0	12	1,4	0,6
	6	10,7	7,0	13	0,2	0,0
	7	22,1	21,3	14	4,9	14,1
	8	12,6	11,7	15	0,2	0,0
5	1	0,8	0,9	9	13,6	9,1
	3	0,2	0,0	10	0,2	0,0
	4	0,6	0,0	11	0,2	0,0
	5	0,2	0,0	12	4,3	8,3
	6	0,2	0,0	13	0,5	0,0
	7	8,6	53,6	14	0,7	17,5
	8	n.b.	n.b.	15	0,2	0,0
6	1	n.b.	n.b.	9	18,8	13,7
	3	0,4	0,0	10	12,7	14,5
	4	n.b.	n.b.	11	0,4	0,0
	5	45,8	0,5	12	n.b.	n.b.
	6	0,3	0,0	13	17,6	43,7
	7	19,7	22,6	14	0,2	0,0
	8	n.b.	n.b.	15	0,2	0,0

Tabelle 47: Extrahierbare Fe^{2+} und Fe^{3+} -Gehalte [mg l^{-1}] und prozentualer Anteil von Fe^{3+} [%] der Probestellen 7-12 für die Versuchsansätze »flach« und »tief«

Probenstelle	»tief«			»flach«		
	Becken	Extrahierbares Fe^{2+} und Fe^{3+}	Prozentualer Anteil Fe^{3+}	Becken	Extrahierbares Fe^{2+} und Fe^{3+}	Prozentualer Anteil Fe^{3+}
7	1	0,5	0,0	9	10,5	38,9
	3	0,7	1,0	10	1,1	0,7
	4	0,2	0,0	11	3,4	10,5
	5	16,9	3,4	12	34,5	3,8
	6	6,2	13,6	13	0,1	0,0
	7	0,2	0,0	14	0,2	0,0
	8	29,2	17,2	15	6,2	23,6
8	1	0,7	17,5	9	20,6	38,6
	3	0,4	2,0	10	3,1	15,6
	4	0,9	0,0	11	0,1	5,8
	5	4,1	6,1	12	6,3	5,9
	6	57,7	11,4	13	0,2	0,0
	7	1,5	17,1	14	0,8	0,9
	8	8,3	32,4	15	0,2	0,0
9	1	0,7	1,0	9	14,1	69,8
	3	0,1	0,0	10	13,2	3,6
	4	6,9	3,4	11	2,6	8,9
	5	14,9	19,9	12	0,2	0,0
	6	1,8	20,3	13	4,0	17,3
	7	1,3	9,6	14	0,2	0,0
	8	1,3	9,6	15	2,9	13,3
10	1	0,7	1,0	9	34,3	43,5
	3	0,2	0,0	10	5,4	21,4
	4	9,4	5,1	11	16,8	17,7
	5	5,4	10,8	12	1,4	0,5
	6	0,2	0,0	13	6,5	9,0
	7	15,9	43,7	14	11,9	36,8
	8	23,1	55,2	15	2,5	19,3
11	1	6,6	9,0	9	19,5	44,4
	3	0,4	0,0	10	0,3	0,0
	4	4,1	6,1	11	2,0	29,7
	5	n.s.	n.s.	12	37,6	96,8
	6	0,8	0,9	13	5,5	11,0
	7	0,3	0,0	14	19,0	26,1
	8	n.b.	n.b.	15	2,8	16,9
12	1	n.b.	n.b.	9	46,8	25,5
	3	0,2	0,0	10	14,0	66,7
	4	n.b.	n.b.	11	0,2	0,0
	5	8,5	12,6	12	n.b.	n.b.
	6	1,0	13,2	13	12,6	40,0
	7	19,1	33,4	14	10,4	15,6
	8	n.b.	n.b.	15	3,0	0,2

Tabelle 48: Sauerstoffsättigung im Rhizom [%] der verschiedenen VPD-Regime und Messgänge im zeitlichen Verlauf der einzelnen Pflanzen

VPD-Regime	Messgang	Pflanze	8 Uhr	9 Uhr	10 Uhr	11 Uhr	12 Uhr	13 Uhr	14 Uhr	15 Uhr	16 Uhr	17 Uhr	18 Uhr
0,8	1	1	69,9	69,6	68,3	64,8	69,2	64,3	77,1	99,2	56,7	55,3	55,0
		2	21,4	20,8	34,4	27,1	32,8	141,8	149,4	19,3	18,0	18,6	16,5
		3	3,4	3,9	4,0	3,5	4,6	24,8	24,8	2,8	3,0	-	-
		4	5,0	4,8	8,1	6,9	6,2	25,4	17,8	1,8	1,7	1,4	1,6
		5	69,8	71,0	70,0	66,2	69,7	72,4	107,0	141,9	34,8	65,7	66,1
		6	24,6	25,9	27,6	25,3	32,7	25,4	43,6	47,1	16,2	15,6	14,0
		7	19,4	24,4	22,1	18,1	16,6	15,7	38,2	38,5	9,9	9,8	9,7
		8	2,5	3,1	4,0	3,7	3,3	3,8	19,9	12,8	3,1	3,0	3,1
	2	1	55,3	56,5	57,6	56,1	52,7	50,2	49,3	47,3	50,3	44,4	46,3
		2	17,5	15,8	31,2	20,8	18,5	18,2	21,6	23,2	26,4	20,5	21,6
		3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		4	3,4	4,5	5,0	4,3	2,4	2,0	1,5	1,7	1,6	1,7	1,8
		5	64,4	65,5	66,7	64,9	65,8	65,4	67,5	66,9	29,5	65,1	64,7
		6	11,1	46,2	12,9	12,0	11,5	9,8	10,1	8,2	8,0	7,8	7,9
		7	15,8	16,0	16,9	16,4	14,8	12,7	4,6	10,3	8,2	7,1	8,9
		8	3,3	3,5	3,4	3,1	3,2	3,0	3,1	2,8	3,5	3,8	3,5
1,5	1	1	50,4	49,2	49,9	46,8	90,2	41,7	37,3	35,6	48,8	34,5	33,4
		2	20,4	21,9	18,7	23,9	51,2	35,4	19,5	21,1	19,2	23,6	19,3
		3	7,3	3,7	6,3	6,1	21,4	7,9	5,2	5,0	4,9	7,1	6,8
		4	22,8	23,0	22,5	20,6	38,2	17,0	15,2	12,9	9,9	9,4	8,3
		5	69,7	69,4	71,3	68,6	69,7	61,1	69,6	65,8	66,7	69,2	68,6
		6	10,3	10,2	9,7	9,7	24,4	8,4	6,8	6,4	6,2	7,6	6,7
		7	9,7	9,3	8,6	7,9	7,2	5,6	4,1	3,5	4,2	2,8	3,4
		8	11,1	11,0	11,6	10,0	23,3	10,2	11,7	9,5	9,4	12,7	12,0
	2	1	38,4	37,7	36,8	36,0	33,6	31,8	27,6	26,6	27,5	27,1	26,1
		2	21,9	23,3	23,7	23,4	19,6	20,7	18,1	25,4	36,7	26,8	18,5
		3	7,4	7,0	6,3	6,6	9,0	9,5	6,3	9,0	16,4	10,0	6,3
		4	2,3	4,5	8,1	8,3	7,2	6,5	5,9	4,0	5,6	3,7	2,2
		5	66,6	67,8	69,9	67,1	68,8	68,4	66,3	67,2	68,4	71,4	67,3
		6	7,3	7,3	7,3	6,5	6,6	7,2	4,6	6,0	8,2	8,3	4,5
		7	10,0	8,1	8,6	8,2	7,2	5,9	4,7	3,8	4,6	4,5	3,5
		8	11,1	13,1	13,0	12,5	14,8	12,8	12,5	14,0	20,5	20,5	12,7
1,9	1	1	18,7	19,7	19,0	73,8	63,7	53,2	12,8	11,0	9,8	10,3	9,5
		2	18,4	18,6	19,5	17,9	17,4	19,5	22,2	16,2	19,4	19,8	3,4
		3	6,5	7,0	7,4	6,6	7,2	5,5	7,4	6,6	6,4	8,8	11,3
		4	9,7	9,8	9,9	11,3	14,9	18,1	13,7	19,4	20,0	12,0	19,8
		5	71,5	71,4	70,7	69,4	68,0	68,8	68,3	66,0	68,3	68,5	69,6
		6	4,0	3,8	4,2	4,0	3,8	2,6	2,5	3,1	3,5	4,2	3,9
		7	9,0	8,5	8,5	23,7	7,2	6,8	6,4	6,1	4,8	5,0	4,6
		8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	1	15,7	15,6	15,0	12,3	4,6	8,8	7,7	6,7	6,1	0,9	5,7
		2	23,7	22,6	22,3	23,7	23,5	18,9	25,6	38,5	26,8	27,2	24,9
		3	8,0	8,1	7,8	8,6	8,5	6,2	7,5	8,3	7,5	11,5	9,0
		4	17,4	18,0	17,0	19,1	20,1	21,9	22,0	20,7	1,1	19,2	19,8
		5	67,6	71,1	70,4	70,2	71,3	67,8	68,2	66,0	65,4	67,3	68,3
		6	4,6	4,2	4,1	3,9	3,8	3,8	3,8	3,6	3,9	3,5	3,5
		7	12,1	11,4	11,1	10,3	9,4	8,7	8,4	7,7	6,7	5,0	4,9
		8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabelle 49: Sauerstoffgehalt [mg l⁻¹] im Substrat mit *Typha*-Bepflanzung der verschiedenen VPD-Regime und Messgänge im zeitlichen Verlauf der einzelnen Pflanzen

VPD-Regime	Messgang	Pflanze	8 Uhr	9 Uhr	10 Uhr	11 Uhr	12 Uhr	13 Uhr	14 Uhr	15 Uhr	16 Uhr	17 Uhr	18 Uhr
0,8	1	1	1,67	1,64	1,51	1,21	1,35	1,12	1,60	1,98	0,84	0,38	0,98
		2	2,33	2,01	2,40	1,93	1,69	1,90	2,63	1,00	0,96	1,02	1,05
		3	0,18	0,17	0,46	0,17	0,24	1,70	1,17	0,73	0,16	0,15	0,17
		4	1,07	1,05	1,00	0,81	0,66	1,61	1,40	0,59	0,54	0,55	0,59
		5	4,39	4,56	4,59	3,66	3,86	3,62	4,87	6,36	6,07	3,08	3,18
		6	0,17	0,18	0,18	0,13	0,22	0,13	0,39	0,65	0,13	0,13	0,13
		7	0,19	0,19	0,16	0,12	0,15	0,17	0,61	0,51	0,15	0,15	0,16
		8	0,25	0,35	0,52	0,38	0,37	0,47	2,35	1,18	0,22	0,18	0,19
	2	1	1,62	1,54	1,44	1,26	1,09	0,90	0,85	4,11	0,98	0,20	0,82
		2	1,78	1,83	1,88	1,52	1,12	0,89	0,69	0,55	0,47	0,45	0,48
		3	0,22	0,20	0,22	0,23	0,19	0,17	0,17	0,19	0,16	0,18	0,17
		4	1,11	0,99	0,99	0,72	0,59	0,42	0,36	0,31	0,29	0,30	0,32
		5	4,38	4,48	4,48	3,97	3,31	3,01	2,82	2,84	5,70	5,73	2,91
		6	0,16	0,16	0,15	0,14	0,12	0,13	0,12	0,13	0,13	0,14	0,13
		7	0,19	0,20	0,18	0,18	0,15	0,10	0,14	0,14	0,16	0,15	0,16
		8	0,25	0,27	0,25	0,20	0,17	0,20	0,20	0,22	0,24	0,22	0,21
1,5	1	1	0,55	0,44	0,40	0,34	1,17	0,32	0,18	0,16	0,18	0,19	0,17
		2	2,16	2,11	2,06	1,88	3,80	1,18	0,78	0,72	0,61	0,65	0,63
		3	0,20	0,22	0,20	0,20	0,81	0,27	0,16	0,16	0,15	0,17	0,14
		4	0,71	0,82	0,61	0,44	0,88	0,17	0,12	0,09	0,10	0,11	0,08
		5	0,93	1,23	0,73	0,56	0,24	0,20	0,17	0,16	0,19	0,20	0,19
		6	0,24	0,24	0,24	0,20	1,14	0,17	0,11	0,09	0,11	0,28	0,11
		7	0,19	0,16	0,19	0,17	0,20	0,13	0,15	0,16	0,06	0,15	0,14
		8	0,30	0,26	0,24	0,22	0,34	0,11	0,20	0,19	0,23	0,20	0,21
	2	1	0,49	0,42	0,38	0,33	0,51	0,23	0,16	0,17	0,20	0,21	0,20
		2	2,21	2,14	2,11	1,99	1,68	1,39	1,00	0,85	0,76	0,68	0,68
		3	0,22	0,19	0,19	0,16	0,17	0,15	0,19	0,23	0,25	0,28	0,18
		4	0,44	0,40	0,42	0,38	0,31	0,22	0,20	0,15	0,18	0,22	0,11
		5	0,49	0,45	0,41	0,33	0,22	0,25	0,20	0,19	0,28	0,39	0,21
		6	0,22	0,22	0,20	0,17	0,13	0,14	0,12	0,11	0,14	0,13	0,14
		7	0,20	0,19	0,18	0,19	0,17	0,15	0,14	0,15	0,17	0,18	0,17
		8	0,29	0,29	0,26	0,28	0,21	0,21	0,18	0,21	0,26	0,24	0,20
1,9	1	1	0,31	0,23	0,28	0,22	0,18	0,17	0,15	0,12	0,15	0,18	0,20
		2	1,15	1,57	1,57	1,49	1,23	0,94	0,65	0,44	0,33	0,32	1,78
		3	0,19	0,19	0,19	0,18	0,14	0,14	0,16	0,15	0,15	0,17	0,23
		4	0,37	0,40	0,43	0,37	0,24	0,20	0,14	0,11	0,11	0,13	0,14
		5	0,25	0,25	0,24	0,24	0,23	0,23	0,23	0,21	0,19	0,22	0,20
		6	0,18	0,18	0,20	0,21	0,19	0,18	0,15	0,12	0,12	0,14	0,13
		7	0,21	0,19	0,20	0,18	0,16	0,33	0,16	0,14	0,15	0,15	0,16
		8	0,29	0,25	0,24	0,25	0,23	0,19	0,20	0,16	0,20	0,24	0,23
	2	1	0,39	0,37	0,32	0,25	0,18	0,16	0,18	0,13	0,19	0,17	0,17
		2	2,25	2,23	2,14	1,09	1,81	1,38	0,98	0,65	0,49	0,37	0,38
		3	0,24	0,23	0,20	0,19	0,16	0,16	0,16	0,14	0,16	0,18	0,15
		4	0,66	0,65	0,58	0,58	0,47	0,28	0,10	0,11	0,09	0,09	0,18
		5	0,29	0,27	0,25	0,25	0,29	0,23	0,24	0,17	0,26	0,21	0,22
		6	0,22	0,23	0,25	0,29	0,19	0,16	0,13	0,15	0,12	0,12	0,15
		7	0,24	0,21	0,21	0,68	0,18	0,17	0,17	0,17	0,18	0,16	0,14
		8	0,33	0,33	0,28	0,27	0,25	0,22	0,23	0,22	0,21	0,20	0,23

Tabelle 50: Sauerstoffgehalt [mg l⁻¹] im Substrat ohne *Typha*-Bepflanzung der verschiedenen VPD-Regime und Messgänge im zeitlichen Verlauf der einzelnen Pflanzen

VPD-Regime	Messgang	Pflanze	8 Uhr	9 Uhr	10 Uhr	11 Uhr	12 Uhr	13 Uhr	14 Uhr	15 Uhr	16 Uhr	17 Uhr	18 Uhr
0,8	1	1	0,31	0,27	0,34	0,20	0,53	0,55	0,53	0,51	0,08	0,92	0,82
		2	0,17	0,18	0,19	0,15	0,16	0,36	0,58	0,16	0,17	0,16	0,17
		3	0,21	0,22	0,25	0,17	0,25	0,19	0,97	0,18	0,17	0,17	0,19
		4	0,33	0,30	0,37	0,28	0,26	0,27	0,29	0,40	0,30	0,29	0,32
		5	0,18	0,20	0,20	0,13	0,16	0,23	0,83	0,69	0,16	0,15	0,15
		6	0,26	0,26	0,26	0,22	0,31	0,23	0,63	0,79	0,21	0,22	0,23
		7	0,40	0,50	0,69	0,45	0,51	0,53	0,24	0,69	0,38	0,41	0,43
		8	0,34	0,36	0,39	0,32	0,26	0,33	0,94	0,73	0,32	0,31	0,31
	2	1	0,65	0,62	0,61	0,32	0,65	0,76	0,52	0,31	0,26	0,05	0,06
		2	0,19	0,18	0,19	0,14	0,12	0,15	0,16	0,17	0,16	0,16	0,17
		3	0,21	0,21	0,20	0,11	0,18	0,14	0,15	0,18	0,18	0,19	0,20
		4	0,40	0,44	0,39	0,25	0,25	0,32	0,35	0,35	0,33	0,33	0,33
		5	0,18	0,16	0,14	0,14	0,13	0,14	0,11	0,13	0,15	0,16	0,15
		6	0,26	0,26	0,24	0,22	0,28	0,24	0,22	0,24	0,22	0,52	0,24
		7	0,38	0,49	0,49	0,48	0,44	0,44	0,41	0,37	0,44	0,38	0,43
		8	0,36	0,36	0,47	0,30	0,27	0,30	0,32	0,33	0,32	0,31	0,32
1,5	1	1	0,05	0,03	0,02	0,02	0,71	0,06	0,04	0,03	0,04	0,05	0,04
		2	0,18	0,18	0,18	0,14	0,70	0,17	0,14	0,69	0,14	0,14	0,15
		3	0,19	0,18	0,18	0,19	0,86	0,21	0,14	0,14	0,14	0,19	0,17
		4	0,38	0,75	0,35	0,36	1,00	0,35	0,34	0,30	0,31	0,32	0,29
		5	0,16	0,15	0,15	0,15	0,11	0,15	0,10	0,10	0,16	0,13	0,12
		6	0,25	0,26	0,22	0,21	0,96	0,15	0,20	0,15	0,19	0,22	0,19
		7	0,47	0,45	0,40	0,46	0,47	0,43	0,43	0,32	0,37	0,39	0,43
		8	0,37	0,55	0,34	0,29	0,28	0,28	0,29	0,29	0,26	0,30	0,31
	2	1	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,80	0,03	0,03	0,05	0,05	0,03
		2	0,19	0,18	0,17	0,17	0,15	0,15	0,12	0,67	0,16	0,15	0,16
		3	0,20	0,17	0,18	0,18	0,17	0,12	0,14	0,19	0,22	0,27	0,16
		4	0,40	0,39	0,34	0,32	0,35	0,32	0,38	0,41	0,42	0,52	0,34
		5	0,18	0,17	0,17	0,18	0,13	0,08	0,10	0,10	0,14	0,17	0,13
		6	0,26	0,25	0,25	0,25	0,20	0,17	0,22	0,20	0,21	0,22	0,23
		7	0,40	0,48	0,46	0,46	0,42	0,42	0,40	0,38	0,46	0,53	0,52
		8	0,38	0,36	0,35	0,35	0,31	0,34	0,31	0,33	0,34	0,31	0,32
1,9	1	1	0,44	0,34	0,01	0,02	0,02	0,03	0,05	0,01	0,02	0,04	0,04
		2	0,18	0,17	0,15	0,16	0,15	0,15	0,16	0,14	0,14	0,14	0,14
		3	0,22	0,19	0,20	0,18	0,18	0,16	0,14	0,16	0,15	0,18	0,21
		4	0,33	0,34	0,34	0,36	0,35	0,34	0,36	0,31	0,34	0,33	0,43
		5	0,16	0,15	0,15	0,14	0,13	0,12	0,12	0,10	0,19	0,13	0,12
		6	0,25	0,26	0,23	0,23	0,22	0,21	0,21	0,18	0,19	0,05	0,22
		7	0,40	0,48	0,46	0,43	0,43	0,41	0,42	0,43	0,35	0,41	0,31
		8	0,37	0,34	0,32	0,32	0,32	0,27	0,28	0,25	0,31	0,33	0,31
	2	1	0,05	0,04	0,02	0,03	0,03	0,01	0,03	0,03	0,04	0,05	0,04
		2	0,21	0,20	0,19	0,19	0,16	0,12	0,16	0,14	0,17	0,16	0,15
		3	0,51	0,50	0,47	0,47	0,41	0,43	0,33	0,36	0,42	0,43	0,40
		4	0,45	0,43	0,41	0,41	0,38	0,43	0,32	0,32	0,34	0,36	0,41
		5	0,16	0,16	0,14	0,13	0,11	0,12	0,08	0,08	0,12	0,11	0,11
		6	0,27	0,23	0,26	0,24	0,22	0,20	0,21	0,22	0,22	0,20	0,24
		7	0,29	0,41	0,50	0,45	0,47	0,40	0,37	0,43	0,35	0,38	0,40
		8	0,40	0,38	0,37	0,35	0,34	0,37	0,32	0,32	0,32	0,29	0,33

Tabelle 51: Sauerstoffgehalte [mg l⁻¹] der VPD-Regime (0,8 kPa; 1,5 kPa; 1,9 kPa) in den mit Micropur unbehandelten und behandelten Varianten zu den Messzeitpunkten während Messzyklus 1 (ohne Sauerstoff-austreibung mit Stickstoff)

VPD-Regime	Micropur	8 UHR	10 UHR	13 UHR	16 UHR
0,8	unbehandelt	2,24	2,52	2,40	1,70
		4,44	3,84	3,79	4,26
		0,90	0,47	0,79	0,91
		4,48	4,91	4,00	4,02
		2,22	1,87	1,15	1,14
		3,19	3,37	1,35	2,57
		4,96	5,21	5,42	4,72
		4,87	5,08	4,60	5,05
	behandelt	3,78	3,58	3,97	4,45
		4,37	4,66	4,12	4,48
		6,55	5,09	5,35	5,48
		6,63	6,39	5,98	5,82
		5,13	4,89	4,90	5,15
		4,76	4,97	3,56	4,67
		2,13	2,54	3,89	2,87
		4,38	4,65	3,41	5,12
1,5	unbehandelt	1,66	2,67	2,33	4,33
		3,07	2,49	2,69	2,11
		1,52	1,34	0,47	0,95
		2,67	3,11	3,33	1,00
		0,79	0,97	0,58	0,90
		1,32	2,06	1,83	2,78
		2,79	4,81	3,38	5,20
		3,28	3,95	4,61	3,88
	behandelt	3,15	3,29	3,23	3,71
		4,02	4,02	4,00	5,27
		5,21	5,20	4,78	6,43
		4,51	4,52	4,13	5,98
		5,66	5,53	5,04	5,05
		3,91	4,33	3,48	3,83
		3,52	3,27	2,83	3,76
		2,38	4,25	3,61	4,47
1,9	unbehandelt	2,92	2,26	1,64	1,87
		1,44	3,49	2,89	4,34
		1,42	1,37	0,60	0,99
		4,30	3,88	2,97	3,36
		1,65	1,74	1,05	1,62
		2,85	2,55	1,80	3,10
		5,05	4,88	5,11	5,84
		4,21	4,66	4,47	5,29
	behandelt	3,46	3,44	4,11	4,27
		4,56	4,59	4,50	6,21
		6,93	5,43	5,10	6,57
		6,62	5,88	5,37	6,26
		5,72	5,51	4,96	5,08
		4,51	4,17	2,86	5,03
		3,74	3,28	3,95	2,75
		4,81	4,55	5,17	4,77

Tabelle 52: Sauerstoffgehalte [mg l^{-1}] der VPD-Regime (0,8 kPa; 1,5 kPa; 1,9 kPa) in den mit Micropur unbehandelten und behandelten Varianten zu den Messzeitpunkten während Messzyklus 2 (erste Sauerstoff-austreibung mit Stickstoff)

VPD-Regime	Micropur	8 UHR	10 UHR	13 UHR	16 UHR
0,8	unbehandelt	0,72	1,13	1,21	1,17
		1,11	1,14	0,55	0,90
		0,48	0,57	0,53	0,39
		0,09	0,13	0,31	0,22
		1,01	1,08	0,81	1,02
		0,55	0,59	0,51	0,78
		2,05	1,87	2,32	2,33
		1,15	0,90	1,03	2,08
	behandelt	1,01	1,44	1,12	1,13
		3,90	3,99	2,65	3,11
		3,54	3,18	3,20	3,50
		2,11	2,39	2,29	3,04
		2,11	2,51	1,99	2,20
		1,11	1,59	0,79	0,76
		0,98	1,46	1,25	1,12
		1,72	1,91	0,96	1,44
1,5	unbehandelt	1,09	0,94	1,79	2,97
		0,69	0,53	0,54	1,25
		0,40	0,39	0,54	0,38
		0,42	0,40	0,56	0,60
		1,19	1,03	0,88	0,99
		0,48	0,74	0,98	1,01
		1,69	2,48	3,45	3,36
		1,60	1,37	1,89	2,88
	behandelt	0,92	1,30	1,07	1,04
		4,06	3,89	3,31	4,04
		4,85	2,69	4,14	4,03
		5,72	3,99	4,09	4,54
		3,79	3,52	3,38	3,47
		1,84	1,19	1,56	1,40
		1,20	0,83	2,13	1,38
		2,54	2,18	1,24	2,12
1,9	unbehandelt	3,02	2,56	2,35	2,48
		0,54	0,42	0,50	1,06
		0,70	0,35	0,50	0,27
		0,40	0,41	0,47	0,51
		1,36	1,24	0,88	0,79
		0,75	0,64	0,86	1,00
		1,92	2,49	4,50	3,95
		1,83	1,69	1,99	2,51
	behandelt	0,89	1,27	0,69	0,78
		3,88	4,14	3,51	4,10
		4,45	3,26	3,56	3,90
		5,94	4,66	4,57	4,84
		4,36	4,15	1,67	4,03
		1,97	1,39	1,67	1,42
		1,27	0,74	0,83	1,44
		2,22	2,07	0,83	2,04

Tabelle 53: Sauerstoffgehalte [mg l⁻¹] der VPD-Regime (0,8 kPa; 1,5 kPa; 1,9 kPa) in den mit Micropur unbehandelten und behandelten Varianten zu den Messzeitpunkten während Messzyklus 3 (zweite Sauerstoff-austreibung mit Stickstoff)

VPD-Regime	Micropur	8 UHR	10 UHR	13 UHR	16 UHR
0,8	unbehandelt	0,36	0,88	0,47	0,18
		0,10	0,63	0,08	0,07
		0,12	0,12	0,09	0,09
		0,06	0,07	0,16	0,08
		0,07	0,06	0,05	0,05
		0,11	0,16	0,03	0,02
		0,12	0,13	0,08	0,07
		0,60	0,42	0,55	1,56
	behandelt	0,13	0,16	0,15	0,08
		0,27	0,47	0,82	0,97
		0,76	0,79	0,55	1,56
		2,62	1,89	1,20	2,72
		1,57	2,07	1,82	1,71
		0,31	0,54	0,13	0,18
		0,16	0,34	0,48	0,33
		0,37	0,21	0,13	0,06
1,5	unbehandelt	0,09	0,22	0,16	1,24
		0,11	0,09	0,09	0,09
		0,20	0,21	0,15	0,13
		0,06	0,06	0,05	0,07
		0,07	0,07	0,05	0,05
		0,17	0,11	0,04	0,30
		0,12	0,09	0,08	0,12
		0,24	0,22	0,88	1,16
	behandelt	0,13	0,14	0,10	0,37
		0,16	0,24	0,76	1,39
		0,92	0,49	1,44	1,42
		1,74	1,43	1,46	2,15
		1,23	0,83	0,15	1,58
		0,11	0,08	0,74	0,26
		0,10	0,35	0,74	0,11
		0,12	0,09	0,14	0,17
1,9	unbehandelt	0,26	0,11	0,18	0,15
		0,16	0,09	0,07	0,38
		0,12	0,10	0,07	0,06
		0,06	0,08	0,05	0,08
		0,04	0,04	0,05	0,03
		0,19	0,05	0,02	0,03
		0,22	0,18	0,14	0,24
		0,75	0,20	0,30	0,61
	behandelt	0,08	0,24	0,13	0,07
		0,40	0,36	1,52	0,58
		0,44	0,34	1,40	1,01
		0,28	0,83	1,60	1,41
		1,05	0,72	0,98	0,57
		0,06	0,14	0,35	0,27
		0,08	0,47	0,34	0,16
		0,30	0,05	0,22	0,04

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst habe und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Ferner erkläre ich, dass ich weder an der Universität Ulm, noch anderweitig mit oder ohne Erfolg versucht habe eine Dissertation einzureichen bzw. mich einer Doktorprüfung zu unterziehen.

Norbert Gäng

Lebenslauf

Persönliche Angaben

Name: Norbert Josef Gäng
Geburtsdatum: 19.02.1977
Geburtsort: Biberach a. d. Riss

Vater: Hermann Josef Gäng
verstorben am 9. Sept. 1987
Mutter: Hedwig Gäng geb. Kloos

Schulische Ausbildung

1983-1987 Grundschule Bad Buchau
1987-1996 Besuch des Studienkollegs St. Johann (Gymnasium) in
Blönried bei Aulendorf; Schulabschluss mit Abitur im
Juni 1996.

Zivildienst

1996-1997 beim Malteser Hilfsdienst in Altshausen

Hochschulausbildung

Oktober 1997 Beginn des Studiums der Biologie an der Universität Ulm
Mai 2000 Diplom – Vorprüfung Biologie
März 2003 Erlangen des akademischen Grades Diplom-Biologe

Thema der Diplomarbeit:
„Unterschiede in einem *Typha angustifolia*-Bestand entlang
eines Wassergradienten am Kuibyshev Stausee
(Republik Tatarstan, Russland)“

April 2003 Beginn der Promotionsarbeit
Thema:
„Sauerstoffdynamik im Wurzelraum von *Typha angustifolia*“

Norbert Gäng